

32
446
NN31127.687

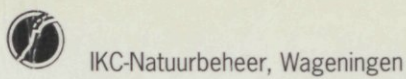
Ecologische Landschaps Index

Graadmeter Ruimtelijke Samenhang

J.P. Knaapen en M. van Eupen



Onderzoekreeks Nota Landschap nr. 15
SC-RAPPORT 687, 1999



Ecologische Landschapsindex (E.L.I.)

Graadmeter Ruimtelijke samenhang

J.P. Knaapen

M. van Eupen

m.m.v. S. Jansen (Buro Vista)

Rapport 687

Onderzoeksreeks Nota Landschap nr. 15

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1999

INHOUD

Inhoud	3
1 Inleiding	5
1.1 <i>Achtergrond</i>	5
1.2 <i>Probleemstelling</i>	5
1.3 <i>Werkwijze</i>	5
1.4 <i>Afbakening</i>	6
2 Ecologische kwaliteit van landschappen	7
3 Invulling en toepassing van de ruimtelijke samenhang	9
3.1 <i>Oplossingsrichting</i>	9
3.2 <i>Aantonen van verschillen en veranderingen in de beleidscategorieën</i>	10
3.3 <i>Andere toepassingsmogelijkheden</i>	10
4 Functionele aspecten van ruimtelijke samenhang	11
5 Landschapsmaten voor ruimtelijke samenhang	13
5.1 <i>Landschapsmaten in de literatuur</i>	13
5.2 <i>Het gebruik van landschapsmaten in de praktijk</i>	17
5.3 <i>Conclusies</i>	18
6 Praktische uitwerking	19
6.1 <i>Keuze landschapsmaten</i>	19
6.2 <i>GIS-aspecten</i>	19
6.3 <i>Berekening landschapsmaten</i>	19
7 Ruimtelijke samenhang in Nederland	21
7.1 <i>Schaaleffecten</i>	21
7.2 <i>Ruimtelijke samenhang in verschillende landschapstypen</i>	21
7.3 <i>Veranderingen in de ruimtelijke samenhang in de tijd</i>	25
7.4 <i>Onderzoek naar de schaaffecten van de nabijheidwaarde en aggregatie</i>	27
7.5 <i>Eerste landelijke berekening graadmeter ruimtelijke samenhang.</i>	31
8 Aanbevelingen	33
Literatuur	35

1 INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

Het Meetnet Landschap beoogt een systematische monitoring van de effecten van veranderingen in het landschap op de identiteit en de duurzaamheid in het licht van het streven naar het behoud van landschappelijke kwaliteit (Nota Landschap, LNV, 1992). Een Meetnet Landschap levert de mogelijkheid tot het vroegtijdig en betrouwbaar signaleren van belangrijke ontwikkelingen in het landschap, zodat beoordeeld kan worden in hoeverre de door het beleid gestelde doelen zijn gerealiseerd. Tevens kan het landschapsbeleid hiermee worden verbeterd (Dijkstra en Roos-Klein Lankhorst, 1995). In totaal zijn een negental meetdoelen omschreven. Het meetdoel 6 betreft de landschapsecologische kwaliteit van het landschap. Ter operationalisatie van dit meetdoel is in opdracht van het IKC-N het project Ecologische LandschapsIndex (ELI) gestart. Het project wordt uitgevoerd door het DLO-Staring centrum en Bureau Vista. Als eerste resultaat heeft het project een theoretische verkenning van aspecten van landschappelijke kwaliteit opgeleverd, het zgn. "Conceptueel Raamwerk voor een Landschapsecologische Index" (Jansen, 1998). In deze verkenning worden vier mogelijke graadmeters voor landschapsecologische kwaliteit onderscheiden, op het gebied van ruimtelijke samenhang, hydrologische relaties, stofstromen en landschappelijke heterogeniteit.

Dit rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter ruimtelijke samenhang.

1.2 PROBLEEMSTELLING

Bij de graadmeter "ruimtelijke samenhang" is de mate van samenhang van de bovengrondse structuur (de vegetatie) aan de orde. Variatie en milieukwaliteit komen aan bod bij de ELI-graadmeters over heterogeniteit, water- en stofstromen.

De doelstellingen met betrekking tot de ruimtelijke samenhang in het landschap worden in andere kaders veelal gespecificeerd door middel van soorten. Aan de hand van de soort- en populatie-eisen kunnen zodoende eisen aan de landschappelijke samenhang gesteld. Zo kunnen eisen worden gesteld aan breedte van bosstroken, grootte van moerassen, hoogte van faunatunnels, etc. Gezien de hoofddoelstellingen in het natuurbeleid (biodiversiteit en natuurlijkheid) is dit logisch en goed werkbaar.

Bij operationalisatie van het landschapsbeleidsdoel "samenhang" is deze soorteninvalshoek niet zo logisch. De landschappelijke "samenhang" wordt in de Nota Landschap als een kwaliteitsparameter op zichzelf gezien. De graadmeter "ruimtelijke samenhang" is bedoeld om dit doel kwantificeerbaar te maken. Daarom wordt in deze notitie op zoek gegaan naar samenhang in patronen met de ecotoop als bouwsteen.

1.3 WERKWIJZE

In het navolgende willen we allereerst de reikwijdte van deze studie kort aangeven en het begrip landschapsecologische kwaliteit voor het doel van deze studie definiëren. Vervolgens gaan we in op verschillende aspecten van het aspect ruimtelijke samenhang.

Daartoe worden in hoofdstuk allereerst een drietal patroonaspecten van ruimtelijke samenhang onderscheiden. Deze aspecten zijn op te vatten indicatoren voor het optreden van processen die afhankelijk zijn van de mate van ruimtelijke samenhang. Hoofdstuk 4 beschrijft de relatie tussen de patroonaspecten en de processen. Vervolgens is een literatuurstudie verricht naar landschapsmaten die bruikbaar zijn voor het berekenen van ruimtelijke samenhang op basis van GIS-informatie

(hoofdstuk 5). Daarbij is gelet op de vraag of de maten te relateren zijn aan de onderscheiden drie aspecten. Er zijn een drietal maten geselecteerd en deze zijn toegepast (hoofdstuk 6). In hoofdstuk 7 worden de maten berekend voor heel Nederland en voor de gebiedscategorieën die worden onderscheiden in de Nota Landschap.

1.4 AFBAKENING

Voor een uitgebreidere toelichting op het toepassingsbereik van dit project, wordt verwezen naar het werkplan. Hier worden kort enkele relevante punten aangestipt.

Uitgangspunt van de studie is het vinden en operationaliseren van landschapsecologische parameters die een indicatie geven van het landschapsecologische functioneren van het landschap. Het betreft dus het aggregatieniveau van het landschap en we houden ons daarom niet bezig met onderzoek aan soorten, bijvoorbeeld met betrekking tot habitatgeschiktheid, dispersie en metapopulaties. Bovendien gaat het over het aspect landschapsecologie, waarbij een belangrijk uitgangspunt is dat landschapsecologische relaties centraal staan, m.a.w. datgene waardoor delen van landschappen met elkaar in contact staan. Dit betreft zowel de abiotische als de biotische relaties.

Tot slot worden aan de te kiezen parameters eisen gesteld die samenhangen met het doel om een index te ontwikkelen voor monitoring-doeleinden. Dit betekent onder andere dat de parameters te operationaliseren moeten zijn met behulp van ruimtelijke data, dat deze data ook in de toekomst actualiseerbaar blijven en dat de graadmeters interpreteerbaar en reproduceerbaar zijn.

2 ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN LANDSCHAPPEN

Er zijn een groot aantal aspecten aan te wijzen die samenhangen met landschappelijke kwaliteit. Om deze enigszins in te kaderen, willen we eerst enkele uitgangspunten definiëren.

Kwaliteit kan de betekenis hebben van "hoedanigheid" of "eigenschap", maar ook van "deugdelijkheid" of "gewaardeerde eigenschap" (Van Dale, 1992). Het eerste is objectief te bepalen, het tweede hangt af van het doel of de opvattingen van de beschouwer. Zo is het ook met landschapsecologische kwaliteit: je hebt kwaliteit die je kunt meten en kwaliteit waarover je van mening kunt verschillen. Wij willen ons hier beperken tot de eerste vorm, dat wil zeggen: tot de meet- of kwantificeerbare landschapsecologische parameters van het landschap. De vraag hoe de waarden die deze parameters kunnen aannemen gewaardeerd moeten worden, wordt niet gerekend tot de taak van het onderzoek, maar van het beleid.

We willen uitspraken doen over het functioneren van landschappen, op het niveau van het landschap. Dat zijn twee eisen die gevolgen hebben voor de methode. Het eerstvolgende lagere aggregatieniveau onder dat van het landschap is dat van het ecosysteem. Ecosystemen zijn dus te beschouwen als de bouwstenen van landschappen. We stellen daarom voor, als uitgangspunt voor het bepalen van graadmeters voor de landschapsecologische kwaliteit het functioneren van ecosystemen te nemen.

Het ecologisch functioneren van landschappen kan voor een groot deel beschreven worden aan de hand van het functioneren van ecosystemen. Het voorkomen van veel soorten planten en dieren wordt immers grotendeels bepaald door condities die op ecosystemniveau bepaald worden. Denk aan plantensoorten die bepaalde abiotische standplaatscondities vereisen of vlinders die afhankelijk zijn van het voorkomen van waard- en voedselplanten. Echter, het functioneren van landschappen is geenszins een eenvoudige optelsom van het interne functioneren van de afzonderlijke ecosystemen. Immers, er zijn patronen en processen die alleen optreden dankzij een bepaalde ruimtelijke rangschikking van ecosystemen. Wat de patronen betreft, spreekt dit voor zich. Bij de processen valt vooral te denken aan vormen van dispersie, hydrologische stroming en transport van stoffen. Voor zover de patronen en processen een voorwaarde zijn voor het voortbestaan van ecosystemen en de biotische en abiotische onderdelen ervan, willen we ze opvatten als de landschapsecologische kwaliteit van landschappen. Voor de goede orde: we hebben het hier alleen over de patronen en processen die voortkomen uit of mogelijk zijn dankzij de specifieke ruimtelijke rangschikking van ecosystemen.

De begrenzing van ecosystemen is niet altijd eenvoudig. Hij hangt af van het waarnemingsniveau ("schaalniveau") en van de patronen en processen die men als kenmerkend beschouwt. Er valt ook veel te zeggen voor een open opvatting van ecosystemen, en het idee dat ecosystementypen feitelijk niet bestaan omdat de natuur een continuüm vormt (lit.). Hier willen we ecosystemen om praktische redenen opvatten als ruimtelijk herkenbare en op grond van abiotiek en vegetatie begrensbare eenheden. We hebben het dan eigenlijk over *ecotopen*. Aan de hand van de oppervlakte en onderlinge ligging van ecotopen kan het landschap beschreven worden in termen van oppervlakten, afstanden, grenzen en configuraties, wat de belangrijkste bouwstenen van de te ontwikkelen graadmeters zullen zijn.

