



Ruimtelijke context als criterium voor de beoordeling van de staat van instandhouding bij habitattypen

Gerald Louette

INBO.R.2015.7158958

Inhoud

1/ Inleiding	4
2/ Conceptuele achtergronden	6
2.1/ Soorten-oppervlakte theorie	6
2.2/ Eiland-biogeografie theorie	6
2.3/ Metapopulatie theorie.....	8
2.4/ Metagemeenschap theorie.....	8
3/ Habitatverlies en -fragmentatie.....	10
4/ Samenvattende principes	11
5/ Minimum structuurareaal.....	12
6/ Landschapsmetrieken	13
7/ Aanpak op twee habitattypen	14
7.1/ Functionele habitatvlek	14
7.2/ Maximale onderlinge afstand van habitatvlekken	15
7.3/ Minimale oppervlakte van de functionele habitatvlek(ken)	16
7.4/ Technische aanpak in GIS en bepaling landschapsmetrieken	16
8/ Referenties.....	20
9/ Bijlagen.....	23

Dit rapport geeft meer detail over het aspect ruimtelijke context voor de beoordeling van de staat van instandhouding bij habitattypen. Het bouwt verder op de aanzet die wordt gegeven in Oosterlynck et al. (2015) – *Lokale Staat van Instandhouding (LSVI) – Habitattypen: actualisering (versie 3)*. INBO.R.2015.XXXXXX. Er wordt een verkenning gemaakt op drie verschillende niveaus, Vlaanderen, speciale beschermingszone en habitatvlekkencomplex aan de hand van twee voorbeeld habitattypen (6510 mesofiel hooiland en 91E0 vochtig bos). Waardevolle aanvullingen op dit rapport werden gegeven door Dries Adriaens, Geert De Knijf, Luc Denys, Dirk Maes, Patrik Oosterlynck, Desiré Paelinckx en Jeroen Vandenborre.

1/ Inleiding

De Habitatrictlijn vereist dat habitattypen in een gunstige staat van instandhouding (GSVI) worden gebracht en gehouden op biogeografisch niveau binnen de EU lidstaten. Deze GSVI wordt volgens de EC handleiding opgevat via vier verschillende domeinen. Deze zijn areaal, oppervlakte, structuren en functies inclusief typische soorten, en toekomstperspectieven. Een wetenschappelijke definitie van het GSVI-concept is tot op heden onderwerp van discussie. De GSVI wordt immers bepaald door meerdere ecologische processen die allen relateren tot een minimale of afwezige kans op uitsterven van een soort (of set van soorten die dan samen een habitatype vormen) over een korte tijdspanne. Meestal wordt een maximaal verlies van 5 % van de genetische diversiteit in een periode van 100 jaar als grens gezet (zie ook concretisering voor amfibieën en reptielen in Vlaanderen, Mergeay 2013). Het duurzaam functioneren en behoud van het habitatype staat dus centraal. Referentiewaarden (grenswaarden/streefwaarden) dienen gehaald te worden voor afgelijnde aspecten binnen de GSVI. Het vaststellen van deze drempels is echter niet eenvoudig. Deze referentiewaarden dienen namelijk gebaseerd te zijn op diepgaand wetenschappelijk onderzoek rond de ecologie van biotopen en hun karakteristieke soorten, waarbij theoretische, demografische en/of metapopulatie-genetische modellen achtergrond bieden. Historische waarden kunnen eveneens een oplossing betekenen bij afwezigheid van overige gegevens. Feit is dat de minimale grenzen van de referentiewaarden minstens diegene dienen te zijn zoals ze bestonden bij het in voege treden van de Habitatrictlijn in Vlaanderen in 1994.

De GSVI op lidstaatsniveau (Vlaanderen) bevat de som van de SVI op lokaal (speciale beschermingszones SBZ of habitatvlekken) niveau. De meerderheid (arbitrair door de EC bepaald op ≥ 75 % van de oppervlakte van het habitatype binnen de biogeografische regio van de lidstaat) van de habitatvlekken dient dus in een goede staat van instandhouding te verkeren. Lokaal dienen de habitatvlekken daarvoor een minimum oppervlakte te bevatten om het aantal noodzakelijke typische soorten te kunnen huisvesten, en een zeker kwaliteitsniveau te halen om de structuur en functies van de habitatvlek te vrijwaren. Kwaliteit veronderstelt naast het aanwezig zijn van het habitatype met de 'juiste' florasamenstelling (criterium vegetatie), en een goede structuurmix (criteria structuur en afwezigheid verstoring), een aantal elementen die bijdragen tot het behouden van typische soorten (zowel fauna als flora). Metrieken rond oppervlakte (norm voor bepaalde typische soorten) en vorm (norm voor optreden van randeffecten) zijn bijgevolg interessant op lokaal niveau. Verbindingen tussen habitatvlekken zijn belangrijk voor de verplaatsingen van typische soorten tussen geschikte habitatvlekken, waarbij de maximale te overbruggen afstand en het type tussenliggende matrix sterk kunnen verschillen van soort tot soort. Connectiviteit-fragmentatie is bijgevolg sterk soortafhankelijk. Een voorbeeld zijn oudbosplanten die zich zeer traag verspreiden over beperkte afstand en in schaduwrijke omstandigheden, terwijl vogels met meer gemak landbouwzones of urbane gebieden overbruggen.

In dit document geven we: 1/ een literatuuroverzicht van de relevante conceptuele achtergronden rond ruimtelijke configuratie, 2/ bespreken we kort een aantal bestaande landschapsmetrieken en hun relatie tot de ecologische principes, en 3/ geven we ten slotte aan de hand van twee voorbeelden aan hoe landschapsmetrieken kunnen bepaald worden in een Vlaamse context. We vertrekken bij deze verkenning vanuit de aanname dat voor elke habitatvlek gestreefd wordt naar een zo hoog mogelijke kwaliteit (structuur en functies), wat overigens een generieke taakstelling van de IHD is via optimaal beheer en het wegwerken van milieudrukken. Dit betekent dus ideale

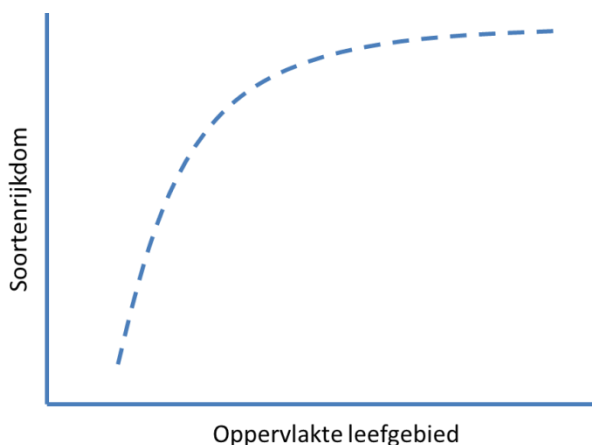
structuurkenmerken en een zo laag mogelijk aandeel van verstoringskenmerken. Per habitatvlek is dus best een zo hoog mogelijke heterogeniteit van de structuur aanwezig om zoveel mogelijk soorten te kunnen herbergen. De beoordeling van de ruimtelijke context gebeurt als desktopoefening in een GIS-omgeving voor een lokale situatie (habitatvlekkengroep afzonderlijk, of geheel van habitatvlekkengroepen binnen een speciale beschermingszone), waarna een opschaling op niveau Vlaanderen gebeurt volgens de criteria zoals vooropgesteld door de EC (≥ 75 % van de oppervlakte dient goed te zijn).

2/ Conceptuele achtergronden

Om te begrijpen welke ruimtelijke configuratie van habitatvlekken de beste voorwaarden schept voor het behoud van de biodiversiteit, zijn inzichten in een aantal conceptuele kaders noodzakelijk. In de landschapsecologie worden chronologisch, en voortbouwend op elkaar, de soorten-oppervlakte theorie, eiland-biogeografie theorie, metapopulatie theorie, en metagemeenschap theorie onderscheiden (zie Collinge 2009 voor een uitgebreid overzicht). We bespreken in onderstaande kort deze kaders en hun relevantie om bepaalde ruimtelijke configuraties na te streven, en bijgevolg de GSVI voor dit criterium vast te stellen.

2.1/ Soorten-oppervlakte theorie

Het verband tussen het aantal soorten en de oppervlakte van een leefgebied werd reeds op het einde van de 19^e eeuw vastgesteld en sindsdien in vele studies verder bevestigd. Naarmate de oppervlakte van een leefgebied groter wordt, kunnen er meer soorten samen in voorkomen. Een grotere oppervlakte genereert meer kans op heterogeniteit (en dus niches) in een leefgebied. Daarnaast zijn bepaalde (veelal grotere) soorten gebonden aan een minimale oppervlakte aan leefgebied om hun belangrijkste behoeften (rusten, foerageren en voortplanten) naar behoren te kunnen vervullen. Zo hebben invertebraten veelal slechts een klein leefgebied nodig (schaal van enkele ha), terwijl grotere zoogdieren veel grotere leefgebieden bevolken (schaal van meerdere km²). In Figuur 1 wordt het verband tussen beide variabelen getoond.

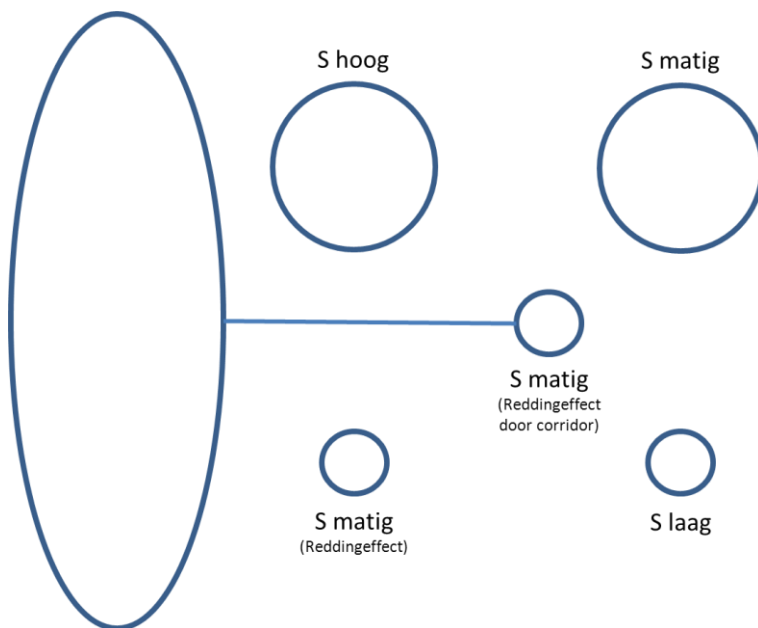


Figuur 1. Verband tussen de oppervlakte van het leefgebied en het aantal soorten dat erin kan voorkomen.

