Recreatie en biodiversiteit in balans

Een ruimtelijke benadering van functiecombinaties

R. Pouwels
C.C. Vos

Alterra-rapport 227

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001

REFERAAT

Pouwels, R. en C.C. Vos, 2001. *Recreatie en biodiversiteit in balans: een ruimtelijke benadering van functiecombinaties*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 227. 68 blz. 16 fig.; 14 tab.; 52 ref.

Het Nederlandse beleid is erop gericht natuurgebieden zoveel mogelijk open te stellen voor recreatieve doeleinden. Het combineren van recreatieve en natuurkwaliteitsdoelstellingen vraagt om een goede balans. In deze studie is een ruimtelijke populatiedynamische benadering gevolgd. De effecten van recreatie en de effectiviteit van recreatiezonering zijn verkend in het licht van de duurzame overleving van populatienetwerken.

Trefwoorden: recreatie, biodiversiteit, beleidsinstrument, beheer, verstoring, versnippering, Amsterdamse Waterleidingduinen, natuur, natuurbeheer, zonering.

De meningen, conclusies en aanbevelingen in dit rapport zijn de verantwoordelijkheid van de auteurs en reflecteren niet zonder meer het standpunt van Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 51,00 (€ 23) over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 227. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

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

Projectnummer SEI-10329.01 [Alterra-rapport 227/HM/08-2001]

Inhoud

Woord vooraf 5

Dankwoord 7

Samenvatting 9

1 Inleiding 11
1.1 Recreatie en natuurkwaliteit 11
1.2 Een ruimtelijke benadering: netwerkpopulaties en recreatiezonering 11
1.3 Afbakening 12
1.4 Leeswijzer 13

2 Theoretisch kader 15
2.1 Inleiding 15
2.2 Doorwerken effecten verstoring van individuen naar netwerkpopulaties 15
2.2.1 Individuniveau 15
2.2.2 Lokaal populatieniveau 16
2.2.3 Netwerkpopulatieniveau 17

3 Stand van de kennis 21
3.1 Afbakening 21
3.2 Effecten van verstoring 21
3.2.1 Opvliegafstanden 22
3.2.2 Lagere dichtheden 23
3.2.3 Afname reproductiesucces 25
3.2.4 Toename energieverbruik en foerageertijd 26
3.3 Conclusies effecten verstoring 28

4 Casestudie Amsterdamse Waterleidingduinen 31
4.1 Inleiding 31
4.2 Methodiek 32
4.3 Resultaten 34
4.3.1 Recreatiedruk 34
4.3.2 Draagkracht en reproductie per lokale populatie 36
4.3.3 Levensvatbaarheid ‘open duinvogel’ 37
4.3.4 Kans op voorkomen en aantallen per lokale populatie 37
4.4 Kanttekeningen en Conclusies casestudie 40
4.4.1 Kanttekeningen bij de model voorspellingen 40
4.4.2 Conclusies 42

5 Aanbevelingen 45
5.1 Aanbevelingen met betrekking tot zoneringsinstrument 45
5.2 Aanbevelingen met betrekking tot kennislacunes 46

Literatuur 49

Bijlagen

B1 Methodiek casestudie 55
B2 Deelresultaten bij bepaling lokale populaties. 63
B3 Wijzigingen padenstelsel voor zoneringsscenario 65

Woord vooraf

Voor u ligt het resultaat van een verkenning naar de balans tussen recreatie en natuurkwaliteit. Zoals blijkt uit de Rijksnota Natuur voor mensen, mensen voor natuur (LNV 2000), zijn natuurkwaliteit en recreatief gebruik in toenemende mate gelijkwaardige beleidsdoelen. Alterra voorziet een toenemende behoefte aan beleidsinstrumenten waarmee beheerders kunnen bepalen hoe hoog de recreatiedruk in een natuurgebied kan zijn en hoe deze het best ruimtelijk verdeeld kan worden, teneinde de doelen voor recreatie en natuur duurzaam te combineren.

Dit was voor Alterra aanleiding om Strategisch Expertise Onderzoek in te zetten op dit onderwerp. Hierbij stond de vraag centraal of er voldoende kennis aanwezig is om een verantwoorde balans te kunnen vinden tussen de groeiende recreatiebehoefte en natuurkwaliteit. Daarnaast zijn in een casestudy de mogelijkheden verkend in hoeverre de bij Alterra ontwikkelde ruimtelijke modellen METAPHOR en SmallSteps inzetbaar zijn voor het beantwoorden van recreatiezonerings vraagstukken.

Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GWA) onderschrijft de behoefte om als natuurbeheerder verantwoorde afwegingen te kunnen maken tussen openstelling van het duingebied en het behoud van natuurkwaliteit. Het onderzoek is daarom in samenwerking met GWA uitgevoerd. GWA heeft gegevens beschikbaar gesteld voor de casestudy in de Amsterdamse Waterleidingduinen en deze studie ook mede gefinancierd. Daarnaast heeft de GWA zich ingezet om deze problematiek onder de aandacht te krijgen van het gemeenschappelijke duinbeheerdersoverleg.

Inmiddels heeft de verkennende studie geleid tot het verder uitwerken van een recreatie zoneringsinstrument voor de duinen, waarin zowel het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij als een aantal Duinbeheerders samenwerken.

Hiermee wordt een belangrijke stap gezet in het vinden van een verantwoorde balans tussen duurzame natuurkwaliteit en het tegemoet komen aan de toenemende behoefte van mensen om tot rust te komen in onze natuurgebieden.

Professor Paul Opdam
Senior Onderzoeker Onderzoeksstrategie en Innovatie, Alterra

Dankwoord

Michiel Hootsmans en Antje Ehrenburg van Gemeentewaterleidingen Amsterdam hebben middels uitgebreid commentaar bijgedragen aan de kwaliteit en leesbaarheid van deze tekst. Daarnaast willen we Hans Baveco, Albert Beintema, René Henkens, René Jochem en Harold Kuipers van Alterra bedanken voor hun bijdrage aan de modelsimulaties.

Samenvatting

Het Nederlandse beleid is erop gericht natuurgebieden zo veel mogelijk open te stellen voor recreatieve doeleinden. In het ruimtelijke beleid vragen natuur en recreatie beiden om meer ruimte en zijn daarmee partners. Recreatie kan echter ook een extra stressfactor betekenen voor kleine en versnipperde populaties. Hierdoor kan de duurzame instandhouding van soorten in gevaar komen. Het combineren van recreatieve en natuurkwaliteitsdoelstellingen vraagt daarom om een goede balans:

Het is nodig in te kunnen schatten hoe hoog de recreatiedruk in een gebied mag worden, en hoe deze ruimtelijk verdeeld moet worden, teneinde de doelen voor recreatie en natuur duurzaam te realiseren.

In deze studie is een ruimtelijke populatiedynamische benadering van de balans tussen recreatie en natuurkwaliteit gevolgd. De effecten van recreatie en de effectiviteit van recreatiezonering zijn verkend in het licht van de duurzame overleving van populatienetwerken.

De potenties van een recreatie zoneringsinstrument zijn verkend in een casestudie met gegevens uit de Amsterdamse Waterleidingduinen voor een fictieve soort: de 'open duinvogel'. Op Alterra zijn enkele modellen ontwikkeld die het effect van verstoring kunnen doorvertalen naar de (netwerk)populatie als geheel. Met het model SmallSteps wordt de recreatiedruk over de wandelpaden onder verschillende zoneringsscenario's voorspeld. Het model METAPHOR voorspelt vervolgens de invloed van de verstoring op de duurzame overleving van een soort. Verstoring door recreatie is vertaald van het aantal recreanten op een wandelpad naar een verminderde dichtheid en een verminderd reproductiesucces in zones langs de wandelpaden. Deze verstoringseffecten sluiten aan bij de effecten die in de literatuurstudie zijn gevonden.

De casestudie laat zien dat het met modelsimulaties mogelijk is om inzicht te krijgen hoe effecten van verstoring op het niveau van het individu en de lokale populatie, doorwerken op het niveau van de netwerkpopulatie als geheel.

Hoewel de modelresultaten niet als absolute voorspellingen gezien mogen worden, is het mogelijk om verschillende scenario's onderling met elkaar te vergelijken. De verkenning laat zien dat zonering van recreatie bij kan dragen aan de duurzame instandhouding van de 'open duinvogel'. Het vergelijken van modelscenario's onderling is een goed hulpmiddel bij het bepalen van de optimale recreatiezonering in natuurgebieden. Voor een evenwichtige afweging van recreatiezonering is het echter wel nodig om ook de effecten voor soorten van andere belangrijke habitattypen in het duingebied mede in beschouwing te nemen, zoals bijvoorbeeld een 'struweelvogel' en een 'bosvogel'.

Tenslotte kan uit de casestudie geconcludeerd worden dat recreatie zonering de recreant niet alleen beperkingen oplegt maar ook kan bijdragen aan de

belevingskwaliteit van het duinlandschap. De kans dat recreanten een veldleeuwerik of andere open duinvogel zullen tegenkomen wordt hoger, ondanks het feit dat er minder gebieden toegankelijk zijn.

Hoewel het met de huidige kennis mogelijk is om een bruikbaar recreatie zoneringsinstrument te ontwikkelen, zijn op basis van de literatuurstudie enkele belangrijke kennislacunes geconstateerd in de interactie tussen recreatie en verstoring. Onderstaande aanbevelingen voor onderbouwend onderzoek en kennisintegratie kunnen bijdragen aan het verder verbeteren van de kwaliteit van het beleidsinstrumentarium.

De meeste studies blijven beperkt tot het individuniveau. De stap van verlaging dichtheden en vermindering reproductieproces naar effecten op de overleving van de netwerkpopulatie als geheel wordt niet gemaakt. Hierdoor is het niet duidelijk bij welke recreatiedruk recreatie een probleem vormt voor de duurzame overleving van de soort. De casestudie van de 'open duinvogel' is een illustratie van een dergelijke aanpak.

Er is een integratie van kennis nodig van soortsniveau naar soortgroepen met vergelijkbare gevoeligheid voor recreatie en extrapolatie van resultaten naar andere gebieden. Hiertoe is in de case studie reeds een aanzet gegeven door te spreken van een 'open duinvogel'.

Er is onderzoek nodig naar de verstoringseffecten van verschillende aspecten van recreatie, zoals type recreatie, groepsgrootte, moment in het seizoen, tijdstip op de dag e.d.. Op basis van dergelijk onderzoek kan een geschikte verstoringsgraadmeter worden ontwikkeld.

Er is behoefte aan de verdere kwantificering van de correlatie tussen de recreatiedruk (de dosis) en de verminderde dichtheden (het effect). Hoewel er in vele studies een negatief effect van recreatiedruk op broedvogels is aangetoond, ontbreekt een duidelijke relatie tussen de hoeveelheid recreatie en de zwaarte en reikwijdte van de effecten op broedvogels. Hierdoor bestaat er onzekerheid over hoe ver de verstoring reikt.

Er bestaat nog onvoldoende inzicht in de achterliggende causale mechanismen die de negatieve effecten van recreatie verklaren. De beschikbaarheid van voedsel en de uitwijkmogelijkheden naar onverstoorde gebieden zijn factoren die naast de verstoring door recreatie mede bepalend zijn voor het reproductieproces. Een beter begrip hoe deze factoren op elkaar inwerken kan bijdragen aan de afwegingen tussen ruimte geven aan recreatie enerzijds en het afdoende beschermen van de natuurwaarden anderzijds.

De meeste studies hebben betrekking op vogels, terwijl er wel degelijk aanwijzingen zijn dat ook andere soortgroepen, zoals zoogdieren, nadelige effecten van recreatie ondervinden. Ook die verdienen dus meer aandacht.

1 Inleiding

1.1 Recreatie en natuurkwaliteit

Een toenemend aantal recreanten bezoekt natuurgebieden op steeds meer momenten in de week en het jaar. De variatie aan recreatievormen neemt eveneens toe: wandelaars delen de natuur met mountainbikers, joggers, fietsers, ruiters en hondenuitlaters (Ministerie LNV, 1994 2000). Recreanten willen meer avontuur, en zoeken die naar verwachting steeds vaker buiten de paden. Bovendien is het Nederlandse beleid erop gericht natuurgebieden zo veel mogelijk open te stellen voor recreatieve doeleinden (Ministerie LNV 2000, Staatsbosbeheer, 1999, Vereniging Natuurmonumenten, 1999).

Natuur en recreatie vragen beiden in het ruimtelijk beleid om meer ruimte en zijn daarmee partners. Recreanten vragen om meer oppervlakte en meer samenhang, het behoud van waardevolle soorten in een sterk versnipperd landschap vraagt dat eveneens. Recreatie kan echter ook een extra stressfactor betekenen voor kleine en versnipperde populaties. De natuur in Nederland staat reeds onder druk door versnippering en achteruitgang van de milieukwaliteit door onder andere verdroging en verzuring. Wanneer soorten gevoelig zijn voor verstoring is dit een extra drukfactor die moet worden opgevangen. Nederland kent een hoge prioriteit toe aan behoud en herstel van de natuurkwaliteit, en formuleert kwantitatieve doelen, aan de hand van duurzame populaties doelsoorten (Ministerie LNV, 1990, Bal *et al.*, 1995, Gemeentewaterleidingen, 1992).

Het combineren van recreatieve en natuurkwaliteitsdoelstellingen vraagt om een goede balans:
Het is nodig in te kunnen schatten hoe hoog de recreatiedruk in een gebied mag worden, en hoe deze ruimtelijk verdeeld moet worden, teneinde de doelen voor recreatie en natuur duurzaam te realiseren.

1.2 Een ruimtelijke benadering: netwerkpopulaties en recreatiezonering

In veel natuurgebieden wordt de recreatie reeds ruimtelijk gereguleerd met stille, intermediair belaste en drukke zones. Ofschoon er in het verleden veel onderzoek rond deze problematiek is verricht (zie ondermeer de overzichtsstudies van Henkens, 1998, Hill *et al.*, 1997, van Zoest, 1994) biedt de huidige stand van de kennis de beheerder onvoldoende houvast; hierop zal in dit rapport nader worden ingegaan. Met de huidige kennis is het voor een beheerder niet goed mogelijk om na te gaan of de openstelling van natuurterreinen, zeker gezien de toename van het aantal bezoekers aan natuurterreinen, de natuurkwaliteit in gevaar brengt. Bovendien zijn de effecten van nieuwe recreatievormen en de invloed van een andere verdeling van recreatie over de week en het jaar niet bekend. Soorten verschillen sterk in de mate van kwetsbaarheid voor recreatie. We weten echter niet hoeveel recreatiedruk

verschillende dieren kunnen verdragen zonder in aantal achteruit te gaan. Als populatienetwerken sterk genoeg zijn, kunnen deelgebieden een hoge druk weerstaan zonder dat de soort gevaar loopt. Verstoorde deelgebieden kunnen immers door populaties in weinig verstoorde gebieden binnen het netwerk op peil gehouden worden. Grotere eenheden natuur en een goede ruimtelijke samenhang van natuurgebieden zijn dan extra belangrijk.

Deze verkennende studie richt zich op effecten van recreatie voor zover deze invloed hebben op de overleving van populaties van soorten in natuurgebieden. Het gaat hierbij om effecten van verstoring op individu-niveau, die doorwerken op de overleving van de netwerkpopulatie als geheel. Bij het bekijken van deze effecten op het duurzaam voorkomen van soorten heeft de grootte van het leefgebied en de ruimtelijke samenhang tussen leefgebieden een grote invloed. Wanneer de netwerkpopulatie niet in gevaar komt hoeft een zekere mate van verstoring zeker geen probleem te zijn. Juist omdat de recreatieve en de natuurfunctie van natuurgebieden beide belangrijk zijn, gaat het om de vraag bij welke mate van verstoring de overleving van de soort in gevaar komt. Met deze specifieke ruimtelijke, populatiedynamische vraagstelling is de huidige stand van de kennis bekeken.

De volgende vragen staan hierbij centraal:

Welke recreatiedruk brengt de duurzame instandhouding van soorten in gevaar?

Is het mogelijk om met zonering tot een optimale balans van recreatie en biodiversiteit te komen?

1.3 Afbakening

Deze verkennende studie beperkt zich tot recreatieve activiteiten op het land. De effecten van waterrecreatie op bijvoorbeeld watervogels, waar relatief veel onderzoek naar is gedaan (zie onder meer Henkens, 1995, Hill *et al.,* 1997), zijn daardoor buiten beschouwing gelaten. Verder heeft de studie zich beperkt tot verstoring; allerlei andere mogelijke negatieve effecten van recreatie, zoals betreding (planten), vervuiling en dergelijke worden buiten beschouwing gelaten.

De verkenning heeft zich primair op vogels gericht. Het merendeel van het tot nu toe verrichte verstoringsonderzoek heeft betrekking gehad op vogels. Hierdoor is de proceskennis over de effecten van verstoring het best bekend voor vogels, zodat deze soortgroep zich het beste leent voor een kwantificering van de interactie tussen verstoring en versnippering. Bovendien worden duidelijke negatieve effecten gevonden, zodat het aannemelijk lijkt dat vogels relatief gevoelig zijn voor verstoring.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt in een theoretisch kader uiteengezet hoe recreatie doorwerkt van het individu-niveau naar de overleving van netwerkpopulaties. Vanuit dit theoretisch kader wordt in hoofdstuk 3 een overzicht gegeven van de huidige stand van de kennis op dit gebied. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een overzicht van de voornaamste kennislacunes. In hoofdstuk 4 wordt het theoretisch kader uitgewerkt met een casestudie voor een 'open duinvogel' in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Met behulp van twee simulatiemodellen, SmallSteps en METAPHOR is geïllustreerd hoe recreatie en versnippering van leefgebieden op elkaar inwerken. Vervolgens is in een scenario verkend hoe recreatiezonering bij kan dragen aan een optimale combinatie van functies.