3 INVULLING EN TOEPASSING VAN DE RUIMTELIJKE SAMENHANG

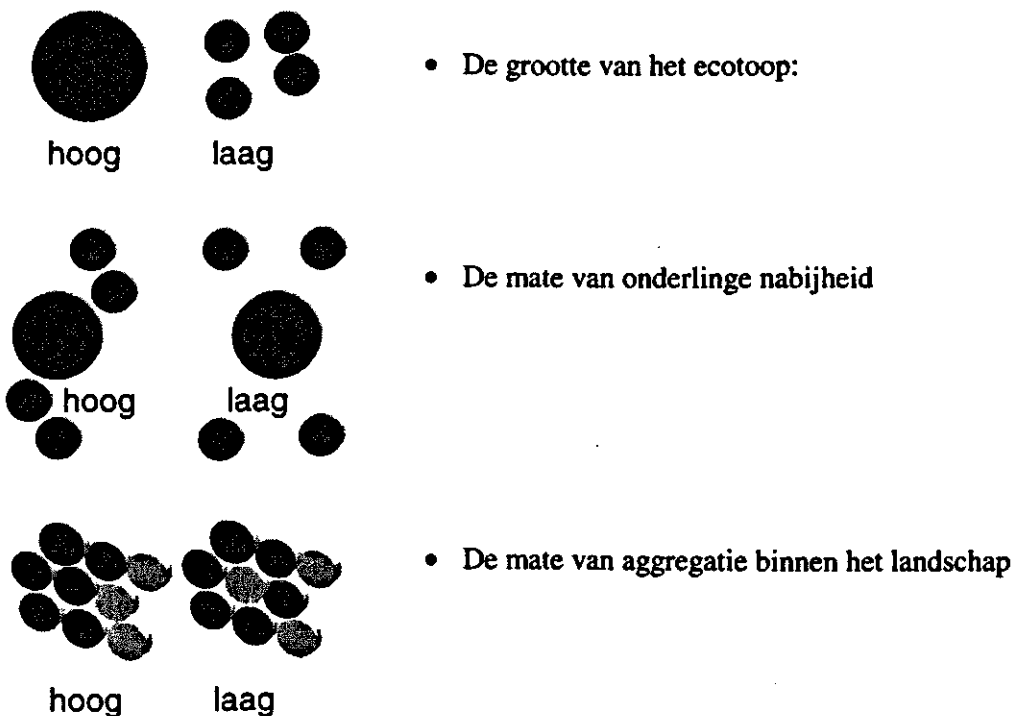
3.1 OPLOSSINGSRICHTING

Het doel van deze notitie is het ontwikkelen van een graadmeter voor ruimtelijke samenhang. Dat houdt in dat ruimtelijke samenhang moet worden beschreven en meetbaar gemaakt. Allereerst willen we ruimtelijke samenhang definiëren voor het doel van deze studie:

Onder ruimtelijke samenhang wordt verstaan de mate waarin de onderdelen van een landschap die overeenkomen in aard en functioneren met elkaar in verband staan.

Zoals in hoofdstuk 6 is gesteld, worden de onderdelen van het landschap in deze studie bestudeerd op het schaalniveau van het landschap. De ecotopen worden als de bouwstenen van het landschap beschouwd en tevens als de onderdelen aan de hand waarvan het landschap ruimtelijk beschreven en onderzocht kan worden.

Er zijn meerdere aspecten aan ruimtelijke samenhang te onderscheiden. "In verbinding staan" kan op verschillende wijzen het geval zijn. Er kan sprake zijn van aaneensluiting of van (grote) nabijheid. In het laatste geval zijn gradaties van nabijheid te onderscheiden. Aaneensluiting of nabijheid zijn relatief eenvoudig te beschrijven voor zover het een ecotooptype betreft. Maar landschappen hebben meestal een heterogene samenstelling en ook in die gevallen zou een maat voor de ruimtelijke samenhang van het gehele landschap gewenst zijn. Voor de beschrijving van ruimtelijke samenhang onderscheiden we daarom de volgende drie aspecten:



Vooralsnog onderscheiden we deze drie aspecten omdat daarmee de relatie met de processen beter zichtbaar gemaakt kan worden. Voor het doel van dit rapport, het ontwikkelen van een graadmeter voor ruimtelijke samenhang, zou het natuurlijk het mooiste zijn als de drie maten teruggebracht kunnen worden tot één ruimtelijke-samenhang-index. Hier wordt in een later stadium op ingegaan. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de relatie van deze patroon-aspecten met het ecologisch functioneren van landschappen.

3.2 AANTONEN VAN VERSCHILLEN EN VERANDERINGEN IN DE BELEIDSCATEGORIEËN

De graadmeter voor ruimtelijke samenhang kan per gebied een indruk geven van de voor- of achteruitgang in landschappelijke samenhang als kwaliteitsmaat op zich. Deze maat kan dan als tegenhanger dienen van ecologische maten, die te toetsen zijn aan het gebruik door soorten.

De in hoofdstuk twee beschreven aspecten "areaalgrootte", "nabijheid" en "aggregatie" worden hier gezamenlijk opgevat als een maat voor de landschappelijke samenhang. Beleidsuitspraken kunnen er aan worden getoetst. Zo worden in de Nota Landschap de kaartcategorieën "Nationaal Landschapspatroom", "Behoud openheid" en "Behoud en herstel van landschapswaarden" onderscheiden. Van deze drie categorieën kan worden nagegaan:

- of er op dit moment per kaartcategorie al verschil is in landschappelijke "samenhang";
- of de verschillen in de samenhang per kaartcategorie in de komende decennia toe- of afnemen.

Dit betekent dat relatief snel van kaartbeelden (met verschillende tijdsopnamen) kan worden afgelezen in hoeverre het landschap ruimtelijke samenhang vertoont, in welke mate deze ruimtelijke samenhang veranderd is en hoe dat zich verhoudt tot de beleidsdoelen. Hiertoe moet uiteraard eerst worden vastgesteld wat de beleidsdoelen precies over ruimtelijke samenhang zeggen.

3.3 ANDERE TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN

In hoofdstuk 7 wordt ruimtelijke samenhang bepaald voor delen van Nederland en voor de beleidscategorieën van de Nota Landschap.

Het meest duidelijke ligt het doel van ruimtelijke samenhang echter besloten in de Ecologische hoofdstructuur (EHS), "het samenhangende netwerk van natuurgebieden". Aangezien er voorlopig in het meetnet natuur niet een dergelijke maat is opgenomen en de EHS ook een landschappelijke invalshoek heeft is het zeer de moeite waard de EHS te blijven volgen aan de hand van de hier ontwikkelde maten. Het kan een snelle toets zijn op de mate waarin de EHS aan ruimtelijke samenhang wint of verliest: een veel minder complexe toets dan het nagaan in hoeverre bijvoorbeeld de zeshonderd doelsoorten gebruik maken van de EHS en hoe dit gebruik verandert in de tijd.

Andere toepassingen van de hier ontwikkelde methode hebben te maken met het toetsen en evalueren van de vele ruimtelijke samenhangdoelen die op provinciaal, regionaal of gemeentelijk niveau worden opgesteld en naast een biogeografische vaak een duidelijke landschappelijke bedoeling hebben. Het eenvoudig doorrekenen van scenario's of planalternatieven zou de plannenmaker een snel inzicht kunnen geven in hoeverre zijn doelen bereikt worden. Iets wat met een soortenbenadering bijna ondoenlijk is.

Daarnaast kan de veronderstelde graadmeter gebruikt worden voor een snelle evaluatie van alternatieven in scenariostudies.

4 FUNCTIONELE ASPECTEN VAN RUIMTELIJKE SAMENHANG

We zullen hier kort ingaan op de ecologische processen en systeemeigenschappen die samenhangen met verbondenheid

Deze kunnen globaal in drie groepen worden ingedeeld:

- Oppervlakte-aspecten;
- uitwisselingsmogelijkheden (van planten en dieren);
- randeffecten.

Per groep zullen we kort aangeven wat de processen zijn, hoe ze samenhangen met ruimtelijke samenhang.

De eenvoudigste en tevens sterkste mate van ruimtelijke samenhang treedt op indien de deelsystemen ruimtelijk op elkaar aansluiten, zodat ze één geheel vormen. De uitwisseling van biota en stoffen is dan optimaal en de afstanden waarover dit kan plaatsvinden wordt dan vooral bepaald door de *oppervlakte* van het systeem. Sommige soorten stellen dusdanige eisen aan de oppervlakte van hun territorium of home range, dat zij op veel plekken waar in kwalitatief opzicht aan alle habitateisen is voldaan toch ontbreken. Voor dergelijke soorten is de oppervlakte van het systeem dus beperkend. De soortenrijkdom van het systeem hangt daardoor mede van de oppervlakte af. Op het niveau van de populatie bepaalt de oppervlakte, ook voor soorten met een kleinere individuele oppervlaktebehoefte, de maximale grootte van de populatie die geherbergd kan worden. Natuurlijke populaties vertonen toevallige aantalfuctuaties die maken dat een kleinere populatie een grotere kans heeft om lokaal uit te sterven. Als gevolg hiervan zullen grotere systemen een hogere gemiddelde presentie van de meeste soorten vertonen, en daardoor gemiddeld een groter aantal soorten.

Een grotere oppervlakte betekent daarnaast in het algemeen ook een grotere variatie aan abiotische omstandigheden en daarmee een groter aantal potentiële planten- en diersoorten. Dit zijn in het kort de belangrijkste verklaringen voor het feit dat er in de meeste gevallen een positief verband is tussen enerzijds de grootte van een systeem en anderzijds de presentie van kenmerkende soorten en het soortenaantal. De genoemde processen spelen op het niveau van een enkel ecotoop of gebied, maar ook op dat van stelsels van onderling gescheiden maar niet geïsoleerde gebieden. Wij zullen ons hier op het eerste niveau concentreren.

Op het niveau van de stelsels van ecotopen of gebieden, zal het functioneren ervan mede afhangen van de uitwisselingsmogelijkheden door het andersoortige tussenliggende gebied. De uitwisseling van biota tussen systemen is wellicht de meest voor de hand liggende proces dat samenhangt met ruimtelijke samenhang. Immers, door migratie tussen onderling gescheiden gebieden brengen planten en dieren een functionele verbinding tot stand tussen deze gebieden en maken zij het mogelijk dat populaties kunnen bestaan die in geen van de afzonderlijke gebieden voldoende oppervlakte zouden vinden (o.a. Verboom 1987). Over dit aspect is erg veel gepubliceerd en het krijgt ook veel aandacht van beleidsmatige kant. Toch blijkt het één van de moeilijkst te kwantificeren processen te zijn. Dit hangt onder andere samen met het feit dat het volgen van dieren en diasporen van planten een lastige en arbeidsintensieve aangelegenheid is. Bovendien verschilt het proces en de relevante factoren van soort tot soort. Wij zullen hier niet proberen uitwisselingsmogelijkheden op soortniveau te bepalen of te simuleren maar zoeken naar landschappelijke maten die op systeemniveau indicatief zijn voor deze processen. De uitwisselingsmogelijkheden tussen systemen (of ecotopen van gelijke aard hangen af van de onderlinge afstand en de aard van het tussenliggend gebied (Knaapen et. al., 1992). Omdat het laatste verschilt van soort tot soort, concentreren wij ons hier op het eerste, de afstand ofwel de *onderlinge nabijheid*.

De laatste groep van processen en systeemeigenschappen die met ruimtelijke samenhang samenhangt, is aan te duiden als randeffecten. Deze zijn te omschrijven als al die effecten op ecosysteem die afhangen van de rand/oppervlakteverhouding van het ecosysteem. Op landschapsniveau kunnen deze

zowel een positieve als een negatieve invloed op de soortdiversiteit hebben, voor de systeemeigenschappen zijn ze meestal ongunstig. Bij een grote rand/oppervlakteverhouding in een landschap kan sprake zijn van veel overgangsmilieus (ecoclines), hetgeen voor bepaalde soorten gunstig kan zijn en de diversiteit op landschapsniveau kan verhogen. Een bekend voorbeeld is de toename aan soortdiversiteit die gepaard kan gaan met begrazing van voorheen gesloten of juist open landschappen. Halfopen landschappen kennen in de meeste gevallen een hoge soortdiversiteit. Hierop wordt ingegaan bij de graadmeter "Landschappelijke Heterogeniteit". Echter voor de soorten die gebonden zijn aan de binnenste delen van het systeem, kan een grote rand/ oppervlakteverhouding juist erg ongunstig zijn. Denk aan bosplanten die een bosklimaat prefereren of aan bosdieren die open gebied mijden. Ook hydrologische randinvloeden kunnen optreden, bijvoorbeeld waar bos (met een relatief hoge verdamping) grenst aan natte systemen. In het algemeen kan gesteld worden dat het optreden van ongunstige invloeden van buitenaf een grotere kans maakt bij een grote rand/ oppervlakteverhouding. Dit geldt bijvoorbeeld voor het inwaaien van meststoffen, verstoring door recreatie of ander ruimtegebruik, en het binnendringen van ziekten en plagen. Aangenomen mag worden dat dergelijke negatieve effecten minder optreden naarmate gelijksoortige systemen (ecotopen) meer aaneengesloten liggen. Dit komt overeen met een zo hoog mogelijke *aggregatie*.

