

Ruimtelijke multicriteria analyse in veenweidegebieden

Bij het beheer van veenweidegebieden spelen vaak tegenstrijdige belangen. Ruimtelijke multicriteria analyse brengt deze belangen in beeld en helpt zo het besluitvormingsproces te ondersteunen. De beschikbare ruimtelijke informatie wordt daarbij zodanig gepresenteerd en geaggregeerd, dat deze hanteerbaar is voor alle betrokkenen. Mogelijkheden en beperkingen van ruimtelijke multicriteria analyse worden geïllustreerd aan de hand van de beoordeling en vergelijking van drie beheersalternatieven voor het Wormer- en Jisperveld.

Veenweidegebieden staan sterk in de belangstelling. Ze hebben een grote landschappelijke waarde en vormen vaak waardevolle natuurgebieden, in het bijzonder vanwege de weidevogels. Veenweiden hebben een landbouwfunctie, vaak in combinatie met natuurbeheer. Echter, het behoud van deze gebieden staat onder druk. De positie van de landbouw verslechtert en daarmee dreigt een drager van het landschap weg te vallen. De kosten van natuurbeheer, gericht op behoud van veenweiden, zijn hoog en zonder de landbouw lijken ze niet op te brengen voor terreinbeheerende instanties. Vanwege het landbouwkundig gebruik is ontwatering nodig en dat leidt weer tot bodemdaling en afbraak van de veenbodem. Als geen maatregelen worden getroffen zal de veenlaag op den duur verdwijnen. Waterpeilverhogingen worden overwogen om veenafbraak te stoppen of vertragen, maar die zijn weer nadelig voor de landbouw. Zo is sprake van veel en vaak tegenstrijdige belangen. Het doel van dit artikel is te demonstreren hoe ruimtelijke multicriteria analyse gebruikt kan worden om deze belangen in kaart te brengen om zo het besluitvormingsproces te ondersteunen. Binnen het EU project EVALUWET (European valuation and assessment tools supporting wetland ecosystem legislation) is een ruimtelijk multicriteria analyse systeem ontwikkeld, waarmee het beheer van veenweidegebieden kan worden ondersteund. De beoordelingsmethode die in dit artikel wordt gepresenteerd, maakt het mogelijk met beperkte inzet van tijd en middelen een beeld te krijgen van de effecten van beheersalternatieven op functies die wetlands vervullen. De uitkomsten worden op eenvoudige, gestandaardiseerde

wijze verkregen, waardoor het mogelijk is dat ook gebruikers met beperkte kennis en expertise op het gebied van wetlands, de procedures kunnen gebruiken.

Echter, vanwege het generieke karakter van de procedures, zijn de resultaten niet 'hard' en geven ze slechts een indicatie. Bovendien is het niet mogelijk om resultaten direct te kunnen vergelijken met streefwaarden of normen. Dit heeft belangrijke implicaties voor de toepasbaarheid van de methode.

Beheersalternatieven voor het Wormer- en Jisperveld

Het Wormer- en Jisperveld is geselecteerd als studiegebied. Dit veenweide gebied ten noorden van Amsterdam, is een typisch Nederlands landschap met ontwaterde veenweide in polders onder zeeniveau. Het Wormer- en Jisperveld heeft een open en waterrijk karakter met een unieke uitstraling die een grote stroom bezoekers trekt. Het gebied is in eigendom van boeren en natuurbeschermingsorganisaties.

Verschillende alternatieven zijn denkbaar om de toekomst van het veenweidegebied veilig te stellen. De alternatieven die in deze studie zijn gebruikt zijn ontwikkeld door IWACO (2000), in het kader van de waterkansenkaart voor Noord Holland-Midden, en hebben vooral betrekking op het veenweidegebied. Deze alternatieven zijn ontwikkeld vanuit de gedachte dat het watersysteem niet langer in staat zou zijn om verwachte veranderingen in neerslag, afvoer van water door rivieren en stijging van de zeespiegel op te kunnen vangen, omdat wijzigingen in het watersysteem

HASSE GOOSEN, RON
JANSSEN, MARIKEN L.
VERHOEVEN, NANCY
OMTZIGT EN JOS T.A.
VERHOEVEN

Drs. H. Goosen, Dr. R. Janssen & Ir. A.Q.A. Omtzigt, Instituut voor Milieuvraagstukken, Faculteit Aard- en Levenswetenschappen, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1087, 1081 HV Amsterdam, hasse.goosen@falw.ivm.vu.nl.
Drs. M.L. Verhoeven & Prof. Dr. J.T.A. Verhoeven, Leerstoelgroep Landschaps-ecologie, Disciplinarygroep Geobiologie, Universiteit Utrecht

Foto: Saxifraga, Jan van der Straaten

onherroepelijk gevolgen zullen hebben voor de functies die het gebied vervult voor landbouw, recreatie, wonen en de natuur. Daarom zal een evaluatie plaatsvinden van ecologische, economische en sociaal maatschappelijke aspecten van de alternatieven. Het gaat om drie alternatieven:

1. Modern veenweide: huidige situatie met een kunstmatig peilbeheer met een zomerpeil van 0,40 m beneden maaiveld en een winterpeil van 0,70 m beneden maaiveld. Het gebied is geschikt voor (extensieve) landbouw en is aantrekkelijk voor weidevogels. Door het lage waterpeil zal het veen oxideren en de bodem dalen.
2. Historische veenweide met een meer natuurlijk peilbeheer: tussen 0,20 en 0,40 m beneden maaiveld in respectievelijk de winter en de zomer. Landbouw blijft mogelijk maar minder intensief. Het gebied blijft geschikt voor wtervogels. Bodemdaling blijft doorgaan maar minder snel dan in het modern veenweide alternatief.
3. Dynamisch moeras: waterstanden in de winter tot 40 cm boven het maaiveld en in de zomer tot aan het maaiveld. Het gebied is niet langer geschikt voor landbouw en daarmee zullen ook de weidevogels grotendeels verdwijnen.

Het gebied zal bestaan uit riet, wilgenbosjes, trilveen en open water. Aan deze habitats gekoppelde natuurwaarden zullen zich ontwikkelen.