2.2/ Eiland-biogeografie theorie

In de jaren 1960 werd een algemene theorie ontwikkeld die voor oceanische eilanden de soortenrijkdom verklaart. De theorie bouwt verder op het verband tussen soortenrijkdom en oppervlakte van een leefgebied, en integreert de invloed van afstand tussen leefgebieden (eilanden) in een matrix van een ongunstige omgeving (oceanen). Processen van, en de verhouding tussen,

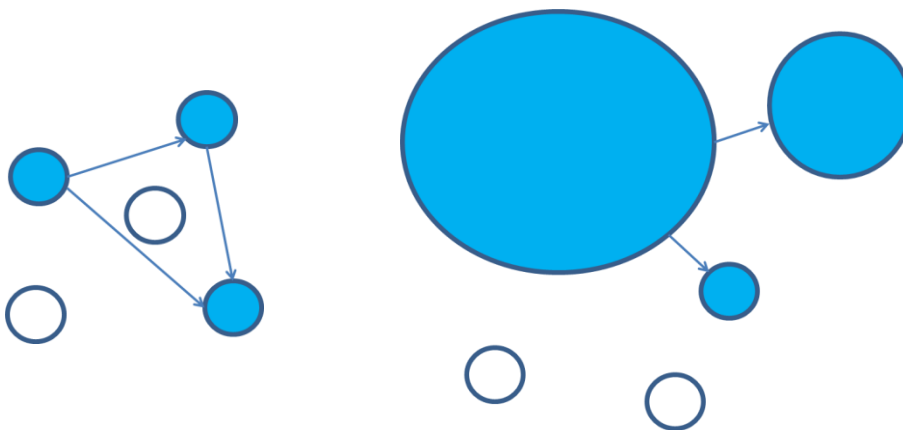
kolonisatie en extinctie zijn hierbij cruciaal. Zo is de kans op kolonisatie hoger naarmate een leefgebied dichter gelegen is bij de bron (vasteland, belang van het regionale voor kolonisatie), waardoor er meer soorten zullen voorkomen dan in leefgebieden van gelijkaardige grootte, die verder weg gelegen zijn. Daarnaast hebben populaties in leefgebieden die klein zijn meer kans op extinctie doordat de erin voorkomende populaties klein zijn, en dus meer onderhevig zijn aan toevallige factoren (belang van het lokale voor extinctie). Hierdoor komen er minder soorten in voor dan in leefgebieden van gelijkaardige grootte die dichterbij gelegen zijn. Voorts speelt het reddingeffect bij kleine leefgebieden die dichtbij de bron gelegen zijn. Louter op basis van hun grootte zouden er voor deze situaties minder soorten verwacht worden (hogere extinctiekans), maar wordt dit gecompenseerd door een verhoogde kans op kolonisatie door hun korte afstand tot de bron. Wanneer er een corridor (lineair leefgebiedselement) aanwezig is, kan de afstand tussen bron en doel zelfs hoger zijn om hetzelfde aantal soorten te herbergen dan een leefgebied dichterbij van gelijkaardige grootte. In Figuur 2 worden deze verschillende processen gevisualiseerd. In een terrestrische omgeving (habitatvlekken binnenin een matrix van ongunstig landgebruik) spelen bijkomende landschapseffecten die de soortenrijkdom beïnvloeden. Deze effecten, o.a. habitatdiversiteit, verstoring, kerngrootte, ouderdom en isolatie van leefgebiedvlekken, alsook matrixheterogeniteit, treden op doordat de omvattende matrix meestal niet zo ongunstig is als het geval bij oceanen.



Figuur 2. Soortenrijkdom (S) in doelgebied (cirkels van verschillende grootte) in functie van afstand tot brongebied (grote ovaal) en grootte van doelgebied. Reddingeffecten spelen wanneer de kans op kolonisatie hoger wordt dan de kans op extinctie, dan wat verwacht zou worden louter op basis van de grootte van het doelgebied.

2.3/ Metapopulatie theorie

Daar waar de eiland-biogeografie theorie voornamelijk focust op soortenaantal wordt bij de metapopulatie theorie, die ontwikkeld werd begin jaren 1970, aandacht gevestigd op duurzaamheid van populaties van een soort. Het voortbestaan van een populatie van een soort hangt af van het evenwicht tussen kolonisatie en extinctie in geschikte leefgebieden. Grootte en afstand van leefgebieden spelen hier een gelijkaardige rol als bij de eiland-biogeografie theorie. Twee typen metapopulaties worden onderscheiden, een klassieke (geen onderscheid in grootte, afstand en kwaliteit van de leefgebieden) en een bron-verlies of kern-satelliet, waar wel variatie in eigenschappen van de leefgebieden spelen. Kleine leefgebieden hebben in de bron-verlies metapopulatie wel degelijk een functie vermits ze waardevol kunnen zijn binnen het geheel van de metapopulatie. Daar waar verondersteld wordt dat het bronleefgebied steeds bevolkt wordt (kernpopulatie), herbergen de verliesleefgebieden (satellietpopulaties) slechts tijdelijke populaties, van waaruit evenwel ook sporadisch kolonisaties kunnen geschieden (stapsteeneffect). Niet alle leefgebieden herbergen dus op hetzelfde moment populaties. Het geheel van populaties is onderhevig aan patronen van kolonisatie en extinctie doorheen de tijd (Hanski 1998) (Figuur 3).



Figuur 3. Klassieke (links) en vasteland-eiland / bron-verlies / kern-satelliet (rechts) metapopulatie, waarbij leefgebieden van een respectievelijke soort in een overbrugbare onderlinge afstand van elkaar gelegen zijn (zogenaamd netwerk). Leefgebieden zijn tijdelijk bevolkt en onderhevig aan processen van kolonisatie en extinctie (gesloten: bevolkt, open: niet-bevolkt, pijlen: mogelijke dispersierichting tussen leefgebieden).

2.4/ Metagemeenschap theorie

Deze theorie werd begin jaren 2000 opgesteld als een uitbreiding van de metapopulatie theorie, maar dan op niveau van gemeenschappen (set van soorten). We kunnen hier twee benaderingen onderscheiden, de neutrale theorie en de niche theorie. Bij de neutrale theorie worden tussen de soorten onderling geen verschillen in eigenschappen toegedicht (e.g. alle planten hebben behoefte aan voedingsstoffen, licht en water), en worden patronen van soortenrijkdom en -samenstelling enkel afhankelijk geacht van de grootte van de metagemeenschap, dispersiesnelheden binnen de metagemeenschap, en soortvorming. Bij de niche theorie worden er wel verschillen in eigenschappen aangemeten tussen de soorten. Deze verschillen tussen soorten betreffen

noodzakelijke grootte van leefgebied, lichaamsgrootte, trofisch niveau, interacties met andere soorten, ... die allen bijdragen om de soortenrijkdom en -samenstelling te verklaren in de metagemeenschap.

3/ Habitatverlies en -fragmentatie

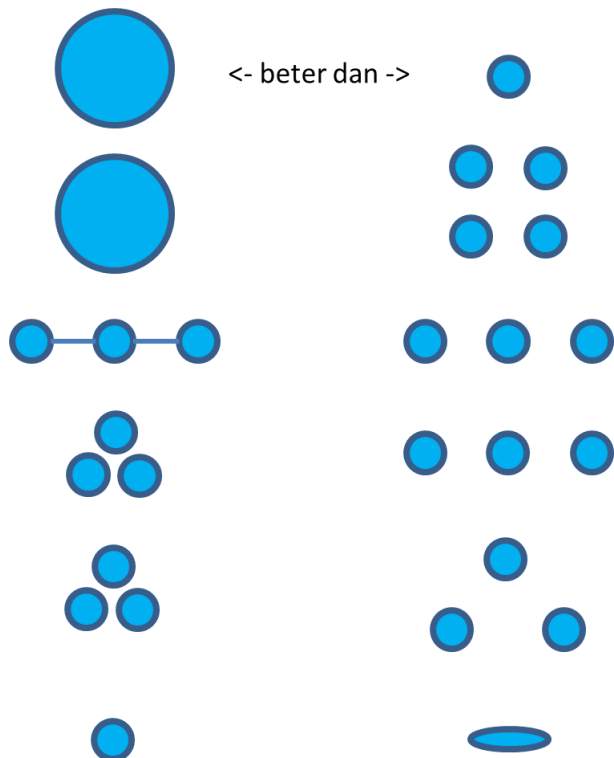
Bij habitatverlies wordt een reëel oppervlakteverlies verondersteld. Door dit verlies kunnen populaties van soorten bij het overschrijden van een kritische oppervlakterempel niet meer al hun behoeften (zie hoger) naar behoren vervullen. Het vaststellen van deze drempel is noodzakelijk om zoveel mogelijk soorten van de gemeenschap te behouden in de habitatvlek. Bij habitatfragmentatie hoeft niet noodzakelijk de oppervlakte als geheel te dalen, maar speelt de ruimtelijke configuratie (grootte en vorm van opgesplitste vlekken, onderlinge ligging van de vlekken) een belangrijke rol (zie ook Fahrig 2003). Zo is de meerderheid van soorten gevoelig aan randeffecten, zoals die standaard bij fragmentatie optreden. We kunnen hier denken aan een verhoogde verstoring door nabijheid van bebouwing en infrastructuur (e.g. broedgevallen die mislukken), of verhoogde drukken van aangrenzend niet-natuur landgebruik (e.g. vermestingproblemen aan de overgang van landbouwpercelen voor de aanwezige typische flora). Soms blijven bepaalde soorten schijnbaar langer aanwezig dan verwacht in een habitatvlek ondanks dalende leefomstandigheden (zogenaamde 'extinction debt'). Reproductie is niet meer succesvol en aanwezige individuen in de populatie 'verouderen' om na enige tijd uit te sterven (Kuussaari et al. 2009). Omgekeerd kunnen habitatvlekken na herstel van oppervlakte en kwaliteit toch optimale leefomstandigheden bieden, maar hebben individuen van de soort de vlek nog niet kunnen bereiken (zogenaamd 'immigration credit' of 'colonization deficit').