5 LANDSCHAPSMATEN VOOR RUIMTELIJKE SAMENHANG

In de wetenschappelijke literatuur is het nodige gepubliceerd over de theoretische aspecten van ruimtelijke samenhang of connectiviteit en over de ruimtelijke maten waarmee dit berekend kan worden. We hebben een literatuurstudie uitgevoerd en daarbij vooral gezocht naar benaderingen op systeem- en landschapniveau, waarbij gewerkt wordt met generaliseerbare ("kaartbrede") maten voor ruimtelijke samenhang.

5.1 LANDSCHAPSMATEN IN DE LITERATUUR

In deze paragraaf zal een aantal in de literatuur naar voren komende maten worden besproken die van belang lijken voor het aspect ruimtelijke samenhang.

De percolatietheorie (Stauffer en Aharony 1985, Keitt et al. 1997; Green 1994) is de studie waarbij gekeken wordt naar ruimtelijke samenhang die aanwezig is in stochastisch gegenereerde structuren. De percolatietheorie gaat uit van ruimtelijke samenhang in zijn simpelste voor; namelijk aaneengeslotenheid. De in de percolatietheorie opgedane ervaringen kunnen echter een goed beeld geven van de ruimtelijke samenhang van landschapspatronen -processen en systeemeigenschappen (Keitt et al., 1997; Green, 1994). De meeste toepassingen van de percolatietheorie in de ecologie zijn gebaseerd op een raster/grid-omgeving waarbij cellen in een grid "actief" (geschikt habitat of behorende tot het bestudeerde ecosysteemtype) zijn met een kans p en "inactief" (ongeschikt, tussenliggend gebied) met een kans $1-p$. Een belangrijke toepassingsmogelijkheid van percolatietheorie bij het bepalen van de ruimtelijke samenhang van landschappen is de verdeling van de ruimtelijke samenhang van actieve cellen (b.v. ecotopen in een landschap) in een drietal fasen: verbonden, kritisch en versnipperd. Als de dichtheid van de actieve cellen in een raster beneden de kritische waarde is (versnipperd) dan is het landschap verdeeld in een groot aantal geïsoleerd gelegen kleine celclusters. In de kritische fase (P_{crit}) is het mogelijk dat er één enkele grote cluster ontstaat, maar het merendeel van de cellen blijft geïsoleerd als in de versnipperde fase. In de verbonden fase is bijna het hele landschap verbonden, waarbij er een paar geïsoleerde cellen over blijven. De overgang van de kritische naar verbonden fase is een scherpe overgang (Keitt et al. 1997; Green, 1994). Een kleine verandering in het aantal actieve cellen in een landschap heeft dus een faseverandering van het systeem tot gevolg. De bepaling van de ruimtelijke samenhang kan geschieden door het kijken naar de directe aaneengeslotenheid van cellen (in een grid in bijvoorbeeld 4 of 8 richtingen), hetgeen een wel erg strenge eis aan ruimtelijke samenhang stelt. Realistischer is het om te werken met clusters van cellen met afstanden ertussen die wel of niet overbrugbaar zijn, bijvoorbeeld de verdeling van ecotopen-clusters met behulp van de Graph-theorie (Harary, 1969) gebaseerd op maximale dispersieafstanden. Ook in het laatste geval vindt er een faseverschuiving plaats bij een bepaalde kritische afstand of bij een bepaalde dispersiecoëfficiënt (Keitt et al. 1997).

Bepaalde plekken (ecotopen) blijken een grote rol te spelen in totale connectiviteit. Het is daarom belangrijk om een maat te hebben die rekening houdt met lokale ruimtelijke samenhang.

Zowel Keitt et al. (1997) als het aan de percolatietheorie gerelateerde onderzoek van Green (1994) leverde bij een willekeurige verdeling van de verstoring en toepassing op twee klassen een theoretisch kritische ruimtelijke samenhang op bij $p = 0.6$. Dit houdt in dat 60% van de cellen actief is; met andere woorden een landschap bestaat voor 60% uit het betreffende ecotoop. Wanneer dit teruggekoppeld wordt naar de Nederlandse situatie (Landelijk schaalniveau) dan is de verwachting dat voor alle te onderscheiden ecotopen geldt dat deze zich beneden deze waarde bevinden en dus in meer of mindere mate versnipperd zijn. Op lokaal schaalniveau zijn waarschijnlijk wel situaties te vinden met hogere dichtheden van eenzelfde ecotooptype, zodat daar ook bij de eis van directe aaneengeslotenheid sprake is van ruimtelijke samenhang.

Het is belangrijk om te beseffen, alsus Keitt et al., dat landschapsprocessen in de kritische fase erg onvoorspelbaar kunnen zijn. Doordat de grootte en de schakering van de van de celclusters sterk variëren binnen een kleine verandering van p is de exacte verandering van bijvoorbeeld de patronen in het landschap moeilijk te voorspellen. Deze onvoorspelbaarheid duidt erop dat ook bij het gebruik

van ogenschijnlijk eenvoudige modellen in simpele situaties (landschappen) er al een grote complexiteit kan ontstaan, hetgeen het interpreteren van de uitkomsten bemoeilijkt.

Om patronen van landschappen beter te kunnen interpreteren kunnen bepaalde (standaard) meetkundige patroonkarakteristieken worden afgeleid (Eng.: landscape metrics; Nl.: landschapsmaten). Het analyseren van deze landschapsmaten en het vervolgens (ecologisch) interpreteren en waarderen van de uitkomsten kan inzicht geven in het ruimtelijke - samenhangvraagstuk. De vraag is echter of er landschapsmaten bestaan die voor dit doel geschikt zijn.

In het algemeen zijn er een beperkt aantal landschapsmaten die denkende vanuit oppervlakteaspecten, uitwisseling van biota en randeffecten (zie par. 2.1) gebruikt kunnen worden voor het bepalen van aspecten van ruimtelijke samenhang. Daarnaast kunnen een aantal criteria opgesteld worden waaraan landschapsmaten moeten voldoen willen zij goed functioneren (Riitters et al., 1995 Theobald, 19.., Hargis et al., 1997):

1. Er moet een relatie zijn tussen de landschapsmaat en het achterliggende proces, zodat de maat een indicator is voor de processen in het landschap. Landschapsmaten met een directe link naar de ecologische (basis) processen verdienen de voorkeur. Deze zijn namelijk i.h.a. eenvoudig uit te leggen en te begrijpen.
2. Bij gebruik van meerdere landschapsmaten moeten deze niet te sterk gecorreleerd zijn met elkaar.
3. Landschapsmaten zouden onderscheid moeten kunnen maken tussen verschillende landschappen.
4. Vanuit een praktisch oogpunt moeten ze ook eenvoudig uit te rekenen zijn (qua vereiste data, berekeningsmethode en interpretatie van de uitkomsten).

Riitters et al. (1995) onderzochten 55 landschapsmaten en geven aan dat deze door de onderlinge correlatie en het functionele toepassingsgebied teruggebracht kunnen worden tot een zestal algemene kenmerkende groepen van landschapspatronen: "*average ecotoop compaction, image texture, average ecotoop shape, ecotoop perimeter-area scaling, number of attribute classes en large-ecotoop density-area scaling.*" Bij elk van deze karakteristieke groepen behoren een aantal landschapsmaten, die dus onderling tamelijk uitwisselbaar zijn.

Uitgaande de zes karakteristieke groepen die Riitters et al. (1995) bepaald hebben is voor E.L.I verder nagegaan wat het karakter en de operationele bruikbaarheid is voor het aspect *ruimtelijke samenhang* en of er daarnaast nog andere maten naar voren komen die niet door Riitters et al (1995) besproken zijn, maar die een meerwaarde voor ruimtelijke samenhang kunnen hebben.

Van de karakteristieke groepen lijken er een tweetal bruikbaar voor de bepaling van (aspecten van) ruimtelijke samenhang. De overige zeggen meer over landschapsheterogeniteit, -diversiteit of zijn moeilijk te vatten in te operationaliseren landschapsmaten. Bruikbaar lijken:

1. *compactheid van het ecotoop ("Gemiddelde ecotoop compactheid")*: De meest representatieve maat hiervoor volgens Riitters et al. (1995): P/A-ratio (gemiddelde omtrek/oppervlakte-verhouding). Een vergelijkbare (en sterk gecorreleerde) maat met een andere dimensie (m) is bijvoorbeeld ook de *radius of gyration* (zie hieronder).
2. *landschapstextuur ("image texture")*: De meest representatieve maat hiervoor volgens Riitters et al. (1995) is: "contagion" (aggregatie / geaggregeerdheid van het landschap).

Deze twee groepen en ertoe behorende belangrijkste maten, alsmede hun relatie met ruimtelijke samenhang zullen hieronder kort besproken worden.

Gemiddelde ecotoop compactheid:

De P/A-ratio (gemiddelde omtrek/oppervlakte-verhouding) bepaalt de verhouding tussen de randlengte van alle cellen in een ecotoop gedeeld door het aantal cellen per ecotoop gesommeerd over alle ecotopen in een landschap. Dit is een eenvoudige maat die vooral informatie geeft over oppervlakteaspecten, en in mindere mate ook over de randeffecten. Deze maat zegt iets over de

compactheid van ecotopen. maar (Niet te verwarren met P/A fractale dimensie die ook tot de zes door Riitters et al. (1995) geselecteerde landschapsmaten behoort zegt wat over lokale onregelmatigheid (rafeligheid), maar niets over ruimtelijke samenhang)

Een aan P/A-ratio sterk verwante maat die vanuit het oogpunt van ruimtelijke samenhang zeer interessant is, is de "radius of gyration". Bij deze afstandsmaat wordt de gesommeerde standaarddeviatie van de afstand vanuit het centrum van de ecotoop tot alle cellen in de ecotoop bepaald. De radius of gyration is in de landschapsecologie bruikbaar als een maat voor bepaling van de verhouding tussen omtrek en oppervlakte van een gebied, rekening houdend met de vorm van een gebied. Deze maat zegt iets over de compactheid van ecotopen en is wellicht de beste indicator van effectieve oppervlakte op ecotoopniveau. Hij kan uitgelegd worden als de afstand die een organisme in een gemiddeld ecotoop van het betreffende type kan afleggen, voordat het de rand bereikt. Door Keitt et al. (1997) wordt dit als volgt uitgelegd (zie tekstblok). De bruikbaarheid van deze afstandmaat is gelegen in de mogelijkheid deze afstandmaat te vertalen naar een maat voor ruimtelijke samenhang in het landschap, bijvoorbeeld door de radius of gyration van alle ecotopen gewogen naar oppervlakte te sommeren (Keitt et al., 1997).

"In percolation theory, connectivity is associated with the average size of connected clusters. A natural measure of the size of a circular cluster is its radius. However, in general, clusters are not round; they can be irregular, sinuous structures. Therefore, a measure of cluster size must control for irregular shapes. A measure of cluster size is the "radius of gyration," defined as:

$$R = 1/n \sum_{i=1}^n \sqrt{(x_i - \langle x \rangle)^2 + (y_i - \langle y \rangle)^2}$$

where $\langle x \rangle$ and $\langle y \rangle$ are the mean x and y coordinates of lattice cells in the cluster, x_i and y_i are the coordinates of the i -th grid cell in the cluster, and n is the total number of cells in the cluster.

Unlike unitless indices of landscape connectivity, the cluster radius has units of distance and a direct physical interpretation. Imagine a randomly moving particle placed randomly on a habitat cluster. The radius of gyration is the average distance that the particle will move before encountering the cluster edge. Similarly, if a dispersing animal is restricted to moving on a particular habitat cluster (i.e., it has a low probability of traversing any gap separating it from another cluster), its average dispersal range will correspond to the radius of the cluster. The size-weighted average connectivity of a set of clusters defines the correlation length of a landscape. The correlation length of a set of clusters is given by:

$$C = \frac{\sum_{s=1}^m (n_s R_s)}{\sum_{s=1}^m n_s}$$

where m is the number of clusters and n_s is the number of grid cells in cluster s (Creswick et al. 1992). We used the correlation length as an overall measure of habitat connectivity in a landscape. As with the radius of gyration, correlation length has units of distance: it is the average distance an individual is capable of dispersing before reaching a barrier, if placed randomly on the landscape. Thus, as the correlation length increases, landscape connectivity increases." (Keitt et al., 1997).