Methode voor beoordeling van 'wetland' functies.

De gevolgen die de beheersalternatieven zullen hebben voor verschillende functies van veenweidegebieden, worden beschreven aan de hand van criteria, waarbij de effecten van beheersalternatieven op wetland functies worden beschreven in een aantal meetbare *evaluatiecriteria*. Bij het benoemen van *evaluatiecriteria* is uitgegaan van een systematiek die is ontwikkeld in een drietal EU-projecten die vooraf zijn gegaan aan het EVALUWET project (FAEWE I, FAEWE II en PROTOWET, (Maltby et al., 1996)). Het beschrijven van ecosysteemfuncties en de vertaling daarvan naar waarden, is ontstaan uit de wens van natuurbeheerders om beleidsmakers te overtuigen van het feit dat natuurlijke gebieden de moeite waard zijn om te beschermen. De ecosysteemfuncties zijn uitgewerkt naar meetbare *evaluatiecriteria* (zie bijvoorbeeld ook Gilbert & Jansen, 1998). Ecosysteemfuncties leveren bepaalde waarden op maar houden ook verband met bepaalde beleidsdoelen. Tabel 1 geeft weer welke ecosysteemfuncties zijn onderscheiden, hoe deze zijn uitgewerkt in *evaluatiecriteria* en hoe deze functies relevant zijn voor bepaalde beleidsdoelstellingen. De lijst met ecosysteemfuncties is overigens niet uitputtend.

Ruimtelijke weergave

De eerste stap is het maken van een goede basiskaart. Deze kaart moet over voldoende ruimtelijk detail beschikken om verschillende HGMU's (zie kader) te kunnen onderscheiden. Voor Nederland zijn geen kaarten beschikbaar die deze HGMU's onderscheiden. Daarom is een kaart geconstrueerd, waarbij gebruik is gemaakt van de

Tabel 1 Doelstellingen, functies en evaluatiecriteria.

Table 1 Objectives, functions and evaluation criteria

Beleidsdoelstellingen	Wetland functies	Evaluatie criteria
Water kwaliteit (Kader richtlijn water)	Stikstofbinding en export	Stikstof retentie Fosfaat retentie
Water kwantiteit (WB21)	Waterberging	Water retentie Piekberging Calamiteitenberging
Klimaat verandering (Kyoto Protocol)	Netto opslag van klimaat gassen	Broeikasgas balans
Biodiversiteit (Vogelrichtlijn; Habitatrictlijn)	Ecosysteem onderhoud	Flora diversiteit nationaal Flora diversiteit internationaal Fauna diversiteit nationaal Fauna diversiteit internationaal
Sociaal-economisch	Productie van goederen en diensten	Cultuurhistorische waarde Landbouw Recreatie

De Functionele Assessment Procedures

De methode gaat uit van een standaard indeling in Hydro Geomorphical Units (HGMU's), die gelijkenis vertonen met de in Nederland bekende ecotopen. De benodigde gegevens voor de begrenzing van de HGMUs worden verzameld tijdens een veldbezoek. Om wetland functies te kunnen schatten voor elke HGMU, worden de zogenaamde Functional Assessment Procedures (FAP's) gevolgd. De FAP's geven informatie over functies van wetlands, die op grond van indicatoren in het veld en bestaande kennis over een gebied wordt gegenereerd. Voor elke HGMU moeten vragen beantwoord worden omtrent landgebruik en beheer. Tot slot moeten in een bureaustudie en een kort veldbezoek gegevens verzameld worden over klimaatsomstandigheden, beschermingsstatus en grond- en oppervlaktewaterkwaliteit. Om tot een functionele beoordeling te komen voor het wetland hoeven er dus geen langlopende metingen te worden uitgevoerd. Het systeem stelt vast of de verschillende functies (b.v. waterkwaliteitsverbetering, opslag van koolstof, handhaving van biodiversiteit) al dan niet in het wetland vervuld worden. Voor een aantal biogeochemische functies worden ook indicaties gegeven van de mate waarin de functie vervuld wordt. Daar de FAP's geschikt zijn om snel een indruk te krijgen van de gevolgen van veranderingen in landgebruik en waterhuishouding voor belangrijke wetlandfuncties als waterkwaliteitsverbetering, veenvorming en handhaving van biodiversiteit, leent het systeem zich voor toepassing in een gebiedsgericht beleidstraject. Vanwege de mogelijkheid tot samenvatting van procesinformatie in gestandaardiseerde beoordeling van functies sluit het naadloos aan bij een multicriteria-analyse.

bodemgebruikkaart. Per perceel is geïnventariseerd welke HGMU's daar kunnen worden gevonden. Hiertoe zijn veldbezoeken gedaan en is gebruik gemaakt van bij de beheerder beschikbare kennis en informatie. Op deze manier zijn de losse polygonen van de bodemgebruikkaart ingedeeld in de verschillende HGMU's.

Berekening van de effecten

Bij het toepassen van de *functional assessment procedures* (zie kader) voor de HGMU's van het Wormer- en Jisperveld, bleek dat de methode niet voor alle functies geschikt is. Voor de overige functies zijn schattingen gemaakt op basis van beschikbare expertkennis en gegevens uit de literatuur. De scores op alle criteria zijn uiteindelijk gestandaardiseerd en uitgedrukt in scores tussen 0 en 1. Bij standaardisatie is het van belang welke referentie wordt gekozen. Als referentie is telkens uitgegaan van een situatie die denkbaar en mogelijk is binnen laagveengebieden. Dit betekent dat voor de bepaling van de maximale score op het criterium *biodiversiteit* wordt gekeken naar een referentie binnen het laagveengebied. De maximale score 1 wordt toegekend

wanneer natuurtypen behorende bij het laagveengebied, goed tot ontwikkeling komen. Andere natuurtypen zijn mogelijk soortenrijker, maar als die niet thuishoren in het laagveengebied, worden ze niet als referentie aangehouden.