Het dilemma van SLOSS ('single large or several small', Wilcox & Murphy 1985) speelt in een Vlaamse context minder. Vermits Vlaanderen vaak zeer veel kleine vlekken van een habitattype herbergt, en dat bij deze kleine vlekken (< enkele ha groot) veel randeffecten optreden waarbij een deel van de typische soorten (zie verder) nauwelijks populaties kunnen uitbouwen (grootte van het leefgebied om al hun behoeften naar behoren te kunnen vervullen is kleiner dan die enkele ha), is de bijdrage van veel kleine vlekken aan de biodiversiteit merkkelijk lager dan diegene die door enkele grotere vlekken (> 5 ha, zie verder) kan aangebracht worden. Bovendien is de extinctiekans van populaties in kleine vlekken relatief groot en dient deze gecompenseerd te worden door grotere corridors om opnieuw kolonisatie toe te laten. Omgekeerd is de extinctiekans van populaties in grote vlekken eerder klein, en kunnen corridors bijgevolg kleiner blijven omdat de urgentie aan kolonisatie in die gevallen lager is. Een zekere mate van fragmentatie hoeft echter niet steeds nadelig te zijn, zolang de afzonderlijke habitatvlekken maar een minimum aan oppervlakte behouden (zie verder). Afzonderlijke habitatvlekken genereren dikwijls variatie in leefgebieden (heterogeniteit), zodat meer soorten samen kunnen voorkomen. Ook hebben verstoringen, e.g. klimaat op grotere geografische schaal, of de introductie van een predator op kleinere lokale schaal, dan niet noodzakelijk effect op alle ruimtelijk van elkaar gescheiden populaties, zodat behoud en (adaptief) herstel van populaties mogelijk is. In een oefening naar de kostenefficiëntie tussen vergroten en verbinden besluit Ovaskainen (2012) dat in sterk gefragmenteerde landschappen, zoals Vlaanderen en Nederland, vergroten de beste oplossing is. Corridors zijn namelijk slechts voor een beperkt aandeel van de biodiversiteit functioneel. Ze renderen pas in onze contreien wanneer beide habitatvlekken elk minimaal 500 ha beslaan. Wanneer habitatvlekken kleiner zijn dan deze oppervlakte, is vergroten van bestaande kleinere habitatvlekken het meest aangewezen.

4/ Samenvattende principes

We kunnen uit bovenstaande informatie dus samenvatten dat biodiversiteit het best behouden wordt als volgt (Figuur 4):

- Grotere habitatvlekken hebben meer soorten (belang oppervlakte).
- Nabijgelegen habitatvlekken hebben meer soorten (belang verbondenheid).
- Habitatvlekken met weinig rand (verhouding omtrek-oppervlakte, dus zo gecondenseerd mogelijk) hebben meer soorten (belang terugdringen negatieve randeffecten).



Figuur 4. Zes voorbeelden van oppervlakte, vorm en configuratie aan habitatvlekken, waarbij aan de linkerkzijde een gunstiger situatie wordt getoond dan aan de rechterzijde. Groot is beter dan klein, aaneengesloten is beter dan gefragmenteerd, verbonden (via corridors of stapstenen) is beter dan geïsoleerd, en een zo laag mogelijke verhouding tussen omtrek en oppervlak dient nagestreefd te worden.

5/ Minimum structuurareaal

Voor bossen werd een internationaal aanvaarde minimum oppervlaktemaat (minimum structuurareaal of MSA) ingesteld die het autonoom functioneren van bossen, het spontaan naast elkaar voorkomen van verschillende ontwikkelingsfasen van een bos zonder ingrijpen van de mens, mogelijk maakt. Bijgevolg kan de maximale biodiversiteit behouden blijven, biodiversiteit geassocieerd aan open plekken, bestanden van jonge bomen, bestanden van oude bomen met dood hout, gemengde leeftijdsbestanden, ... (Koop 1995). Wanneer deze oppervlakte behaald wordt, kunnen alle noodzakelijke processen, bestanden van verschillende leeftijd, open plekken na windval, ..., met bijhorende biodiversiteit ruimtelijk naast elkaar blijven bestaan op het niveau van het boscomplex. Bij deze mathematische bepaling dient het boscomplex te bestaan uit aaneengesloten Natura 2000 boshabitattypen, die niet gehinderd worden door harde barrières die het boscomplex opsplitsen, en waarin het betreffende Natura 2000 boshabitattype de MSA oppervlaktenorm behaalt. Het afwezig zijn van harde barrières tussen verschillende bosbestanden is in deze benadering een voorwaarde om een ongehinderde uitwisseling van typische bosbiota (fungi, insecten en planten, Vandekerckhove et al. 2013) mogelijk te laten. Omwille van een gestandaardiseerde aanpak bij berekening, wordt een harde barrière in de Vlaamse aanpak gelijkgesteld aan een tweebaansweg, spoorlijn, kanaal of brede rivier (Vandekerckhove 2014), en kan GIS-matig de berekening worden gemaakt.

6/ Landschapsmetrieken

Het aanbod aan, en bijgevolg de literatuur rond landschapsmetrieken is enorm. Door dit uitgebreide gamma is er een gebrek aan overzichtelijkheid omwille van redundantie en interrelationele verbanden van de verschillend ontwikkelde metrieken (Cushman et al. 2008, Walz 2011). Algemeen wordt in de landschapsecologie de focus gelegd op drie sleutelthema's waarvan de kenmerken kunnen worden onderzocht: structuren, functies, en wijzigingen. Landschapsstructuren duiden op de ruimtelijke kenmerken van vlekken, zoals oppervlakte, vorm, compositie, en ruimtelijke samenhang. Landschapsfuncties, daarentegen, integreren de ecologische processen bij hoger genoemde structuren (e.g. minimale oppervlaktematen of onderlinge afstanden tussen vlekken opdat ze verbonden zijn voor een (groep van) soort(en)). Landschapswijzigingen, ten slotte, refereren naar de dynamiek in structuren en functies doorheen de tijd (zogenaamde trend over jaren). Verder kunnen metrieken zowel schaalafhankelijk (e.g. omtrek/oppervlakte vormverhouding) als schaalonafhankelijk (e.g. shape index) bepaald worden, waarnaast schaalpatronen onder meer beschreven kunnen worden via rang-grootte verdelingen van vlekken (DiBari 2007).

Neel et al. (2004) hebben getracht orde te scheppen in het groot aantal in de literatuur aangeboden metrieken, los van conceptuele categorieën (e.g. oppervlakte, afstand, vorm). Ze besluiten dat drie hoofdcategorieën kunnen worden weerhouden: metrieken gerelateerd aan oppervlakte, aan aggregatie, en aan de interactie tussen beiden. Specifiek rond connectiviteit zijn er door diverse auteurs aanbevelingen geformuleerd die rekening houden met de ecologische vereisten van de soort onder studie, wat leidt tot een verschillende keuze van metrieken naargelang de vraagstelling (Drielsma et al. 2007, Prugh 2009). Specifiek in de Natura 2000 context werden landschapsmetrieken reeds toegepast voor het bepalen van de staat van instandhouding van o.a. venen (Langanke et al. 2007) en duinen (Carboni et al. 2009).

Er bestaan verschillende softwareprogramma's die landschapsmetrieken kunnen berekenen. Fragstats is één van de bekendste programma's, en groepeerde in verschillende categorieën (oppervlakte/dichtheid/grens, vorm, kernoppervlakte, isolement/nabijheid, contrast, aansteking/tussenwerp, connectiviteit en diversiteit) (McGarigal & Marks 1994). Spatial analyst, een standaardmodule in ArcGIS, laat ook de berekening van een selectie van deze landschapsmetrieken toe. Idefix en V-late, eveneens als inbouwtoepassing beschikbaar in ArcGIS, bouwen verder op het pakket van Fragstats, en bieden een overzichtelijke selectie aan voor de gebruiker (Bock et al. 2005).

7/ Aanpak op twee habitattypen

In deze aanpak maken we abstractie van de kwaliteit van de habitatvlekken omdat dit een desktopoefening naar de ruimtelijke structuur in een GIS-omgeving bemoeilijkt. We gaan er vanuit dat gestreefd wordt naar een zo hoog mogelijke kwaliteit voor elke habitatvlek, en dat dus de vegetatie en structuren hiervan optimaal zijn (generieke taakstelling van de aanwijzingsbesluiten, ANB 2014). De ruimtelijke heterogeniteit binnen een habitatvlek is bovendien essentieel om een zo hoog mogelijk aantal soorten te herbergen, en dit is ook waar naar gestreefd wordt om de kwaliteit te verhogen. We werken het criterium ruimtelijke context uit voor twee concrete voorbeelden, een mesofiel graslandtype (6510) en een vochtig bostype (91E0). De beoordeling kan gebeuren op drie verschillende niveaus: Vlaanderen, speciale beschermingszone, en habitatvlek(kencomplex). Telkens wordt informatie bekomen over de oppervlakte van de functionele habitatvlek (behalen van een minimumgrens) en de vorm van de functionele habitatvlek (behalen van een nog te ontwikkelen minimumgrens) om te bepalen of ze de gunstige staat van instandhouding behalen voor het criterium ruimtelijke context. Het aantal habitatvlekken dat tot de functionele eenheid gerekend kan worden (afzonderlijke habitatvlekken binnen een functionele cluster), kan ook als evaluatiecriterium bekeken worden (hoe minder afzonderlijke vlekken hoe beter, vermits er dan minder randeffecten spelen). Bijkomend kan ook de afstand (connectiviteit) tot de dichtst naburige functionele habitatvlek(kencomplex) worden berekend die verder gelegen is dan diegene die ingesteld wordt om als eenheid te functioneren.

7.1/ Functionele habitatvlek

Onder functionele habitatvlek wordt die vlek verstaan zoals ze de functie vervult voor de levenscyclus van een set van typische soorten voor het habitatype. Dit houdt dus meer habitattypen in dan de individuele vlek van het habitatype op zich. Meer bepaald is dit een groepering van functioneel gelijkaardige habitattypen en regionaal belangrijke biotopen in een voor de set van typische soorten overbrugbare afstand om hun behoeften (rusten, foerageren en voortplanten) te kunnen vervullen (zie ook functioneel hulpbron-gebaseerd concept van habitat, Dennis et al. 2003). Deze set van typische soorten (De Knijf et al. 2013 voor fauna, Oosterlynck et al. 2013 voor flora; een set van soorten die in het habitatype zijn levenscyclus vervult en tevens de paraplu-soortenset is voor bredere biodiversiteit) werd afgebakend per habitatype (zie ook multisoorten indicatoren aanpak, Maes & Van Dyck 2005). De soortenset gebruikt echter ook habitattypen met gelijkaardige ecologische functie, zogenaamde karakteristieke en constant aanwezige soorten (Van Uytvanck & De Blust 2012). Zo komen bosvogels immers niet uitsluitend voor in één boshabitatype, maar in het geheel van het boscomplex, de som van bosbestanden die op een overbrugbare afstand van elkaar gelegen zijn. Het is dus aanvaardbaar om deze functionele habitatvlekken samen te nemen, vermits ze samen bijdragen tot het leefgebied van de typische soorten. Deze aanpak werd gelijkaardig uitgevoerd in het kader van het IHD-kalibratiemodel (Poelmans et al. 2012). In dat model werd gewerkt met een verrastering (1 ha) van de habitatkaart en een onmiddellijke nabijheid (aangrenzend) van de functioneel gelijkaardige habitatcellen (dus zonder overbrugbare afstand voor typische soorten, zie verder) om te bepalen hoeveel extra oppervlakte van een bepaald habitatype benodigd is om een habitatvlek in een SBZ tot de B-drempel voor het faunacriterium te brengen (Bijlage 5: kolommen met hoofding Poelmans et al. 2012, die hoofdzakelijk gebaseerd zijn op het gemiddeld aantal voortplantende soorten in Bal et al. 2001). Voor beide voorbeelden in deze

oefening zijn de habitattypen die samen genomen kunnen worden om als functionele eenheid te fungeren samengebracht in Bijlage 1 (gebaseerd op aanpak in kalibratiemodel, Poelmans et al. 2012).