Contagion (aggregatie):

De contagion index zoals beschreven door Li and Reynolds (1993) is gebaseerd op het over alle klassen gesommeerde product van twee waarschijnlijkheden: de kans dat een willekeurig gekozen plek in een landschap behoort tot een bepaald ecotoop type (a), en: de daarvan afhankelijke kans dat gegeven een plek van het type a dat een van zijn aangrenzende plekken (op cel of ecotoopniveau) behoort tot ecotooptype b . Het product van deze twee kansen geeft de kans dat 2 willekeurig aan elkaar grenzende plekken behoren tot type a en b . Dit kan met betrekking tot twee (ecotoop)typen maar ook voor alle ecotooptypen in een landschap berekend worden.

Contagion kan dus gezien worden als een maat voor ruimtelijke samenhang doordat landschappen met een klein aantal verbonden ecotopen een hogere contagion hebben dan landschappen met een veel kleine en versnipperde ecotopen. Indien de contagion op celniveau (in een rasterkaart) uitgerekend wordt hebben landschappen die bestaan uit grote aaneengesloten gebieden een grote hoeveelheid interne cellen met aangrenzend cellen van hetzelfde type. In dit geval is de contagion hoog omdat de verhouding van het totale aantal type aangrenzende cellen ten opzichte van identieke type aangrenzende cellen erg groot is en de verspreiding van de verschillende combinaties tussen type aangrenzenden over het landschap erg scheef verdeeld is. Contagion kan vertaald worden als geaggregeerdheid van (de ecotopen in) het landschap en is daarmee omgekeerd evenredig aan de ruimtelijke diversiteit. Alledrie de onderscheiden aspecten van ruimtelijke samenhang een correlatie met contagion hebben, vooral de oppervlakte van afzonderlijke ecotopen en de randeffecten.

Overige maten en hun bruikbaarheid

Hargis et al. (1998) onderzochten de bruikbaarheid van landschapsmaten die gebruikt worden bij habitatfragmentatie. Hiertoe ontwikkelden zij kunstmatige landschappen waarin fragmentatieprocessen nagebootst werden. Bekeken werden de volgende landschapsmaten: rand-dichtheid, contagion, gemiddelde dichtstbijzijnde patch afstand, gemiddelde nabijheid index, perimeter-area fractal dimension en mass fractal dimension (Hargis et al. (1998)).

Zij vonden evenals Riitters et al (1995) dat veel van deze maten sterk gecorreleerd zijn. Met name *contagion* en *rand-dichtheid* waren tot een versnipperingniveau van 0.4 (40% andere dan habitat-cellen) zeer sterk (negatief) aan elkaar verwant waren. De oorzaak hiervan is dat beide gebaseerd zijn op de aanwezigheid van randen in een landschap. Omdat contagion-indices ontwikkeld zijn om de mate van aggregatie van identieke type cellente bepalen zegt deze maat volgen de auteurs meer over de oppervlakte rand verhouding dan ruimtelijke verdeling van ecotopen in een landschap.

Voor de *Gemiddelde dichtstbijzijnde patch* geldt dat als de versnippering van een landschap boven een waarde van 0.2 uitkomt het is moeilijk om onderscheid te maken tussen landschappen met verschillend versnipperingniveau. Onder deze waarde echter is deze landschapsmaat mogelijk bruikbaar voor het onderscheiden landschappen met verschillende inter-ecotoop-afstanden. De *Gemiddelde dichtstbijzijnde patch afstand* (MNN) en de *gemiddelde-nabijheids-index* (MPI) hebben relatief weinig correlatie met de andere landschapsmaten, m.a.w. zij leveren aanvullende informatie. Zij zouden naar menig van de auteurs toegevoegd moeten worden aan de minimale subset van landschapsmaten zoals weergegeven door Riitters et al. (1995).

Voor de MPI (nabijheids)-index lijkt goed bruikbaar voor onderscheid in verschillende ruimtelijke samenhang. Deze landschapsmaat meet de isolatie van een ecotoop binnen een complex aan ecotopen, gegeven een bepaalde zoekstraal. Dit wordt berekend als verhouding tussen *ecotoopgrootte* en de *rand-naar-rand-afstand naar de naastgelegen ecotoop*; gesommeerd voor alle ecotopen binnen de zoekstraal.

$$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{l_{ijs}^2}}{n_i}$$

De MPI-gemiddelde-nabijheids-index lijkt een effectieve maat te zijn voor ecotoop-isolatie en daarmee een maat voor ruimtelijke samenhang. De waarde van de nabijheid index wordt gelijk aan nul wanneer een ecotoop binnen de opgegeven zoekstraal geen identieke ecotopen heeft. De index neemt sterk toe indien er in de zoekstraal ecotopen van hetzelfde type aanwezig zijn en wanneer deze ecotopen meer aangrenzend en minder gefragmenteerd verdeeld zijn. Deze maat lijkt het meest indicatief voor het aspect uitwisseling.

Bovendien vonden Hargis et al. dat bij toepassing van deze maat op verschillende gradaties van versnippering een duidelijke overeenkomst met de bevindingen in de percolatietheorie, onder andere een fase-overgang met een drempelwaarde bij ca 0.6.

Verboom (1997) onderscheidt een bereikbaarheidscoëfficiënt per ecotoop die qua opzet overeenkomt met de nabijheid index, maar een betere weging naar afstand kent. Deze maat wordt wel aangeduid als de "*Hanski-maat*"

De bereikbaarheidsindex (B), berekent de mate van isolatie van een plek op basis van de afstand tot en oppervlakte van (alle) andere plekken van hetzelfde type. Het afstandseffect is volgens een negatieve exponentiële verdeling. Tevens wordt rekening gehouden met de bezetheid van de omgevende plekken (p) en kan de betekenis van ver weg gelegen eenheden (α) ingesteld worden (Verboom, 1997):

$$B_i = \sum \text{Oppervlakte}_j \times e^{(-\alpha \times \text{afstand}_{i \rightarrow j})} \times p_j$$

Het voordeel van deze maat is dat er een subtielere weging per afstand wordt berekend en dat de bezetheid van een plek wordt uitgerekend. (indien $p = 1$ geen weging naar bezetheid alles bezet). Dit laatste is met name voor een soortgerichte benadering interessant.

De berekening vindt echter niet plaats binnen een bepaalde zoekstraal, zoals bij de MPI (nabijheids)-index, maar door het variëren van de betekenis van ver weg gelegen ecotopen kan naast de negatief exponentiële verhouding met de afstand een soortgerichte invulling aan worden gegeven. De berekening is door het grote aantal mee te nemen ecotopen per landschap (in principe allemaal) complexer dan de MPI (nabijheids)-index.

Voor veel landschapsecologische processen op nationaal niveau lijkt het veelal minder van belang te kijken naar de bereikbaarheid van ecotopen buiten een bepaalde zoekstraal. Dat neemt niet weg dat zowel de definiëring van de α bij de bereikbaarheidsindex als de grootte van de zoekstraal bij de MPI (nabijheids)-index ecologisch onderbouwd zullen moeten worden.

5.2 HET GEBRUIK VAN LANDSCHAPSMATEN IN DE PRAKTIJK

In een onderzoek van Miller et al. (1997) werden vergelijkenderwijs een aantal karakteristieke elementen van landschappen geëvalueerd met behulp van landschapsmaten. Gekeken is naar de bruikbaarheid van landschapsmaten om verschillen in het voorkomen van biotische (m.n. vogel-) gemeenschappen tussen landschappen te verklaren. Op deze wijze moesten kwantitatieve links gelegd worden tussen de geobserveerde patronen en de ecologische staat van het landschap.

Miller et al. geven aan dat zij drie indices vonden die een goede algemene beschrijving geven van landschapspatronen:

- *diversiteit van landgebruiktypen (het aantal legenda-eenheden);*
- *dominantie van landgebruiktypen;*
- *aggregatie van landgebruiktypen.*

Deze indices geven alleen informatie op het niveau van het landschap; dat wil zeggen de ruimtelijke verdeling van alle klassen. Over de afzonderlijke klassen (ecotooptypen) geven ze echter geen extra informatie, terwijl deze juist relevant is voor de biotische gemeenschappen. Een *cluster/intersection-index* geeft deze informatie wel weer. Deze index geeft de mate van clustering van ecotopen van hetzelfde type aan en levert informatie op die vergelijkbaar is met de *contagion-index*, maar dan op het niveau van de onderscheiden klassen (en niet zozeer tussen klassen).

Als resultaat kwam naar voren dat van de algemene landschapsmaten de: *diversiteit*, *contagion* en *gemiddelde ecotoopgrootte* het beste bruikbaar waren om de veranderingen in landgebruik en de biotische gevolgen weer te geven. Op het niveau van de afzonderlijke klassen waren dit: *aandeel bezette ecotopen van een klasse*, *clustering* en *totale randlengte*.

Miller et al. geven bovendien aan dat het relateren van landschapspatronen aan de biota in een landschap het beste mogelijk is in landschappen met contrasterende patronen. Met name de cluster/intersection-index en de reeds eerder besproken contagion-index geven hierbij het meeste inzicht.

Ook in Nederland worden landschapsmaten toegepast die mogelijk bruikbaar zijn voor E.L.I. De Ecologische Kapitaal Index (Discussienota '98) wordt gebaseerd op de oppervlakte en de kwaliteit van natuurgebieden (op basis van een aantal graadmeters; waarvan de mate van versnippering er één is). Bij die versnippering wordt voor de ruimtelijke verdeling van het ecologisch kapitaal in Nederland een tweetal landschapsmaten gebruikt:

1. de mate waarin natuurgebieden (100 ha) omgeven zijn door andere gebieden (natuurinbedding). In geval van grids van 100 ha levert een dergelijke berekening per gridcel 8 mogelijke waardes op.
2. de mate waarin natuurgebieden met elkaar verbonden zijn (natuurruimtelijke samenhang). De berekening hiervan wordt (nog) niet nader uitgewerkt.

Beide zijn patroonmatige analyses van gelijksoortige (en ongelijksoortige?) eenheden. Onduidelijk is in hoeverre er bij de ruimtelijke samenhang rekening wordt gehouden met een bepaalde (maximum) bereikbaarheidsafstand waarbij eenheden 'verbonden' blijven. Het aspect nabijheid lijkt niet vertegenwoordigd te zijn evenmin als het aggregatieaspect

5.3 CONCLUSIES

Op basis van het voorgaande lijken een aantal maten bruikbaar te zijn (zie onderstaande tabel). Zij kunnen worden onderverdeeld naar de mate waarin zij wat zeggen over de in hoofdstuk 4 besproken effecten: oppervlakteaspecten, nabijheid (uitwisseling), en aggregatie (randeffecten).

Tabel 1 Potentiële bruikbaarheid van Landschapsmaten voor de deelaspecten van Ruimtelijke Samenhang

	<i>oppervlakte</i>	<i>Nabijheid (uitwisseling)</i>	<i>aggregatie (randeffecten)</i>
per systeemklasse			
<i>gem. plek-grootte+sdv</i>	x		
<i>ecotoop-grootte-verdeling</i>	x		
<i>nabijheids-index (MPI)</i>	(x)	x	
<i>[gem. dichtstbijzijnde patch]</i>		(x)	
<i>cluster/interspersie-index</i>		x	(x)
<i>Hanski-maat</i>		x	
<i>gem. randlengte/opp.</i>	x		x
<i>radius of gyration</i>	x		x
per landschap			
<i>aggregatie-index (contagion)</i>	x	x	x

In de bijlage is (in het Engels) een overzicht van verschillende rekenmethodes weergegeven

6 PRAKTISCHE UITWERKING

6.1 KEUZE LANDSCHAPSMATEN

Als uitgangspunt voor de keuze zijn de in tabel 1 genoemde maten genomen. Er is geprobeerd drie maten te selecteren die representatief zijn voor elk van de deelaspecten van ruimtelijke samenhang. De aspecten oppervlakte en nabijheid dienen in elk geval per ecotooptype bepaald te kunnen worden. Het aspect aggregatie voegt op het niveau van de afzonderlijke ecotopen weinig toe. Een hoge mate van aggregatie gaat in principe gepaard met een groot oppervlakte. Op het niveau van het landschap als geheel -alle ecotooptypen tezamen- geeft dit aspect een goed idee van de totale ruimtelijke samenhang.