Waterkwaliteit

Toepassing van de in het kader beschreven procedures leverde het volgende resultaat. Met name riet en in mindere mate berkenbroekbos leveren een grote bijdrage aan de zuivering van het water van stikstof (verwijderingscapaciteit: 278.5 kgN ha⁻¹ jaar⁻¹ en 57.5 kgN ha⁻¹ jaar⁻¹ voor respectievelijk riet en bos). Hierbij wordt uitgegaan van een oogst van riet. De resultaten zijn weergegeven in tabel 2. Doordat de graslanden bemest worden leveren deze geen netto bijdrage aan de verbetering van de waterkwaliteit. Het is met de toegepaste methode niet mogelijk om de veranderingen als gevolg van een veranderend waterbeheer direct tot uiting te brengen in de scores. Om onze benadering zo simpel mogelijk te houden, blijft elke HGMU dezelfde bijdrage leveren aan de verwijdering van N en P, ongeacht het hydrologisch beheer van die eenheid. Wat wel



Tabel 2 De uitkomsten van toepassing van de FAP's voor de criteria N en P verwijdering.

Table 2 Results of the FAP's for the criteria of nitrogen and phosphorous removal

HGMU	Verwijdering van N (kgN/ha/j)	Verwijdering van P (kgP/ha/j)
Gras agrarisch gebied	0	0
Gras buffergebied	0	0
Gras natuurgebied	0	0
Riet	279	13
Trilveen	58	6
Open water	45	0
Bos	95	9
Droogmakerij	0	0

verandert is de samenstelling en configuratie van HGMU's in het plangebied. Zo zal onder dynamisch waterbeheer het aandeel agrarisch grasland nagenoeg verdwijnen, en worden vervangen door broekbos en riet. De totale verwijdering van N en P neemt dus toe in dit beheersalternatief, doordat de oppervlakten van de verschillende HGMU's veranderen.

In figuur 1 zijn de drie beheersalternatieven vertaald in kaartbeelden. Zichtbaar is dat het dynamisch alternatief het beste scoort op stikstof- en fosfaatverwijdering. In dit alternatief is het verwachte oppervlaktaandeel van riet, bos en trilveen groter en deze dragen sterker bij aan nutriëntenverwijdering.

Tabel 3 De geschatte netto CO₂ balans voor de HGMU's in de 3 alternatieven in CO₂ equivalenten per hectare per jaar (positieve waarden slaan op emissie; negatieve op netto vastlegging).

Table 3 Estimated flux of greenhouse gasses for the HGMU's in the three management alternatives in CO₂ equivalents per year (positive values indicate emission, negative values indicate storage)

HGMU	Netto balans (CO ₂ -eq/ha/jr)		
	Modern alternatief	Historisch alternatief	Dynamisch alternatief
Gras agrarisch gebied	7	0	-1
Gras buffergebied	7	0	-1
Gras natuurgebied	7	0	-1
Riet/trilveen/bos	-11	-11	-11
Open water	0	0	0
Droogmakerij	0	0	0

Waterkwantiteit

Omdat de FAP's geschreven zijn voor beoordeling van rivierbegeleidende en meerbegeleidende wetlands heeft de functie waterberging voornamelijk betrekking op berging

van water uit overstromde rivieren en meren, en niet voor polder/veenweide systemen. Om deze reden zijn de FAP's niet geschikt voor het schatten van de waterbergingscapaciteit van het studiegebied. Het criterium waterkwantiteit is hier uitgewerkt in drie voor Nederland specifiek relevante subcriteria, te weten water retentie, piekberging en calamiteitenberging. Daarbij is de waterkansenkaart (IWACO, 2000) gebruikt voor het schatten van de bergings- en retentiecapaciteit van verschillende typen gebieden op basis van een waterbalans. De in de waterkansenkaart genoemde getallen zijn gestandaardiseerd en opgenomen in het systeem. Deze getallen gelden voor het gebied als geheel (een onderscheid naar het fijnere schaalniveau van HGMU's heeft voor dit criterium geen zin) en daardoor is het ruimtelijke beeld weinig onderscheidend.

Broeikasgasbalans

Wetlands worden vaak gezien als geschikte milieus voor opslag van koolstof. Van den Born et al. (2002) hebben op basis van literatuurstudie geschat welke effecten zijn te verwachten op de broeikasgasbalans van veenweidegebieden bij een veranderend waterpeilbeheer. Hoewel dergelijke schattingen nog in hoge mate onzeker zijn, gebruiken we ze hier als indicatie. Deze getallen zijn gemiddelden voor veenweidegebieden in het algemeen. De gemiddelde getallen zijn doorvertaald naar individuele HGMU's. Bijvoorbeeld, in de agrarische graslanden onder 'modern' beheer vindt een emissie plaats van koolstof. In datzelfde moderne alternatief zal het HGMU 'rietland' mogelijk netto koolstof vastleggen. Hier wordt uitgegaan van een emissie van koolstofdioxide die geheel plaatsvindt in de graslanden (die immers worden ontwaterd) en dat de opslag van koolstof plaatsvindt in de rietlanden, bossen en trilvenen. Alleen in het dynamisch moeras zal een (beperkte) vastlegging van koolstof plaats kunnen vinden in de graslanden. In tabel 3 zijn de schattingen van

Figuur 1 Ruimtelijke weergave van de scores van drie beheersalternatieven op stikstof- en fosfaatverwijdering.

Figure 1 Spatial representation of nitrogen and phosphorous removal scores for three management alternatives.

Figuur 2 Ruimtelijke weergave van de scores van drie beheersalternatieven op de balans van broeikasgassen.

Figure 2 Spatial representation of greenhouse gas retention scores for three management alternatives.