7.2/ Maximale onderlinge afstand van habitatvlekken

In welke mate habitatvlekken ruimtelijk van elkaar gescheiden mogen zijn om toch nog als één functionele eenheid te fungeren, hangt af van de voor dat habitattype typische soortenset. Sommige van deze soorten kunnen habitatvlekken frequenteren voor hun behoeften op ettelijke kilometers van elkaar (e.g. vogels), terwijl voor andere typische soorten de habitatvlekken nabij elkaar gelegen dienen te zijn (e.g. planten). Het bepalen van een maximale afstand tussen de functioneel gelijkaardige habitatvlekken is dus essentieel om te kunnen spreken van één leefgebied (cf. metagemeenschap theorie) (zie ook functionele behoudseenheden, Maes et al. 2004). Voor de typische soorten van elk habitattype werd een expertinschatting gemaakt van minimaal benodigde oppervlakte van het leefgebied om een kernpopulatie te kunnen behouden, alsook de dispersieafstand (netwerk fusieafstand sensu LARCH) van de soort waarbij de behoeften (zie hoger) kunnen worden vervuld binnen het tijds kader van een (paar) jaar (Alterra 2001, Bink 1992, Pouwels et al. 2002a, 2002b, 2007) (Bijlage 2). Opdam et al. (2003) geven een variatie hierop door een afstand in te stellen die 90 % van alle dispersiegebeurtenissen dekt. Verboom & Pauwels (2004) hebben het over een 'redelijk' niveau van dispersie. Men kan aannemen dat wanneer elk individu van een populatie binnen een (paar) jaar de kans heeft om een habitatvlek te bereiken die op een afstand gelegen is die minder is dan deze dispersieafstand, dit geheel aan habitatvlekken als één geheel beschouwd kan worden, vermits ze als één geheel gebruikt worden. Voor beide habitattypen in ons voorbeeld wordt in Bijlage 3 het overzicht gegeven per soort van de dispersieafstand en de oppervlakte van het leefgebied om een kernpopulatie uit te bouwen. De drempel die we over de soorten heen kunnen nemen is deze die ≥ 75 % van de typische soorten dekt (75 % wordt in de EC rapportagehandleiding als grens gesteld als een minimaal noodzakelijke, maar op zich onvoldoende¹ voorwaarde voor een regionaal gunstige staat van instandhouding voor de specifieke structuren en functies inclusief typische soorten van een habitattype). Deze afstand dient dus door ≥ 75 % van de soorten overbrugd te kunnen worden binnen het tijds kader van een (paar) jaar, zodat de groep van vlekken van een habitattype en verwante biotopen toch als één functionele eenheid kan beschouwd worden. Bal et al. (2001) nemen eveneens de oppervlakte van het habitattype in onverstoorde omstandigheden (wel geen specificaties over onderlinge afstand tussen habitatvlekken), zodat 75 % van het potentiële aantal voortplantende doelsoorten kan voorkomen. Van deze (groepering van) vlekken kan de oppervlakte bepaald worden, de vorm, en het aantal afzonderlijke snippers. Er wordt in deze abstractie gemaakt van harde barrières in de omliggende landschapsmatrix, e.g. infrastructuur, zoals snel- en waterwegen, maar ook polygonen van monotoon landgebruik, zoals maisakkers op het terrein, waardoor een deel van de typische soorten toch niet zo eenvoudig nabij elkaar gelegen habitatvlekken kan bereiken. Verder is dispersie zeer afhankelijk van soort tot soort, alsook de densiteit van de populatie, kwaliteit van het leefgebied, stochastische effecten,

¹ Minimaal 75 % van de regionale oppervlakte van een habitattype dient een gunstige habitatkwaliteit te hebben opdat de 'specifieke structuren en functies inclusief typische soorten' van dat habitattype niet langer een 'zeer ongunstige toestand' zijn (Evans & Arvela 2011). De toestand wordt dan minimaal 'matig ongunstig'. Het onderscheid tussen gunstige en matig ongunstige toestand wordt niet bepaald via een oppervlaktemaat. Voor een gunstige toestand moeten de 'specifieke structuren en functies inclusief typische soorten' in een goede conditie zijn, en mogen er geen significante drukken of achteruitgang zijn.

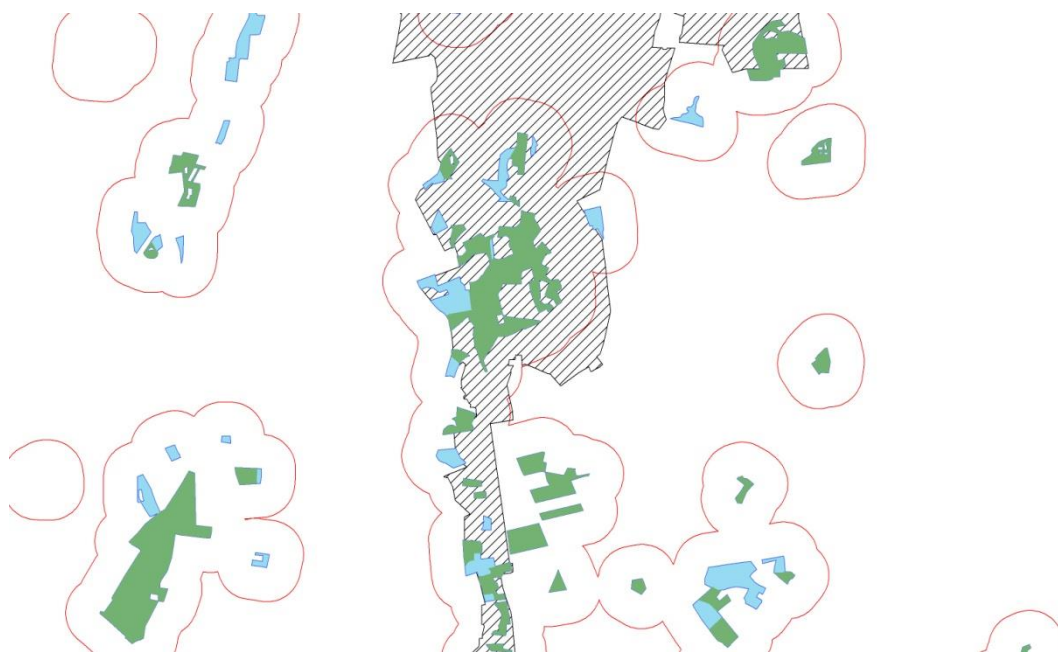
permeabiliteit van de omliggende landschapsmatrix, en dus is de afstand en frequentie variabel in de tijd en ruimte. De ingestelde drempelafstand (500 m) in de huidige oefening lijkt ons echter zeer voorzichtig, en benadert de afstand die ≥ 75 % van de typische soorten vlot kan overbruggen over een (paar) jaar. Een gevoeligheidsanalyse werd gemaakt op de dataset door ook de 50 % en 90 % drempel te nemen, wat nauwelijks effect had op de waarde van 500 m onderlinge afstand (Bijlage 4).

7.3/ Minimale oppervlakte van de functionele habitatvlek(ken)

Gelijkaardig aan bovenstaande redenering kan ook vooropgesteld worden dat deze minimale oppervlakte van ≥ 75 % van de aanwezigheid (duurzaam in stand houden van de populaties) van de typische soortenset moet dekken. Wanneer een habitatvlek(kencomplex) deze oppervlakte behaalt (uiteraard dient het habitattype op zich hier deel van uit te maken, maar is de individuele oppervlakte van die vlek eerder irrelevant; functionele habitatvlek voor de set aan typische soorten), is de vlek dus groot genoeg om de ervoor typische biodiversiteit te handhaven. Vermits we in deze de aanpak uit het kalibratiemodel verlaten (waar gewerkt werd met een verrastering van de habitatkaart tot cellen van 1 ha, en er de voorwaarde was van aaneengesloten habitatcellen om tot een functionele habitatvlek te komen), wordt in deze oefening een andere oppervlaktedrempel vooropgesteld die gebaseerd is op de ecologische informatie rond de typische soorten (waarbij met originele vectorpolygoon, een overbrugbare afstand, en de oppervlakte van alle ecologisch gelijkaardige habitattypen/regionaal belangrijke biotopen gewerkt wordt). De drempelwaarden die we hanteren houdt dus rekening met de minimaal overbrugbare afstand en de minimaal nodige oppervlakte van het leefgebied van de typische soorten (Bijlage 3, data gebaseerd op het LARCH model). Hierop wordt de ≥ 75 % regel van de soortenset toegepast (zie hoger) om tot een nieuwe drempelwaarde voor oppervlakte van de functionele habitatvlek te komen. De benodigde oppervlakte voor 6510 wordt na uitvoering van bovenbeschreven procedure ingesteld op 5 ha, die voor 91E0 aan 300 ha (zie Bijlage 4 voor volledige overzicht van alle habitattypen).

7.4/ Technische aanpak in GIS en bepaling landschapsmetrieken

Vanuit de habitatkaart wordt op de gewenste schaal (Vlaanderen, SBZ of habitatvlek(kencomplex)) een selectie gemaakt van het betreffende habitattype (zowel Hab1 en Hab2: beide attribuutvelden samen worden verondersteld minstens 80 % van de oppervlakte in de polygoon uit te maken, De Saeger et al. 2011). Daarna worden de functioneel gelijkaardige habitattypen (eveneens met de attribuutvelden Hab1 en Hab2) geselecteerd (6510: 6120, 6210, 6230, 6410, 6430, 6510, Rbbhc, Rbbkam, Rbbzil, Rbbvos; 91E0: 9120, 9130, 9150, 9160, 9190, 91E0, 91F0, Rbbbsf, Rbbbsm, Rbbso, Rbbbsp). Beide deellagen worden gegroepeerd tot één laag (functioneel gelijkaardig), waarna polygoon worden afgebakend wanneer ze op een afstand gelegen zijn van elkaar die minder dan 500 m is. Deze polygoon wordt dan als functionele eenheid beschouwd (maar kan bestaan uit verschillende polygoon dichter dan 500 m van elkaar gelegen) (Figuur 5).