Er is geprobeerd landschapsmaten te vinden op het niveau van de afzonderlijke ecotooptypen voor de oppervlakte en nabijheid, en op het niveau van het landschap voor de aggregatie. Deze zijn gevonden in de landschapsmaten: gemiddelde grootte, Mean Proximity Index (MPI, verder aangeduid met nabijheidsindex) en Contagion (verder aangeduid met aggregatie-index).

6.2 GIS-ASPECTEN

Het meest gebruikelijke gereedschap voor het kwantificeren van habitatfragmentatie en landschapspatronen is een GIS. Wij hebben als basis voor het uitvoeren van de berekeningen de Landelijke Grondgebruikskartering Nederland (LGN3) genomen. Het oorspronkelijke aantal legenda-eenheden van 28 is teruggebracht tot 10 ecotooptypen. Vervolgens zijn de oorspronkelijke pixels van 25x25 m geaggregeerd tot eenheden van 250x250m. Hiermee werd een mate van detail bereikt die nog juist berekenbaar was voor zowel ArcInfo-bewerkingen als voor de berekening van de landschapsmaten. Alle berekeningen zijn uitgevoerd voor heel Nederland en voor de gebiedscategorieën die worden onderscheiden in de Nota Landschap: het *Nationaal LandschapsPatroon*, *Behoud Karakteristieke Openheid* en *Herstel van Bestaande Landschapskwaliteit*.

6.3 BEREKENING LANDSCHAPSMATEN

Voor de berekening van landschapsmaten is gespecialiseerd software aanwezig, maar in het algemeen hebben deze een GIS-omgeving nodig om de habitatkaarten te maken. De meeste GIS-pakketten kunnen worden gebruikt om een aantal basismaten te berekenen. Deze zijn over het algemeen al zeer bruikbaar. Maten als P/A-ratio en randlengte /oppervlakteverhoudingen kunnen eenvoudig met een GIS worden berekend. GIS zoals Arc/Info, ArcView, en IDRISI kunnen eenvoudig overzichten genereren van aanwezige klassen, aantal klassen, gemiddelde ecotoopgrootte, en gemiddelde omtrek/oppervlakteverhoudig (P/A-ratio). Meer complexe berekeningen, zoals de gemiddelde afstand tot habitat in een gebied kan worden geprogrammeerd door middel van gebruik van macro languages aanwezig in een GIS (bijvoorbeeld AML).

Gespecialiseerde Software pakketten, zoals FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1995), FRAGSTATS*ARC (Berry, et al. 1997; Innovative GIS, 1998) en R.LE (Baker & Cai, 1992; Baker 1997), zijn een middel voor het berekenen van een groot aantal landschapsmaten. FRAGSTATS is een publiekdomein software pakket dat landschapsmaten berekend met gebruik van input vanuit Arc/Info. Het berekend area, ecotoop, edge, shape, core-area, dichtstbijzijnde patch, diversity en aggregatie maten voor ecotoop-, class-, and landschapniveau. De meeste maten kunnen worden berekend met vector of raster data. De output van een run is in de vorm van een lang tekstdocument. FRAGSTATS*ARC bouwt verder op FRAGSTATS en is meer geïntegreerd met ArcInfo. Het bevat de meeste landschapsmaten uit FRAGSTATS, maar ook een paar nieuwe. Het nadeel op dit moment voor berekeningen voor E.L.I. is dat de huidige versie van FRAGSTATS*ARC (1.3) de aggregatie- en nabijheids-index niet ondersteunt, terwijl uit analyse van de maten blijkt dat juist deze indices bruikbaar lijken te zijn.

R.LE is ook een publiekdomein software pakket dat ook een veelomvattende set landschapsmaten berekend. Het is geïntegreerd met de (tegenwoordig vervallen) GRASS GIS, en met GRASSLAND (LAS, Inc. 1997), een privaatdomein versie van GRASS. R.LE berekend landschapsmaten alleen op basis van raster data, en het heeft een complex maar flexibel systeem dat bruikbaar is voor data-invoer vanuit onregelmatig gevormde landschappen.

Om redenen van beschikbaarheid, compleetheid en compatibiliteit met ArcInfo hebben wij gekozen voor de pakketten FRAGSTATS en FRAGSTATS*ARC.

7 RUIMTELIJKE SAMENHANG IN NEDERLAND

In dit hoofdstuk worden de drie aspecten van ruimtelijke samenhang onderzocht met behulp van de geselecteerde landschapsmaten. Allereerst wordt kort ingegaan op de gewenste schaal en de effecten van schaalveranderingen op de berekeningen (§7.1). Vervolgens worden de landschapsmaten berekend voor een 9-tal gebieden in verschillende delen van Nederland, elk met een grootte van 30×30 km. Dit ter illustratie van de methode (§7.2). Vervolgens wordt onderzocht in hoeverre met de ontwikkelde methode veranderingen in de tijd van de ruimtelijke samenhang van het Nederlandse landschap kunnen worden waargenomen. Dit gebeurt aan de hand van een aantal gebieden (§7.3). Daarna wordt ingegaan op de effecten van het opknippen van kaarten op de berekende waarde voor grotere gebieden. Dit is noodzakelijk, omdat de bestaande computercapaciteit niet toelaat dat geheel Nederland of grote delen daarvan in een keer worden doorgerekend bij de gewenste resolutie (§7.4). Tenslotte worden de landschapsmaten bepaald voor heel Nederland, alsmede de beleidscategorieën van de Nota Landschap (§7.5).

7.1 SCHAALEFFECTEN

De te berekenen landschapswaarden zijn uiteraard afhankelijk van het schaalniveau waarop het landschap wordt weergegeven. De in Nederland voorkomende ecotopen - gebaseerd op LGN3 - hebben een gemiddelde grootte die varieert van 3 ha voor loofbos tot 30 ha voor grasland. Aangezien de landschapsmaten bepaald worden op basis van de oppervlakte en onderlinge situering van de ecotopen is het verstandig uit te gaan van een gemiddelde celgrootte die maximaal 1 hectare bedraagt. De pixelgrootte van het LGN3-bestand is 25×25 meter. Het gebruik van dit bestand bij deze resolutie lijkt voor het doel van deze studie enigszins riskant, gezien de kans op verkeerd geclassificeerde pixels. Indien uitgegaan wordt van een gridcel-grootte van 2×2 pixels, is deze kans zeer gering. Dit is gebeurd, waarbij de dominante waarde is toegekend. Het aldus opgebouwde GIS-bestand met gridcellen van 50×50 m is als basis gebruikt voor berekeningen in §7.2 en §7.3.

Het bleek echter niet mogelijk om geheel Nederland op basis van dit bestand door te rekenen. Het aantal ecotopen werd te groot voor berekening. Daarom is voor de berekening in §7.4 gebruik gemaakt met een gridcelgrootte van 250×250 m. Er zijn vergelijkingen gemaakt van deelgebieden tussen de kaarten met 50×50 m en 250×250 m gridcellen. Hieruit bleek dat in het laatste geval (de gridcelgrootte is 6.25 ha) vooral bij de ecotooptypen loofbos en heide, de kleinste ecotopen wegvielen. Ook gebeurt het vrij vaak dat losse ecotopen in van hetzelfde type aaneengroeien. Dit heeft uiteraard consequenties voor de berekende landschapsmaten. De resultaten zijn alleen vergelijkbaar met andere resultaten die op een identieke gridcelgrootte gebaseerd zijn.

Daarnaast blijkt het echter van belang om in de toekomst te zoeken naar mogelijkheden om toch met hogere resolutie (kleinere gridcellen) te werken.

7.2 RUIMTELIJKE SAMENHANG IN VERSCHILLENDE LANDSCHAPSTYPEN

Voor de vergelijking van de landschapsmaten tussen verschillende landschapstypen is gebruik gemaakt van de 30×30 km 50m grids die over Nederland heen gelegd zijn. Hierbinnen is gezocht naar de blokken die kenmerkend zijn voor een landschapstype zoals gedefinieerd in de Nota Landschap (pag 18) (Min. LNV, 1992). De volgende negen blokken zijn onderzocht:

1. Heuvelland, lössontginningen. Blok: 7 (zie kaart 1)
2. Zandgebied, heideontginningen en bossen. Blok: 51.
3. Zandgebied, heideontginningen, kampongginningen. Blok: 44, 54.
4. Hoogveenontginningsgebied, veenkoloniën Blok: 81.
5. Rivierengebied, stroomrug en komontginningen (mengvorm: zandgebied, heideontginningen en bossen). Blok: 41, 42, 33.

6. Zeekleigebied, jonge zeekleipolders. Blok: 20, 89.
7. Laagveengebied, (mengvorm zand-/ rivierkleigebied) blok: 40, 70.
8. Droogmakerijen. Blok: 60, 69.
9. Zeer gemengde klasse: zand veen, kamp- en heideontginningen, laagveen en veenkoloniën. Blok: 80.

De drie landschapsmaten zijn berekend voor deze gebieden en daarnaast voor de gemiddelde samenstelling van heel Nederland op basis van een landsdekkend raster van 30x30 km blokken. Figuur 1 laat zien hoe het raster over Nederland ligt en welke blokken apart zijn berekend.

Tabel 2 Ruimtelijke samenhang in negen verschillende landschapstypen. Toelichting in de tekst.

1. Heuvelland, lössontginningen. Blok: 7				
7				
klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	827	9.9	721	
akkerbouw	223	29.7	373	
loofbos	386	4.6	37	
naaldbos	123	4.6	116	
heide				
overig natuur	106	1.5	9	
kaal	88	3.0	11	
zoet water	58	2.0	1	
totale landschap	1811	9.8	392	55
2. Zandgebied, heideontginningen en bossen. Blok: 51				
51				
klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1012	23.8	6262	
akkerbouw	720	10.1	69	
loofbos	1862	6.0	200	
naaldbos	961	23.9	6415	
heide	548	6.3	177	
overig natuur	2034	2.9	99	
kaal	422	2.5	27	
zoet water	83	55.5	1357	
totale landschap	7642	10.6	1746	44
3. Zandgebied, heideontginningen, kamptontginningen. Blok: 44, 54				
44				
klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	590	76.9	98066	
akkerbouw	1498	10.9	80	
loofbos	1521	2.7	24	
naaldbos	711	3.1	47	
heide	2	0.6	0	
overig natuur	400	1.1	4	
kaal	98	0.5	0	
zoet water	633	0.9	3	
totale landschap	5453	12.7	10646	64
54				
klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	682	32.6	32372	
akkerbouw	916	7.3	47	
loofbos	1464	2.4	22	
naaldbos	806	3.5	41	
heide	11	0.5	1	
overig natuur	497	1.5	11	
kaal	126	1.4	4	
zoet water	188	2.3	4	
totale landschap	4690	7.8	4732	55

4. Hoogveenontginningsgebied, veenkoloniën. Blok: 81

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1880	7.4	105	
akkerbouw	215	240.5	42438	
loofbos	705	4.4	16	
naaldbos	235	1.6	8	
heide	5	0.9	1	
overig natuur	343	3.4	20	
kaal	117	1.1	3	
zoet water	744	1.9	12	
totale landschap	4244	16.9	2203	69

5. Rivierengebied, stroomrug en komontginningen (mengvorm, zandgebied heideontginningen en bossen). Blok: 41, 42, 33

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1462	33.6	15047	
akkerbouw	986	6.3	22	
loofbos	1476	3.7	48	
naaldbos	424	12.6	1501	
heide				
overig natuur	738	2.4	86	
kaal	56	4.9	35	
zoet water	676	5.1	431	
totale landschap	5818	12.3	3968	59

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1174	33.1	11940	
akkerbouw	1209	9.3	48	
loofbos	1269	4.3	60	
naaldbos	607	18.1	4611	
heide	352	6.3	298	
overig natuur	997	3.4	132	
kaal	179	1.5	3	
zoet water	418	8.1	530	
totale landschap	6205	12.2	2806	51