2 Theoretisch kader

2.1 Inleiding

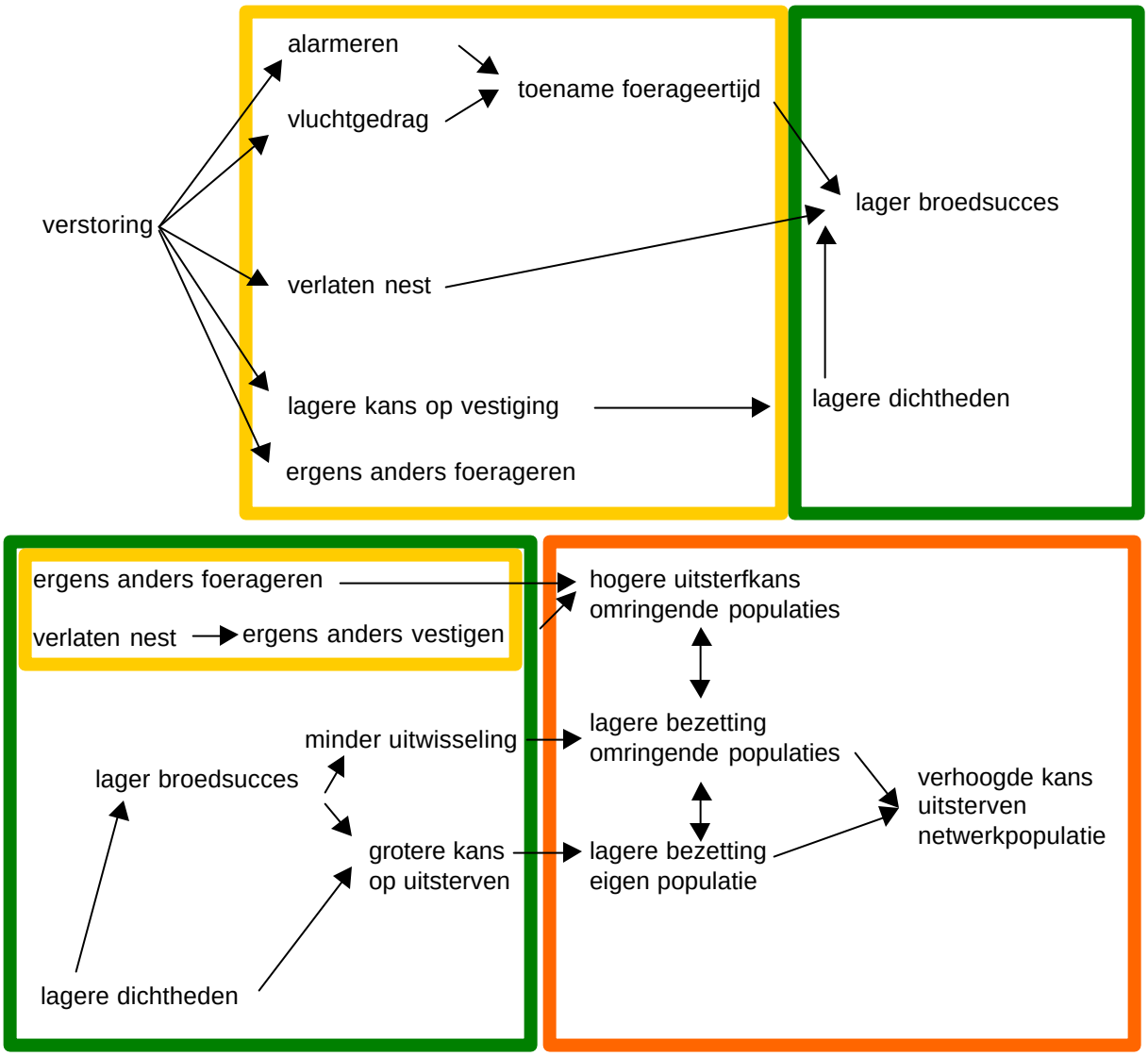
In de meeste studies naar het effect van verstoring op dieren wordt verstoring gemeten aan effecten op individuniveau, zoals reproductiesucces, opvlieg- of vluchtafstand en toename foerageertijd. De kwaliteit van de natuur is echter niet goed meetbaar op het niveau van individuen. Voor de kwaliteit van de natuur is het belangrijk om te bepalen of een populatie als geheel in een gebied kan overleven. In het beleid wordt de kwaliteit van de natuur dan ook gemeten aan het al dan niet duurzaam voorkomen van soorten in een gebied. Omdat verstoring werkt op het niveau van individuen en de kwaliteit van de natuur wordt bepaald op het niveau van het voorkomen en dichtheden (abundantie) van soorten is het noodzakelijk om het effect van verstoring door te vertalen van het niveau van individuen naar het niveau van overleving van (netwerk)populaties.

2.2 Doorwerken effecten verstoring van individuen naar netwerkpopulaties

Op basis van literatuurgegevens en kennis van populatieprocessen is een theoretisch kader uitgewerkt om het effect van verstoring te kunnen meten op netwerkpopulatieniveau. Dit theoretisch kader zal met behulp van modelstudies (zie casestudie) en veldstudies verder uitgewerkt en aangescherpt moeten worden. De processen die in dit theoretisch kader aangegeven worden, zullen niet voor alle soorten gelden en in elke situatie, maar geven een algemeen beeld van het effect van verstoring binnen populaties. Voor het gemak wordt in dit voorbeeld gesproken over vogels, maar de meeste processen zijn vertaalbaar naar andere soortgroepen. De meest gevoelige periode van soorten is het voortplantingsseizoen. Deze periode wordt uitgewerkt binnen het theoretisch kader en is schematisch weergegeven in figuur 2.1.

2.2.1 Individuniveau

Verstoring beïnvloedt soorten in hun gedrag. Een hoge mate van verstoring kan ervoor zorgen dat een individu zich niet vestigt in een gebied of, indien hij al gevestigd is, dat een individu besluit om een gebied te verlaten. Wanneer een individu gevestigd is en besluit te blijven zal een individu bij verstoring vluchtgedrag vertonen en tijd besteden aan alarmering. Hierdoor zal het individu niet kunnen foerageren, terwijl het gedrag juist extra energie vraagt. Het individu zal dus op een ander tijdstip of in een ander gebied, extra moeten gaan foerageren. Sommige dagen zal hij hier nog voldoende tijd voor hebben, maar andere dagen zal de tijd beperkend zijn en wordt er te weinig voedsel verzameld.



Figuur 2.1 Schematische weergave van doorvertaling van het effect van verstoring naar het niveau van netwerkpopulaties. In de gele vakken zijn de processen op het niveau van individuen weergegeven, in de groene vakken de processen op het niveau van lokale populaties en in het oranje vak de processen op het niveau van netwerkpopulaties. In METAPHOR worden de processen binnen het groene en oranje vak gesimuleerd

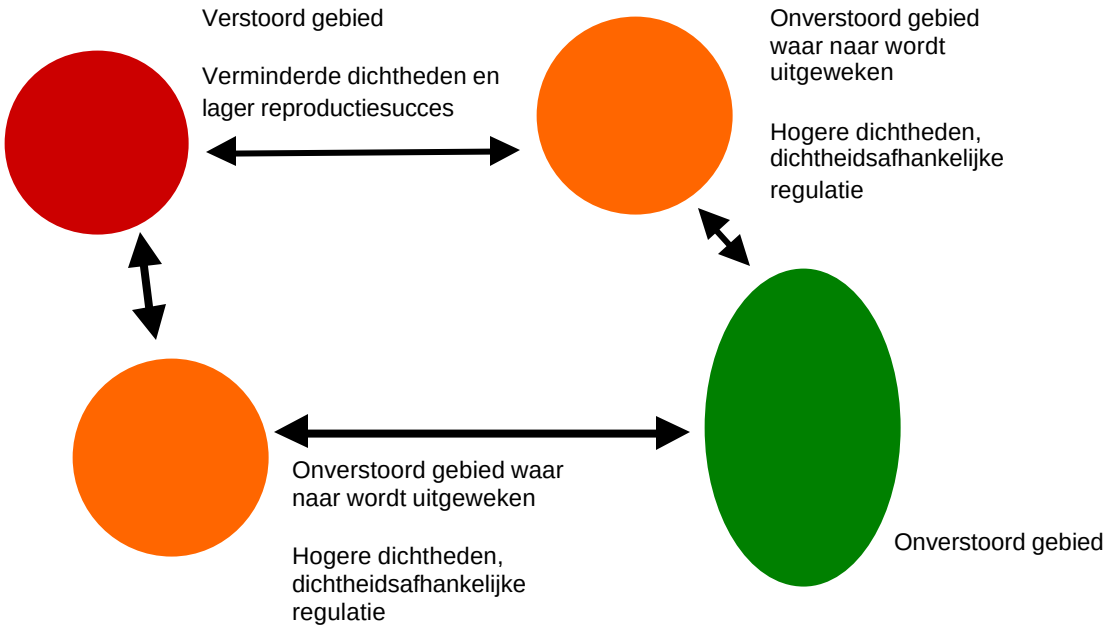
2.2.2 Lokaal populatieniveau

Er zijn drie processen die doorspelen van het individuniveau naar het (lokaal) populatieniveau: foerageertijd, verlaten nest en niet vestigen. Doordat individuen minder tijd beschikbaar hebben om te foerageren, zal er op sommige dagen te weinig voedsel naar het nest gebracht kunnen worden. Samen met andere factoren, bijvoorbeeld slecht weer, kan dit eraan bijdragen dat het broedsucces lager wordt. Het verlaten van het nest draagt ook bij aan een verlaging van het broedsucces. Het feit dat individuen zich minder snel vestigen, zal zorgen voor een lagere dichtheid in het gebied. Deze lagere dichtheid zorgt ook weer voor een lager broedsucces van de

lokale populatie als geheel. Hierdoor zal de emigratie vanuit de populatie afnemen en zal de populatie minder snel groeien of zelfs afnemen. De kans dat de populatie (lokaal) uitsterft wordt daardoor groter.

2.2.3 Netwerkpopulatieniveau

Er zijn twee processen vanuit het individuniveau die doorwerken op het netwerkpopulatieniveau: zich elders vestigen en ergens anders gaan foerageren (zie figuur 2.1 en 2.2). Veel individuen die hun nest in de steek laten, zullen proberen om in een ander gebied opnieuw te gaan broeden. Dit kan zorgen voor extra conflicten en zelfs voor dichtheden die zo hoog zijn, dat het beschikbare voedsel beperkend wordt (de populatie komt boven de draagkracht van een gebied). Door dichtheids-afhankelijke regulatie kan het broedsucces in deze populatie afnemen ondanks het extra paartje dat er gevestigd is. Het feit dat een paartje vanuit het ene gebied gaat foerageren in een ander gebied, zorgt ook voor meer conflicten en beperking van beschikbaar voedsel. Ook dit draagt weer bij tot een lager broedsucces in andere gebieden. Dit lager broedsucces zorgt voor een hogere kans op lokaal uitsterven en voor een lagere emigratie.



Figuur 2.2 Schematische weergave van effect verstoring op netwerkpopulatieniveau. De kleuren geven de mate van de invloed van verstoring aan. Het rode gebied wordt direct beïnvloed door recreatie, de oranje gebieden worden indirect beïnvloed

Ook zijn er twee processen vanuit het lokaal populatieniveau die doorwerken op het netwerkpopulatieniveau: minder uitwisseling en hogere uitsterfkans van de verstoorde populatie. De verminderde uitwisseling zorgt ervoor dat lokaal uitgestorven populaties minder snel opnieuw worden gekoloniseerd. De duurzaam-heid van een netwerkpopulatie wordt gemeten aan de snelheid waarmee lokaal

uitgestorven populaties opnieuw gekoloniseerd worden vanuit andere populaties. Kolonisatie is dan ook een van de meest cruciale processen binnen een netwerkpopulatie. Een verlaging van de kolonisatie zal zich meestal direct vertalen in een verlaging van de duurzaamheid van de gehele netwerkpopulatie. Wanneer de uitsterfkans van een lokale populatie groter wordt, wordt daarmee ook de uitsterfkans van de netwerkpopulatie groter. De mate waarin een lokale populatie de duurzaamheid van de netwerkpopulatie beïnvloedt hangt met name af van de grootte van deze populatie en de ligging binnen de netwerkpopulatie. Het achteruitgaan van de duurzaamheid van een netwerkpopulatie is zichtbaar, aan het vaker onbezet zijn van lokale populaties en aan de lagere dichtheden in alle lokale populaties. In de grotere stabiele populaties zijn deze verschijnselen meestal minder snel zichtbaar dan in de kleinere populaties.

Kader 1 – Duurzaam voorkomen van soorten in netwerkpopulaties

Elke diersoort stelt eisen aan zijn leefomgeving in termen van bijvoorbeeld ruimte, beschikbaarheid van voedsel en schuilplaatsen. Een leefgebied (habitatplek) van een soort kan slechts voor een bepaald maximum aantal individuen aan die eisen voldoen. Dit maximum aantal noemen we de **draagkracht** van een habitatplek.
Draagkracht is een potentie en zegt niets over het aantal individuen dat op een bepaald moment werkelijk in een habitatplek aanwezig is: de **lokale populatie**. De grootte daarvan wordt namelijk ook bepaald door factoren die met de draagkracht van de habitatplek niets te maken hebben, zoals ziekten en plagen, de aanwezigheid van predatoren en toevallige aantalsfluctuaties. De werkelijke bezetting van een habitatplek zal door deze factoren fluctueren. Als de fluctuaties groot zijn, kan dat er toe leiden dat de habitatplek op een bepaald moment leegraakt (lokaal uitsterven, extinctie).
De kans dat een habitatplek die een groot aantal individuen kan herbergen leegraakt is kleiner dan dat een habitatplek met lage draagkracht leegraakt. Toevalsfluctuaties hebben op de gemiddeld grotere populatie minder effect, bij ziektes is de kans op resistente exemplaren groter, bij rampen blijven minder snel te weinig individuen over. De kans op blijvende aanwezigheid van een soort in een habitatplek wordt dus groter naarmate de draagkracht van de habitatplek groter is. Hoe groter de habitatplek en hoe beter de kwaliteit, hoe kleiner de kans op leegraken.

Voor de duurzame aanwezigheid van een soort in een landschap waar het leefgebied versnipperd is, is naast de gezamenlijke draagkracht van de habitatplekken ook de uitwisseling van individuen tussen de habitatplekken van groot belang. Wanneer twee habitatplekken zo dicht bij elkaar liggen dat individuen in staat zijn van de ene habitatplek naar de andere te komen verkleint dit de gezamenlijke uitsterfkans. Wanneer één van beide habitatplekken leegraakt (**extinctie**) kan deze namelijk vanuit de nog bezette habitatplek opnieuw in gebruik genomen worden (**kolonisatie**). De kans dat beide habitatplekken permanent leegraken is dan alleen aanwezig wanneer de soort in beide habitatplekken tegelijkertijd of vlak na elkaar uitsterft. Bij twee geïsoleerde

habitatplekken kunnen de habitatplekken echter achtereenvolgens leegraken, omdat extinctie in de ene habitatplek niet kan worden opgevangen door kolonisatie vanuit de andere habitatplek. Habitatplekken die via uitwisseling (**dispersie)** met elkaar verbonden zijn vormen samen een netwerk, waarvan de totale draagkracht de kans op duurzame instandhouding bepaalt. Alle lokale populaties in dit netwerk samen vormen de **netwerk- of metapopulatie**. In dit rapport wordt de term netwerkpopulatie gehanteerd.

Een populatie of netwerkpopulatie noemen we **'duurzaam'** wanneer de kans op uitsterven erg klein is (de hiervoor gebruikelijke norm is een kans op uitsterven van minder dan 5% in 100 jaar; zie Schaffer 1987).
De kans op uitsterven van een soort in een netwerk hangt af van de totale potentie: de draagkracht van het netwerk (dus van grootte en aantal habitatplekken), maar ook van de mogelijkheid om die potentie ten volle te benutten. Wanneer habitatplekken slecht bereikbaar zijn en de uitwisseling ervan met andere habitatplekken dus laag is, zal het bij leegraken langer duren voor ze weer gekoloniseerd worden. In een netwerk met slecht bereikbare habitatplekken wordt de potentie daardoor gemiddeld slechter benut, waardoor de kans op uitsterven groter is.
Bij het beoordelen van de mogelijkheden voor de duurzame instandhouding van een soort in een landschap is de ligging van de habitatplekken ten opzichte van elkaar (de ruimtelijke configuratie) en de bereikbaarheid dan ook van groot belang.

Achtergrondliteratuur versnippering en netwerkpopulaties:

Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford series on ecology and evolution, Oxford University Press, Oxford.

Opdam, P.F.M., R. van Apeldoorn en J. Kalkhoven 1993. Population responses to landscape fragmentation. In: Vos, C.C. en P.F.M. Opdam (red.), Landscape ecology of a stressed environment, Chapman en Hall, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.

Verboom, J., R.P.B. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam en P.C. Luttikhuizen. 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biological Conservation 100: 89-101.

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam en C.J.F. Ter Braak 2001. Towards ecologically scaled landscape indices. American Naturalist 157: 24-51.

3 Stand van de kennis

3.1 Afbakening

Er zijn vele studies die een overzicht geven van de resultaten van verstorings-onderzoek (zie onder meer de overzichtsstudies van Henkens, 1998, Hill *et al.*, 1997, Visser, 1996, van Zoest, 1994). In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de onderzoeksresultaten voor zover deze direct of indirect betrekking hebben op de overleving van (netwerk)populaties van vogels.

Er is relatief weinig onderzoek gedaan naar de effecten van verstoring op zoogdieren. Het merendeel van dit onderzoek richt zich op de verstoring van grotere zoogdieren, bijvoorbeeld door jacht. Uit Amerikaanse studies blijkt dat verstoring gedurende de winter negatieve gevolgen heeft voor de conditie van dieren (zie voor overzicht Joslin en Youmans, 1999). Ook zijn er aanwijzingen dat dieren zich terugtrekken in de relatief rustige gebieden. Omdat rustige gebieden en gunstigste foerageergebieden niet overeen hoeven te komen kan dit ongunstige gevolgen hebben voor de voedselopname en dus eveneens de conditie negatief beïnvloeden. De kennis over de effecten op zoogdieren is vooralsnog te gering en te weinig gekwantificeerd om een relatie te kunnen leggen tussen de mate van verstoring en de effecten.

Ook bij herpetofauna is weinig onderzoek gedaan naar effecten van verstoring. De weinige onderzoeken hebben betrekking op negatieve effecten van ‘off-the-road’ rijden met auto’s en de achteruitgang van habitatkwaliteit door bijvoorbeeld vervuiling (Joslin en Youmans, 1999). Er zijn geen studies gevonden waarin (negatieve) effecten van verstoring van herpetofauna door recreanten zijn bestudeerd.

Wat betreft de overige fauna, zoals bijvoorbeeld insecten, is geen verstorings-onderzoek gevonden.

3.2 Effecten van verstoring

In de literatuur zijn de volgende negatieve effecten van recreatie gevonden, die van invloed zijn op de duurzame overleving (zie ook figuur 2.1):

a opvliegen bij verstoring van nest of foerageergebied;
b lagere dichtheden van broedvogels langs wandelpaden of in gebieden met hoge recreatiedruk;
c verminderd reproductiesucces in territoria langs wandelpaden of in gebieden met hoge recreatiedruk (onder andere ten gevolge van a en d) en
d hoger energieverbruik en toename foerageertijd (onder andere ten gevolg van a).