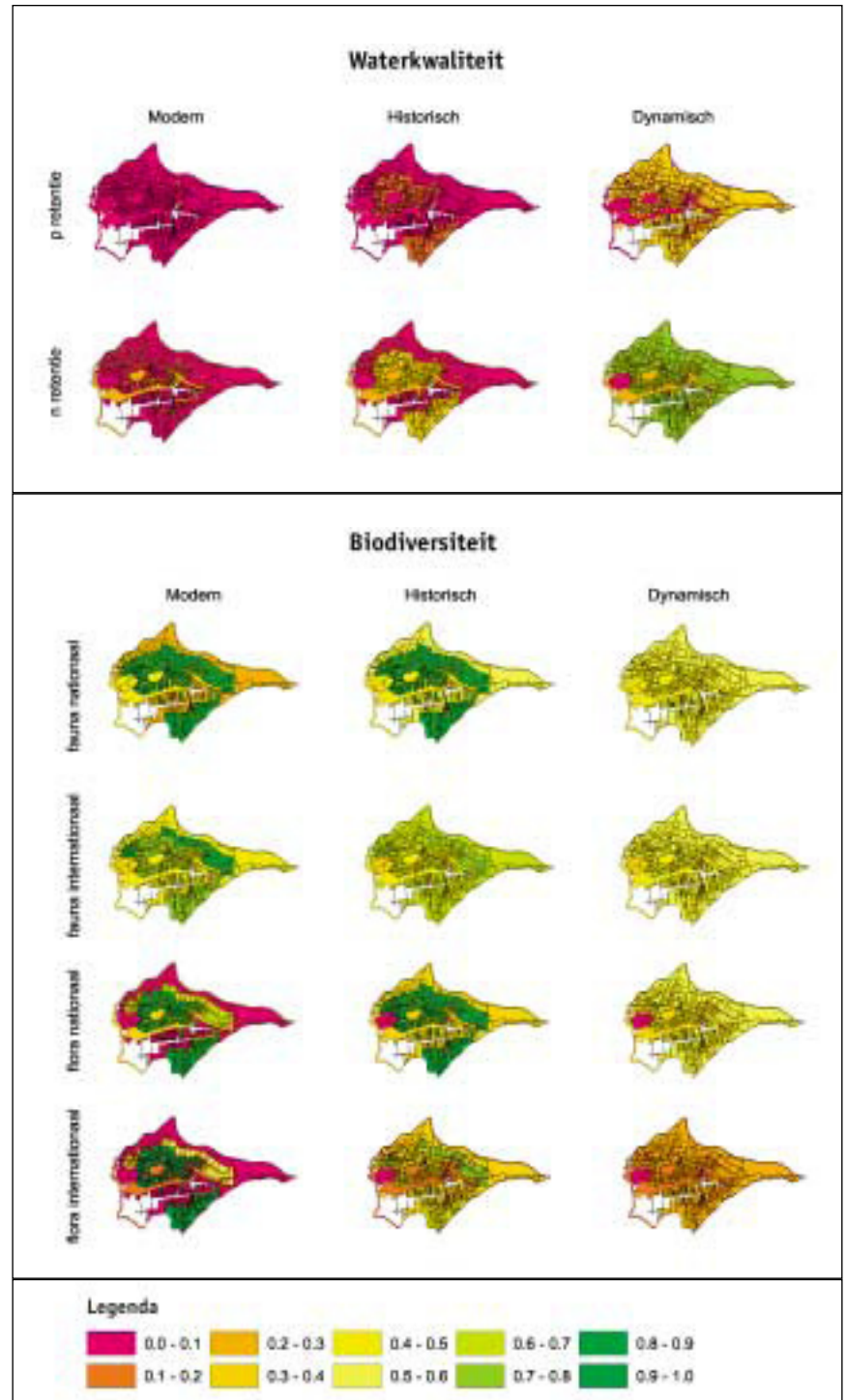
Van den Born *et al.* (2002) gekoppeld aan de hier onderscheiden HGMU's om een eerste indicatie te kunnen geven van hoe broeikasgasfluxen ruimtelijk zijn verdeeld. De scores zijn in figuur 2 in kaart gebracht.

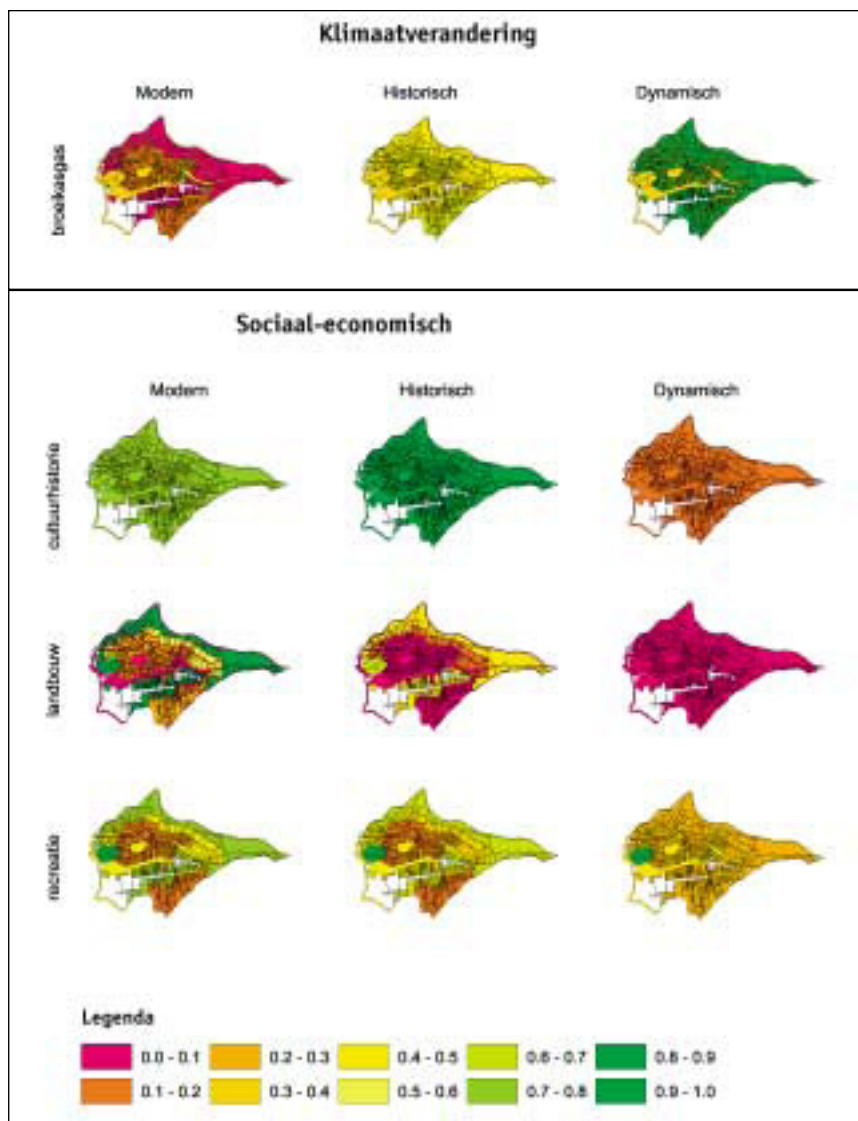
Biodiversiteit

Om tot een globale inschatting te komen van veranderingen voor de natuur onder invloed van veranderend waterbeheer is eerst een vertaalslag gemaakt van HGMU's naar natuurdoeltypen (tabel 4). Vervolgens zijn aantallen doelsoorten (flora en vogels) van nationaal respectievelijk internationaal belang opgeteld.