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	2178	17.2	2934	
akkerbouw	2061	11.9	541	
loofbos	1593	2.0	14	
naaldbos	538	9.3	152	
heide	31	4.1	16	
overig natuur	659	1.1	5	
kaal	133	1.3	2	
zoet water	516	4.5	44	
totale landschap	7709	9.5	991	56

6. Zeekleigebied, jonge zeekleipolders. Blok: 20, 89

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1398	8.5	168	
akkerbouw	158	233.9	9249	
loofbos	153	2.6	9	
naaldbos	14	0.7	2	
heide				
overig natuur	151	9.7	108	
kaal	114	1.3	5	
zoet water	271	2.9	16	
totale landschap	2259	22.9	761	71

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1034	37.1	17024	
akkerbouw	344	91.9	9207	
loofbos	214	4.5	8	
naaldbos	56	0.5	1	
heide				
overig natuur	101	9.4	42	
kaal	28	1.8	2	
zoet water	885	1.8	30	
totale landschap	2662	27.6	7815	68

7. Laagveengebied, (mengvorm zand-/ rivierkleigebied) blok: 40, 70

70

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	505	105.1	104982	
akkerbouw	1260	8.5	53	
loofbos	1717	3.1	44	
naaldbos	636	6.6	464	
heide				
overig natuur	1031	6.1	185	
kaal	153	1.8	28.4	
zoet water	943	4.7	229	
totale landschap	6245	13.5	8625	54

8. Droogmakerijen. Blok: 60, 69

60

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1620	12.1	625	
akkerbouw	389	98.9	7170	
loofbos	471	10.9	175	
naaldbos	243	4.9	85	
heide	2	1.0	2	
overig natuur	287	3.5	14	
kaal	92	1.9	4	
zoet water	212	86.5	3387	
totale landschap	3316	25.3	1395	60

69

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	838	35.3	3458	
akkerbouw	462	53.7	3456	
loofbos	320	7.3	91	
naaldbos	188	4.4	33	
heide				
overig natuur	344	4.3	46	
kaal	16	1.1	0	
zoet water	353	75.5	4742	
totale landschap	2521	34.0	2467	59

9. Zeer gemengde klasse: zand, veen, kamp- en heide- en laagveenontginningen en veenkoloniën. Blok: 80

69

klasse	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1591	24.2	8321	
akkerbouw	753	32.1	830	
loofbos	1953	2.5	29	
naaldbos	987	4.2	216	
heide				
overig natuur	970	6.1	216	
kaal	327	0.7	2	
zoet water	551	4.2	32	
totale landschap	7132	11.2	2014	51

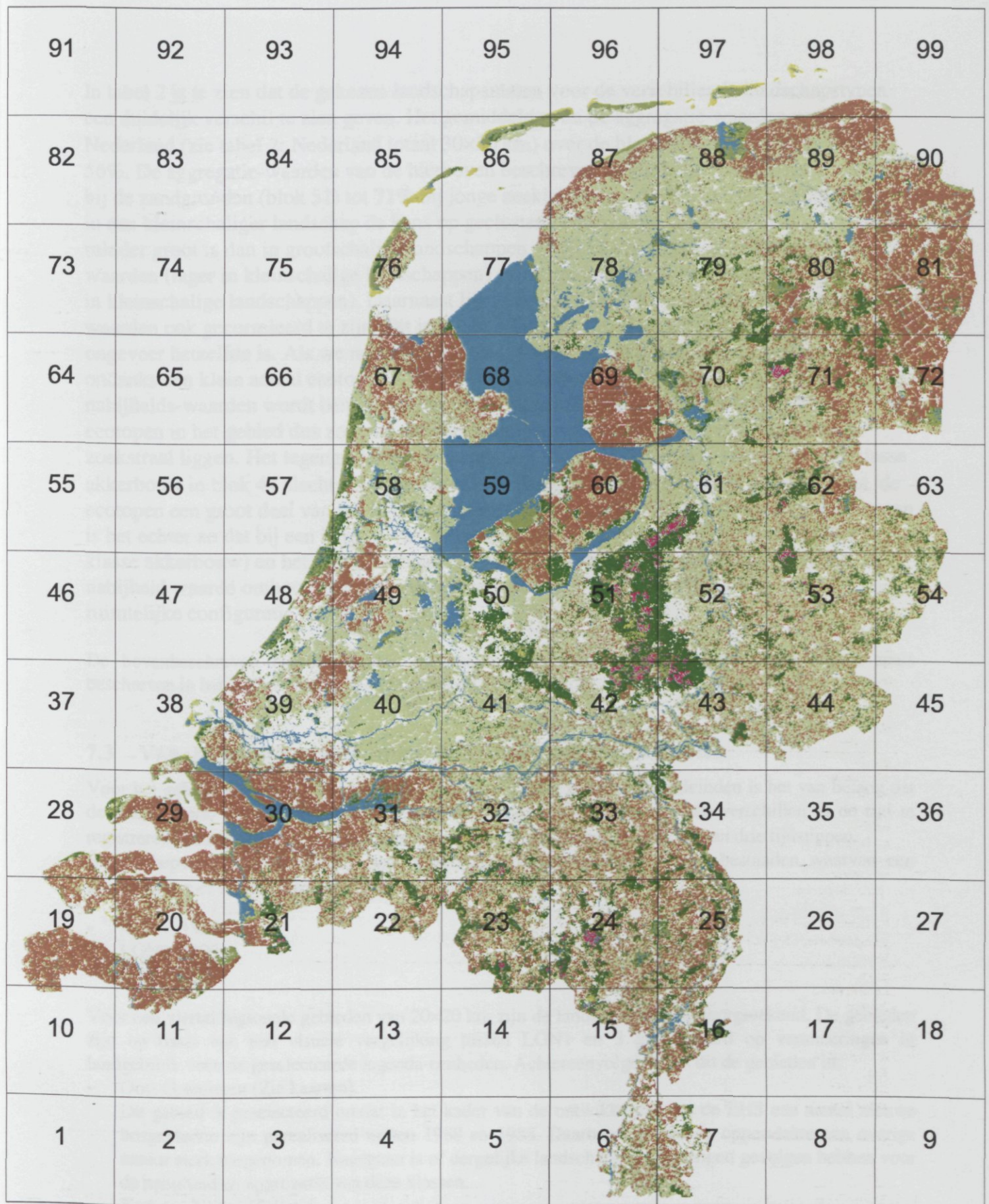
Nederland totaal 30x30 km

gemiddeld over 85 % van de 30x30 km blokken over Nederland

klasse	Aantal ecotopen	Nabijheid (MPI)	sd Nabijheid	Aggregatie (%)	sd Aggregatie (%)
grasland	1198	9793	1634		
akkerbouw	875	1024	5151		
loofbos	1061	42	28		
naaldbos	445	968	167		
heide	50	254	212		
overig natuur	636	72	89		
kaal	133	42	121		
zoet water	387	828	1534		
totale landschap	4785	2819	487	56	11

Wat kan nu worden gezegd over de nabijheid en de aggregatie als gevolg van veranderingen in functiegebruik en oppervlakte per klasse in de geselecteerde blokken?

Hiervoor worden hieronder voor de geselecteerde blokken het aantal ecotopen, de gemiddelde ecotoopgrootte in ha (uit deze combinatie volgt ook het totale oppervlak per klasse) en de nabijheidsindex (MPI) per klasse weergegeven. Daarnaast is voor het landschap als totaal binnen het blok de aggregatie-index berekend. Deze waarden kunnen vergeleken worden tussen de kenmerkende blokken onderling en alle bekende nabijheids- en aggregatiewaarden voor de 30x30 km blokken.



Figuur 1 Ligging van de 30x30 km blokken voor de berekening van de ruimtelijke samenhang voor LGN3 250x250 m



In tabel 2 is te zien dat de gekozen landschapsmaten voor de verschillende landschapstypen een duidelijk verschil te zien geven. Het gemiddelde van de aggregatie-waarden voor Nederland (zie tabel 2: Nederland totaal 30×30 km) over de blokken van 30×30 km bedraagt 56%. De aggregatie-waarden van de hierboven beschreven landschapstypen variëren van 44% bij de zandgronden (blok 51) tot 71% bij jonge zeekleipolders (blok 71). Het is duidelijk dat in een kleinschaliger landschap de kans op geclusterd voorkomen van gelijksoortige klassen minder groot is dan in grootschalige landschappen. Ditzelfde is zichtbaar in de nabijheids-waarden (lager in kleinschalige landschappen) en de gemiddelde oppervlakte per klasse (lager in kleinschalige landschappen). Daarnaast lijken de gemiddelde oppervlakte en de nabijheids-waarden ook gecorreleerd te zijn. Dit is echter alleen het geval als de aantal ecotopen per blok ongeveer hetzelfde is. Als we naar alle klassen kijken dan valt op dat bij een aantal blokken ondanks een klein aantal ecotopen en een klein gemiddeld oppervlakte toch een redelijk hoge nabijheids-waarden wordt bereikt; in een dergelijk geval is de ruimtelijke configuratie van de ecotopen in het gebied dus zodanig dat veel ecotopen van eenzelfde type binnen elkaars zoekstraal liggen. Het tegengestelde kan echter ook. Zo is de nabijheids-waarde van de klasse akkerbouw in blok 44 slechts 80 (gemiddelde Nederland 30×30 km = 1024), ondanks dat de ecotopen een groot deel van het oppervlakte van het betreffende blok beslaan. In het algemeen is het echter zo dat bij een stijging van de gemiddelde oppervlakte (bijvoorbeeld: blok 81, klasse akkerbouw) en het aantal ecotopen (bijvoorbeeld: blok 51, klasse naaldbos) ook de nabijheid waarde omhoog gaat. De mate waarin is echter duidelijk afhankelijk van de ruimtelijke configuratie van de paches.

De bovenbeschreven blokken komen globaal overeen met de fysisch-geografische regio's zoals beschreven in het Natuurbeleidsplan (Ministerie LNV, 1990).

7.3 VERANDERINGEN IN DE RUIMTELIJKE SAMENHANG IN DE TIJD

Voor het gebruik van de landschapsecologische index voor monitoringdoeleinden is het van belang dat de graadmeters, waarop de index is gebaseerd, voldoende gevoelig zijn om verschillen in de tijd te registreren. Daarom is er voor vier landschappen een vergelijking gemaakt tussen drie tijdstippen. Bij de bepaling van de tijdseffecten is gebruik gemaakt van een drietal bestanden waarvan een gridbestand met een resolutie van 50×50 meter is gemaakt:

- LGN1: 1988
- LGN2: 1993
- LGN3: 1998

Voor een viertal regionale gebieden van 20×20 km zijn de landschapsmaten doorgerekend. De gebieden zijn op basis van een visuele vergelijking tussen LGN1 en 3 geselecteerd op veranderingen in landgebruik voor de geselecteerde legenda-eenheden. Achtereenvolgens zijn dit de gebieden in:

- Oost Groningen (Zie kaarten).
Dit gebied is geselecteerd omdat in het kader van de ontwikkeling van de EHS een aantal nieuwe bosgebieden zijn gerealiseerd tussen 1988 en 1988. Daarnaast is hier de oppervlakte aan overige natuur sterk toegenomen. Nagegaan is of dergelijke landschapsveranderingen gevolgen hebben voor de nabijheid en aggregatie van deze klassen.
- Kop van Noord-Holland.
Dit gebied is geselecteerd, omdat het tussen LGN1 en LGN3 een groot verschil laat zien in het aantal ecotopen en de verdeling van de klassen grasland en akkerbouw. Het effect van de afname van deze twee effecten gezamenlijk op de landschapsmaten wordt onderzocht.
- Zuid-Flevoland West.

In het westelijk deel van Zuid-Flevoland zijn een groot aantal functieverandering te zien geweest in de afgelopen jaren (1988-1993-1998). Zo is er sprake van woningbouw op kale grond, uitbreiding van het areaal loofbos verandering van functietoekenning rond de Oostvaardersplassen en oppervlaktevergroting in de landbouw.

- De Peel.