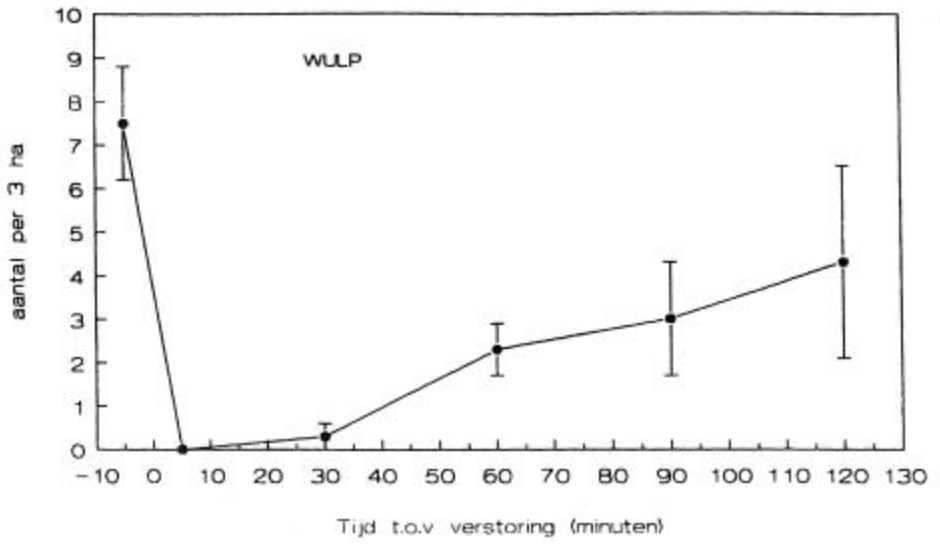
3.2.1 Opvliegafstanden

Opvliegen is een indicatie dat een vogel stress ondervindt van de aanwezigheid van recreanten. Bij zoogdieren en vogels is echter ook geconstateerd dat dieren reeds ver voordat ze vluchten ophouden met foerageren (Joslin en Youmans, 1999). Ook de hartslag bij zoogdieren neemt reeds bij een veel grotere afstand dan de vluchtafstand toe (Chabot, 1991). Soorten verschillen sterk in de afstand waarop ze worden verstoord. Hoe groter de afstand tussen recreant en vogel waarbij een vogel opvliegt, hoe gevoeliger de soort (tabel 3.1). Het is dus een kwalitatieve aanduiding voor de verstoringsgevoeligheid van soorten.

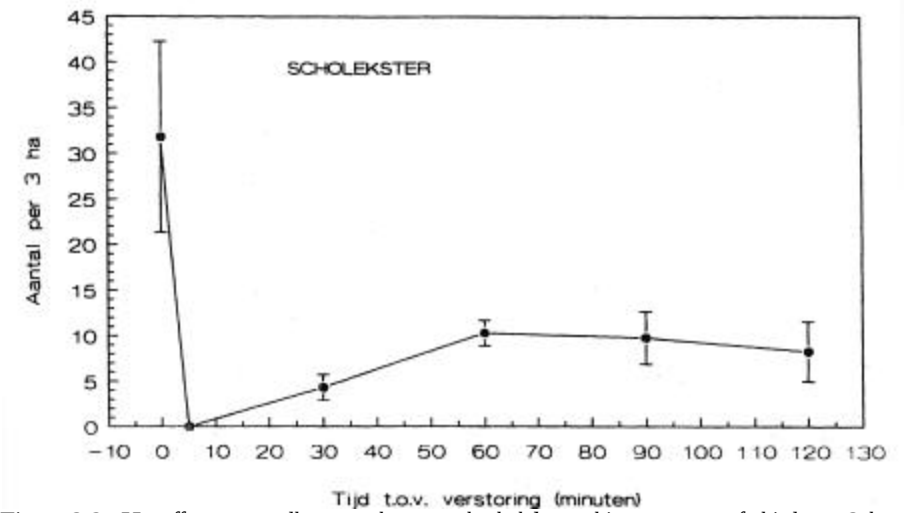
Tabel 3.1 Enkele afstanden waarop vogels opvliegen bij nadering van een recreant

soort	opvliegafstanden land (meter)	opvliegafstanden wad (meter)	referentie
goudplevier	200 (n onbekend)		Yalden en Yalden, 1990
wulp		157.3 ± 69.6 (n = 433)	Spaans *et al.*, 1996
tureluur		79.5 ± 27.2 (n = 229)	Spaans *et al.*, 1996
scholekster		64.9 ± 24.7 (n =668)	Spaans *et al.*, 1996
roek	59.9 ± 2.6 (n= 43)		Cooke, 1980
geelgors	12.4 ± 0.7 (n = 51)		Cooke, 1980
grasmus	11.7 ± 1.2 (n=21)		Cooke, 1980
veldleeuwerik	14.9 ± 1.0 (n = 28)		Cooke, 1980

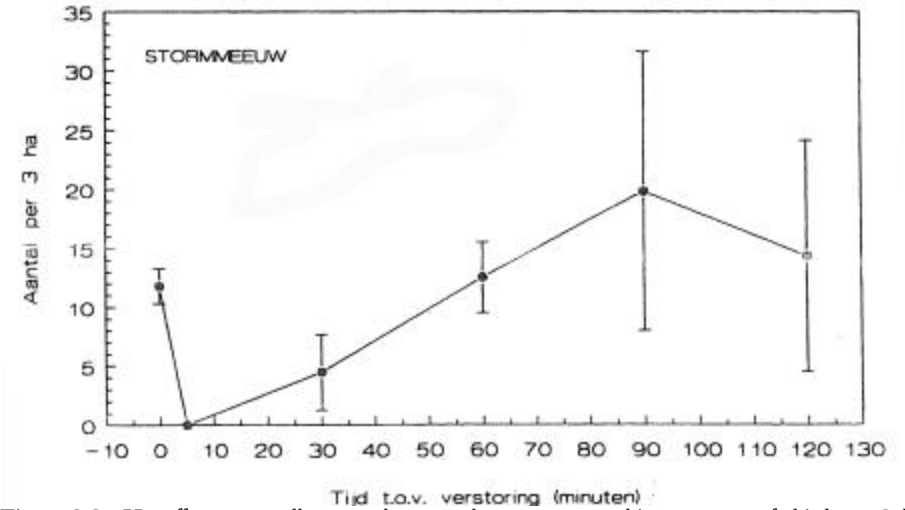
Uit een verstoringsexperiment van Spaans *et al.* (1996) met wadlopers blijkt dat de dichtheden aan wulpen (figuur 3.1) en scholeksters (figuur 3.2) in een proefvlak van 3 ha zich binnen de laagwaterperiode niet meer herstellen. Stormmeeuwen herstellen zich sneller. De hoeveelheid stormmeeuwen is na een uur op het oorspronkelijke niveau en neemt daarna zelfs nog toe (figuur 3.3).



Figuur 3.1 Het effect van wadlopen op het aantal wulpen binnen een proefgebied van 3 ha. Tijdstip 0 is het moment van verstoring. Bron: Spaans et al., 1996



Figuur 3.2 Het effect van wadlopen op het aantal scholeksters binnen een proefgebied van 3 ha. Tijdstip 0 is het moment van verstoring. Bron: Spaans et al., 1996



Figuur 3.3 Het effect van wadlopen op het aantal stormmeeuwen binnen een proefgebied van 3 ha. Tijdstip 0 is het moment van verstoring. Bron: Spaans et al., 1996

3.2.2 Lagere dichtheden

Er zijn vele studies waarbij in de buurt van wandelwegen of in gebieden met een hoge recreatiedruk lagere dichtheden zijn aangetoond van broedvogels van open habitat (tabel 3.2) en van broedvogels van gesloten habitat (tabel 3.3). In dit type onderzoek wordt de broedvogeldichtheid vergeleken in proefgebieden op verschillende afstanden van wandelpaden. Er blijkt een significante correlatie te bestaan tussen lagere dichtheden en de afstand tot de weg. Hierbij zijn overige factoren die de broedvogeldichtheid bepalen zoals de habitatkwaliteit zoveel mogelijk constant gehouden, of hiervoor is in de analyse gecorrigeerd. In de meeste studies wordt het aantal recreanten op het wandelpad niet nader gespecificeerd. Uit studies waar naar verschillende aantallen recreanten is gekeken, blijkt dat de grootte van het gebied met verminderde dichtheden toeneemt bij een hogere recreatiedruk. Vos en Peltzer (1987) hebben bijvoorbeeld in een onderzoek op de Strabrechtseheide voor de wulp

aangetoond dat de zone met lagere dichtheden 100 m bedraagt bij minder dan 20 recreanten per uur en toenam tot 400 m bij meer dan 90 recreanten per uur. Daarnaast is tevens de grootte van de reductie gerelateerd aan het aantal recreanten (Vos en Peltzer, 1987). Uit het onderzoek van Slings blijkt dat de meeste van de onderzochte soorten toenemen in aantal nadat door recreatie verstoorde gebieden afgesloten worden voor recreatie (Slings, 1999). Dit betrof met name soorten die kenmerkend zijn voor het (open) habitat van de zeeduinen.

Tabel 3.2 Onderzoek waarin lagere dichtheden van broedvogels van open habitat zijn aangetoond in de directe omgeving van wandelpaden. In kolom twee staat de breedte van de zone waarin een effect is aangetoond

soort	**breedte zone (meter)**	**reductie dichtheid (0% reductie is normale dichtheid)**	**aantal recreanten per uur**	**referentie**
veldleeuwerik	40	100%	20	Vos en Peltzer, 1987
wulp *	100 400	60% 40-25%	< 20 > 90 op normdag	Vos en Peltzer, 1987
wulp	niet onderzocht	100%	> 1000 bezoe-kers/ha/jaar	van der Zande, 1984
graspieper	40	100%	20 op normdag	Vos en Peltzer, 1987
boompieper	40	60%	20 op normdag	Vos en Peltzer, 1987
graslandsoorten	ca. 75	lagere dichtheden langs paden	onbekend	Miller *et al.*, 1998
torenvalk, wulp, tapuit, paapje en braamsluiper	niet onderzocht	lagere dichtheden	vanaf 200-1000/ha/jaar	van der Zande, 1984
tortelduif, tuinfluiter, zwartkop	niet onderzocht	lagere dichtheden	vanaf 1000-5000/ha/jaar	van der Zande, 1984
goudplevier	200	55%	onbekend	Yalden en Yalden, 1990
tapuit	40	100%	>1	Vos en Peltzer, 1987

* Breedte verstoringszone varieert van 40 meter voor de stilste paden tot 400 meter bij de drukste paden (> 90/u op normdag)

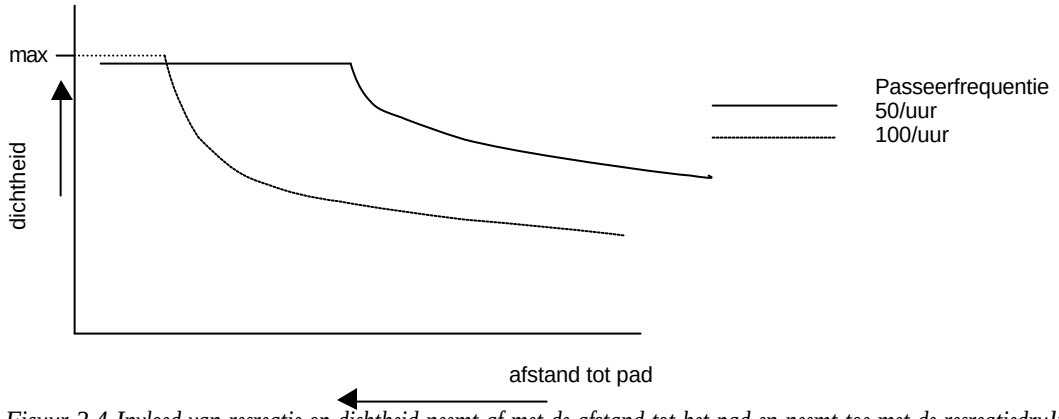
Tabel 3.3 Onderzoek waarin lagere dichtheden van broedvogels van gesloten habitat zijn aangetoond in de directe omgeving van wandelpaden. In kolom twee staat de breedte van de zone waarin een effect is aangetoond

soort	**breedte zone (meter)**	**reductie dichtheid (0% reductie is normale dichtheid)**	**aantal recreanten per uur**	**referentie**
bossoorten, habitat specialisten	75 en > 100 voor meest gevoelige soorten	lagere dichtheden bij paden – reductie niet gekwantificeerd	onbekend	Miller *et al.*, 1998
tortelduif, tuinfluiter, fitis, zanglijster, tjiftjaf, houtduif, zwartkop en vink (afnemende gevoeligheid)	door wandelpaden omgeven plot	8 van de 13 onderzochte soorten lagere dichtheden	Maat voor de intensiteit: *V = 1.5 (Vhond)+ 1(Vvoet) + 0.5(Vfiets)*	van der Zande, 1984
bossoorten	onbekend	afname in diversiteit en dichtheden in de buurt van wandelpaden	onbekend	Riffell *et al*., 1996

De effecten van recreatie op broedvogeldichtheden laten zich in de volgende theorie samenvatten (zie ook figuur 3.4).

Het effect van recreatie neemt af met de afstand tot het pad.

- *Hoe groter de recreatiedruk hoe breder de zone waarover reductie optreedt.*
- *Hoe groter de recreatiedruk hoe groter de reductie.*



Figuur 3.4 Invloed van recreatie op dichtheid neemt af met de afstand tot het pad en neemt toe met de recreatiedruk

3.2.3 Afname reproductiesucces

Er is in diverse studies aangetoond dat het reproductiesucces vermindert door de aanwezigheid van recreanten (tabel 3.4). De meest extreme vorm is het in de steek laten van het nest; het reproductiesucces is dan nul. In minder extreme vormen is het reproductiesucces in verstoorde gebieden lager dan in onverstoorde gebieden.

Tabel 3.4 Selectie van studies waarin een verminderd broedsucces is aangetoond

soort	**vermindering broedsucces**	**nest in de steek laten**	**referentie**
torenvalk	mislukte broedsels in slechte muizenjaren in toegankelijke gebieden en ≤ 50 m afstand van bebouwing of weg		van der Zande en Verstraal, 1984
roodborstapuit		75% van de nesten werden verlaten in gebied tot 200 m van weg	Vos en Peltzer, 1987
wulp		64% van de nesten werden verlaten tot 400 m van weg	Vos en Peltzer, 1987
amerikaanse stern	0.39 jong per nest in onverstoord en 0.09 jong per nest in verstoord gebied		Gaddy en Kohlsaat, 1987
goudplevier		enkele paren verlieten met jongen eigen territorium, hetgeen conflicten opleverde	Yalden en Yalden, 1990
boomleeuwerik	1 legsel groot in verstoord gebied en 2 à 3 in onverstoord gebied		Bijlsma *et al*,. 1985
graslandsoorten	lagere overleving van broedsels in nesten grenzend aan paden dan verwijderd van paden		Miller *et al*., 1998
woestijnsoorten		ouders lieten nest lange perioden in de steek, waarbij dieren werden blootgesteld aan warmte en gebrek aan water	Luckenbach, 1979

Op basis van de studie van Vos en Peltzer (1987) kan een eerste aanzet voor een gekwantificeerde dosis-effect relatie worden afgeleid tussen de passeerfrequentie van wandelaars en de grootte van het gebied waarin nesten in de steek werden gelaten (zie tabellen 3.5 en 3.6). Uit de voorbeelden blijkt dat de wulp gevoeliger is dan de roodborsttapuit.

Tabel 3.5 In het gearceerde gebied liet 75% van de roodborsttapuiten het nest in de steek (naar Vos en Peltzer, 1987)

roodborsttapuit	passeerfrequentie wandelaars				
beïnvloede zone vanaf pad	4/uur	14/uur	24/uur	36/uur	90/uur
0-40 m					
40-100m					
100-200m					
200-400m					
> 400m					

Tabel 3.6 In het gearceerde gebied liet 66% van de wulpen hun nest in de steek (naar Vos en Peltzer, 1987)

wulp	passeerfrequentie wandelaars				
beïnvloede zone vanaf pad	4/uur	14/uur	24/uur	36/uur	90/uur
0-40 m					
40-100m					
100-200m					
200-400m					
> 400m					

3.2.4 Toename energieverbruik en foerageertijd

Er zijn diverse voorbeelden van onderzoek waarin het extra energieverbruik als gevolg van verstoring is berekend. In het kader van deze studie worden slechts enkele voorbeelden besproken. Bij wadvogels en ganzen is enigszins bekend in hoeverre energieverlies na verstoring gecompenseerd kan worden. Urfi *et al.* (1996) hebben het gedrag van gezenderde scholeksters gevolgd gedurende het foerageren op het wad in gestoorde en ongestoorde scenario's. Geconcludeerd werd dat wanneer minder dan 30-60 minuten van de foerageertijd verloren gaat door opvliegen de scholeksters dit kunnen compenseren door langer te foerageren. In de onderzochte situatie was er voldoende extra foerageertijd beschikbaar ter compensatie van de verloren tijd door verstoring. Er leek een zekere gewenning op te treden waarbij de dieren op de drukkere locaties een kortere opvliegafstand hadden dan op de ongestoorde locaties.
Uit onderzoek aan de vale gierzwaluw blijkt dat de groei van de kuikens onafhankelijk was van het dagelijkse voedselaanbod aan de ouders (Drent en Daan, 1980). Dit werd verklaard doordat de ouders een grotere inspanning leveren bij een verminderd voedselaanbod. In een onderzoek aan brandganzen bleek dat 68,9% van de opvlieggevallen van ganzen op grasland werd veroorzaakt door verstoring door voetgangers (Riddington *et al.,* 1996). Het energieverbruik steeg 10%: van 32.2 naar 35.6 J/h. Op de drukste dagen kon dit toenemen tot 44.0 J/h. Brandganzen konden dit compenseren door 's nachts een uur extra te foerageren.

Uit onderzoek van Yalden en Yalden (1990) blijkt dat de goudplevier 15% extra energie verbruikt als gevolg van verstoring door wandelaars, hetgeen een uur extra foerageertijd betekent (zie kader 2 voor een meer uitgebreide beschrijving van dit onderzoek).

Kader 2 – Invloed verstoring op de energiebalans bij de goudplevier

De studie van Yalden en Yalden (1990) is een goed voorbeeld van onderzoek naar de achterliggende causale mechanismen die de negatieve effecten van verstoring veroorzaken. De goudplevier is de laatste 15 jaar sterk achteruitgegaan in het Peak District National Park en men heeft aannemelijk gemaakt dat dit is veroorzaakt door recreatieverstoring (Yalden, 1986). Het aantal territoria in een straal van 200 m langs wandelpaden is gereduceerd tot 45% van de normale dichtheid. Yalden en Yalden (1990) hebben aangetoond dat goudplevieren in de periode voordat ze gaan broeden en in de periode dat ze de jongen bewaken opvliegen en alarmeren bij een recreant op 200 m afstand. In het studiegebied besteedt de goudplevier 11% van zijn tijd aan alarmeren en opvliegen wanneer hij zijn jongen bewaakt als gevolg van recreanten. Dit kost hem 15% extra energie, waardoor hij bij de dagelijkse voedselopname 7 kcal extra moet opnemen om in conditie te blijven. Bij een gemiddelde opname van 2 cal/min betekent dit een uur extra foerageren. Daar dit foerageren gebeurt in weilanden in de omgeving, zijn de jongen gedurende die periode onbeschermd. Daarnaast zijn de kosten voor de jongen waarschijnlijk nog veel hoger, omdat zij gedurende alarm niet eten, dit kon bij deze nestvlieders echter niet gemeten worden. Ook constateerden zij dat sommige ouders (niet gekwantificeerd) met jongen in de 200 m zone hun oorspronkelijke territorium verlieten en naar naburige bezette territoria uitweken, hetgeen conflicten opleverde. Yalden en Yalden (1990) spreken het vermoeden uit dat de geconstateerde lagere dichtheden en het vermoede lagere broedsucces tot een afname van de populatie als geheel heeft geleid.

Wat mist er nog aan deze studie?