Figuur 5. Voorstelling van aggregatiemethode van afzonderlijke habitatvlekken (habitattype (groene kleur) + verwante habitattypen (blauwe kleur)) tot één functionele eenheid. De 250 m buffer (rode lijn, maximale afstand van 500 m tussen twee polygoon) rond de habitatvlekken wordt getoond om de afzonderlijke polygoon die tot één functionele eenheid behoren te visualiseren, maar wordt op zich niet gebruikt voor kwantitatieve berekeningen. De gearceerde polygoon stelt een speciale beschermingszone voor. Op deze functionele polygoon (groene en blauwe kleur) kunnen landschapsmetrieken worden berekend.

Op deze functionele habitatvlekkenlaag kunnen landschapsmetrieken worden berekend (vorm, aantal snippers, onderlinge afstand snippers) over de vooropgestelde schaal (Fragstats, McGarigal & Marks 1994). Voor oppervlakte wordt gekeken of $\geq 75\%$ van de oppervlakte van de habitatvlekkencluster gelegen is in een polygoon die groter is dan de vooropgestelde drempel. De drempels voor oppervlakte (zie hoger) en vorm (nog te bepalen) kunnen worden afgetoetst. Omwille van de kwantitatieve berekeningswijze kunnen trends (e.g. over rapportageperioden) berekend worden, zelfs indien de drempels wegens voortschrijdende wetenschappelijke inzichten gewijzigd zouden worden.

Een beoordeling op het niveau van een habitatvlekkencomplex (lokaal) geeft een uitslag die als gunstig/ongunstig kan worden toebedeeld. Ofwel behaalt het habitatvlekkencomplex de drempelwaarden zoals vooropgesteld ofwel niet. Op niveau van SBZ kan gekeken worden hoe de verdeling is van de verschillende habitatvlekkencomplexen met weging naar oppervlakte in dat SBZ. Komt $\geq 75\%$ van de oppervlakte voor in een grootte die de minimumdrempel behaalt, is de vorm van die vlekken hoger dan een bepaalde drempel, is het aantal deelvlekken lager dan een bepaalde drempel, en is de dichtste afstand van die vlekken lager dan een bepaalde drempel? Dezelfde aanpak kan gebeuren op niveau Vlaanderen (zie hoger en Louette et al. 2013).

In Tabel 1 worden de resultaten weergegeven van de gebruikte landschapsmetrieken op de functionele habitatvlekkenkaarten van 6510 en 91E0. De relevante landschapsmetrieken zijn:

- **Oppervlakte** vlekken (maat voor vervullen behoeften). 'Area' geeft weer hoe groot elke polygoon is. Deze oppervlakten kunnen afgetoetst worden aan een vooraf ingestelde drempel, e.g. 75 % van de oppervlakte dient voor te komen in een polygoon groter dan de drempel.
- **Aantal** vlekken (maat voor randeffecten). 'Number of patches' geeft het gemiddeld aantal vlekken per functionele eenheid weer. Hoe lager dit aantal, hoe beter.
- **Vorm** vlekken (maat voor randeffecten). 'Shape index' meet de complexiteit van een polygoon ten opzichte van een standaardvorm (circular, omtrek/oppervlakte ratio). Naarmate de vorm afwijkt van een cirkel stijgt deze index. Hoe hoger de index hoe meer randeffecten.
- **Dichtste afstand** vlekken (maat voor connectiviteit met inschatting kans op kolonisatie-extinctie). 'Nearest neighbour distance' wordt berekend tussen alle polygonen onderling. Daarnaast wordt ook de variatie (relatieve variabiliteit) gegeven om aan te geven hoe homogeen/heterogeen de configuratie van de vlekken is. Dit getal is een percentage van het gemiddelde, geen absolute variabiliteit. Hoe korter de afstand hoe beter, hoe lager de variabiliteit hoe beter.

Na analyse zien we dat voor 6510 de oppervlakedrempel gehaald wordt op schaal Vlaanderen, voor 91E0 niet. De drempels voor aantal vlekken, vorm en dichtste buur zijn (nog) niet bepaald. Deze waarden kunnen wel opgevolgd worden doorheen de tijd. Ook kunnen ze onderling vergeleken worden tussen habitattypen, gebieden, ... om relatieve vergelijkingen te maken. Het afzonderlijk vergelijken, opvolgen en beoordelen van de criteria heeft het grote voordeel dat meteen de link naar mogelijke maatregelen duidelijk is, wat zou wegvallen indien een geïntegreerde score of uitspraak gemaakt wordt. Overigens dient nog uitgeklaard te worden hoe deze vier metrieken geïntegreerd zouden kunnen worden tot het criterium ruimtelijke context, alsook hoe de verschillende criteria (vegetatie, structuur, verstoring, typische soorten, ruimtelijke context) samen kunnen worden genomen om tot een finaal oordeel voor het aspect 'structuren en functies inclusief typische soorten' te komen. Voor het regionale niveau (bv. Vlaanderen) is een wijze van integratie van al deze deelcriteria uitgewerkt (Louette et al. 2013). Voor integratie op het lokale of gebiedsniveau niveau zijn voorbeelden aanwezig in Oosterlynck et al. (2015).

Tabel 1. Bepaling van relevante landschapsmetrieken op twee voorbeeldhabitattypen (6510: mesofiel hooiland en 91E0: vochtig bos) op schaal Vlaanderen met Fragstats. Deze bepalingen kunnen ook gemaakt worden op niveau van de speciale beschermingszones en individuele habitatvlek(kencomplex). Zowel de berekende waarde als de ingestelde drempel wordt gegeven. FE: functionele eenheid, rastergrootte = 25 m.

	6510		91E0	
	Waarde	Drempel	Waarde	Drempel
Oppervlakte FE (ha) (75 % percentiel)	45	5	101	300

	6510		91E0	
	Waarde	Drempel	Waarde	Drempel
Gemiddeld aantal vlekken in FE	15	-	13	-
Gemiddelde vorm index	1,36	-	1,47	-
Dichtste buur gemiddelde + variatiecoëfficiënt over FE (m)	99+89	-	126+82	-

8/ Referenties

- Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. 2008. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. INBO.R.2008.35, Brussel.
- Alterra 2001. Handboek robuuste verbindingen – Ecologische randvoorwaarden. Alterra, Wageningen.
- ANB 2014. Aanwijzingsbesluiten met instandhoudingsdoelstellingen conform de implementatie van de Habitatrichtlijn. ANB, Brussel.
- Bal D., Beije H.M., Fellingier M., Haveman R., van Opstal A.J.F.M. & van Zadelhoff F.J. 2001. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- Bink F.A. 1992. Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bock M., Rossner G., Wissen M., Remm K., Langanke T., Lang S., Klug H., Blaschke T. & Vrščaj B. 2005. Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators* 5: 322-338.
- Carboni M., Carranza M.L. & Acosta A. 2009. Assessing conservation status on coastal dunes: a multiscale approach. *Landscape and Urban Planning* 91: 17-25.
- Collinge S.K. 2009. Ecology of fragmented landscapes. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Cushman S.A., McGarigal K. & Neel M.C. 2008. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8: 691-703.
- De Knijf G., Adriaens D., Van Elegem B. & Paelinckx D. 2013. Natura 2000 habitattypen – Meer dan flora! Selectiecriteria en gebruik van typische faunasoorten bij de gewestelijke beoordeling van de staat van instandhouding. *Natuur.focus* 12: 109-120.
- Dennis R.L.H., Shreeve T.G. & Van Dyck H. 2003. Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102: 417-426.
- DiBari J.N. 2007. Evaluation of five landscape-level metrics for measuring the effects of urbanization on landscape structure: the case of Tucson, Arizona, USA. *Landscape and Urban Planning* 79: 308-313.
- Drielsma M., Manion G. & Ferrier S. 2007. The spatial links tool: automated mapping of habitat linkages in variegated landscapes. *Ecological Modelling* 200: 403-411.
- Evans D. & Arvela M. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. European Topic Centre on Biological Diversity, Paris, France, 123 pp.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.

- Koop H. 1995. De biotische component van het boscysteem. In: Ecosysteemvisie bos – Natuur in bossen (Al E.J. et al., red.), IKC Natuurbeheer 14, Wageningen, pp 53-69.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Rodà F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 564-571.
- Langanke T., Burnett C. & Lang S. 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79: 160-169.
- LNv 2008. Natura 2000 profielen. Ministerie van LNV, Directie Kennis.
- Louette G., Adriaens D., De Knijf G. & Paelinckx D. 2013. Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de Habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012). INBO.R.2013.23, 46 pp + bijlagen.
- Maes D. & Van Dyck H. 2005. Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation* 123: 177-187.
- Maes D., Vanreusel W., Talloen W. & Van Dyck H. 2004. Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biological Conservation* 120: 233-245.
- McGarigal K. & Marks B.J. 1994. Fragstats: spatial analysis program for quantifying landscape structure. Oregon State University, Corvallis, 134 pp.
- Mergeay J. 2013. Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. INBO.A.2013.66, Brussel.
- Neel M.C., McGarigal K. & Cushman S.A. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435-455.
- Oosterlynck P., Van Landuyt W. & Paelinckx D. 2013. Selectie habitattypische flora ten behoeve van de artikel 17 rapportage omtrent de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen. INBO.R.2013.20, Brussel, 26 pp.
- Opdam P., Verboom J. & Pouwels R. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
- Ovaskainen O. 2012. Strategies for improving biodiversity conservation in The Netherlands: enlarging conservation areas vs. constructing ecological corridors. Expert opinion to the Council for the Environment and Infrastructure (The Netherlands), Helsinki, 19 pp.
- Pouwels R., Hensen S.R., Klein Breteler J.G.P. & Kranenburg J. 2002b. Praktijkstudie LARCH-vissen. Werkdocument 434, Alterra, Wageningen.
- Pouwels R., Reijnen M.J.S.M., Kalkhoven J.T.R. & Dirksen J. 2002a. Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Werkdocument 493, Alterra, Wageningen.