In dit gebied zijn op veel kleinere schaal veranderingen in het kaartbeeld te zien. Het gebied lijkt veel minder dynamisch dan de voorgaande drie met betrekking tot het grondgebruik. Hier zijn niet zozeer grote aan oppervlakte gekoppelde veranderingen te zien, maar wel zijn hier op kleine schaal verschuivingen in de locaties van de verschillende functies zichtbaar.

LGN1 wijkt van LGN2 en 3 af in de wijze waarop de classificatie heeft plaatsgevonden. Dit is goed zichtbaar in de resultaten. de classificatie heeft alleen op pixelniveau plaatsgevonden en is niet gekoppeld aan een topografische overlay of een perceelspolygoon. Bij LGN2 en 3 is dit wel gedaan, waardoor er een eenvormiger landschap ontstaat op perceelsniveau. Dit heeft veel invloed op het aantal ecotopen, dat in LGN1 vele malen groter is dan bij de beide andere kaartbeelden. Om deze reden zullen bij de resultaten alleen LGN2 en 3 goed vergeleken kunnen worden, hetgeen helaas slechts een tijdpad van 5 jaar weergeeft. Voor de resultaten zie tabel 3.

De resultaten zijn weergegeven in tabel 3. Hierover kan het volgende worden opgemerkt:

In Groningen is de aanplant van nieuwe bosgebieden zichtbaar in de gemiddelde oppervlakte per ecotoop en de nabijheids-waarde (zeker vergeleken met LGN1). Opvallend is dat er een verschuiving zichtbaar is in het areaal grasland. De overige natuur (o.a. beheersgebieden?) is na 1988 sterk in oppervlakte uitgebreid en ook hun onderlinge ruimtelijke samenhang is vergroot.

Zowel voor de kop van Noord-Holland als voor de Peel geldt dat er tussen LGN2 en 3 betrekkelijk weinig veranderingen te zien zijn in de nabijheid en aggregatie. Dit met uitzondering voor akkerland in de Peel waarvan de nabijheid sterk afgenomen is als gevolg van een areaaltoename en oppervlaktevergroting per ecotoop van met name grasland.

In Flevoland komt de uitbreiding van het areaal loofbos tot uiting in een iets hogere nabijheids-waarde. Opvallend is hier ook de afname van het areaal kale grond tussen 1993 en 1995 en de daaraan gekoppelde sterke daling van de nabijheids-waarde. Deze afname is het gevolg van bebouwing van kale stuken grond.

Duidelijk wordt dat, mits de data op een vergelijkbare wijze geclassificeerd zijn, vergelijking van landschappelijke ruimtelijke samenhang van ecotopen in het landschap mogelijk is. De hier beschreven tijdsspanne van slechts 5 jaar tussen LGN2 en LGN3 laat alleen meetbare verschillen zien bij grote landschappelijke veranderingen zoals bijvoorbeeld het gebied rond Almere in Zuid Flevoland. Subtielere veranderingen in het landschap hebben klaarblijkelijk op deze schaal weinig invloed op de parameters.

Tabel 3 Vergelijking van de ruimtelijke samenhang van een aantal landschappen in de tijd. Toelichting in de tekst.

klasse	gras			akker			loofbos			naaldbos			heide		
	n1	Gem. opp	MPI	n2	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	n3	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	n4	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	n5	Gem. opp	Nabijheid (MPI)
Oost Groningen															
LGN1	3351		694	927		18487	1785		7	592		342			
LGN2	1290	8.9	3474	326	64.9	7387	673	2.2	24	275	7.9	751			
LGN3	847	10.8	515	187	112.2	5734	737	3.2	30	272	8.9	754			
Kop van Noord-Holland															
LGN1	2009		10550	2222		1433	731		3	67		1			
LGN2	768	20.7	3241	703	27.6	3174	53	1.1	1	30	0.4				
LGN3	661	25.7	3723	465	36.9	1139	64	1.7	3	28	0.3	0			
Zuid-Flevoland West															
LGN1	1473		198	609		10976	119		428	43		3			
LGN2	716	8.1	236	105	119.2	5367	307	9.7	129	35	0.6	1			
LGN3	483	10.7	236	75	158.6	2209	294	13.4	180	32	0.6	1			
Peel															
LGN1	1624		3783	2018		105	3271		70	518		44			
LGN2	1544	8.2	649	973	16.4	3068	967	2.6	41	511	5.4	64			
LGN3	897	15.5	928	763	18.4	631	737	3.1	41	413	6.4	70			
overig natuur															
klasse	overig natuur			kaal			zoet water			landschap			aggregatie		
	n6	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	n7	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	n8	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	LSC	Gem. opp	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (contagios, %)	tot opp.	
Oost Groningen															
LGN1	188		23				679		2	7522		2617	49	37254	
LGN2	395	1.4	9	122	0.6	6	240	1.9	6	3321	11.3	2143	58	37415	
LGN3	386	3.6	50	122	0.7	2	269	1.9	8	2820	13.0	623	56	36601	
Kop van Noord-Holland															
LGN1	12		11				1268		24	6309		3870	59	35980	
LGN2	9	15.6	50	1	5.0	2	227	3.3	34	1795	20.2	2635	70	36204	
LGN3	13	12.9	36	-	-	-	207	3.8	40	1438	24.5	2086	67	35202	
Zuid-Flevoland West															
LGN1	117		4083				390		1012	2751		2871	47	39264	
LGN2	139	25.6	632	54	18.2	521	144	80.0	3248	1500	24.9	904	51	37355	
LGN3	219	19.6	704	59	1.8	18	200	58.1	2401	1362	27.2	711	52	37058	
Peel															
LGN1	639		113				85		8	8155		819	41	35028	
LGN2	519	4.8	150	60	0.7	1	104	4.8	22	4678	7.9	885	48	37008	
LGN3	477	5.1	155	51	0.7	1	161	2.9	17	3499	10.2	414	49	35742	

opp. in ha. aggregatie in %

7.4 ONDERZOEK NAAR DE SCHAALEFFECTEN VAN DE NABIJHEIDWAARDE EN AGGREGATIE

Onderzocht is wat het effect is van het opknippen van de (GIS)kaart van Nederland in kleinere blokken. Bij de gewenste resolutie van 50x50m is berekening van de landschapsmaten voor heel Nederland nog niet mogelijk. Daarom is het belangrijk om na te gaan of dit wel kan op basis van kleinere blokken, waarvan de waarden vervolgens samengenomen kunnen worden. Hiertoe zijn berekeningen op basis van 10x10km blokken vergeleken met berekeningen op basis van 30x30km blokken. In deze vergelijking zijn de schaafeffecten van de Gemiddelde Nabijheid Index en Aggregatie vergeleken door beide landschapsmaten te berekenen voor gebieden van 30x30 km en voor de negen daarbinnen gelegen gebieden van 10x10 km. Hiervoor zijn de volgende instellingen gebruikt:

- Zoekstraal voor de Nabijheid Index: 1000 m
- Resolutie gridcellen van 50x50 m

In de onderstaande tabellen 4 en 5 zijn voor een aantal gebieden in Zuid-Nederland de resultaten weergegeven. De volgende aspecten vallen hierbij op:

- De verandering van het aantal ecotopen (n1 t/m n8, tabel 2), als gevolg van het doormidden delen van een ecotoop (dubbel telling), blijft ondanks de negendeling van de oppervlakte beperkt tot enkele procenten. Het naar het aantal ecotopen gewogen gemiddelde bedraagt circa 3-5% van het totale aantal ecotopen.

- De verandering van de aggregatie blijft beperkt tot enkele procenten. Daar de aggregatie wordt bepaald op celbasis zijn de effecten tussen de negen deelgebieden onderling wel verschillend, maar geaggregeerd (gewogen naar oppervlakte) vrijwel identiek aan de 30×30 km waarden.
- De verandering van de nabijheids-waarde door de negendeling is in het algemeen beperkt, maar kan in een aantal gevallen sterk variëren. Een aantal voorbeelden en verklaringen:
- De nabijheids-index wordt per ecotoop bepaald en niet zoals bij de aggregatie per cel. Een ecotoop aan de rand kan door de opdeling worden doorsneden, maar ook de relaties met de omliggende ecotopen binnen de zoekstraal worden doorbroken, waardoor de nabijheids-waarde daalt.
- Naast de opdeling van de randecotopen komt de verkleining van de nabijheids-waarde bij de 10×10 km doordat FRAGSTATS zodanig ingesteld is geweest dat er niet over de rand van het gebied heen gekeken kan worden naar aangrenzende ecotopen binnen de zoekstraal. Deze optie van FRAGSTATS is (nog) niet uitgewerkt, maar de verwachting is dat de effecten van opdeling hierdoor zullen afnemen. De hier getoonde schaaffecten zijn dan ook de maximaal optredende schaaffecten.
- De nabijheids-waarde van de klasse die in een 30 km vak de onderliggende landschapsmatrix vormt (in de meeste gevallen klasse 1 (grasland) of 2 (akkerbouw)) zijn het sterkst aan verandering onderhevig. De effecten bij de gehanteerde methode zijn het grootst voor de klasse die het vaakst aan de randen te vinden is (de landschapsmatrix heeft hiervoor logischerwijs de grootste kans). Deze klassen zullen dus het grootste effect van zowel opdeling als het niet meetellen van buurecotopen binnen de zoekstraal kennen.
- De verwachting is dat de schaaffecten tussen 10×10 en 30×30 km groter zijn dan tussen bijvoorbeeld 30×30 en 90×90 km. Als reden hiervoor kan gegeven worden dat opdeeleffecten per ecotoop sterk afnemen en daarmee de onderlinge relatie tussen de ecotopen beter behouden blijft. Daarnaast is de verhouding tussen het celniveau (50×50 m) en het berekende blok bij 90:30 km kleiner dan bij 30:10 km. Hierdoor blijven de vormen en relaties binnen een blok beter behouden.
- Gebieden die bestaan uit uniforme aaneengesloten klassen van hetzelfde type ondervinden meer effect van opdeling dan meer heterogene kleinschalige landschappen. Zeeland (blok nr. 20, kaart 1) kent bijvoorbeeld voor de klassen 1 en 2 een relatief grote daling van de nabijheids-waarde bij schaalverkleining, groter dan bijvoorbeeld Zuidoost Brabant (blok nr 24 kaart 1).

Naast deze bewerking zijn voor Zuid-Nederland als totaal, op basis van zowel een 30×30 km grid als een 10×10 km grid, de nabijheids-waarde en aggregatie-waarden uitgerekend. Hierbij zijn de waarden van de afzonderlijke cellen in hun geheel als een gemiddelde naar ecotoopgrootte berekend (Dus niet eerste aggregatie naar 30×30 km blokken en vervolgens vergelijking deze blokken met de werkelijke 30 km² blokken). De eindresultaten zijn te vinden in tabel 4. Hierbij vallen een aantal zaken op:

- Er zijn relatief even grote of zelfs grotere verschillen in vergelijking met de negendeling per 30 km² blok.
- Vooral nabijheid kan veel verschillen, de aggregatie is vrijwel identiek.
- Op landschapsniveau neigt de nabijheids-waarde op basis van 10×10 km ca. 60% van de nabijheids-waarde op basis van 30×30 km te zijn. Of dit voor heel Nederland geldt onbekend, daar slechts het zuiden verwerkt is.