- Ruimtelijk populatiemodel om de individuele effecten te vertalen naar duurzaamheid op populatienetwerkniveau.
- Extrapolatie naar andere soorten
- Een verdere kwantificering van de dosis-effect relatie tussen het aantal recreanten (de dosis) en de mate van verstoring (het effect) (zie figuur 3.4).
- Relatie tussen energiebalans ouders en groeisnelheid en overleving van de jongen.

3.3 Conclusies effecten verstoring

De resultaten van de literatuurstudie onderschrijven het optreden van effecten op individu- en populatieniveau, zoals deze zijn geschetst in het theoretisch kader (figuur 2.1 en hoofdstuk 2). Onderzoek naar de doorwerking van deze effecten op netwerkpopulatieniveau ontbreekt echter.

Het betreft de volgende effecten:

Effecten op individuniveau
Op individuniveau is een relatie tussen de aanwezigheid van recreanten en opvliegafstanden van vogels aangetoond. Onderzoek naar opvliegafstanden levert kwalitatieve informatie op over de gevoeligheid van soorten voor verstoring. De afstand waarop vogels opvliegen is een indicatie voor de mate van gevoeligheid voor verstoring. Het is aannemelijk gemaakt dat veelvuldig opvliegen gevolgen heeft voor de energiebalans en/of het broedsucces van vogels. De opvliegafstand is echter niet direct in verband te brengen met reductie in dichtheden en vermindering van broedsucces.

Bij het onderzoek naar de effecten van verstoring op de energiebalans, wordt gepoogd de achterliggende causale relaties tussen verstoring en de energiebalans van het individu dan wel het reproductiesucces te kwantificeren. Uit dit type onderzoek komt naar voren dat verstoring leidt tot extra energieverbruik, hetgeen wordt gecompenseerd door langer te foerageren. Het is aannemelijk dat er naarmate de verstoring langer aanhoudt een omslagpunt op zal treden, waarna compensatie niet langer mogelijk is. Het voedselaanbod in de omgeving en de tijd die beschikbaar is voor foerageren zijn hierbij bepalend. Het bestaan van een omslagpunt wordt b.v. geïllustreerd door een studie aan de torenvalk, waarbij verstoring alleen in jaren met een laag voedselaanbod (slechte muizen jaren) tot een verminderd reproductiesucces leidde (van der Zande, 1984).

Effecten op lokaal populatieniveau
In veel studies is een relatie tussen recreatiedruk en afname van broedvogel dichtheden aangetoond. Het is echter nog niet mogelijk om op grond van deze resultaten een gekwantificeerde dosis-effect relatie op te stellen. In een gekwantificeerde dosis-effect relatie is de relatie bekend tussen het aantal recreanten (de dosis) enerzijds en de mate van de vermindering van dichtheden van broedvogels (het effect) anderzijds. De huidige studies laten vaak slechts 1 punt uit de dosis-effect grafiek zien (zie figuur 3.4).

Ook in de studies waarin een relatie is gevonden tussen recreatiedruk en een verminderd reproductiesucces, is dit effect vaak nog onvoldoende gekwantificeerd. Hierdoor is het niet mogelijk de breedte van de zone en de mate van de verminderde reproductie aan te geven in relatie tot het aantal recreanten.

Effecten op netwerkpopulatieniveau

In de studies worden de gevonden verstoringseffecten niet doorvertaald naar de consequenties voor de duurzame overleving van soorten; de laatste stap binnen het theoretisch kader. Lagere dichtheden en een lager reproductieproces langs wandelpaden met een hoge recreatiedruk, kunnen de overlevingskans van populaties negatief beïnvloeden. De draagkracht van een leefgebied neemt af en de omvang van de totale populatie wordt kleiner dan in een ongestoorde situatie. Kleinere populaties hebben een grotere kans om uit te sterven (Hanski, 1999, Opdam *et al*., 1993, Verboom *et al*. 2001). Of de lagere dichtheden ook werkelijk een probleem vormen voor de duurzame overleving van de (netwerk)populatie, hangt af van de mate van verstoring en van de grootte en ruimtelijke samenhang van de netwerkpopulatie als geheel. In hoofdstuk 4 wordt getracht hier meer inzicht in te verkrijgen door ruimtelijk expliciete modelsimulaties uit te voeren. Hierbij worden de afzonderlijke effecten op individuniveau doorvertaald naar de overlevingskans van de netwerk-populatie als geheel. Het betreft een casestudie voor een 'openduin vogel' in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Daarnaast wordt in een scenario verkend of recreatiezonering tot een optimale combinatie van functies kan bijdragen.

In hoofdstuk 5 zijn aanbevelingen voor verder onderzoek opgenomen voor het oplossen van de belangrijkste kennislacunes.

4 Casestudie Amsterdamse Waterleidingduinen

4.1 Inleiding

In de casestudie is een verkenning uitgevoerd naar het gecombineerde effect van recreatie en versnippering voor een fictieve vogelsoort in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Hierbij heeft een 'open duinvogel' model gestaan, waarbij zo veel mogelijk gebruik is gemaakt van gegevens van de veldleeuwerik. Dat betekent dat de resultaten van het model in algemene zin gelden voor soorten die lijken op de veldleeuwerik. Het betreft hier echter een verkennende modelstudie, waarvan de voorspellingen niet in absolute zin naar de situatie in de Amsterdamse Waterleidingduinen kunnen worden doorvertaald. Wel is het mogelijk om de resultaten van verschillende modelscenario's onderling te vergelijken (Verboom en Wamelink, 1999).

De casestudie laat zien hoe modelsimulaties bij kunnen dragen aan het beantwoorden van beheersgerichte vragen als:

1. **Brengt de recreatiedruk de duurzame instandhouding van soorten in gevaar?**
    - het vertalen van effecten van recreatie van individu-niveau naar overleving op netwerkpopulatieniveau

2. **Is het mogelijk om met zonering tot een optimale combinatie van functies te komen in natuurgebieden?**
    - Door middel van een scenario met recreatiezonering wordt de potentiële effectiviteit van dit beleidsinstrument nagaan.

Om een antwoord te krijgen op de eerste vraag worden twee scenario's van de 'open duinvogel' in de simulatie van de AW duinen bekeken. De eerste betreft een analyse van de situatie 'zonder recreatiedruk' en de tweede een analyse van het huidige recreatieniveau de 'huidige situatie'. Om een antwoord te krijgen op de tweede vraag wordt een derde analyse uitgevoerd: het scenario 'zonering' (zie ook bijlage 3). In dit laatste scenario wordt een deel van het gebied afgesloten voor recreanten en wordt één van de paaltjesroutes verlegd. Bij de resultaatbespreking worden de scenario's verder uitgewerkt en gevisualiseerd.

Bij de analyses is gebruikt gemaakt van twee modellen die door Alterra zijn ontwikkeld: SmallSteps en METAPHOR. Met behulp van het model SmallSteps is het mogelijk het routegedrag van recreanten in het gebied te simuleren. Door paden al dan niet open te stellen voor deze recreanten is het mogelijk de verandering van het routegedrag te bepalen als gevolg van zonering. Met behulp van METAPHOR is het mogelijk om de populatiedynamiek van de 'open duinvogel' te volgen. Met het model kunnen inschattingen gemaakt worden over het al dan niet duurzaam voorkomen van deze soort in het gebied. Hierbij worden verschillende (deel)popu-

laties onderscheiden. Het routegedrag van de recreanten, het resultaat uit de simulaties met SmallSteps, bepaalt de mate van verstoring in de verschillende (deel)gebieden. Met METAPHOR worden de scenario's met en zonder verstoring gesimuleerd en wordt bepaald in hoeverre de 'open duinvogel' duurzaam kan voorkomen in het gebied ondanks de verstoring. In kader 3 en 4 wordt verder ingegaan op de werking van de modellen SmallSteps en METAPHOR.

4.2 Methodiek

Voor de casestudie is gebruik gemaakt van twee databestanden van de Gemeentewaterleidingen Amsterdam: een vegetatiekaart en een padenbestand. De vegetatiekaart (schaal 1:5000) is opgebouwd volgens de systematiek van Van Til en Mourik (1999). Het padenstelsel maakt onderscheid in paden die gemarkeerd zijn en overige paden. Deze bestanden zijn bewerkt met ArcView (ESRI, 1996).

Voor de bepaling van de levensvatbaarheid van de 'open duinvogel' zijn de volgende stappen genomen (zie bijlage 1 voor een uitgebreidere beschrijving en parameters):

- bepalen geschikt habitat van de 'open duinvogel' op basis van vegetatiekaart en expert kennis;
- bepalen habitatplekken die groot genoeg zijn om een populatie van 'open duinvogels' te herbergen;
- bepalen maximum aantal paartjes per populatie;
- bepalen aantal recreanten per pad met SmallSteps op basis van padenstelsel voor de scenario's 'huidige situatie' en 'zonering';
- bepalen welk deel van de populaties beïnvloed wordt door verstoring vanuit paden;
- bepalen vermindering van maximum aantal paartjes en reproductie per populatie;
- bepalen levensvatbaarheid van de populaties in de verschillende scenario's met METAPHOR.

Kader 3 – SmallSteps: Doorlaatbaarheid van het landschap

Het model SmallSteps is oorspronkelijk ontwikkeld om het loopgedrag van dieren te simuleren (Baveco in prep., Vos *et al.* 1999) maar is ook zeer geschikt om het gedrag van recreanten over een padenstelsel te simuleren. Het is reeds eerder toegepast om recreanten over een padenstelsel te laten lopen (Henkens 1999).

SmallSteps berekent de meest waarschijnlijke looproutes van dieren door het landschap. Met SmallSteps kan de mate van uitwisseling tussen populaties worden berekend. Voldoende uitwisseling (dispersie) binnen een netwerkpopulatie is belangrijk voor de duurzame overleving van een soort. Intensief gebruikte landschappen hebben voor sommige soorten een hoge weerstand. Dit geldt met name voor grondgebonden dieren en sommige vliegende insecten, zoals vlinders. Deze soorten vermijden bepaalde vormen van landgebruik zoals akkers en

bebouwing, terwijl er voor andere landschapselementen juist een voorkeur bestaat. Ook sterfte bij wegen kan de doorlaatbaarheid van landschappen sterk beïnvloeden. Deze soorten worden dus gestuurd door het landschap en de doorlaatbaarheid van het landschap is bepalend voor de ruimtelijke samenhang binnen de netwerk-populatie.

Het loopgedrag door een landschap wordt in SmallSteps gesimuleerd door ieder individu een aantal gedragsregels mee te geven. De gedragsregels zijn soortspecifiek en kunnen bestaan uit de kans om van het ene habitattype naar het andere te gaan of de snelheid en gerichtheid van bewegingen per landschaptype. Soort- en landschapsspecifieke bewegingsparameters worden geschat uit empirische data, zoals geobserveerde bewegingspatronen van gezenderde dieren. Wanneer volgens een vast padenstelsel wordt gelopen, is het mogelijk om per pad het aantal passanten bij te houden.

Wanneer zou je SmallSteps kunnen inzetten om een vraag te beantwoorden?
SmallSteps kan worden toegepast om de ruimtelijke samenhang van een populatie-netwerk te bepalen voor soorten die gestuurd worden door de doorlaatbaarheid van het landschap. Het model is geschikt om door middel van scenario's de effecten van ingrepen in het landschap op de doorlaatbaarheid voor verschillende diersoorten te berekenen. Denk bijvoorbeeld aan de effectiviteit van verbindingszones of de invloed van een nieuwe weg, maar ook – bij recreanten – aan recreatiezonering.

Wat heb je nodig om SmallSteps te gebruiken?
(1) een GIS-kaart van het landschap met de voornaamste habitattypen en eventueel het wegenpatroon. (2) Soortspecifieke gedragsregels zoals: overgangskansen bij grenzen, loopsnelheid en gerichtheid per habitattype, kans om een weg over te steken (3) In sommige gevallen kan een wegenkaart met verkeersintensiteit per weg van belang zijn.

SmallSteps is in deze studie gebruikt om het aantal recreanten per wandelpad te schatten. Hierbij zijn parameters gehanteerd als: het aantal recreanten per vertrekpunt, de gemiddelde wandel afstand, en de fractie van de wandelaars die een paaltjeswandeling volgen. Bij ieder splitsing wordt nagegaan of, gezien de maximaal af te leggen afstand, de afslag een optie is of dat moet worden teruggekeerd.

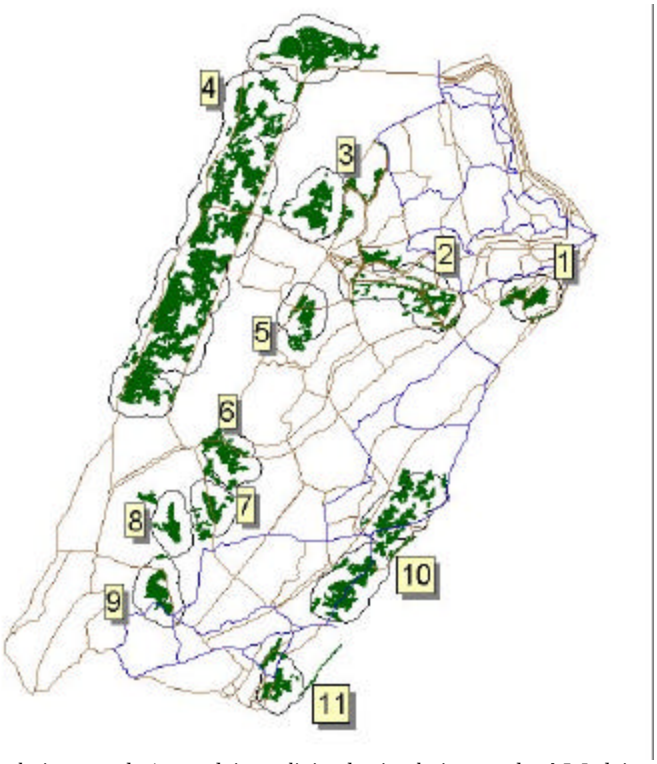
SmallSteps is een simulatiemodel. Het simuleert de bewegingen van een organisme door een heterogeen landschap. Snelheid en gerichtheid van de beweging per habitattype en overgangskansen tussen habitattypen bepalen de doorlaatbaarheid van het landschap.

4.3 Resultaten

Op basis van de vegetatiekaart zijn 11 populaties onderscheiden in de simulatie van de AW duinen (zie bijlage 2 en figuur B2.2 voor details). De ligging van de populaties is weergegeven in figuur 4.1.

4.3.1 Recreatiedruk

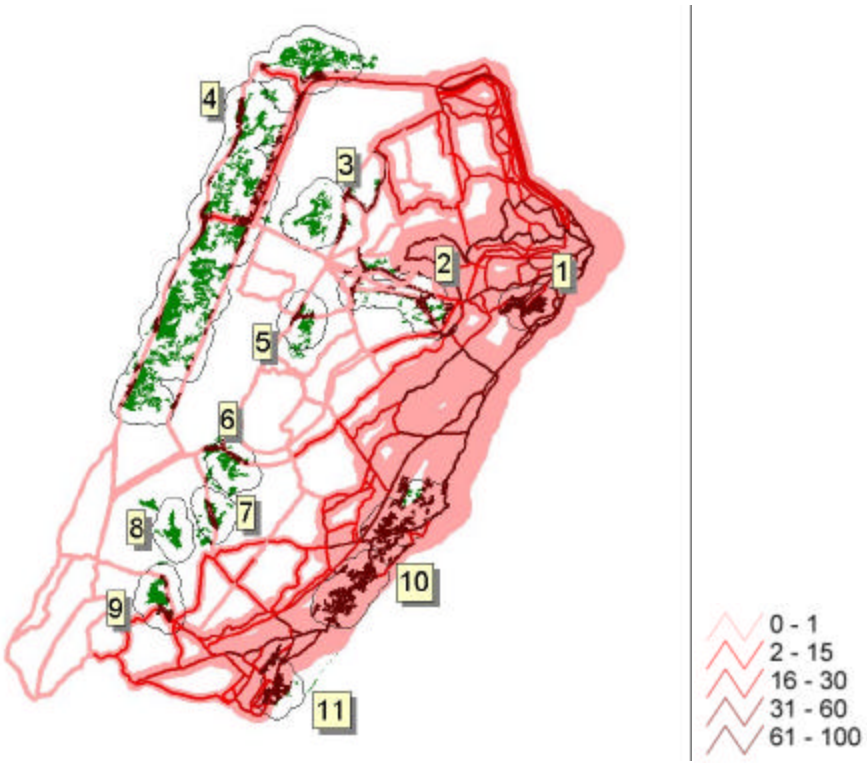
Scenario 'zonder recreatie'
Het scenario 'zonder recreatie' berekent de maximaal haalbare duurzaamheid van de netwerkpopulatie die in het gebied mogelijk zou zijn waneer er geen recreatiedruk zou zijn. De draagkracht in de verschillende populaties is gelijk aan de aantallen die verwacht worden op basis van de huidige vegetatiegegevens (zie bijlage 1 voor details). Het maximum aantal paartjes dat per populatie voor kan komen hangt af van de habitatkwaliteit en de grootte van de habitatplekken (tabel 4.1).



Figuur 4.1 De 11 populaties van de 'open duinvogel' in de simulatie van de AW duinen. In groen zijn de geschikte habitats weergegeven

Scenario 'huidige situatie'

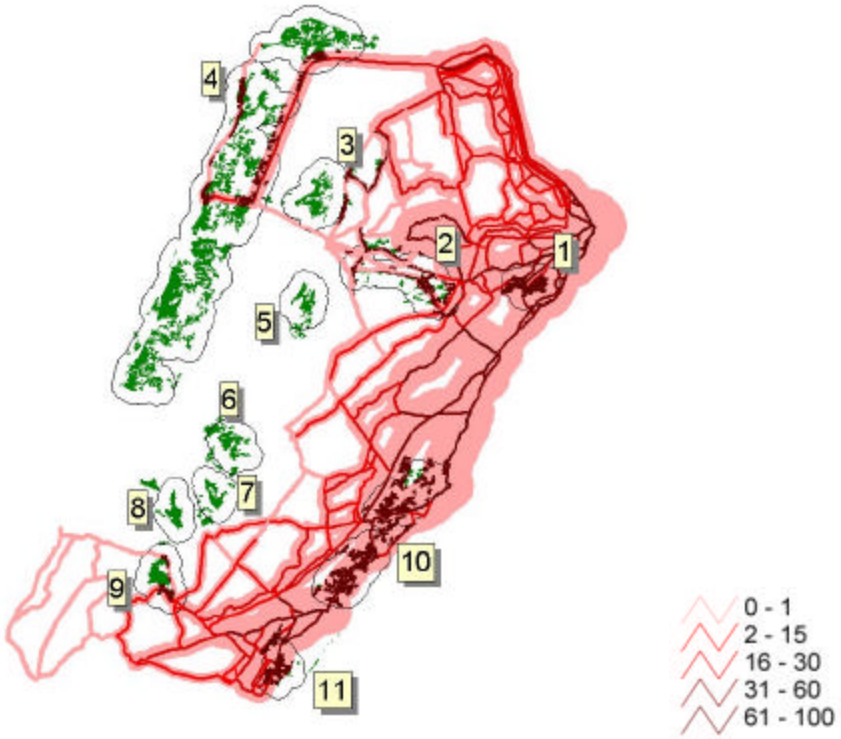
In figuur 4.2 is de verdeling van de recreanten over het padenstelsel weergegeven, zoals dit met SmallSteps is gesimuleerd. In de huidige situatie zijn alle paden vrij toegankelijk. Hoe meer recreanten, hoe groter de zone is van verstoring (zie bijlage 1 voor details). Zoals verwacht zijn er meer recreanten dicht bij de ingangen te vinden; de verstoringszones rond de paden dicht bij de ingangen zijn dan ook groter dan de verstoringszones van paden die verder verwijderd liggen. Verstoring heeft lagere dichtheden van de 'open duinvogel' in de beïnvloede gebieden tot gevolg (tabel 4.1). Het door recreatie beïnvloede deel van de populaties is met donkerrood en het ongestoorde deel is met donkergroen aangegeven (figuur 4.2).