- Pouwels R., Reijnen M.J.S.M., van Adrichem M.H.C. & Kuipers H. 2007. Ruimtelijke condities voor VHR-soorten. Werkdocument 57, Alterra, Wageningen.
- Poelmans L., Uljee I., Engelen G., Hens M., Adriaens D., Herr C., Lommaert L., Louette G., Wils C., Van Daele T. & Wouters J. 2012. Ecologisch en socio-economisch optimale allocatie van de instandhoudingsdoelstellingen in Vlaanderen. 2012/RMA/R, VITO-INBO, Mol.
- Prugh L.R. 2009. An evaluation of patch connectivity measures. *Ecological Applications* 19: 1300-1310.
- T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. 2009. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen. INBO.R.2009.46, Brussel.
- Van Uytvanck J. & De Blust G. 2012. Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. LannooCampus, Leuven.
- Vandekerckhove K. 2014. Minimum structuurareaal MSA. INBO-nota aan de Vlaamse overleggroep Natura 2000, 3 pp.
- Vandekerckhove K., Thomaes A. & Jonsson B.-G. 2013. Connectivity and fragmentation: island biogeography and metapopulation applied to old-growth elements. In: *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* (Kraus D. & Krumm F., eds.), European Forest Institute, Joensuu, pp 104-115.
- Verboom J. & Pouwels R. 2004. Ecological functioning of ecological networks: a species perspective. In: *Ecological networks and greenways – Concept, design, implementation* (Jongman R.H.G. & Pungetti G., eds.), Cambridge University Press, Cambridge, pp 56-72.
- Walz U. 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5: 1-35.
- Wilcox B.A. & Murphy D.D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879-887.

9/ Bijlagen

Bijlage 1. Overzicht van functioneel gelijkaardige habitattypen en regionaal belangrijke biotopen die als leefgebied samengenomen worden voor de afgebakende set van typische soorten (De Knijf et al. 2013, Oosterlynck et al. 2013).

[illegible]

[illegible]

Bijlage 2. Samenvattende tabel waarbij voor de volledige lijst van typische soorten de dispersieafstand en de oppervlakte van het sleutelgebied is weergegeven.

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Amfibieën	Heikikker	<i>Rana arvalis</i>	grond	2	0,5	Alterra 2001
Amfibieën	Poelkikker	<i>Rana lessonae</i>	grond	2	0,5	Alterra 2001
Amfibieën	Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>	grond	2	0,5	Alterra 2001
Amfibieën	Vuursalamander	<i>Salamandra salamandra</i>	grond	2	0,5	
Dagvlinders	Aardbeivlinder	<i>Pyrgus malvae</i>	lucht	2	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Bont dikkopje	<i>Carterocephalus palaemon</i>	lucht	1	0,5	Pouwels et al. 2002a
Dagvlinders	Bruin blauwtje	<i>Aricia agestis</i>	lucht	1	0,005	Pouwels et al. 2002a
Dagvlinders	Bruin dikkopje	<i>Erynnis tages</i>	lucht	2	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Dwergblauwtje	<i>Cupido minimus</i>	lucht	1	0,01	Bink 1992
Dagvlinders	Eikenpage	<i>Neozephyrus quercus</i>	lucht	2	0,01	Bink 1992
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje	<i>Phengaris alcon</i>	lucht	0,5	0,05	Alterra 2001
Dagvlinders	Groentje	<i>Callophrys rubi</i>	lucht	1	0,005	Pouwels et al. 2002a
Dagvlinders	Grote weerschijnvlinder	<i>Apatura iris</i>	lucht	2	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Heideblauwtje	<i>Plebejus argus</i>	lucht	2	0,05	Alterra 2001
Dagvlinders	Heivlinder	<i>Hipparchia semele</i>	lucht	5	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Keizermantel	<i>Argynnis paphia</i>	lucht	5	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Klaverblauwtje	<i>Cyaniris semiargus</i>	lucht	5	0,5	Alterra 2001
Dagvlinders	Kleine ijsvogelvlinder	<i>Limenitis camilla</i>	lucht	1	0,5	Pouwels et al. 2002a
Dagvlinders	Kleine parelmoervlinder	<i>Issoria lathonia</i>	lucht	5	0,005	Pouwels et al. 2002a
Dagvlinders	Kommavvlinder	<i>Hesperia comma</i>	lucht	2	0,5	Alterra 2001
Haften		<i>Baetis rhodani</i>	lucht			
Haften		<i>Baetis vernus</i>	lucht			
Haften		<i>Ephemerella ignita</i>	lucht			
Haften		<i>Heptagenia flava</i>	lucht			
Kokerjuffers		<i>Athripsodes albifrons</i>	lucht			
Kokerjuffers		<i>Lype phaeopa</i>	lucht			
Libellen	Beekrombout	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Bruine korenbout	<i>Libellula fulva</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Gaffelwaterjuffer	<i>Coenagrion scitulum</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Gevlekte glanslibel	<i>Somatochlora flavomaculata</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Gevlekte witsnuitlibel	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	lucht	10	0,05	Pouwels et al. 2007
Libellen	Gewone bronlibel	<i>Cordulegaster boltonii</i>	lucht	5	0,01	Geert De Knijf
Libellen	Glassnijder	<i>Brachytron pratense</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Libellen	Hoogveenglanslibel	<i>Somatochlora arctica</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Kempense heidelibel	<i>Sympetrum depressiusculum</i>	lucht	50	0,01	Geert De Knijf
Libellen	Maanwaterjuffer	<i>Coenagrion lunulatum</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Noordse witsnuitlibel	<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Speerwaterjuffer	<i>Coenagrion hastulatum</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Variabele waterjuffer	<i>Coenagrion pulchellum</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Venglazenmaker	<i>Aeshna juncea</i>	lucht	20	0,01	Geert De Knijf
Libellen	Venwitsnuitlibel	<i>Leucorrhinia dubia</i>	lucht		0,01	Geert De Knijf
Libellen	Vroege glazenmaker	<i>Aeshna isocles</i>	lucht	20	0,01	Geert De Knijf
Libellen	Weidebeekjuffer	<i>Calopteryx splendens</i>	lucht	5	0,02	Pouwels et al. 2002a
Reptielen	Adder	<i>Vipera berus</i>	grond	2	3	Alterra 2001
Reptielen	Gladde slang	<i>Coronella austriaca</i>	grond	2	3	Alterra 2001
Reptielen	Hazelworm	<i>Anguis fragilis</i>	grond	2	0,5	Alterra 2001
Reptielen	Levendbarende hagedis	<i>Lacerta vivipara</i>	grond	2	0,5	
Sprinkhanen	Blauwvleugelsprinkhaan	<i>Oedipoda caerulea</i>	lucht	1		Pouwels et al. 2002a
Sprinkhanen	Duinsabelsprinkhaan	<i>Platycleis albopunctata</i>	lucht			
Sprinkhanen	Heidesabelsprinkhaan	<i>Metrioptera brachyptera</i>	lucht	0,1		Pouwels et al. 2002a
Sprinkhanen	Knopsrietje	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	lucht			
Sprinkhanen	Moerassprinkhaan	<i>Stetophyma grossum</i>	lucht	0,2	0,25	Pouwels et al. 2002a
Sprinkhanen	Negertje	<i>Omocestus rufipes</i>	lucht			
Sprinkhanen	Snortikker	<i>Chorthippus mollis</i>	lucht			
Sprinkhanen	Veldkrekkel	<i>Gryllus campestris</i>	lucht			
Sprinkhanen	Wekkertje	<i>Omocestus viridulus</i>	lucht			
Sprinkhanen	Zadelsprinkhaan	<i>Ephippiger ephippiger</i>	lucht			
Sprinkhanen	Zompsprinkhaan	<i>Chorthippus montanus</i>	lucht			
Steenvliegen		<i>Nemoura avicularis</i>	lucht			
Vissen	Beekprik	<i>Lampetra planeri</i>	water	2	0,05	Pouwels et al. 2007
Vissen	Bermpje	<i>Barbatula barbatula</i>	water			
Vissen	Bot	<i>Platichthys flesus</i>	water			
Vissen	Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	water			
Vissen	Dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	water			
Vissen	Fint	<i>Alosa fallax</i>	water	200	0,05	Pouwels et al. 2007
Vissen	Groene zeedonderpad	<i>Taurulus bubalis</i>	water			
Vissen	Grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	water			
Vissen	Haring	<i>Clupea harengus</i>	water			
Vissen	Harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	water			
Vissen	Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	water	1,5	0,01	Pouwels et al. 2002b
Vissen	Kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	water			
Vissen	Kopvoorn	<i>Squalius cephalus</i>	water	20	1	Pouwels et al. 2002b

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Vissen	Puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	water			
Vissen	Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	water			
Vissen	Schol	<i>Pleronectes platessa</i>	water			
Vissen	Serpeling	<i>Leusiscus leusiscus</i>	water			
Vissen	Snoek	<i>Esox lucius</i>	water	10	0,5	Pouwels et al. 2002b
Vissen	Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	water			
Vissen	Tong	<i>Solea solea</i>	water			
Vissen	Zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	water			
Vissen	Zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	water			
Vissen	Zeeforel	<i>Salmo trutta trutta</i>	water			
Vissen	Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	water			
Vogels	Bergeend	<i>Tadorna tadorna</i>	lucht			
Vogels	Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	lucht	10	3	Alterra 2001
Vogels	Bonte vliegenvanger	<i>Ficedula hypoleuca</i>	lucht	10	3	Alterra 2001
Vogels	Boomklever	<i>Sitta europaea</i>	lucht	10	0,5	Alterra 2001
Vogels	Boomleeuwerik	<i>Lullula arborea</i>	lucht	30	7,5	Alterra 2001
Vogels	Boompieper	<i>Anthus trivialis</i>	lucht	5	1,5	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Bosrietzanger	<i>Acrocephalus palustris</i>	lucht			
Vogels	Bosuil	<i>Strix aluco</i>	lucht	10	2,5	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Braamsluiper	<i>Sylvia curuca</i>	lucht	10	2	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	lucht	50	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Dwergstern	<i>Sternula albifrons</i>	lucht	50	0,1	Pouwels et al. 2007
Vogels	Fluiter	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	lucht	50	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Gekraagde roodstaart	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	lucht	10	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Glanskop	<i>Parus palustris</i>	lucht	10	3	Alterra 2001
Vogels	Goudvink	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	lucht	20	7,5	Alterra 2001
Vogels	Grasmus	<i>Sylvia communis</i>	lucht	25	0,5	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Graspieper	<i>Anthus pratensis</i>	lucht	10	1	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Grote bonte specht	<i>Dendrocopos major</i>	lucht	10	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Grote stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	lucht	50	0,1	Pouwels et al. 2007
Vogels	Havik	<i>Accipiter gentilis</i>	lucht	25	30	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Houtsnip	<i>Scolopax rusticola</i>	lucht	50	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Kleine bonte specht	<i>Dendrocopos minor</i>	lucht	10	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Kluut	<i>Recurvirostra avosetta</i>	lucht	50	3	Pouwels et al. 2007
Vogels	Kuifleeuwerik	<i>Galerida cristata</i>	lucht			
Vogels	Kwartel	<i>Coturnix coturnix</i>	lucht	50	30	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Kwartelkoning	<i>Crex crex</i>	lucht	50	3	Pouwels et al. 2007
Vogels	Matkop	<i>Parus montanus</i>	lucht	5	4	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Middelste bonte specht	<i>Dendrocopos medius</i>	lucht	10	7,5	Pouwels et al. 2002a