Tabel 4 Effecten van opdeling van gebieden voor de nabijheids-waarde en aggregatie (t3 en 4 zijn 1/8 deel van Nederland deel a,b,c zijn daarvan evenredige delen). Toelichting in de tekst.

klassen	1		2		3		4		5		6		7		8		9		landschap aggregatie		
	n1	MPI	n2	MPI	n3	MPI	n4	MPI	n5	MPI	n6	MPI	n7	MPI	n8	MPI	n9	MPI	n	MPI	agg
LGN3																					
LGN3_t3a	1784	318.84	735	858.80	876	4.46	188	24.77	24	1.80	488	6.62	164	2.98	378	830.48	42	2818.28	4444	288.15	48.08
LGN3_t3b	737	3886.73	1229	106.74	887	8.53	300	24.22	20	3.02	331	2.40	78	1.04	380	6.38	0		4172	888.04	40.58
t3 gewogen	2491	1276.16	2064	302.42	1663	8.06	678	24.40	64	2.81	830	4.48	232	2.13	796	164.86	42	2818.28	8818	471.13	43.97
t3 echt	2474	2174.03	2086	304.11	1680	8.13	688	28.91	82	2.96	827	4.86	230	4.56	782	166.64	42	2818.28	8871	738.78	42.18
	1.01		1.00		1.00		1.01		1.04		1.00		1.01		1.00		1.00				
LGN3_t4a	784	4311.86	568	106.88	434	4.28	27	0.08	0		148	11.84	88	3.28	882	38.28	3	1878.00	2612	1278.84	64.88
LGN3_t4b	438	8407.29	1976	10.74	838	7.73	215	833.44	78	21.17	381	14.80	82	4.40	382	42.88	0		3872	788.44	41.28
LGN3_t4c	112	10467.88	1084	18.88	812	4.28	238	11.68	1	0.00	83	1.88	17	0.01	188	1.18	0		3321	832.88	81.07
t4 gewogen	1276	6678.28	3028	32.02	1886	6.90	480	423.78	80	20.90	603	12.00	164	3.51	1067	34.38	3	1878.00	8706	858.58	48.48
t4 echt	1258	16618.13	3023	32.27	1881	6.93	480	423.78	80	20.90	603	12.20	164	3.81	1081	36.78	3	1878.00	8884	3461.78	48.18
	1.02		1.00		1.00		1.00		1.00		1.01		1.00		1.01		1.00				

7.5 EERSTE LANDELIJKE BEREKENING GRAADMETER RUIMTELIJKE SAMENHANG.

De drie landschapkenmerken voor ruimtelijke samenhang zijn bepaald voor geheel Nederland. Daarnaast zijn de categorieën uit de Nota Landschap doorgerekend.

De kaart van Nederland is het basismateriaal dat gebruikt is voor de bepaling van de landschapsmaten.

Deze kaart is een vereenvoudigde weergave van het oorspronkelijke LGN3-bestand, dat een rasterbestand is met cellen van 25x25 m. Het LGN-bestand is geresampled naar cellen van 250x250m. Dit was noodzakelijk om een hanteerbaar bestand te verkrijgen (wat het aantal polygoenen betreft) voor het uitvoeren van de berekening van de landschapsmaten.

In onderstaande tabel worden de resultaten samengevat.

Tabel 6 Enkele landschapsmaten, berekend op basis van LGN3 met een vereenvoudigde legenda. Bebouwing en infrastructuur is niet meegerekend.

Landschaps categorieën	Ecotooptypen									Gehele landschap
	grasland	akker/ tuinbouw	loofbos	naaldbos	heide	overig natuur	kaal	zoet water	zout water	
Gem. grootte (ha)										
Nederland	69	43	13	38	26	23	17	50	4035	49
NLP	46	22	14	48	27	25	16	28	38	30
"Behoud Openheid"	168	89	15	8	-	10	9	34	-	93
"Behoud en Herstel"	94	20	12	45	27	17	10	17	9	36
Nabijheid (MPI)										
Nederland	3031	289	6	162	14	12	3	153	3558	
NLP	129	15	7	261	16	14	11	23	13	
"Behoud Openheid"	79	160	2	0		1	0	12		
"Behoud en Herstel"	918	26	6	335	15	9	2	6	1	
Aggregatie (%)										
Nederland										46
NLP										34
"Behoud Openheid"										62
"Behoud en Herstel"										45

Enkele conclusies:

- zout water bestaat uit enkele zeer grote polygoenen die een hoge nabijheid index hebben en de aggregatie voor Nederland erg optrekken; dit ecotoop kan beter worden weggelaten;
- niet alle klassen (ecotooptypen) zijn wellicht even relevant voor het Meetnet Landschap: men zou bijvoorbeeld kunnen overwegen om akker/tuinbouw buiten beschouwing te laten;
- de gemiddelde grootte van de ecotopen is in het NLP en in "Behoud en Herstel" vergelijkbaar of kleiner dan in Nederland als geheel, binnen "Behoud Openheid" - volgens verwachting - aanmerkelijk groter (om dit goed te beoordelen zou zout water weggelaten moeten worden)
- het NLP en "Behoud en Herstel" lijken qua ecotoop-grootte representatief te zijn voor het landelijk gebied in Nederland, met uitzondering van de graslanden (kleiner, resp. groter dan in geheel Nederland) en zoet open water (in beide gevallen kleiner);
- "Behoud Openheid" dankt zijn huidige relatieve openheid vooral aan grotere graslandcomplexen en akker/tuinbouw-gebieden.
- op landelijke schaal bevestigen de resultaten van de nabijheids-index de hoge mate van geclusterd zijn van graslandgebieden en in iets mindere mate van akker/tuinbouw-gebieden en zoete open wateren; loofbos, heide, "overige natuur" en kale grond liggen veel meer verspreid;
- de drie categorieën van de Nota Landschap kennen blijkbaar een meer verspreide ligging van de graslandgebieden en akker/tuinbouw-gebieden dan het geval is binnen Nederland als geheel; dit

geldt dus ook voor "Behoud Openheid"; naaldbos is minder verspreid gelegen binnen het NLP en "Behoud en Herstel", zoet open water juist meer;

- de aggregatie-index suggereert dat NLP en "Behoud en Herstel" geen duidelijk lagere geaggregeerdheid vertonen dan het landelijk gebied in Nederland als geheel; dit was wel verwacht; de resultaten kunnen echter anders uitvallen indien "zout water" wordt weggelaten.

8 AANBEVELINGEN

De in dit rapport gepresenteerde resultaten zijn gebaseerd op een GIS-rasterkaart met eenheden van 250x250 m. Uit vergelijking met een raster op 50x50m is gebleken dat vooral bij de ecotooptypen loofbos en heide, de kleinste ecotopen wegvielen. Ook gebeurde het vrij vaak dat losse ecotopen in van hetzelfde type aaneengroeien. Dit heeft consequenties voor alledrie de maten voor ruimtelijke samenhang. Vooral voor de grootte en onderlinge nabijheid van ecotopen is het van belang dat het gerbuikte GIS de werkelijke grootte en ligging van de ecotopen zo goed mogelijk weergeeft. Om deze reden lijkt het van groot belang te zoeken naar een mogelijkheid om te werken met een rasterkaart van 50x50 m, zodanig dat de programmatuur de drie maten kan berekenen voor heel Nederland.

Er is gewerkt met een vereenvoudigde versie van LGN3. Inmiddels is LGN3+ beschikbaar en is het mogelijk een veel groter aantal typen "grondgebruik" – en met name typen natuur – te onderscheiden. Het verdient aanbeveling na te gaan of hiermee een inhoudelijke verbetering van de ELI-graadmeter Ruimtelijke Samenhang kan worden verkregen. Daarbij moet echter in het oog gehouden worden dat meer typen tot meer uitkomsten leiden en daarmee tot geringere overzichtelijkheid van de resultaten. Bovendien zal men zich moeten afvragen in welke mate het ecologische verschil tussen de typen ecologisch relevant is en of al deze verschillen even zwaar gewogen moeten worden. Dit speelt vooral bij de aggregatie-index. Deze zal ook lagere waarden genereren naarmate het aantal typen hoger is. Dat is op zich geen probleem, als men er vanuit kan gaan dat LGN3+ ook in de toekomst als basis kan en zal dienen voor de bepaling van de Ecologische Landschaps-Index. Als het laatste niet het geval is, zijn bepalingen van de ruimtelijke samenhang op verschillende tijdstippen immers niet mogelijk.

Voor de berekende maten geldt dat zij schaalafhankelijk zijn. Dit dient altijd in aanmerking genomen te worden, indien gebieden onderling of in de tijd vergeleken worden. Voor alledrie de maten geldt echter dat zij niet of nauwelijks meer schaalafhankelijk zijn indien de grootte van de rastercellen (aanmerkelijk) onder dat van het gemiddelde ecotoop ligt. Dit is het geval bij een celgrootte van 50x50 m. Ook om deze reden verdient het dus aanbeveling op dit schaal/resolutieniveau te werken. De onderlinge nabijheid is daarnaast afhankelijk van de zoekstraal. Een gevoeligheidsanalyse van het variëren van de zoekstraal lijkt daarom nuttig.

Er worden in dit rapport drie maten berekend als onderdeel van de graadmeter Ruimtelijke Samenhang. Deze maten worden vooralsnog niet samengevoegd. Het verdient aanbeveling om, in overleg met de toekomstige gebruikers, na te gaan of het zinvol is tot één geaggregeerde waarde te komen. Daarbij moet de vraag aan de orde komen of de maten alledrie even belangrijk gevonden worden en zo nee, welke onderlinge weging moet plaatsvinden.

In deze studie is ruimtelijke samenhang gekoppeld aan de bovengrondse structuur van het landschap: de vegetatie. Hydrologische samenhang wordt apart verkend in de betreffende graadmeter. Er valt wat voor te zeggen om ook de ruimtelijke samenhang van geomorfologische en bodemkenmerken als een te waardenen landschapskenmerk te beschouwen. Dit aspect zou in samenspraak met de ontwikkelaars van meetdoel 4 van het Meetnet Landschap (Aardkundige waarden) verkend kunnen worden.

Tot slot moet opgemerkt worden dat de ontwikkelde methode weliswaar bedoeld is als monitoringinstrument voor een meetnet, maar dat verscheidenen andere toepassingen mogelijk zijn. Hierbij valt in de eerste plaats te denken aan de evaluatie van alternatieve scenario's voor

ruimtegebruik en natuurontwikkeling. Maar het zou ook verder ontwikkeld kunnen worden als instrument voor de bepaling van de *biotische* kansrijkdom van gebieden.

LITERATUUR

- Gardner, R. H., O'Neill, R. V., Turner, M. G., and Dale, V. H. (1989) Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models. *Landscape Ecology* 3:217-227.
- Green, D.G. (1994). Connectivity and complexity in ecological systems. *Pacific Conservation Biology* 1(3), 194-200.
- Green, D.G., 1993. Emergent behaviour in biological systems. Pp. 25-36 in *Complex Systems - From Biology to Computation*. ed by D. G. Green and T. J. Bossomaier. IOS Press: Amsterdam.
- Gustafson, E. J., and G. R. Parker. 1994. Using an index of habitat ecotop proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, accepted
- Hansson, L. (1991) Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:89-103.
- Hess, G.R. & J.M. Bay, 1997. Generating confidence intervals for composition-based landscape indexes. *Landscape Ecology* 12:309-320.
- Joseph K. Berry, David J. Buckley, and Kevin McGarigal. 1998. Integrating Landscape Structure Programs with ARC/INFO. GIS-98 - Resource Technology Conference 1998 Toronto, Canada.
- Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill, and P. R. Coleman. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48:321-324.
- Li, H. & Reynolds, J.F. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8: 155-162
- McGarigal, K. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure An Updated Version of the USDA Forest Service - General Technical Report PNW-GTR-351 (August 1995).
- Miller, J.N., R.P. Brooks, M.J. Croonquist. 1997. Effect of Landscape patterns on biotic communities. *Landscape Ecology* 12: 137-153
- O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. L. DeAngelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Christensen, V. H. Dale, and R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:153-162.
- Riitters K.H., O'Neill, R. V., Huntsaker, C.T. Wickham, J.D. Yankee, D.H. Timmins, S.P., Jones, K.B. & Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1): 23-39
- Stauffer, D., 1979. Percolation. *Physics Reports* 54: 1-74.
- Turner, M. G. 1990a. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4:21-30.
- Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Gardner, and B. T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3:153-162.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H. (ed.), 1991. *Quantitative methods in Landscape Ecology*, Springer Verlag, New York.
- Verboom, J., 1997. Haalbaarheidsstudie voor de monitoring van effecten van ontsniperingsmaatregelen. Conceptrapport, IBN afdeling landschapsecologie, Wageningen. 35 p.
- William L. Baker The r.le Programs A set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure Version 2.2. Department of Geography and Recreation University of Wyoming Laramie, Wyoming. http://dola.snu.ac.kr/grass/gdp/terrain/r_le_22.html