Figuur 4.2 Voorspelde recreatiedruk vanuit de verschillende paden voor de 11 populaties in het scenario 'huidige situatie'. In de figuur wordt aangegeven hoeveel groepen recreanten op de normdag er over de verschillende paden gaan en wordt het beïnvloede gebied voor een 'open duinvogel' vanuit deze paden aangegeven (lichtrood). Het beïnvloede deel van de populaties is met donkerrood en het ongestoorde deel is met donkergroen weergegeven

Scenario 'zonering'

In figuur 4.3 is de door SmallSteps voorspelde verdeling van de recreanten weergegeven na zoneringsmaatregelen (zie bijlage 3 voor details). De afsluiting van een deel van het gebied heeft erin geresulteerd dat de populaties 5 tot en met 7 niet meer verstoord worden en dat de verstoring op deelpopulatie 4 sterk is verminderd (figuur 4.3 en tabel 4.1). Het verdelen van de recreanten over alternatieve routes heeft de verstoring rond andere paden niet of nauwelijks doen toenemen. De ingrepen in het padenstelsel hebben dan ook alleen positief effect gehad op de kwaliteit van het landschap voor de 'open duinvogel'. Het verleggen van de paaltjesroute, de 3e zoneringsmaatregel (zie ook bijlage 3) heeft echter niet geresulteerd in een afname van de verstoring in populatie 10 (figuur 4.3 en tabel 4.1).



Figuur 4.3 Voorspelde recreatiedruk vanuit de verschillende paden voor de 11 populaties in het scenario 'zonering'. In de figuur wordt aangegeven hoeveel groepen recreanten op de normdag er over de verschillende paden gaan en wordt het beïnvloede gebied voor een 'open duinvogel' vanuit deze paden aangegeven. Het beïnvloede deel van de verschillende populaties is met donkerrood en het ongestoorde deel is met donkergroen weergegeven

4.3.2 Draagkracht en reproductie per lokale populatie

Op basis van figuren 4.1, 4.2 en 4.3 zijn de simulaties met METAPHOR uitgevoerd. Binnen de casestudie heeft verstoring een negatief effect op de draagkracht en op de reproductie. Er is aangenomen, conform de onderzoeksresultaten uit hoofdstuk 3, dat in het deel van de populaties dat binnen de verstoringzone ligt, de draagkracht 50% lager en de reproductie 25% lager zal zijn dan in het leefgebied dat buiten de verstoringzone valt. Dit resulteert per populatie in een verschillende draagkracht en reproductie voor de verschillende scenario's (tabel 4.1). Populatie 1, die volledig binnen de verstoringzone valt heeft dus een reductie van de draagkracht van 4 naar 2 individuen (maximale reductie 50%) terwijl het reproductiesucces van deze individuen is gereduceerd van 1 naar 0.75 (maximale reductie 25%). Voor populaties die niet volledig binnen de verstoringzone liggen, zoals bijvoorbeeld populatie 9, zijn de reductie van draagkracht en reproductie geringer.

Tabel 4.1 Invoer voor de verschillende populaties in de drie scenario's. Draagkracht staat voor het aantal individuen dat potentieel mogelijk is. De reproductie is 1.00 in ongestoorde situaties en 0.75 wanneer een populatie volledig binnen de verstoringzone ligt

	scenario 'zonder recreatie'		scenario 'huidige situatie'		scenario 'zonering'	
populatie	draagkracht	reproductie	draagkracht	reproductie	draagkracht	reproductie
1	4	1.00	2	0.75	2	0.75
2	9	1.00	5	0.86	6	0.85
3	8	1.00	7	0.94	7	0.94
4	86	1.00	63	0.96	81	0.98
5	5	1.00	4	0.94	5	1.00
6	7	1.00	6	0.94	7	1.00
7	4	1.00	3	0.93	4	1.00
8	4	1.00	4	1.00	4	1.00
9	5	1.00	3	0.93	4	0.93
10	21	1.00	11	0.76	11	0.76
11	6	1.00	3	0.79	3	0.79
totaal	159		111		134	

4.3.3 Levensvatbaarheid 'open duinvogel'

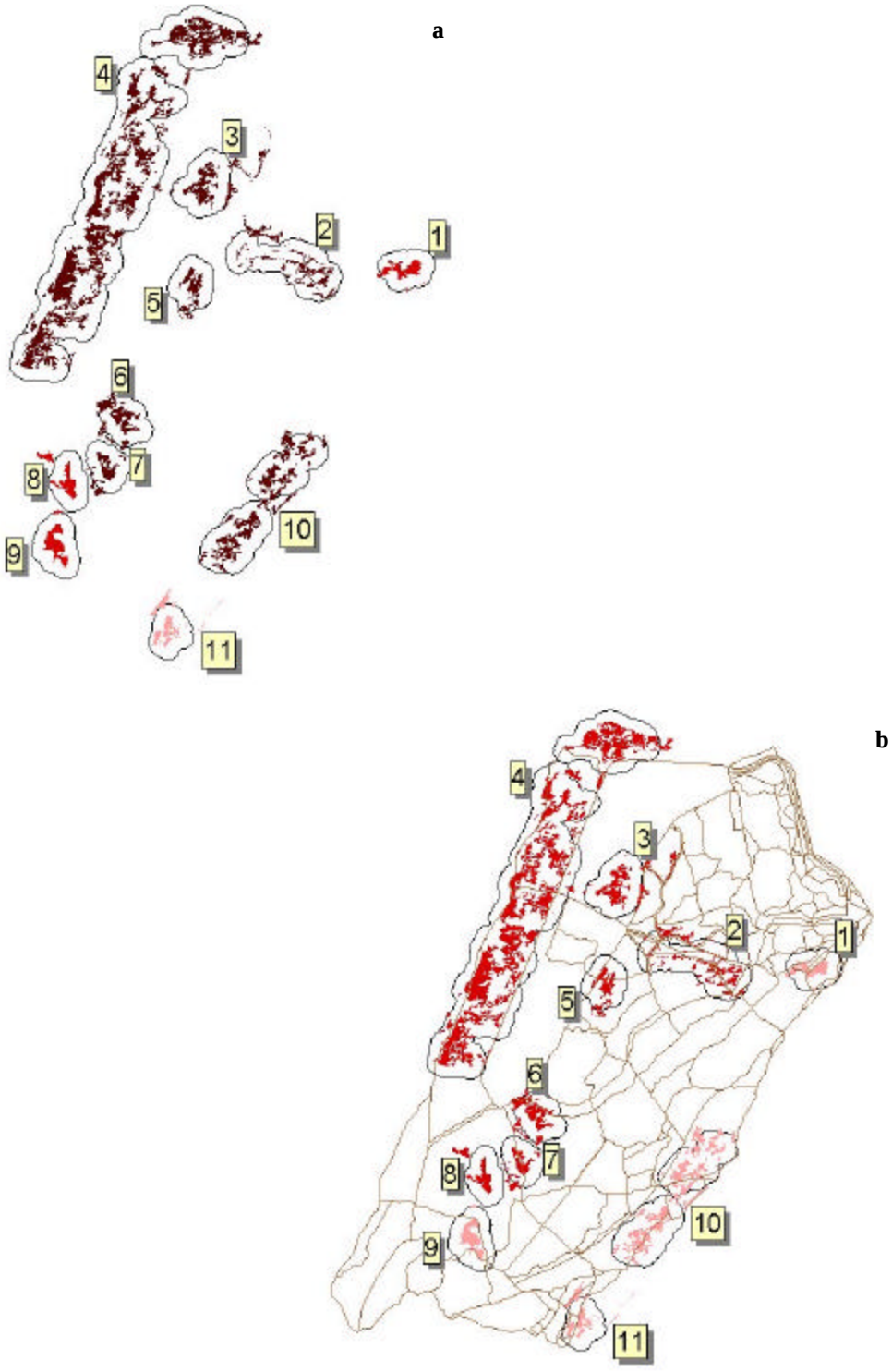
METAPHOR simuleert de populatiedynamiek van netwerkpopulaties in de tijd. Uit de simulaties blijkt dat lokale populaties regelmatig uitsterven (zie tabel 4.2), maar dat in geen enkel scenario het populatienetwerk als geheel uitsterft. Uit de simulaties blijkt dan ook dat in al de drie scenario's de netwerkpopulatie van de 'open duinvogel' in het gebied levensvatbaar is.

4.3.4 Kans op voorkomen en aantallen per lokale populatie

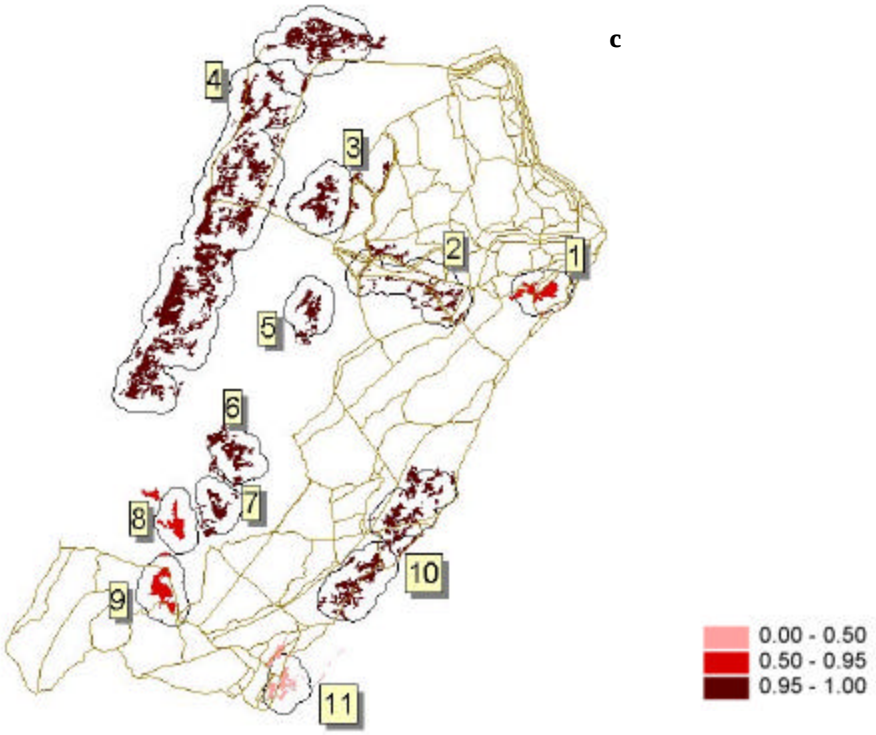
Uit de simulaties blijkt dat in de 3 scenario's de kans op voorkomen en de aantallen per lokale populatie sterk verschillen. Een antwoord op de vraag, *Is het mogelijk om met zonering tot een optimale combinatie van functies te komen in natuurgebieden?*, wordt daarom gegeven op basis van de resultaten in de lokale populaties. Hierbij is gekeken naar de kans op voorkomen en de aantallen binnen de verschillende populaties.
De kans dat er individuen worden aangetroffen in de populaties is in het huidige scenario altijd lager dan in de andere scenario's (figuur 4.4 en tabel 4.2). In het zoneringsscenario is de kans op voorkomen en het aantal individuen per populatie sterk verbeterd ten opzichte van de huidige situatie en komt in de buurt van de ongestoorde situatie.

Met name in de populaties 1, 9, 10 en 11 is in de huidige situatie de kans klein om veldleeuweriken of andere open duinvogels te vinden; de kans op voorkomen is hier laag. De reden hiervoor is een combinatie van de volgende factoren:

- de populaties liggen dicht bij de ingangen en kennen een hoge verstoringdruk,
- de populaties zijn klein en hebben daardoor een hoge kans op uitsterven,
- de populaties liggen aan de rand van de netwerkpopulatie en hebben daardoor een kleinere kans op kolonisatie.



Figuur 4.4a-b Kans op voorkomen van de 'open duinvogel' in het scenario 'geen recreatie' (figuur a) en het scenario 'huidige situatie' (figuur b). Voor legenda zie figuur 4.4c



Figuur 4.4c Kans op voorkomen van de 'open duinvogel' in het scenario 'zonering'

Tabel 4.2 Gemiddelde kans op voorkomen van de lokale populaties

populatie	geen recreatie	huidig	zonering
1	0.83	0.35	0.74
2	1.00	0.74	1.00
3	1.00	0.80	1.00
4	1.00	0.81	1.00
5	0.99	0.77	1.00
6	1.00	0.76	1.00
7	0.97	0.93	0.98
8	0.93	0.62	0.94
9	0.63	0.24	0.68
10	0.97	0.39	0.97
11	0.47	0.10	0.42

Zoals blijkt uit tabel 4.1 heeft het omleggen van de paaltjeswandeling niet geleid tot een herstel van de draagkracht van populatie 10 (ongestoord 21, huidige situatie en zonering beide 11). Dat de kans op voorkomen van de duinvogel in populatie 10 wel degelijk toeneemt (zie tabel 4.2) heeft te maken met de positieve uitstraling vanuit de andere populaties. In een populatienetwerk wordt de bezettingskans bepaald door de draagkracht van het gehele netwerk. Er komen meer individuen vanuit de omliggende populaties naar populatie 10.

Ook uit de gemiddelde aantallen per populatie (tabel 4.3) blijkt dat zonering bijdraagt aan een verbetering van de functiecombinaties. Door stochastische processen binnen METAPHOR is het gemiddeld aantal dieren in het scenario 'zonering' voor enkele

populaties zelfs hoger dan het scenario ‘geen recreatie’. De zonering zorgt niet alleen voor hogere aantallen in de gebieden die gesloten zijn voor recreatie, maar ook voor hogere aantallen in de gebieden die nog steeds open zijn. De kans dat recreanten een ‘open duinvogel’ zullen tegenkomen wordt daardoor hoger, ondanks het feit dat er minder gebieden toegankelijk zijn. Hiermee draagt de zoneringsituatie zowel bij aan de levensvatbaarheid van de open duinvogel als aan de belevingswaarde van het gebied voor de recreant.

Tabel 4.3 Gemiddeld aantal dieren binnen de verschillende populaties

populatie	geen recreatie	huidig	zonering
1	2.3	0.6	1.4
2	7.7	2.3	5.3
3	7.2	4.3	7.4
4	40.6	14.1	44.1
5	3.8	2.5	3.9
6	5.4	3.3	5.5
7	3.5	1.2	3.6
8	3.0	1.7	3.1
9	1.5	0.4	1.6
10	6.7	2.4	5.5
11	1.1	0.2	0.9

4.4 Kanttekeningen en conclusies casestudie

4.4.1 Kanttekeningen bij de model voorspellingen

De modelvoorspellingen kunnen niet zonder meer worden geëxtrapoleerd naar de situatie van de veldleeuwerik en andere open duinvogels in de Amsterdamse Waterleidingduinen. De voorspellingen kunnen in kwantitatieve zin verbeterd worden wanneer een calibratie van de modelparameters zou plaatsvinden op basis van een tijdreeks van verspreidingsdata in het duingebied. De betrouwbaarheid van de modelvoorspellingen kan vervolgens worden getoetst door het model toe te passen op een tweede duingebied en na te gaan hoe goed de voorspellingen overeenkomen met de werkelijke verspreidingsgegevens van bijvoorbeeld de veldleeuwerik.

De ‘open duinvogel’ staat model voor soorten als de veldleeuwerik. Ter illustratie dat de modelvoorspellingen niet zonder meer kunnen worden geëxtrapoleerd naar de reële situatie worden de modeluitkomsten vergeleken met de huidige verspreiding van de veldleeuwerik in het gebied. Deze soort is de laatste jaren sterk achteruit gegaan in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Het scenario van de huidige situatie laat echter zien dat de ‘open duinvogel’ nog steeds duurzaam aanwezig is. Het door METAPHOR voorspelde gemiddelde aantal in de Amsterdamse Waterleidingduinen bedraagt ongeveer 33 individuen. Dit is een factor 3 hoger dan de 10 individuen die op basis van tellingen van de afgelopen jaren kunnen worden verwacht (mondelinge mededeling Antje Ehrenburg). Omdat het gehele netwerk van de ‘open duinvogel’ maar net duurzaam is in de huidige situatie is de verwachting dat een kleine verandering in parameterwaarden al tot een niet duurzame voorspelling zal leiden.

Met name een lagere draagkracht, een kleinere reproductie, hogere sterfte of lagere uitwisseling zou hier toe kunnen leiden.

In de casestudie zijn een aantal aannames gemaakt, die gevolgen hebben voor de uitkomsten van de levensvatbaarheid van de 'open duinvogel'. Hierbij gaat het met name om de volgende punten:

- De netwerkpopulatie in de Amsterdamse Waterleidingduinen wordt als een geïsoleerde netwerkpopulatie beschouwd. Dit is niet reëel. Er zullen individuen vanuit de omgeving van het studiegebied binnen het studiegebied op zoek gaan naar nieuwe leefgebieden. Binnen het model is het mogelijk hier rekening mee te houden, maar binnen deze studie is dit niet gedaan.
- Het geschikte leefgebied van de 'open duinvogel' is bepaald aan de hand van een aantal criteria met betrekking tot vegetatietypen. Voor de bepaling van de geschikte leefgebieden is geen rekening gehouden met criteria als hoogteverschillen in het landschap of gebieden die grenzen aan bosgebieden. Voor de geschiktheid als leefgebied voor een 'open duinvogel' zijn dit mogelijk wel belangrijke criteria. Tevens zijn de gebruikte criteria gebaseerd op een expert judgement. Met deze criteria vallen gebieden weg die in de werkelijkheid geschikt lijken te zijn. Dit betreft met name het zuidwesten van de Amsterdamse Waterleidingduinen (Gijs Kokkieshoek). De gekozen habitatgeschiktheidscriteria (op basis van vegetatie karakteristieken) zouden nog verder aangescherpt kunnen worden.
- Binnen de netwerkpopulatie wordt een relatiefile gebruikt om aan te geven wat de kansen zijn dat een individu op zoek naar nieuwe leefgebieden vanuit de ene populatie een andere populatie bereikt. Deze waarden zijn geschat op basis van de grootte van de populaties, de afstand tussen populaties en eventuele tussenliggende populaties. Met ringgegevens zou het mogelijk kunnen zijn om deze waarden meer nauwkeurig te bepalen.
- Binnen METAPHOR wordt voor het bepalen van de duurzaamheid de kwaliteit van het leefgebied gedurende de simulatie periode van 100 jaar constant verondersteld. In werkelijkheid wordt de habitatkwaliteit beïnvloed door bijvoorbeeld successie van de vegetatie en beheersmaatregelen.
- Sommige leefgebieden worden beïnvloed vanuit meerdere paden. Binnen deze studie is hier geen rekening mee gehouden. Óf een leefgebied wordt beïnvloed óf niet. Het is denkbaar dat populatie 1 door zoveel paden gekruist wordt, die allen druk bewandeld worden, dat het leefgebied een nog lagere dichtheid moet krijgen dan de nu gehanteerde 50% van een scenario zonder recreatie.
- Op basis van het onderzoek van Vos en Peltzer (1987) is een reproductieverlaging van 75% in beïnvloede gebieden gevonden. Uit de resultaten van het onderzoek was moeilijk te achterhalen of de 75% verlaging gelden voor een gebied dat reeds een lagere dichtheid kent, zoals in Henkens (1999) gehanteerd wordt. Of dat deze verlaging geldt ten opzichte van een onbeïnvloede gebied. De 75% uit Vos en Peltzer (1987) is daarom omgezet in 50% verlaging van potentiële dichtheden (zie tabel 4.1) en 25% verlaging van de reproductie. Deze 25% zou mogelijk groter moeten zijn.