Deze doelsoorten zijn gebruikt als indicatie voor de potentiële betekenis. Om tot een beoordeling te komen van de internationale betekenis, zijn eveneens uit het Handboek Natuurdoeltypen gescoord, de I-soorten (soorten waarvoor Nederland, internationaal gezien, een relatief grote betekenis heeft), de vogel- en habitatrichtlijnsoorten en de soorten die op de 2000 IUCN red List of Threatened Species staan.

In deze eenvoudige methodiek geldt het aantal verschillende na te streven doelsoorten als indicator voor de potentiële natuurwaarde van het gebied. Hiermee is dus niets gezegd over de kans op het daadwerkelijk voorkomen van deze soorten in het gebied. Daartoe zou een meer geavanceerde methode moeten worden toegepast om ecologische effecten van beheersmaatregelen te kunnen bepalen, maar dat was binnen het bestek van deze studie niet





Figuur 3 Ruimtelijke weergave van de scores van drie beheersalternatieven op het criterium biodiversiteit.

Figure 3 Spatial representation of biodiversity scores for three management alternatives.

Figuur 4 Ruimtelijke weergave van de scores van drie beheersalternatieven op sociaal economische criteria.

Figure 4 Spatial representation of socio-economic scores for three management alternatives.

mogelijk. In tabel 5 staan de resultaten van de analyse samengevat. De tabel geeft een indicatie van de potentiële betekenis van de verschillende HGMU's voor flora en fauna.

Uit de kaarten (figuur 3) kan worden afgelezen dat het potentiële aantal plantendoelsoorten het grootst is in het historisch alternatief. Ook het potentiële aantal nationaal belangrijke vogelsoorten is het grootst in het historische alternatief. Het moderne alternatief heeft de meeste vogelsoorten van internationaal belang en dat wordt verklaard door het grote aantal weidevogels. Ook kan worden afgelezen waar in het gebied de grootste potentiële waarden zich concentreren. Vooral bij de plantensoorten is goed zichtbaar dat de grootste waarden zich concentreren in de graslanden onder natuurbeheer.

Sociaal-economische effecten

Voor veenweidegebieden zijn sociaal-economische gevolgen als gevolg van peilveranderingen van groot belang. Van der Ploeg *et al.* (2001) hebben onderzocht hoe peilverhogingen in zullen grijpen op de landbouw in veenweidegebieden. De studie geeft een kwantitatieve schatting op basis van empirische gegevens van de proefboerderij Zegveld (nabij Woerden). In de studie wordt uitgegaan van een peilverhoging van 60 naar 35 cm beneden maaiveld. Het gaat om een generieke peilverhoging, hetgeen wil zeggen dat deze over het gehele gebied wordt

Tabel 4 Vertaling van HGMU's naar natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2002; Grasland agrarisch echter volgens de eerste editie van het handboek (1995))

Table 4 Translation of HGMUs to Nature Target Types (Bal *et al.*, 2002)

HGMU	Natuurdoeltype	NDT Code
Grasland agrarisch	Grasland laagveengebied multifunctioneel	LV 4.2
Grasland buffer	Bloemrijk grasland	3.32
Grasland natuur	Nat, matig voedselrijk grasland	3.38
Trilveen	Trilveen en moerasheide	3.42 en 3.27
Riet	Veenmosrietland en moeras	3.28 en 3.24
Open water	Gebufferde sloot	3.15
Bos	Laagveenbos	3.62
Droogmakerij	Grasland zeekleigebied multifunctioneel	ZK 4.21



doorgevoerd. Per perceel, of zelfs binnen percelen, kunnen de peilen wel verschillen. Het gaat om gemiddelde veranderingen voor gemiddelde bedrijven in gemiddelde jaren. De peilverhoging tot 35 cm beneden maaiveld komt redelijk overeen met het historisch veenweidealternatief zoals gebruikt in deze studie. De volgende getallen worden in de studie gegeven (voor het jaar 2001):

- Gemiddeld bedrijfsinkomen elders (buiten het veenweidegebied): 1095 euro per hectare per jaar.
- Gemiddeld bedrijfsinkomen per hectare per jaar onder huidige omstandigheden (modern alternatief): 916 euro.
- Gemiddeld bedrijfsinkomen per hectare per jaar bij peilverhoging (historisch alternatief): 641 euro.

Voorts is in het gebied een onderscheid tussen graslanden met agrarisch natuurbeheer, een buffergebied en grasland in agrarisch beheer. Deze natuurgerichte beheersmaatregelen gaan ten koste van de opbrengst en hoewel deze via vergoedingen kunnen worden gecompenseerd, dienen ze strict genomen afgetrokken te worden van de landbouwopbrengsten. We hebben hierbij aangenomen dat de vergoedingen voor natuurbeheer de kosten in ieder geval zullen dekken. Op basis van gegevens van het LNV-loket voor vergoedingen voor het jaar 2003, gaan we uit van vergoedingen voor weidevogelbeheer variërend van 316 euro per hectare (waarbij na 1 mei gemaaid mag worden) tot 595 euro (waarbij na 1 juni gemaaid mag worden), en van vergoedingen van 1113 euro per hectare voor plas-dras. Het dynamisch alternatief is niet als zodanig meegenomen in de studie, maar er wordt door Van der Ploeg et al. (2001) wel opgemerkt dat er voor agrarische bedrijven onder die omstandigheden geen bedrijfsvoering meer mogelijk is. Op basis van deze gegevens komen we tot het overzicht in Tabel 6.