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Vogels	Nachtegaal	<i>Luscinia megarhynchos</i>	lucht	30	7,5	Alterra 2001
Vogels	Nachtzwaluw	<i>Caprimulgus europaea</i>	lucht	30	15	Pouwels et al. 2007
Vogels	Paapje	<i>Saxicola rubetra</i>	lucht	10	15	Pouwels et al. 2007
Vogels	Roodborsttapuit	<i>Saxicola torquata</i>	lucht	10	7,5	Pouwels et al. 2007
Vogels	Sprinkhaanzanger	<i>Locustella naevia</i>	lucht	20	3	Alterra 2001
Vogels	Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus</i>	lucht	30	3	Pouwels et al. 2007
Vogels	Tapuit	<i>Oenanthe oenanthe</i>	lucht	30	7,5	Alterra 2001
Vogels	Tureluur	<i>Tringa totanus</i>	lucht	25	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	lucht	50	7,5	Pouwels et al. 2007
Vogels	Wespendief	<i>Pernis apivorus</i>	lucht	30	30	Pouwels et al. 2007
Vogels	Wielewaal	<i>Oriolus oriolus</i>	lucht	25	3	Pouwels et al. 2002a
Vogels	Zwarte specht	<i>Dryocopus martius</i>	lucht	30	15	Pouwels et al. 2007
Zoogdieren	Dwergmuis	<i>Micromys minutus</i>	grond	2	0,05	Alterra 2001
Zoogdieren	Eikelmuis	<i>Eliomys quercinus</i>	grond			
Zoogdieren	Haas	<i>Lepus europaeus</i>	grond			
Zoogdieren	Hazelmuis	<i>Muscardinus avellanarius</i>	grond	2	0,5	Pouwels et al. 2007
Zoogdieren	Waterspitsmuis	<i>Neomys fodiens</i>	grond	2	0,05	Alterra 2001
Planten	Aardbeiganzerik				0,05	
Planten	Adelaarsvaren				0,05	
Planten	Alpenrus			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Armbloemige waterbies				0,05	
Planten	Beemdkroon			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Beenbreek			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Bevertjes			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Biestarwegras				0,05	
Planten	Bittere veldkers			0,5	0,05	
Planten	Blauw kweldergras				0,05	
Planten	Blauwe bosbes				0,05	
Planten	Blauwe knoop			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Blauwe zeedistel				0,05	
Planten	Bleek bosvogeltje				0,05	
Planten	Bleek kweldergras				0,05	
Planten	Bleeksporig bosviooltje				0,05	
Planten	Bloedzuring			2	0,05	
Planten	Blonde zegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Bonte paardenstaart			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Borstelgras				0,05	
Planten	Bosanemoon				0,05	
Planten	Bosbingelkruid				0,05	

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Bosereprijs			0,5	0,05	
Planten	Bosgierstgras				0,05	
Planten	Boskortsteel				0,05	
Planten	Bosmuur			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Bosroos			2	0,05	
Planten	Boswederik			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Boszegge				0,05	
Planten	Breed wollegras			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Bruine snavelbies			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Buntgras				0,05	
Planten	Christoffelkruid				0,05	
Planten	Dalkruid				0,05	
Planten	Daslook			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Donkersporig bosviooltje				0,05	
Planten	Doorgroeid fonteinkruid				0,05	
Planten	Draadgentiaan			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Draadrus			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Draadzegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Driedistel				0,05	
Planten	Drienerfmuur				0,05	
Planten	Drienvrige zegge				0,05	
Planten	Drietallig glaskroos				0,05	
Planten	Drijvende egelskop			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Drijvende waterweegbree			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Dubbelloof			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Duindoorn				0,05	
Planten	Duindravik				0,05	
Planten	Duinfakkelgras				0,05	
Planten	Duingentiaan				0,05	
Planten	Duinlangbaardgras				0,05	
Planten	Duinviooltje				0,05	
Planten	Duinvogelmuur				0,05	
Planten	Duinzwenkgras				0,05	
Planten	Dunstaart				0,05	
Planten	Dwergvlas			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Dwergzegge groep				0,05	
Planten	Echt lepelblad			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Echte guldenroede			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Eenarig wollegras				0,05	

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Eenbes			2	0,05	Alterra 2001
Planten	Eenbloemig parelgras				0,05	
Planten	Eivormige waterbies			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Elzenzegge			0,5	0,05	
Planten	Fijn goudscherm				0,05	
Planten	Framboos				0,05	
Planten	Galigaan			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Geel zonneroosje				0,05	
Planten	Gerande schijnspurrie				0,05	
Planten	Gesteeld glaskroos			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Gestreepte klaver			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Gevlekte aronskelk				0,05	
Planten	Gewone dophei				0,05	
Planten	Gewone salomonszegel				0,05	
Planten	Gewone zoutmelde				0,05	
Planten	Gewoon kweldergras				0,05	
Planten	Glad parelzaad				0,05	
Planten	Glad walstro			0,5	0,05	
Planten	Glanzig fonteinkruid				0,05	
Planten	Goudhaver			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Graslathyrus			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Groenknolorchis			11	0,05	Alterra 2001
Planten	Groot blaasjeskruid				0,05	
Planten	Groot heksenkruid				0,05	
Planten	Groot streepzaad			0,5	0,05	
Planten	Groot warkruid				0,05	
Planten	Grote bevernel			0,5	0,05	
Planten	Grote keverorchis			11	0,05	Alterra 2001
Planten	Grote muggenorchis			11	0,05	Alterra 2001
Planten	Grote pimpernel			0,5	0,05	
Planten	Grote veldbies			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Grote waterranonkel				0,05	
Planten	Grote wolfsklauw			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Gulden boterbloem				0,05	
Planten	Gulden sleutelbloem			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Haaksterrenkroos				0,05	
Planten	Hangende zegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Heelkruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Heemst				0,05	

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Heidekartelblad			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Heidespurrie				0,05	
Planten	Helm				0,05	
Planten	Hengel				0,05	
Planten	Hondsviooltje			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Honingorchis				0,05	
Planten	Hulst				0,05	
Planten	Kalkbedstro				0,05	
Planten	Kamvaren				0,05	
Planten	Kegelsilene				0,05	
Planten	Kikkerbeet				0,05	
Planten	Klein blaasjeskruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Klein glaskroos				0,05	
Planten	Klein schorrenkruid				0,05	
Planten	Klein warkruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kleine maagdenpalm				0,05	
Planten	Kleine ratelaar			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kleine schorseneer			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kleine veenbes				0,05	
Planten	Kleine zonnedauw			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kleverige reigersbek				0,05	
Planten	Klokjesgentiaan			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Knolsteenbreek			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Knoopkruid s.l.			0,5	0,05	
Planten	Knopbies				0,05	
Planten	Koningsvaren			5	0,05	
Planten	Kortarige zeekraal				0,05	
Planten	Kraailook			0,5	0,05	
Planten	Krabbenscheer			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kranskarwij			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kransvederkruid				0,05	
Planten	Kruipbrem			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Kruipend stalkruid				0,05	
Planten	Kruisdistel				0,05	
Planten	Kustmelde				0,05	
Planten	Kwelderzegge				0,05	
Planten	Lamsoor				0,05	
Planten	Lathyruswikke				0,05	
Planten	Lavendelhei				0,05	

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Lelietje-van-dalen				0,05	
Planten	Liggend bergvlas				0,05	
Planten	Liggend hertshooi				0,05	
Planten	Liggend walstro				0,05	
Planten	Liggende asperge				0,05	
Planten	Liggende vleugeltjesbloem			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Loogkruid				0,05	
Planten	Loos blaasjeskruid				0,05	
Planten	Maarts viooltje				0,05	
Planten	Mannetjesorchis				0,05	
Planten	Margriet			0,5	0,05	
Planten	Melkkruid				0,05	
Planten	Moerashertshooi			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Moerassmele			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Moerasvaren			5	0,05	
Planten	Moerasviooltje				0,05	
Planten	Moeraswederik				0,05	
Planten	Moerasweegbree				0,05	
Planten	Moeraswolfsklauw			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Muskuskruid				0,05	
Planten	Naaldwaterbies				0,05	
Planten	Nachtsilene				0,05	
Planten	Oeverkruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Onderg. moerasscherm			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Ongelijkbladig fonteinkruid			2	0,05	Alterra 2001
Planten	Paarbladig goudveil			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Parnassia			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Pilvaren			5	0,05	Alterra 2001
Planten	Pilzegge				0,05	
Planten	Puntkroos				0,05	
Planten	Purperorchis				0,05	
Planten	Rapunzelklokje			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Reuzenpaardenstaart			5	0,05	
Planten	Reuzezwenkgras			0,5	0,05	
Planten	Rivierfonteinkruid				0,05	
Planten	Rode dophei			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Rond wintergroen				0,05	
Planten	Ronde zegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Ronde zonnedaauw			5	0,05	Alterra 2001

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Ruig klokje				0,05	
Planten	Ruige leeuwentand			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Ruige veldbies				0,05	
Planten	Ruwe klaver				0,05	
Planten	Schaduwkruiskruid				0,05	
Planten	Schedegeelster			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Scheve hoornbloem				0,05	
Planten	Schorrenzoutgras				0,05	
Planten	Schubzegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Sierlijke vetmuur				0,05	
Planten	Slangenwortel				0,05	
Planten	Slank wollegras			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Slanke waterbies				0,05	
Planten	Slijkzegge				0,05	
Planten	Snavelzegge				0,05	
Planten	Spekwortel				0,05	
Planten	Spits fonteinkruid			2	0,05	Alterra 2001
Planten	Stekelbrem			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Stomp kweldergras				0,05	
Planten	Strandbiet				0,05	
Planten	Strandduizendguldenkruid				0,05	
Planten	Strandmelde				0,05	
Planten	Struikhei				0,05	
Planten	Tandjesgras				0,05	
Planten	Teer guichelheil				0,05	
Planten	Teer vederkruid				0,05	
Planten	Trekrus				0,05	
Planten	Tweehuizige zegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Tweenervige zegge				0,05	
Planten	Valse salie				0,05	
Planten	Veelbloemige veldbies				0,05	
Planten	Veenbies				0,05	
Planten	Veenmosorchis			11	0,05	Alterra 2001
Planten	Veenorchis				0,05	
Planten	Veenpluis				0,05	
Planten	Veldlathyrus			0,5	0,05	
Planten	Veldsalie			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Verspreidbladig goudveil			0,5	0,05	
Planten	Vingerhoedskruid				0,05	