- Bij de omzetting van het aantal recreanten naar groepen per uur is gebruik gemaakt van een groepsgrootte van 2.1. Uit Bakker en Lengkeek (1999) blijkt dat de groepsgrootte in de Amsterdamse Waterleidingduinen in 1998 tussen de 2.5 en 3.0 ligt. Uit Henkens (1999) blijkt dat de gemiddelde groepsgrootte over 14 gebieden 2.8 is. De gekozen groepsgrootte zorgt in de casestudie voor een overschatting van het aantal groepen en dus een overschatting van de verstoring.
- Binnen SmallSteps hebben alle paden een even grote aantrekkingskracht op de recreanten. Wel wordt er onderscheid gemaakt in paaltjeswandelaars en overige wandelaars. Uit het recreatieonderzoek blijkt dat er relatief meer recreanten het pad naar het strand gebruiken (figuur 3.1 in Bakker en Lengkeek, 1999). Binnen SmallSteps zou een voorkeur voor bepaalde paden meegenomen kunnen worden.
- In de Amsterdamse Waterleidingduinen mogen recreanten de paden ook verlaten. Dit kan verstoring van gebieden buiten de invloedssfeer van de paden tot gevolg hebben. Hiermee is in SmallSteps geen rekening gehouden. Het is niet bekend hoeveel mensen zich ver en langdurig buiten de paden begeven, de indruk bestaat echter dat het om een gering percentage gaat (mondelinge mededeling Antje Ehrenburg).

4.4.2 Conclusies

Op basis van deze modelresultaten kan niet worden geconcludeerd dat de netwerkpopulatie van de veldleeuwerik of andere ‘open duinvogels’ levensvatbaar is in de werkelijkheid van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Het betreft hier immers een verkennende modelstudie waarin vele aannames zijn gemaakt (zie 4.3.4). De casestudie laat echter wel zien dat het met modelsimulaties mogelijk is om inzicht te krijgen hoe effecten van verstoring op lokaal populatie en individuniveau doorwerken op het niveau van de netwerkpopulatie als geheel. Uitspraken op netwerkpopulatieniveau zijn onontbeerlijk om de beheersvraag te kunnen beantwoorden of de recreatiedruk in een bepaald gebied de duurzame instandhouding van soorten in gevaar brengt.

Ondanks het feit dat de modelresultaten niet als absolute voorspellingen gezien mogen worden, is het wel degelijk mogelijk om verschillende scenario’s onderling met elkaar te vergelijken. Omdat de meeste parameters tussen de drie scenario’s ongewijzigd zijn, is het wel mogelijk aan te geven welk scenario het gunstigst is voor de bescherming van de ‘open duinvogel’. In het zoneringsscenario is de kans op aanwezigheid van de ‘open duinvogel’ beduidend hoger en is ook het aantal vogels in het gebied als geheel hoger vergeleken met het scenario ‘huidige situatie’. Hieruit mag worden geconcludeerd dat zonering bij kan dragen aan de duurzame instandhouding van de ‘open duinvogel’. Het vergelijken van modelscenario’s onderling is een goed hulpmiddel bij het bepalen van de optimale recreatiezonering in natuurgebieden. Voor een evenwichtige afweging van recreatiezonering is het echter wel nodig om ook de effecten voor soorten van andere belangrijke habitattypen in het duingebied mede in beschouwing te nemen, zoals bijvoorbeeld een ‘struweelvogel’ en een ‘bosvogel’.

Tenslotte kan uit de casestudie geconcludeerd worden dat recreatie zonering de recreant niet alleen beperkingen oplegt maar ook kan bijdragen aan de belevingskwaliteit van het duinlandschap. De kans dat recreanten een veldleeuwerik of andere open duinvogel zullen tegenkomen wordt hoger, ondanks het feit dat er minder gebieden toegankelijk zijn.

5 Aanbevelingen

5.1 Aanbevelingen met betrekking tot zoneringsinstrument

- De case studie laat zien dat de gevolgen van recreatiedruk alleen op een zinvolle manier beoordeeld kunnen worden door de effecten op het duurzaam voorkomen van de netwerkpopulatie als geheel in beschouwing te nemen. Effecten op individuen c.q. populaties, in de zin van verminderd broedsucces en afnemende dichtheid, zijn niet noodzakelijkerwijs signalen dat de betreffende recreatiedruk ontoelaatbaar is. Om dit te kunnen beoordelen is een ruimtelijk expliciet model op netwerkpopulatieniveau onontbeerlijk. Daarnaast hebben simulatiemodellen het voordeel dat door de modelformuleringen en de keuze van parameterwaarden impliciete (expert) kennis expliciet wordt gemaakt, zodat deze kan worden besproken en verbeterd.

- De casestudie laat zien dat een gecombineerd gebruik van SmallSteps en METAPHOR goede potenties biedt voor een beleidsinstrument. De figuren in hoofdstuk 4 geven duidelijk weer wat zonering bij kan dragen aan het voorkomen van de ‘open duinvogel’. Met deze figuren zijn beheerders in staat om een afweging te maken tussen het zo veel mogelijk openstellen van gebieden en het voldoende beschermen van de natuurwaarden. De figuren lijken ook goed bruikbaar in de communicatie tussen beheerders en het publiek. Aan het publiek kan duidelijk worden gemaakt dat de zonering noodzakelijk is voor het beschermen van de natuurwaarden maar ook positieve kanten heeft voor de recreant (de belevingswaarde in open gebieden neemt toe). Uiteraard zijn er, zoals uit hoofdstuk 4.4 blijkt, nog vele verbeteringen mogelijk die de kwaliteit van het zoneringsinstrument zullen verbeteren.

- In de casestudie is alleen gekeken naar een vogelsoort van één habitattype: de ‘open duinvogel’. Het beleidsinstrument ten behoeve van het duinecosysteem dient minimaal te bestaan uit: een open duinvogel, een struweelvogel en een bosvogel. Deze zijn eventueel uit te breiden met andere soortgroepen zoals zoogdieren en reptielen. De ene zoneringsvariant zal positief zijn voor de ene soort en negatief voor de andere. Bij een andere zoneringsvariant zal dit net andersom zijn. Hierbij zal de keuze voor een zoneringsvariant mede worden bepaald door de beheersprioriteit voor een bepaalde soortgroep en/of habitattype.

- Met de gebruikte modellen SmallSteps en METAPHOR is het mogelijk om een kwaliteitsoordeel te geven voor de belevingswaarde van het gebied voor de recreanten. De wijze van beoordeling en de wijze van presentatie van de belevingswaarde dient binnen het beleidsinstrument verder uitgewerkt te worden.

5.2 Aanbevelingen met betrekking tot kennislacunes

Ondanks het feit dat het op basis van de huidige kennis mogelijk is om een bruikbaar recreatie zoneringsinstrument te ontwikkelen blijft onverlet dat er bepaalde kennislacunes zijn in de interactie tussen recreatie en verstoring. Onderbouwend onderzoek gericht op onderstaande kennislacunes kan bijdragen aan het verder verbeteren van de kwaliteit van het beleidsinstrumentarium. In onderstaande opsomming zijn de belangrijkste kennislacunes opgenomen die op basis van het literatuuronderzoek naar voren zijn gekomen. Per lacune (·) wordt een aanbeveling voor onderzoek (⇒) gegeven.

- De meeste studies zijn soort- en gebiedsspecifiek.

⇒ Hiervoor is een integratie van kennis op soortsniveau nodig naar soortgroepen met vergelijkbare gevoeligheid en extrapolatie van resultaten naar andere gebieden. Hiertoe is in de case studie reeds een aanzet gegeven door te spreken van een ‘open duinvogel’.

- De meeste studies hebben betrekking op vogels, terwijl er wel degelijk aanwijzingen zijn dat ook andere soortgroepen, zoals zoogdieren, nadelige effecten van recreatie ondervinden.

⇒ Hiervoor is onderzoek naar de effecten van recreatie op andere soortgroepen nodig.

- Er bestaat nog onvoldoende kennis welk aspect van recreatie de beste voorspellingen geeft van de verstoringseffecten en welke maatregelen het meest effectief zijn voor het sturen van recreanten.

⇒ Hiervoor is onderzoek nodig naar de verschillende aspecten van recreatie, zoals type recreatie, moment in het seizoen, tijdstip op de dag e.d. in relatie tot verstoringseffecten.

- Hoewel er in vele studies een negatief effect van recreatiedruk op broedvogels is aangetoond, ontbreken studies waarin deze relatie is gekwantificeerd in de zin van een dosis-effect curve (zie figuur 3.4). Veel studies leveren slechts één punt van deze dosis-effectcurve op: bijvoorbeeld bij een recreatiedruk van 40 passenten per uur neemt de dichtheid aan broedvogels af met 30% in een zone van 100m langs het pad. Omdat een duidelijke relatie tussen de hoeveelheid recreatie en de zwaarte en reikwijdte van de effecten op broedvogels ontbreekt bestaat er onzekerheid over hoe groot nu precies het door recreatie beïnvloede gebied is.

⇒ Hiervoor is onderbouwend kwantitatief onderzoek nodig, op basis waarvan een correlatie gelegd kan worden tussen de recreatiedruk (de dosis) en de verminderde dichtheden (het effect). Hierbij kan een vergelijkbare proefopzet worden gekozen als in het verstoringsonderzoek van broedvogels door verkeersgeluid (Reijnen, 1995).

- Er bestaat nog onvoldoende inzicht in de achterliggende causale mechanismen die de negatieve effecten van recreatie verklaren. De beschikbaarheid van voedsel en de uitwijkmogelijkheden naar onverstoorde gebieden zijn factoren die naast de verstoring door recreatie mede bepalend zijn voor het reproductieproces. Een beter begrip hoe deze factoren op elkaar inwerken kan bijdragen aan de afwegingen tussen het ruimte geven aan recreatie enerzijds en het afdoende beschermen van de natuurwaarden anderzijds.

⇒ Hiervoor is onderbouwend procesonderzoek nodig naar de energiebalans van verstoorde vogels en welke mate van recreatiedruk leidt tot een verminderd reproductiesucces dan wel een verminderde kans op vestiging.

Literatuur

Bakker, J.G. en J. Lengkeek., 1999. Monitoringsonderzoek recreatie Amsterdamse Waterleidingduinen – Deel II: Onderzoek naar beleving, recreatiegedrag en routepatronen van de bezoekers in 1998 en 1999. Wageningen Universiteit en Research Centrum (Nota Vakgroep Ruimtelijke Planvorming nummer 78). Wageningen.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij, Informatie en Kennis Centrum Natuurbeheer, Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11, Wageningen 1995

Baveco, J.M., In prep. SmallSteps Movement Model: manual version 1.0. Wageningen. Alterra.

Beintema, A., O. Moedt en D. Ellinger, 1995. Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels. Schuyt. Haarlem.

Bijlsma, R.G., R. Lensink en F. Post, 1985. De boomleeuwerik (*Lullula arborea*) als broedvogel in Nederland in 1970-1984. Limosa 58: 89-96.

Chabot, D., 1991. The use of heart rate telemetry in assessing the metabolic cost of disturbances. Transactions of the North American Wildlife and natural resources Conference 56: 256-263.

Cooke, A.S., 1980. Observations on how close some passerine species will tolerate an aproaching
human in rural and suburban areas. Biological Conservation 18: 85-88.

Cramp, S., D.J. Brooks, E. Dunn, R. Gillmor, J. Hall-Craggs, P.A.D. Hollom, E.M. Nicholson, M.A. Ogilvie, C.S. Rosselaar, P.J. Sellar, K.E.L. Simmons, K.H. Voous, D.I.M. Wallace en M.G. Wilson, 1988. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa : the birds of the Western Palearctic. Vol. 5: Tyrant flycatchers to thrushes. Oxford, New York. Oxford University Press.

Drent, R.H. en S. Daan, 1980. The prudent parent: energetic adjustments in avian breeding. Ardea 68: 225-252.

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

Gaddy, L.L. en T.L. Kohlsaat, 1987. Recreational impact on the natural vegetation and avifauna and herpetofauna of south Carolina Barrier Islands. Journal of Natural Areas 7: 55-64.

Gemeentewaterleidingen, 1992. Nota natuurbeheer in de Amsterdamse Waterleidingduinen 1990-2000. Gemeenteblad 1992, bijlage L, Amsterdam.

Hanski, I., 1999. Metapopulation ecology. Oxford series on ecology and evolution, Oxford University Press, Oxford.

Henkens, R.J.H.G., 1995. Watersport en watervogels op het IJmeer. Recreatieseizoenen 1994 en 1995. SBW Advies en Onderzoek rapport nr. SBW 95-14.

Henkens, R.J.H.G., 1998. Ecologische capaciteit natuurdoeltypen I: Methode voor de bepaling effect recreatie op broedvogels. IBN-rapport 363. Wageningen.

Henkens, R.J.H.G., 1999. Ecologische Capaciteit Natuurdoeltypen II: Model voor duurzaamheidsbepaling natuur i.r.t. recreatie. IBN-rapport 414. IBN-DLO. Wageningen.

Hill, D., D. Hockin, D. price, G. Tucher, R. Morris and J. Treweek, 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. Journal of Applied Ecology 43: 275-288.

Jaarsma. C.F. en M.J. Webster, 1999. Monitoringsonderzoek recreatie Amsterdamse Waterleidingduinen – Deel III: Analyse van het recreatiebezoek en het recreatieverkeer in het jaar 1998. Wageningen Universiteit en Research Centrum (Nota Vakgroep Ruimtelijke Planvorming nummer 79). Wageningen.

Joslin, G. en H. Youmans, coordinators, 1999. Effects of recreation on Rocky Mountain Wildlife: a review for Montana. Committee on Effects of Recreation and Wildlife, Montanan Chapter of the Wildlife Society. 307 pp.

Luckenbach, R.A., 1979. An analysis of off-road vehicle use on desert avifaunas. Forty-third North American Wildlife Conference: 157-162.

Miller, S.G., R.L. Knight en C.K. Miller, 1998. Influence of recreational trials on breeding birds communities. Ecological Application 8:162-169.

Ministerie LNV, 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-2, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, ’s-Gravenhage.

Minsterie LNV, 1994. Openstelling natuurgebieden nader bekeken. Studierapport van de projectgroep openstelling, Ministerie van Lanbouw, Natuurbeheer en Visserij, ’s-Gravenhage.

Ministerie LNV, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur 2000; Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, ’s-Gravenhage.

Opdam, P., R. Van Apeldoorn, A. Schotman en J. Kalkhoven, 1993. Population responses to landscape fragmentation. In: C.C. Vos en P. Opdam (eds.), Landscape ecology of a stressed environment. Chapman and Hall, London; 147-171.

Reijnen, M.J.S.M., 1995. Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands. Dissertatie, University of Leiden.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong en M. de Heer, In prep. LARCH Vogels Nationaal; Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport. Wageningen.

Riddington R., M. Hassall, S.J. Lane, P.A. Turner en R. Walters, 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent geese (*Branta b. bernicla*). Bird Study 43: 269-279.

Riffell, S.K., K.J. Gutzwiller en S.H. Anderson, 1996. Does repeated human intrusion cause cumulative declines in avian richness and abundance. Ecological Applications 6: 492-505.

Schaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. Bioscience 31: 131-134.

Schaffer, M.L., 1983. Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. Int. Conf. Bear Management 5: 133-139.

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

Slings, Q.L., 1999. Het effect van natuurgerichte recreatie op de broedvogelstand van het duingebied bij Egmond. NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland. Castricum.

Spaans, B., L. Bruinzeel en C.J. Smit, 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. IBN-rapport 202, Texel.

Staatsbosbeheer, 1999. Jaarverslag 1999. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Teixeira, R.M., 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Deventer. De Lange van Leer b.v.

Til, M. van en J. Mourik., 1999. Vegetatie en landschap van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Architectura en Natura. Amsterdam.

Urfi, A.J., J.D. Goss-Custard en S.E.A.L.V. Dit-Durell, 1996. The ability of oystercatchers Haematopus ostralegus to compensate for lost feeding time: Field studies on individually marked birds. Journal of Applied Ecology 33: 873-883.

Verboom, J., J.M. Baveco, L. Dijkstra en R. Jochem, 1998. METAPHOR user manual. Technical report, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.

Verboom, J., R.P.B. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam en P.C. Luttikhuizen, 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biological Conservation 100: 89-101.

Verboom, J. en W. Wamelink., 1999. Spatial modeling in landscape ecology. IALE-Assay International IALE Conference 1999.

Vereniging Natuurmonumenten, 1999. Genieten van de natuur; recreatiebeleid bij natuurmonumenten. Vereniging Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Vergeer, P., 1997. Changes in landscape: how do species react?. Student report. IBN-DLO, Wageningen.

Visser, M., 1996. Invloed van wandelrecreatie op de fauna van de Amsterdamse Waterleidingduinen, een inventariserend literatuuronderzoek. Gemeentewater-leidingen Amsterdam.

Vos, C.C., H. Baveco, J.P. Chardon en P. Goedhart, 1999. The role of landscape heterogeneity on the movement paths of the tree frog (*Hyla arborea*) in an agricultural landscape. In C.C. Vos A frog`s-eye view of the landscape. Dissertatie, Wageningen Universiteit, Wageningen.

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam C.J.F. Ter Braak, 2001. Towards ecologically scaled landscape indices. American Naturalist 157: 24-51.

Vos, P. en R.H.M. Peltzer, 1987. Recreatie en broedvogels in heidegebieden: Strabrechtse en Groote Heide. Bos en recreatie 15, Afdeling Sociologisch Onderzoek t.b.v. Natuur en Landschap, SBB Utrecht.

Yalden, D.W., 1986. The status of golden plovers in the Peak Park, England in relation to access and recreational disturbance. Water Study Group Bulletin 46: 34-35.

Yalden, P.E. en D.W. Yalden, 1990. Recreational disturbance of breeding golden plovers (*Pluvialis apricarius*). Biological Conservation 51: 243: 262.

Zande, A. van der, 1984. Outdoor recreation and birds: conflict or symbiosis? Dissertatie, Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.