Tabel 6 laat zien dat er in het dynamisch alternatief geen landbouw meer mogelijk is, en dat in de graslanden in natuurbeheer de opbrengsten flink lager zijn. De criteria re-

HGMU	Flora nationaal	Flora internationaal	Vogels nationaal	Vogels internationaal
Gras agrarisch	1	0	11	19
Gras buffer	25	10	46	43
Gras natuur	37	17	55	39
Trilveen	31	5	17	13
Riet	19	4	32	29
Open water	14	3	24	22
Bos	2	0	11	10
Droogmakerij	2	0	27	20

creatie en cultuurhistorische waarden zijn hier voor de volledigheid opgenomen, en zijn gebaseerd op informatie uit gesprekken met betrokkenen.

De figuren maken verschillen tussen alternatieven inzichtelijk, maar geven ook inzicht in de ruimtelijke verdeling van de verwachte effecten. De volgende stap is het wegen en aggregeren van de criteria voor het maken van een vergelijking van de alternatieven.

Vergelijken van beheersalternatieven.

Het bepalen van de gevolgen van de alternatieven zoals hiervoor beschreven resulteert in een kaart voor elk evaluatiecriterium voor elk alternatief. Dit betekent dat voor de vergelijking van de alternatieven in totaal van 39 kaarten (13 criteria x 3 alternatieven) beschikbaar zijn. Figuur 5 toont drie benaderingen voor het uitvoeren van deze taak. Pad 1 is het meest gangbaar: de beslisser wordt alle kaarten aangeboden en het wordt aan de beslisser overgelaten de informatie op een of andere manier tot een eindwaar-

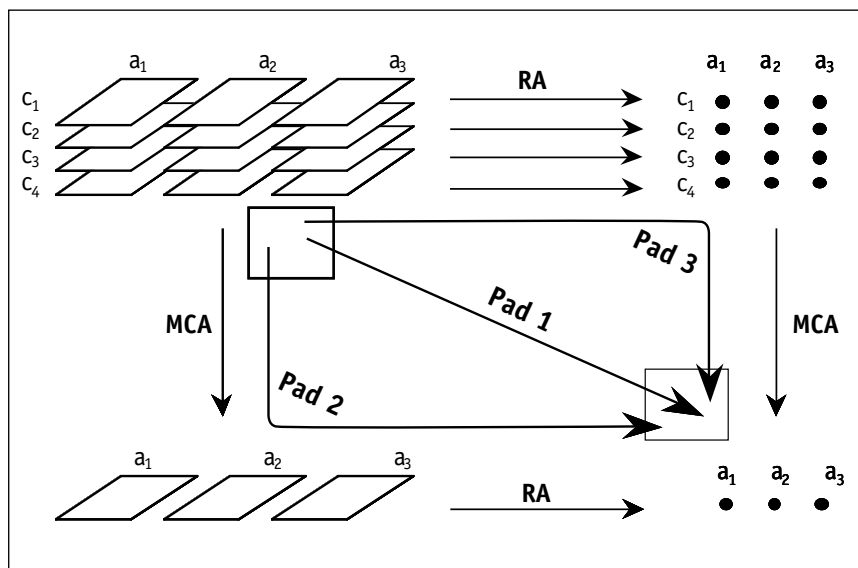
	modern	historisch	dynamisch
grasland agrarisch gebied	914	641	0
grasland buffergebied	598	325	0
grasland natuurgebied	316	46	0
droogmakerijen	1095	746	0

Tabel 5 Aantal doelsoorten van de verschillende HGMU's voor het criterium biodiversiteit.

Table 5 Number of different target species in the HGMU's as an indicator for biodiversity

Tabel 6 Landbouwopbrengsten bij drie beheersalternatieven, rekening houdend met kosten voor agrarisch natuurbeheer.

Table 6 Agricultural production in the three management alternatives.



Figuur 5 Drie benaderingen voor het vergelijken van alternatieven op basis van ruimtelijke informatie (Herwijnen en Janssen 2001).

Figure 5 Three approaches for the evaluation of alternatives using spatial information (Herwijnen and Janssen, 2001).

dering te verwerken. Als er veel en veelsoortige informatie beschikbaar is kan dit snel tot verkeerde conclusies leiden.

Pad 2 begint met het aggregeren van kaarten met een multicriteria analyse (MCA). Dit wordt gevolgd door ruimtelijke aggregatie van de resterende kaarten (RA).

Pad 3 begint met ruimtelijke aggregatie gevolgd door multicriteria analyse. In veel gevallen worden Pad 2 en 3 gestopt na de eerste stap.

Pad 2 volgend, worden de criteriakaarten eerst geaggregeerd tot kaarten per doelstelling en uiteindelijk tot een totaalwaardering per alternatief. Met kleine aanpassingen kunnen de meeste multicriteria methoden hiervoor worden gebruikt (Beinat en Janssen, 1996; Eastman, 1997). In deze studie wordt gewogen sommering gebruikt voor de aggregatie. Voor elk polygoon worden de evaluatiescores vermenigvuldigd met hun gewicht en opgeteld. In dit voorbeeld is aan de criteria binnen elk beleidsdoel een even groot gewicht toegekend. Figuur 6 toont de beoor-

deling van de alternatieven op de vijf beleidsdoelstellingen en geeft een totaal beoordeling, waarbij alle beleidsdoelen even zwaar zijn meegewogen.

Figuur 6 laat zien dat het dynamisch moeras alternatief het beste presteert voor waterkwaliteit, waterkwantiteit en klimaat. Het historisch veenweide alternatief is het beste voor de biodiversiteit en het modern veenweide alternatief scoort het best voor de sociaal economische doelen. In de totaalbeoordeling is het dynamisch moeras alternatief het beste. Ruimtelijk bestaan er eveneens verschillen, maar veel van de verschillen gaan verloren in de aggregatie stappen. Het is dan ook belangrijk de geaggregeerde kaarten altijd in combinatie met de onderliggende kaarten te presenteren.