Taxonomische groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Type mobiliteit	Dispersieafstand (km)	Opp. sleutelgebied (km ²)	Referentie
Planten	Vlottende bies			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Vlottende waterranonkel			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Vlozegge			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Voorjaarsganzerik			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Walstrobremraap				0,05	
Planten	Wateraardbei				0,05	
Planten	Waterdrieblad				0,05	
Planten	Waterlobelia			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Waterscheerling				0,05	
Planten	Weidekervel-torkruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Welriekende nachtorchis			11	0,05	Alterra 2001
Planten	Wijdbloeiende rus			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Wilde gagel			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Wilde hyacint				0,05	
Planten	Wilde kamperfoelie				0,05	
Planten	Witte klaverzuring				0,05	
Planten	Witte snavelbies			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Witte veldbies				0,05	
Planten	Witte waterranonkel			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Wondklaver			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Zacht vetkruid			0,5	0,05	Alterra 2001
Planten	Zachte haver				0,05	
Planten	Zanddoddengras				0,05	
Planten	Zandhaver				0,05	
Planten	Zeealsem				0,05	
Planten	Zeepostelein				0,05	
Planten	Zeeraket				0,05	
Planten	Zeeweegbree				0,05	
Planten	Zeewinde				0,05	
Planten	Zeewolfsmelk				0,05	
Planten	Zilt torkruid				0,05	
Planten	Zilte rus				0,05	
Planten	Zilte schijnspurrie				0,05	
Planten	Zilte zegge				0,05	
Planten	Zompzegge				0,05	
Planten	Zulte				0,05	
Planten	Zwarte bes			2	0,05	

Bijlage 3. Drempelwaarden van afstand en oppervlakte zoals afgelijnd vanuit de typische soorten voor beide voorbeeldhabitattypen (6510 mesofiel hooiland en 91E0 vochtig bos). Als drempel wordt 75 % van de typische soorten ingesteld.

Waarden	6510	Afstand	Oppervlakte	91E0	Afstand	Oppervlakte
		km	km ²		km	km ²
	Beemdkroon	0,5	0,05	Bittere veldkers	0,5	0,05
	Bevertjes	0,5	0,05	Bloedzuring	2	0,05
	Glad walstro	0,5	0,05	Boomklever	10	0,5
	Goudhaver	0,5	0,05	Bosereprijs	0,5	0,05
	Graslathyrus	50	30	Bosmuur	0,5	0,05
	Groot streepzaad	0,5	0,05	Bosroos	2	0,05
	Grote bevernel	50	3	Bosuil	10	2,5
	Grote pimpernel	5	0,5	Boswederik	0,5	0,05
	Gulden sleutelbloem	0,5	0,05	Daslook	0,5	0,05
	Klaverblauwtje	0,5	0,05	Eenbes	2	0,05
	Kleine ratelaar	0,5	0,05	Elzenzegge	0,5	0,05
	Knolsteenbreek	0,5	0,05	Goudvink	20	7,5
	Knoopkruid	0,5	0,05	Grote keverorchis	11	0,05
	Kraailook	0,5	0,05	Grote weerschijnvlinder	2	0,5
	Kwartel	0,5	0,05	Hangende zegge	0,5	0,05
	Kwartelkoning	0,5	0,05	Havik	25	30
	Margriet	0,5	0,05	Kleine ijsvogelvlinder	1	0,5
	Moerassprinkhaan	0,5	0,05	Koningsvaren	5	0,05
	Paapje	0,5	0,05	Matkop	5	4
	Rapunzelklokje	10	15	Middelste bonte specht	10	7,5
	Ruige leeuwentand	0,5	0,05	Moerasvaren	5	0,05
	Veldlathyrus	0,2	0,25	Nachtegaal	30	7,5
	Weidekervel-torkruid	0,5	0,05	Paarbladig goudveil	0,5	0,05
				Reuzenpaardenstaart	5	0,05
				Reuzezwenkgras	0,5	0,05
				Verspreidbladig goudveil	0,5	0,05
				Vuursalamander	2	0,5
				Waterspitsmuis	2	0,05
				Wespendief	30	30
				Wielewaal	25	3
				Zwarte bes	2	0,05
				Zwarte specht	30	15

Waarden	6510	Afstand	Oppervlakte	91E0	Afstand	Oppervlakte
		km	km ²		km	km ²
Aantal soorten:	23			32		
75 % norm Afstand:		0,5			0,5	
75 % norm Oppervlakte:			0,05			2,63

Bijlage 4. Gevoeligheidsanalyse voor een selectie van habitattypen rond het bepalen van de drempel voor afstand en oppervlakte. Er wordt voor het 50, 75 en 90 percentiel een waarde gegeven. We stellen voor om als finale drempel het 75 percentiel te nemen, waarna per habitatgroep de mediaan wordt bepaald en deze generiek voor alle geldende habitattypen in de functionele groep wordt gebruikt.

Biotoopgroep	Habitatype	# soorten	Afstand (km)			Oppervlakte (km ²)		
			50 perc	75 perc	90 perc	50 perc	75 perc	90 perc
Slikken	1130							
	1140							
	1310							
	1320							
	1330							
Duinen	2110	8	0,5	0,5	0,5	0,05	0,0625	0,97
	2120	11	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	2130	27	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	2150	-						
	2160	5	0,5	0,5	0,5	0,05	2	5,3
	2170	2	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	Mediaan	8	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
Wateren	2190	13	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,41
	3110	6	0,5	0,5	0,5	0,05	0,3875	0,5
	3130	28	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,185
	3140	-						
	3150	15	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	3160	8	0,5	0,5	0,5	0,01	0,1625	0,5
	3260	14	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	3270	-						
	Mediaan	14	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,30
Heiden	2310	19	0,5	0,5	0,5	0,05	1	7,5
	2330	7	0,5	0,5	0,5	0,05	0,275	0,5
	4010	19	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	1
	4030	20	1	0,5	0,5	0,05	0,5	7,5
	5130	13	2	1	0,5	0,5	3	7,5

Biotoopgroep	Habitatype	# soorten	Afstand (km)			Oppervlakte (km ²)		
			50 perc	75 perc	90 perc	50 perc	75 perc	90 perc
	7140	28	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	7150	6	2,75	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	Mediaan droog	16	0,75	0,5	0,5	0,05	0,75	7,5
	Mediaan vochtig	19	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
Graslanden	6110	-						
	6120	5	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,62
	6210	3	2	1,5	1,2	0,5	1	1,3
	6230	13	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,41
	6410	9	0,5	0,5	0,44	0,05	0,05	1,7
	6430	8	1,25	0,5	0,41	0,05	0,3125	1,25
	6510	23	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	2,5
	Mediaan	9	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	1,275
Venen	7110	3	0,5	0,5	0,5	0,01	0,03	0,042
	7210	1	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	7220	1	2	2	2	0,5	0,5	0,5
	7230	11	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
	Mediaan	2	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	0,05
Grotten	8310	-						
Bossen	2180	3	10	7,5	6	4	5,75	6,8
	9110	13	10	5	1,2	3	7,5	27
	9120	31	0,5	0,5	0,5	0,05	0,5	7,5
	9130	27	1	0,5	0,5	0,05	1,5	10,5
	9150	13	2	0,5	0,5	0,5	4,125	7,5
	9160	32	0,5	0,5	0,5	0,05	1,5	7,5
	9190	12	7,5	0,5	0,5	2,25	9,375	15
	91E0	32	2	0,5	0,5	0,05	2,625	7,5
	91F0	2	17,5	13,75	11,5	3	3	3
	Mediaan	13	2	0,5	0,5	0,5	3	7,5

Bijlage 5. Overzichtstabel van in de literatuur beschikbare drempelwaarden rond oppervlakte voor een goede lokale staat van instandhouding (V/M: vlek/moeras, V/G: vlek/gebied).

Habitatype	Faunacriterium A Bal et al. 2001 ha	Faunacriterium B Bal et al. 2001 ha	Oppervlaktemaat A Poelmans et al. 2012 ha	Oppervlaktemaat B Poelmans et al. 2012 ha	MSA Koop 1995 ha	Opp Venen A LNV 2008 ha	Opp Venen B LNV 2008 ha	Afstand Deze studie km	Oppervlakte Deze studie ha
1130			500	5					
1140			5000	5					
1310	30	5	30	5					
1320	30	5	30	5					
1330	30	5	30	5					
2110	500	5	500	5				0,5	5
2120	500	5	500	5				0,5	5
2130	50	5	50	5				0,5	5
2150	50	5							
2160	150	5	150	5				0,5	5
2170	30	5	30	5				0,5	5
2180	300	30	300	30	40			0,5	300
2190	50	5	50	5				0,5	5
2310	50	5	50	5				0,5	75
2330	75--50	15--0,5	50	5				0,5	75
3110	5	0,5	5	0,5				0,5	5
3130	5	0,5	5	0,5				0,5	5
3140	5	0,5	5	0,5					
3150	5	0,5	5	0,5				0,5	5
3160	5	0,5	5	0,5				0,5	5
3260	25--2 km	25--2 km						0,5	5
3270	5	0,5	5	0,5					
4010	75	5	75	5				0,5	5
4030	50	5	50	5				0,5	75
5130	75	5	75	5				0,5	75
6110									
6120	30	0,2	30	2				0,5	5
6210	30	0,5	30	2				0,5	5
6230	30	0,5	30	2				0,5	5
6410	30	0,5	30	2				0,5	5
6430	30	0,5	30	2				0,5	5

Habitatype	Faunacriterium A Bal et al. 2001 ha	Faunacriterium B Bal et al. 2001 ha	Oppervlaktemaat A Poelmans et al. 2012 ha	Oppervlaktemaat B Poelmans et al. 2012 ha	MSA Koop 1995 ha	Opp Venen A LNV 2008 ha	Opp Venen B LNV 2008 ha	Afstand Deze studie km	Oppervlakte Deze studie ha
6510	75--30	2,5--0,5	30	2				0,5	5
7110	30	0,5	30	0,5		2,5	0,1	0,5	5
7140	5--2,5	0,5	5	0,5		0,1/1 V/M	0,01/0,1 V/M	0,5	5
7150	75	5	75	5		0,05/1 V/M	0,01/0,1 V/M	0,5	5
7210	30	0,5	30	0,5		0,1/1 V/M	0,01/0,1 V/M	0,5	5
7220	30	0,5				4/100 m² V/G	0,4/10 m² V/G	0,5	5
7230	30	0,5	30	0,5		0,1/1	0,01/0,1	0,5	5
8310									
9110	150	30	150	40	40			0,5	300
9120	150	30	150	40	40			0,5	300
9130	150	5	150	20	20			0,5	300
9150	50	2,5	50	20	20			0,5	300
9160	150	15	150	15	15			0,5	300
9190	300	15	300	40	50			0,5	300
91E0	150--30	15--5	150	15	25--10			0,5	300
91F0	150	30	150	15	15			0,5	300