Zande, A.N. van der en T. Verstrael, 1984. Impacts of outdoor recreation upon nest-site choice and breeding success of the kestrel (*Falco tinnunculus*) in 1975-1980 in the Netherlands. In: A.N. van der Zande (ed.), Outdoor recreation and birds: conflict or symbiosis; Impacts of outdoor recreation upon density and breeding success of birds in dune and forest areas in the Netherlands. Dissertatie, Universiteit van Leiden, Leiden, Pp 130-150.

Zoest, J. van, 1994. Effecten van openluchtrecreatie op natuurwaarden van de waddeneilanden, een literatuurstudie. Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Harlingen.

Bijlage B1 Methodiek casestudie

B1.1 Bepalen omvang populaties en verspreiding van de 'open duinvogel'

B1.1.1 Bepalen habitat van de soort

Van de veldleeuwerik is bekend dat deze nestelt in open vegetaties, waar weinig struiken of bomen zijn (Beintema *et al.*, 1995). Hoe opener het landschap is hoe talrijker de vogel er voorkomt (Teixeira, 1979). Deze eisen zijn vertaald naar het basisbestand dat is opgebouwd volgens de systematiek van van Til en Mourik (1999). Hierbij is aangenomen dat de vegetatietypes van de groep kruiden- / mosvegetaties uit dit bestand geschikt zijn als habitat als ze voldoen aan de eisen dat: het percentage struiken kleiner is dan 5% en de gemiddelde hoogte van de vegetatie niet hoger is dan 35 cm. Het habitat is 'optimaal' als het percentage struiken 0% is. Het habitat is 'suboptimaal' als het percentage struiken tussen de 0 en 5% ligt. Verder is het habitat 'suboptimaal' als een 'optimaal' vegetatietype samen voorkomt met een vegetatietype uit een andere groep dat ook aan eerdergenoemde eisen voldoet. En het habitat is 'marginaal' als een 'suboptimaal' vegetatietype uit de groep kruiden- / mosvegetaties voorkomt met een vegetatietype uit een andere groep dat aan eerdergenoemde eisen voldoet (zie tabel B1.1). De dichtheden die bereikt worden in de klassen suboptimaal en marginaal zijn respectievelijk 50% en 25% van de dichtheid in de optimale habitat. Deze waarden zijn aannames van soortexperts en niet gebaseerd op specifieke verspreidingsgegevens van de veldleeuwerik in de Amsterdamse Waterleidingduinen.

Tabel B1.1 Geselecteerde vegetatietypes in de Amsterdamse Waterleidingduinen uit van Til en Mourik (1999), die geschikt zijn als habitat voor de 'open duinvogel' volgens de in de tekst genoemde criteria.

optimaal	suboptimaal	marginaal
G1	G1/M1	G11/G13/M4
G1/G2	G10	R2/G1
G1/G3	G11/G13	R2/G11
G11	G11/M4	R3/G2
G2	G11/M5	R4/G11
G3	G11/P0	R5/G11
	G13	R5/G2
	G2/G4	R6/G11
	G2/G5	R6/G11/M4
	G4	
	G4/G5	
	G5	
	G5/G6	
	G6	
	G9	
	G9/G10	
	G9/G11	
	G9/G13	

B1.1.2 Bepalen dichtheid in optimaal habitat

Uit de literatuur worden verschillende maximale dichtheden gegeven voor verschillende landen. Zo zijn de dichtheden in optimaal habitat in Engeland 50-100 paartjes per 100 ha, in Duitsland 20-200 paartjes, in Rusland 100-200 paartjes en in Tsjecho-Slowakije 300 paartjes (Cramp *et al.*, 1988). In Nederland varieerden de dichtheden van veldleeuweriken in optimaal habitat in 1975 tussen de 7 en 108 paartjes per 100 hectare met een gemiddelde van 54 paartjes (Teixeira, 1979). Bij eerdere analyses van de veldleeuwerik binnen netwerkpopulaties werd een maximale dichtheid van 60 paartjes per 100 ha gebruikt voor het habitattype vochtige graslanden op zandgronden (Reijnen *et al.* in prep.). Voor de 'open duinvogel' worden deze dichtheidgegevens: 60 paartjes per 100 ha (oftewel 1 paartje per 1.66 hectare).

B1.1.3 Bepalen lokale populaties

De geschikte vegetatietypen in het gebied zijn geselecteerd (zie tabel B1.1) en ingedeeld in de categorie, optimaal, suboptimaal of marginaal. Aaneengesloten plekken zijn samengevoegd en van deze samengevoegde plekken zijn die plekken geselecteerd die groot genoeg zijn om minimaal één paartje te bevatten; zogenaamde grote habitatplekken. Als deze grote habitatplekken binnen 300 meter van elkaar liggen, zijn ze samengevoegd tot één lokale populatie. Aan deze populaties worden tevens de kleine habitatplekken binnen een straal van 300 meter toegevoegd (Reijnen *et al.* in prep.). Het blijkt namelijk dat veldleeuweriken tot 300-350 meter van hun nest foerageren (Cramp *et al.*, 1988). In bijlage 2 zijn de resultaten van deze procedure weergegeven.

B1.1.4 Bepalen netwerkpopulatie

Het studiegebied is van een zodanige omvang dat de verschillende populaties als één netwerkpopulatie beschouwd mogen worden. De afstand tussen de ene populatie en een volgende populaties zal in het gebied waarschijnlijk nooit groter dan 5 km worden. Deze afstand kunnen veldleeuweriken gemakkelijk overbruggen op dispersie (Reijnen *et al.* in prep.).

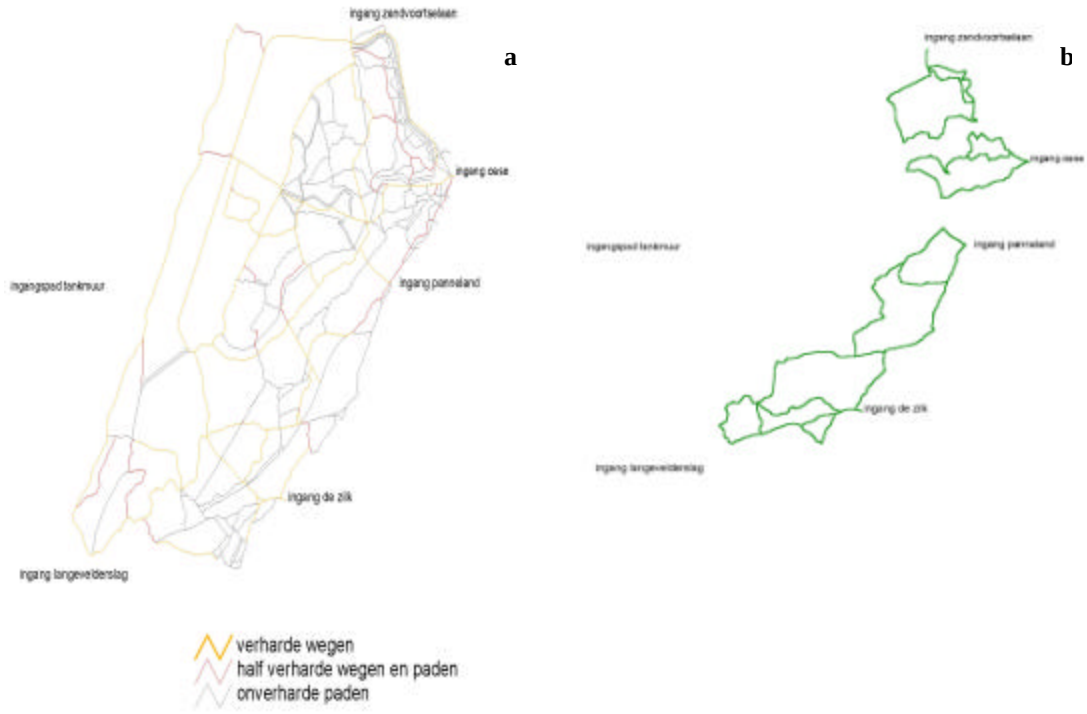
B1.2 Bepalen recreatiedruk met behulp van SmallSteps

B1.2.1 Bepalen aantal wandelaars per pad

Verondersteld wordt dat de route die recreanten lopen begint en eindigt bij dezelfde ingang. Vanuit elk kruispunt van paden wordt bepaald wat de kortste route is naar de verschillende ingangen. De recreanten krijgen in SmallSteps een afstand mee die ze zullen afleggen. Vervolgens kiezen ze een willekeurig pad. Bij elk nieuw kruispunt

wordt bepaald of de kortste route terug naar de ingang groter is dan het restant van de afstand die ze nog mogen afleggen. Zo ja, dan kiezen ze de kortste route terug. Per padsegment, (de afstand tussen twee kruispunten) wordt bijgehouden hoeveel recreanten passeren.

Voor de analyse van de recreatiedruk in de simulatie van de AW duinen wordt onderscheid gemaakt in recreanten die alleen paaltjeswandelingen volgen en recreanten die alle paden benutten (Jaarsma en Webster, 1999). De kleine groep recreanten die van de paden afgaat, wordt buiten beschouwing gelaten. Voor de twee geanalyseerde groepen zijn twee inputbestanden voor de paden gebruikt, die aangeleverd zijn door Gemeentewaterleidingen Amsterdam (figuur B1.1a-b). De paden zijn in deze bestanden nauwkeurig aan elkaar gesloten en open einden, doodlopende paden, zijn verwijderd. Vervolgens zijn de bestanden omgezet in een geschikt format voor het model SmallSteps.



Figuur B1.1a-b Inputbestanden voor het model SmallSteps. Figuur a betreft het padenstelsel zoals met daarin alle paden aangegeven. Figuur b betreft het padenstelsel, zoals dit gebruikt wordt door de recreanten die alleen paaltjeswandelingen volgen

B1.2.2 Parameter instellingen van SmallSteps

De volgende instellingen zijn gebruikt:

- In het gebied zijn vijf ingangen aangegeven: Zandvoortselaan, Oase, Panneland, De Zilk en Langevelderslag (zie figuur B1.1). Bij de analyse wordt ervan uitgegaan dat het vertrekpunt tevens het aankomstpunt is van de recreanten.

- De verhouding van het aantal recreanten dat bij de verschillende ingangen vertrekt is gebaseerd op gegevens uit 1998 (zie tabel 4.1 in Jaarsma en Webster, 1999) en is als volgt: Zandvoortselaan 15.5%, Oase 41.6%, Panneland 21.5%, De Zilk 20.6% en Langevelderslag 0.7%.
- De gemiddelde verblijfsduur is 2.5 uur (figuur 2.2 uit Bakker en Lengkeek, 1999). In SmallSteps wordt de aanname gedaan dat recreanten die paaltjeswandelingen volgen gemiddeld 5 km wandelen en de overige recreanten gemiddeld 7.5 km. De standaarddeviatie is voor beide groepen 1 km.

B1.2.3 Omzetten resultaat SmallSteps in recreatiedruk binnen lokale populaties

SmallSteps heeft 50 duizend recreanten gesimuleerd. Het aantal recreanten per pad is omgezet naar reële dagelijkse aantallen door gebruik te maken van het aantal bezoekers op de normdag. Deze normdag wordt gedefinieerd als de op 10 na drukste dag van het jaar (Henkens, 1998). Deze kan op basis van het totale jaarbezoek worden bepaald of worden afgelezen uit tellingen. In vergelijkbare gebieden kan worden gezegd dat het dagbezoek op de normdag globaal 0,6% van het jaarbezoek is (mondelinge mededeling Peter Visschedijk). Voor de simulatie van de AW duinen levert dit een aantal van 4339 bezoekers op de normdag. De 20 drukste dagen van het jaar liggen allen boven 4500 bezoekers per dag (figuur 4.8 in Jaarsma en Webster, 1999). Aangezien deze dagtellingen zeer hoge waarden laten zien voor enkele dagen in het najaar en de winter en slechts in één jaar zijn gemeten, is aangenomen dat de bepaling op basis van het jaarbezoek een betere indicatie geeft. Het aantal bezoekers is desondanks op 4500 per dag gesteld, daarmee het midden houdend tussen de normdag op basis van het jaarbezoek en de 10^{e} drukste dag op basis van de uitkomsten van Jaarsma en Webster (1999). Dit aantal wordt verdeeld over de twee categorieën van recreanten: 30% paaltjeswandelaars, 70% overige (zie paragraaf 3.4 uit Bakker en Lengkeek, 1999).

Om de druk op de populaties van de ‘open duinvogel’ te bepalen is gebruik gemaakt van de methode om de gevoeligheid van de Veldleeuwerik te bepalen voor recreatie, zoals beschreven in Henkens (1999). Deze gaat uit van groepen recreanten per uur. De resultaten van SmallSteps zijn gegeven in recreanten per dag. Deze zijn omgezet naar groepen per uur door een groepsgrootte aan te houden van 2.1 recreanten per groep en een dagduur aan te houden van 9 uur. Zodoende kan per pad aangegeven worden hoeveel groepen recreanten per uur het pad passeren. De invloed van deze groepen wordt weergegeven in tabel B1.2. De invloedsfeer van een pad is afhankelijk van het aantal groepen recreanten dat passeert per uur. Deze invloedsfeer is voor de verschillende paden over de populaties gelegd en vervolgens is bepaald welk deel van de populatie wordt beïnvloed en welk deel niet. In het deel dat beïnvloed wordt, wordt de dichtheid met 50% en de reproductie met 25% gereduceerd.

Tabel B1.2 Afstand tot waar recreatie effect heeft op de dichtheid van een 'open duinvogel' afhankelijk van het aantal groepen per uur dat op de normdag een pad bewandelt (Henkens, 1999)

aantal groepen	afstand (m)
0-1	30
2-5	60
6-15	100
16-30	200
31-60	300
61-100	400
>100	600

B1.3 Analyses levensvatbaarheid netwerkpopulatie met behulp van METAPHOR

De belangrijkste processen in een populatie die het uiteindelijke lot van de populatie bepalen zijn: geboorte, sterfte en uitwisseling (dispersie). Op Alterra is het computermodel METAPHOR (Verboom *et al.,* 1998, Vos *et al.* 2001) ontwikkeld en dit simuleert deze processen in de tijd. Met dit model is het mogelijk de levensvatbaarheid van een netwerkpopulatie te bepalen. De netwerkpopulatie moet opgebouwd zijn uit meerdere populaties. In METAPHOR wordt elk jaar bepaald hoeveel dieren geboren worden, sterven, emigreren en immigreren. Deze processen zijn stochastisch in METAPHOR. Door de aantallen bij het huidige aantal op te tellen dan wel af te trekken kan worden bepaald hoeveel individuen het volgend jaar in de populatie aanwezig zijn. Zo kan het zijn dat in een bepaald jaar te weinig dieren geboren worden, dan wel immigreren, waardoor de populatie zal uitsterven. Vooral bij kleine populaties is deze kans groot.

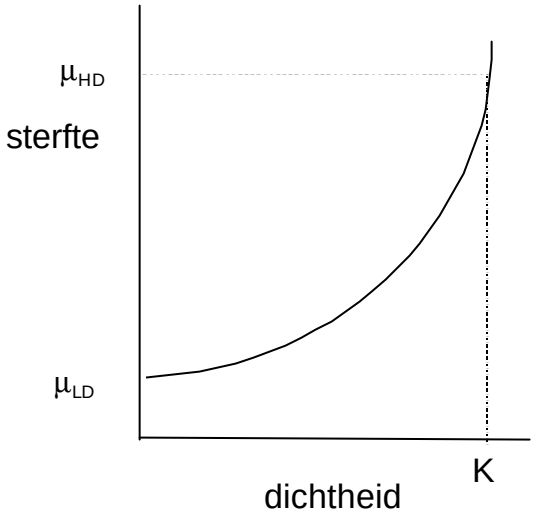
Voor elk van de drie scenario's is bepaald welk deel van de populatie beïnvloed wordt door recreanten. In dit deel is de dichtheid gehalveerd en wordt de reproductie verminderd met 25%. Hierdoor wordt het potentieel aantal paartjes dat in de verschillende populaties kan voorkomen in de drie scenario's anders.

B1.3.1 Parameter instellingen METAPHOR

Voor de 'open duinvogel' is het model gebruikt dat gebaseerd is op kleine moerasvogels (Verboom *et al.,* 1998). Enkele instellingen met betrekking tot geboorte en sterfte zijn aangepast aan literatuurgegevens over de veldleeuwerik. In totaal worden voor het model 14 parameters gebruikt (zie tabel B1.3). In populatiedynamische zin komen kleine vogels voldoende met elkaar overeen wat betreft de verhouding tussen sterfte en reproductie en gevoeligheid voor milieuvariatie etc. om deze parameterset als basis te gebruiken voor de 'open duinvogel'. Cramp *et al.* (1988) geeft een goede algemene beschrijving van de veldleeuwerik. De gegevens zijn gebaseerd op meerdere studies in Europa. Er is geen reden waarom deze gegevens niet vergelijkbaar zouden zijn met de Nederlandse situatie. De enige manier om de waarden van de parameters met zekerheid in te kunnen stellen, is het doen van populatiedynamisch onderzoek aan de veldleeuwerik

in de duinen. Omdat de parameterinstellingen gebaseerd zijn op de algemene beschrijving van de veldleeuwerik is er sprake van een 'open duin vogel' en niet van een veldleeuwerik.

1. mating system: De veldleeuwerik is monogaam (Cramp *et al.,* 1988).
2. aantal leeftijdsklasses: In het model wordt één leeftijdsklasse aan gehouden. Dit houdt in dat eenjarigen een gelijke reproductie en sterfte kennen als meerjarige individuen.
3. territoriaal: Veldleeuweriken zijn territoriaal (Cramp *et al*., 1988).
4. broedplaatstrouw: Veldleeuweriken zijn broedplaatstrouw (Cramp *et al.,* 1988, Beintema *et al.,* 1995). Vooral de juvenielen zullen op dispersie gaan (zie parameter 14 en 15).
5. aantal dispersie rondes: Wanneer individuen op dispersie gaan, bestaat de kans dat ze in een gebied komen dat reeds een hoge dichtheid kent. In deze situatie zullen ze verder op zoek gaan naar een eigen territorium. Ze blijven habitatplekken afzoeken, totdat ze een geschikt 'leeg' territorium vinden. In METAPHOR hebben de individuen op dispersie 6 dispersie rondes om een 'leeg' territorium te vinden. Deze maat wordt ook in het model voor de kleine moerasvogels gebruikt.
6. sterfte bij lage dichtheden (figuur B1.2): In Engeland is de sterfte van adulte veldleeuweriken 0.335 (Cramp *et al.,* 1988). Voor sterfte bij lage dichtheden is een waarde van 0.2 aangehouden.
7. sterfte bij hoge dichtheden (figuur B1.2): In Engeland is de sterfte van adulte veldleeuweriken 0.335 (Cramp *et al.,* 1988). Voor sterfte bij hoge dichtheden is een waarde van 0.4 aangehouden.
8. standaarddeviatie sterfte (figuur B1.2): Deze is op 0.05 gesteld, gelijk aan de waarde in het model voor kleine moerasvogels. De standaarddeviatie geldt zowel voor sterfte bij hoge als lage dichtheden.
9. stijlheid sterftecurve (figuur B1.2): Deze curve bepaalt de lijn die gehanteerd wordt tussen sterfte bij lage en hoge dichtheden. In het model is de waarde op 2 gesteld, gelijk aan de waarde in het model voor kleine moerasvogels.
10. reproductie bij lage dichtheden: In Engeland zijn waarden van 50% gevonden voor het percentage vliegvlugge kuikens bij een legsel van 4 eieren. De sterfte van 1^e jaars is 0.38 (Cramp *et al.,* 1988). Dit is gebruikt in het model bij lage dichtheden: 4 * 0.50 * 0.38 = 0.75.
11. reproductie bij hoge dichtheden: In Engeland zijn waarden van 32% gevonden voor het percentage vliegvlugge kuikens bij een legsel van 3 eieren. De sterfte van 1^e jaars is 0.38 (Cramp *et al.,* 1988). Dit is gebruikt in het model bij hoge dichtheden: 3 * 0.32 * 0.38 = 0.35.
12. standaarddeviatie reproductie: Deze is op 0.1 gesteld, gelijk aan de waarde in het model voor kleine moerasvogels.
13. fractie van de juvenielen die emigreert: deze is op 0.7 gesteld, gelijk aan de waarde in het model voor kleine moerasvogels.
14. fractie van de adulten die emigreert: deze is op 0.1 gesteld, gelijk aan de waarde in het model voor kleine moerasvogels.