Pad 3 begint met ruimtelijke aggregatie. Ruimtelijke aggregatie methoden zijn ruim voorhanden in de literatuur (bijv in: Burrough en McDonell, 1998; Herwijnen, 1999). In deze studie zijn de in paragraaf 5 berekende effecten, op basis van gebiedsgrootte gewogen en vervolgens opgeteld. Dit resulteert in een effectentabel (Tabel 7). Een score van 0 betekent dat alle gebieden in een alternatief de

	Modern	Historisch	Dynamisch
Water kwaliteit			
P retentie	0,02	0,06	0,25
N retentie	0,11	0,19	0,56
Water kwantiteit			
Seizoensberging	0,19	0,33	1,00
Piekberging	0,00	0,50	1,00
Calamiteiten berging	0,00	0,00	0,03
Biodiversiteit			
Fauna nationaal	0,52	0,60	0,48
Flora nationaal	0,43	0,53	0,47
Fauna internationaal	0,56	0,62	0,51
Flora internationaal	0,34	0,41	0,20
Klimaatverandering			
Broeikas balans	0,18	0,48	0,71
Sociaal-economisch			
Cultuur historie	0,80	1,00	0,20
Landbouw	0,41	0,17	0,00
Recreatie	0,54	0,46	0,37

Tabel 7 Effectentabel.

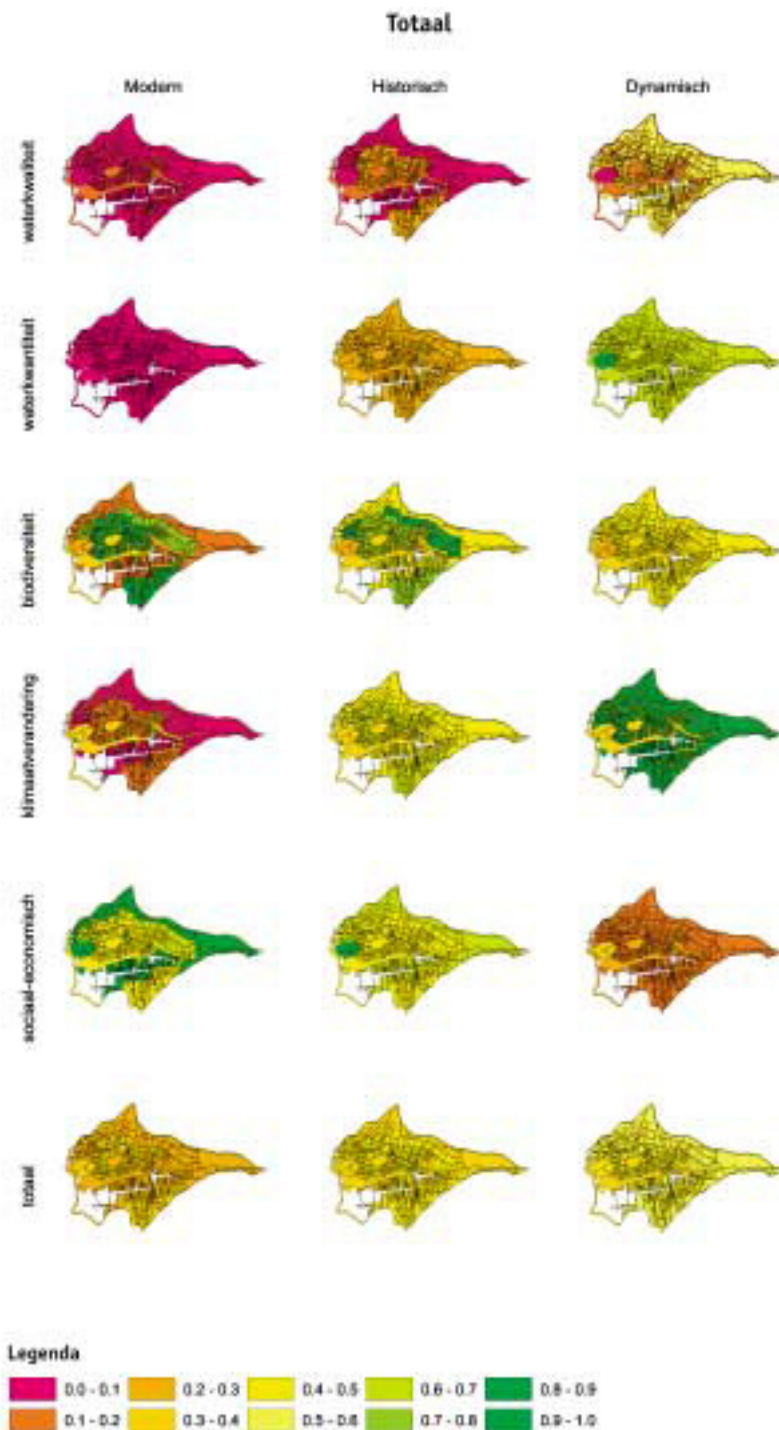
Table 7 Evaluation table.