Figuur B1.2 Curve die gebruikt wordt voor de bepaling van de sterftekans in METAPHOR. μ_{ld} is sterfte bij lage dichtheden en μ_{hd} is sterfte bij hoge dichtheden

Tabel B1.3 Parameters met bijbehorende waardes voor analyses met het model METAPHOR. Voor uitleg van de waardes wordt verwezen naar de tekst in paragraaf B1.3.1

nummer	omschrijving	symbool	waarde
1	mating system		monogaam
2	aantal leeftijdsklassen		1
3	territoriaal		Ja
4	broedplaatstrouw		ja
5	aantal dispersie rondes		6
6	sterftekans bij lage dichtheden	μ_{ld}	0.2
7	sterftekans bij hoge dichtheden	μ_{hd}	0.4
8	standaarddeviatie sterftekans	sd_{μ}	0.05
9	stijlheid sterftecurve	z	2
10	reproductie bij lage dichtheden	β_{ld}	0.75
11	reproductie bij hoge dichtheden	β_{hd}	0.35
12	standaarddeviatie reproductie	sd_{β}	0.1
13	fractie van de juvenielen die emigreert	δ_1	0.7
14	fractie van de adulten die emigreert	δ_2	0.1

B1.3.2 Uitwisseling tussen lokale populaties

Uitgestorven populaties kunnen opnieuw bezet raken, kolonisatie genoemd. Dit komt doordat, vooral jonge individuen, vanuit naburige populaties op zoek gaan naar nieuwe leefgebieden. Vooral de grote naburige populaties leveren deze jonge individuen. In METAPHOR wordt elk jaar bepaald hoeveel dieren in elke populatie emigreren. Een deel van deze dieren zal op zoek gaan naar leefgebieden buiten de netwerkpopulatie of sterven gedurende het zoeken. Het overige deel wordt over de andere populaties verdeeld. In METAPHOR wordt hiervoor een relatiefile gebruikt. In deze relatiefile staat aangegeven wat de kans is dat een individu op dispersie vanuit de ene populatie een andere populatie zal bereiken (tabel B1.4). In de kolom totaal is te achterhalen hoeveel procent van de individuen op dispersie binnen de netwerkpopulatie (Amsterdamse Waterleidingduinen) blijft. In deze casestudie is een

inschatting gemaakt van deze relatiefile op basis van de 'PieSlice' methodiek, zoals deze beschreven is in Verboom *et al.* (1998). De 'PieSlice' methode houdt rekening met de grootte van het doelgebied en de afstand tussen brongebied en doelgebied. De aankomstkansen worden berekend met hoeken.

Tabel B1.4 Relatiefile zoals deze gebruikt is voor de analyses met METAPHOR. De nummers van de populaties komen overeen met figuur 4.1. Per rij wordt de kansverdeling van emigranten vanuit één populaties over de andere populaties aangegeven. De kolom totaal (tot.) geeft de fractie van een populatie aan, die een andere populatie bereikt binnen dezelfde netwerkpopulatie

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	tot.
1	-	0.14	0.04		0.04					0.05		0.27
2	0.15	-	0.19	0.04	0.19	0.08				0.11		0.76
3	0.08	0.19	-	0.38	0.11							0.76
4		0.08	0.26	-	0.19	0.15	0.04	0.04				0.76
5	0.04	0.20	0.16	0.24	-	0.08				0.08		0.80
6		0.08		0.23	0.09	-	0.36	0.09		0.09		0.92
7				0.09		0.27	-	0.27	0.09	0.14	0.05	0.86
8				0.11		0.08	0.23	-	0.23	0.08	0.04	0.73
9				0.02		0.02	0.08	0.16	-	0.04	0.08	0.32
10	0.05	0.05			0.05	0.10	0.10	0.05		-	0.10	0.40
11							0.06	0.05	0.08	0.12	-	0.31

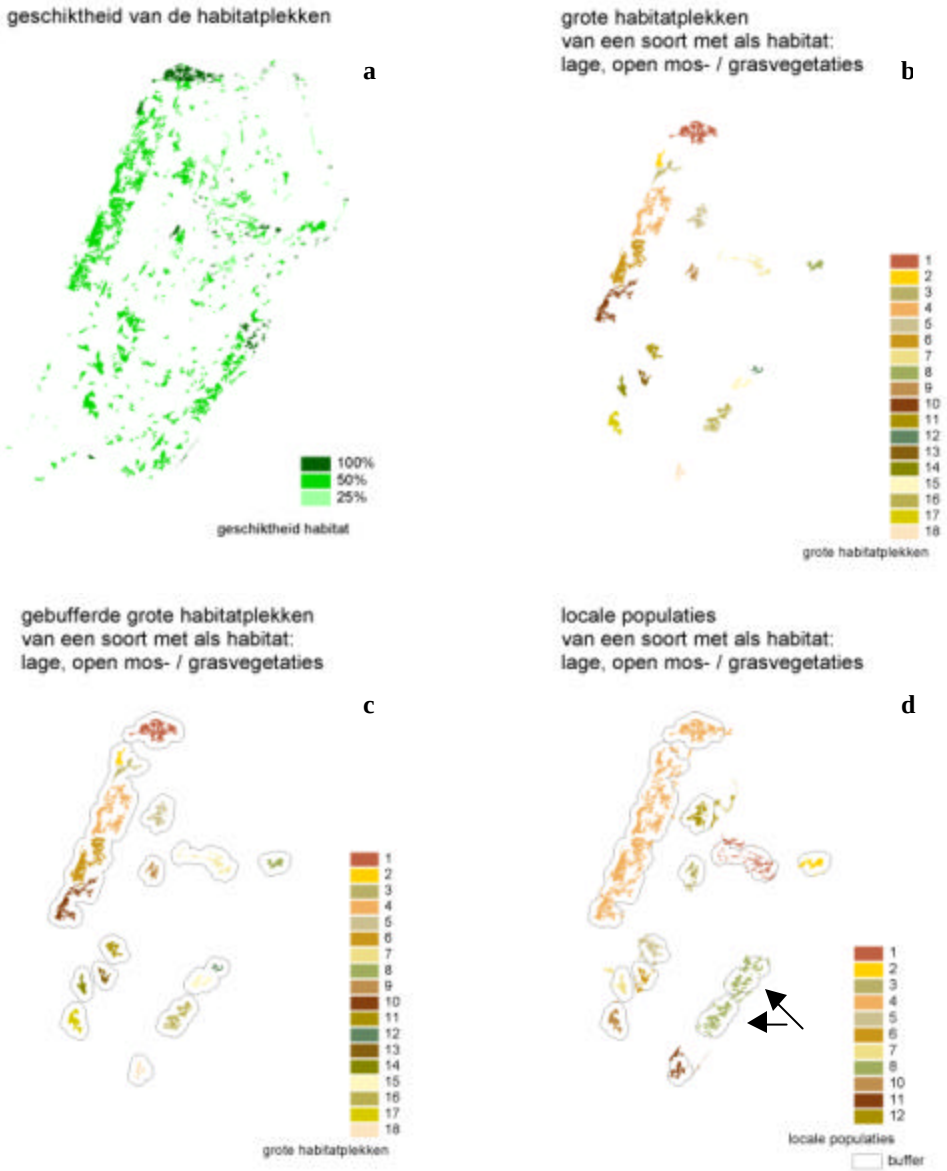
B1.3.3 Simulaties METAPHOR

Voor de drie scenario's is de levensvatbaarheid[†] van de netwerkpopulatie van de 'open duinvogel' in het gebied bepaald. Er zijn 100 replicaruns per scenario gemaakt. Bij elke run is gestart met een maximale dichtheid in de populaties (zie tabel 4.1). Tussen 150 en 250 jaar zijn de resultaten verzameld. Dit is gedaan, omdat verwacht mag worden dat na 150 jaar de netwerkpopulatie gemiddeld in een evenwicht is in METAPHOR (Vergeer, 1997). Door vervolgens nog 100 jaar de populatie te volgen kunnen de resultaten makkelijk vertaald worden in levensvatbaarheid: een kans op uitsterven in 100 jaar. Voor de 100 runs wordt een gemiddelde bepaald. Blijkt de netwerkpopulatie binnen de eerste 150 jaar uit te sterven, dan worden de gegevens van de betreffende run niet meegenomen in de analyses. Zo wordt een zuivere waarde verkregen voor de kans dat een netwerkpopulatie binnen 100 jaar uitsterft. Indien in een scenario veel simulaties na 150 jaar een uitgestorven netwerkpopulatie laten zien, zal de extinctiekans van de resterende simulaties over de volgende 100 jaar waarschijnlijk ook hoog zijn.

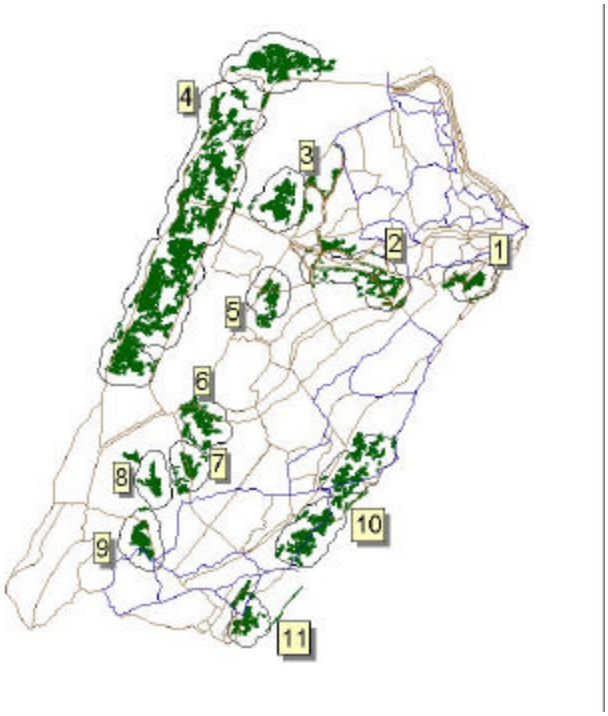
[†] De meest gangbare norm die gebruikt wordt voor levensvatbare populaties is dat de kans op uitsterven van een populatie kleiner is dan 5% in 100 jaar (Schaffer 1981, 1983, 1987).

Bijlage B2 Deelresultaten bij bepaling lokale populaties.

Het blijkt dat er weinig optimaal habitat voor de 'open duinvogel' aanwezig is. Het meeste habitat is suboptimaal (figuur B2.1a). De grote aaneengesloten habitatplekken (figuur B2.1b) kunnen samengevoegd worden tot 12 populaties (figuren B2.1c). Bij het toevoegen van kleine habitatplekken, die binnen foerageerafstand liggen, blijkt dat één kleine habitatplek aan twee populaties wordt toebedeeld. De twee populaties zijn samengevoegd tot één populatie. Zo ontstaan er 11 populaties. Voor het gebruik in het model METAPHOR zijn deze 11 populaties opnieuw genummerd en deze nummers worden gedurende de rest van de analyses gebruikt (figuren B2.2, 4.1 en tabel B2.1).



Figuur B2.1a-d Bepalen van (deel)populaties van de 'open duinvogel' in de simulatie van de AW duinen. Vanuit het geschikt habitat (a) worden grote plekken geselecteerd (b). Deze worden geclusterd als ze binnen een straal van 300 meter liggen (c) en kleine habitatplekken (uit a) worden samengevoegd als ze ook binnen deze straal liggen (zie ook bijlage 1). Het blijkt dat één kleine habitatplek zowel aan populatie 8 als 9 wordt toebedeeld (zie pijltjes). Daarom zijn beide populaties met de kleine habitatplek samengevoegd tot één gezamenlijke populatie. Uiteindelijk worden er 11 populaties gevormd in het gebied (zie d)



Figuur B2.2 Populaties van de 'open duinvogel' in de simulatie van de AW duinen

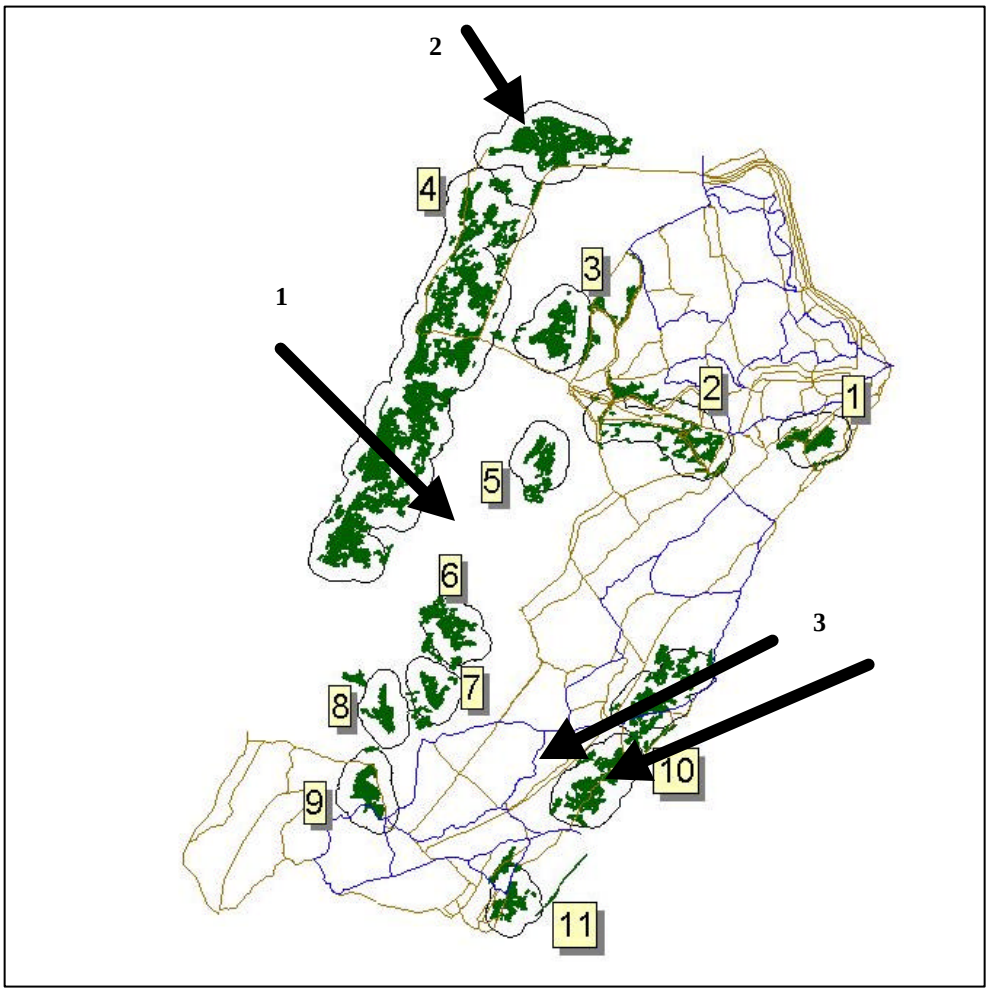
De oppervlakte geschikt habitat van elke populatie bestaat uit een bepaalde verdeling van optimaal, suboptimaal en marginaal habitat met dichtheden van respectievelijk 100%, 50% en 25% van de optimale dichtheid (60 paartjes per 100 ha, Cramp *et al.*, 1988). Hieruit volgt het aantal paartjes dat in elke habitatplek mogelijk is. De gemiddelde habitatkwaliteit is vervolgens bepaald door de dichtheid (aantal paartjes per oppervlakte) in de populatie te vergelijken met de optimale dichtheid (60 paartjes per 100 ha, zie bijlage 1).

Tabel B2.1 Totale oppervlakte aan habitat, potentieel aantal paartjes en gemiddelde kwaliteit van het habitat in de verschillende populaties. De nummers van de populaties komen overeen met figuren B2.2 en figuur 4.1. De gemiddelde habitatkwaliteit is bepaald door de dichtheid (aantal paartjes per oppervlakte) in de populatie te vergelijken met de optimale dichtheid (60 paartjes per 100 ha, zie bijlage 1)

populatie	**oppervlakte aan geschikt habitat (ha)**	**aantal paartjes**	**gemiddelde kwaliteit habitat**
1	14.6	2.0	0.52
2	6.6	4.5	0.50
3	7.1	4.1	0.55
4	123.6	42.8	0.58
5	11.6	2.4	0.50
6	6.5	3.5	0.50
7	6.6	2.0	0.50
8	31.8	2.0	0.56
9	7.9	2.37	0.50
10	8.6	10.6	0.54
11	14.7	2.8	0.46

Bijlage B3 Wijzigingen padenstelsel voor zoneringsscenario

Op basis van figuur 4.2 is een scenario uitgewerkt om na te gaan of een zonering van recreatie bij kan dragen aan de levensvatbaarheid van de 'open duinvogel'. Hierbij is in samenspraak met Gemeentewaterleidingen Amsterdam gezocht naar mogelijke wijzigingen van paden, die uitvoerbaar kunnen zijn. Dit heeft geresulteerd in een nieuw padenstelsel (figuur B3.1). De belangrijkste wijziging is de zonering (pijl 1 in figuur B3.1). Hierdoor wordt een deel van het gebied afgesloten, dat momenteel niet veel gebruikt wordt. De tweede wijziging was een afsluiting van een klein pad in het noordwesten van het gebied (pijl 2 in figuur B3.1). De laatste wijziging was het verleggen van een paaltjes route (pijlen 3 in figuur B3.1). In de huidige situatie loopt deze midden door populatie 10 heen. In die nieuwe situatie is deze verlegd naar een noord westelijker pad. Het pad door populatie 10 blijft wel open voor andere wandelaars. De belangrijkste motivatie van de tweede en derde wijziging was om de verstoringsdruk op de grootste populaties (populaties 4 en 10) te vermindering.



Figuur B3.1 Nieuw padenstelsel dat gebruikt is in het scenario 'zonering'. De pijlen geven de plekken aan waar wijzigingen zijn ten opzichte van de huidige situatie. De blauwe lijnen markeren de paaltjesroutes. Recreanten die alle paden bewandelen, maken zowel gebruik van deze blauwe lijnen als van de bruine lijnen