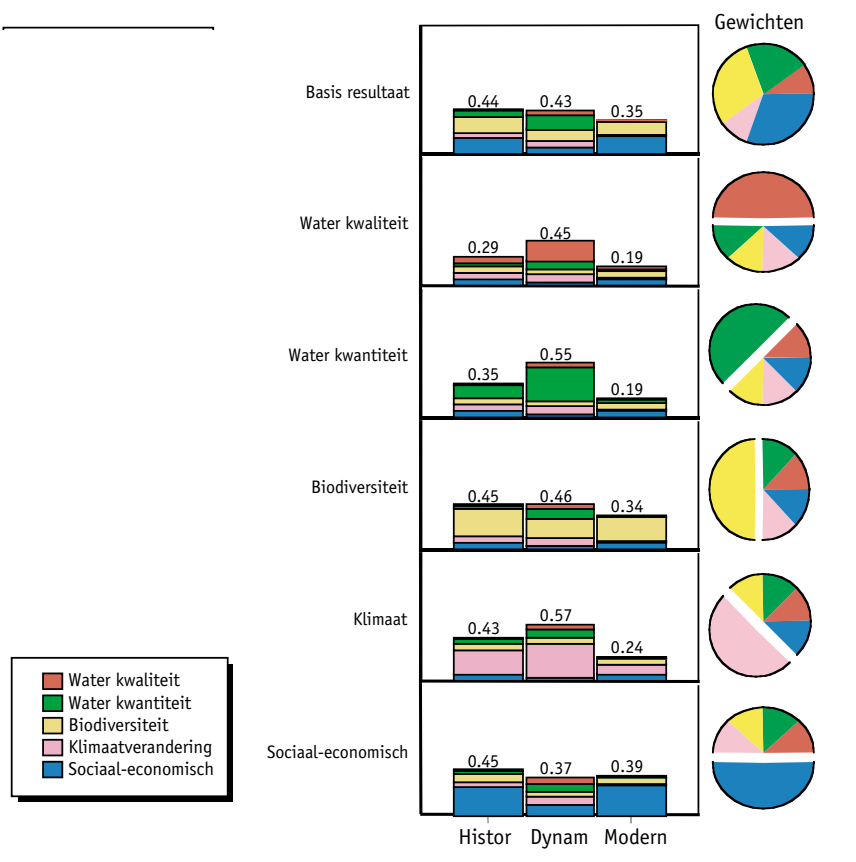
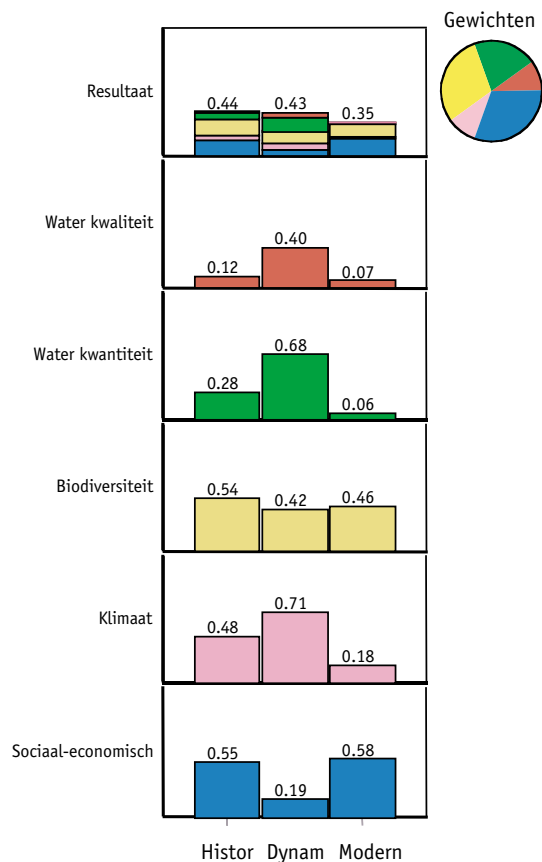
slechtst mogelijke score hebben. Voorbeelden hiervan zijn de scores voor piek- en calamiteitenberging van het modern veenweide alternatief. Een score van 1 resulteert als alle HGMU's van een alternatief de maximum score hebben. Dit is te zien bij de scores van seizoen- en piekberging van het dynamisch moeras alternatief.

Een multicriteria methode (gewogen somming) is gebruikt om de alternatieven te rangschikken (Janssen, 1992; Janssen et al., 2001). De totaalscores van de alternatieven zijn afgebeeld in de bovenste rij van figuur 7. De overige rijen laten de scores per beleidsdoelstelling zien. Omdat de betekenis van dit gebied voor klimaatverandering gering is, krijgt dit criterium een laag gewicht (0.1). De resterende 0.9 is in drieën verdeeld over de water-, biodiversiteits- en sociaal economische doelstellingen. Dit betekent dat biodiversiteit en sociaal-economie elk een gewicht van 0.3 hebben gekregen en de twee waterdoelen samen ook 0.3. Omdat het gebied belangrijk is voor waterberging krijgt water kwantiteit hiervan 0.2 en kwaliteit 0.1. De bovenste rij van figuur 7 laat zien dat met deze gewichten het historisch veenweide het geprefereerde alternatief is. Het verschil met het dynamisch moeras alternatief is maar klein. Figuur 7 laat ook zien dat de eerste positie van dit alternatief te danken is aan de bijdragen van water kwaliteit en kwantiteit en klimaat. Een duidelijke tegenstelling is zichtbaar tussen scores op water kwantiteit en klimaat en de biodiversiteit en sociaal-economische scores. Met Monte Carlo analyse is nagegaan hoe gevoelig deze rangschikking is voor onzekerheid in de scores. Als verondersteld wordt dat de scores 25% naar boven of beneden kunnen afwijken blijkt er 80% kans dat het historisch alternatief beter is dan dynamisch alternatief en 99%

Figuur 6 Beoordeling van drie beheersalternatieven op vijf beleidsdoelen en een totaalbeoordeling van de alternatieven.

Figure 6 Evaluation of three management alternatives according to five policy objectives and overall quality of the alternatives.





Figuur 7 (Links) Totaal-scores en scores per beleidsdoelstelling van de drie beheersalternatieven.

Figure 7 (Left) Total scores and scores per policy objective of three management alternatives.

Figuur 8 (Rechts) Rangschikking van de alternatieven bij verschillende beleidsprioriteiten.

Figure 8 (Right) Ranking of the alternatives under different policy priorities.

kans dat dit het historisch alternatief beter is dan het modern alternatief. De rangschikking blijkt wel zeer gevoelig voor kleine verandering van het gewicht dat aan sociaal-economie wordt toegekend. Een verlaging van dit gewicht van 0.3 naar 0.27 brengt het dynamisch alternatief op de eerste plaats.

De gewichten binnen een beleidsdoel, zoals bijvoorbeeld het relatieve belang van stikstof en fosfaat retentie voor de waterkwaliteit, kunnen veelal in overleg met deskundigen worden vastgesteld. Gewichten tussen doelstellingen, bijvoorbeeld het belang van biodiversiteit ten opzichte van sociaal-economie, zijn echter meestal politiek gemotiveerd. In dit voorbeeld hebben alle criteria binnen een beleidsdoel een gelijk gewicht. De relatie tussen politieke prioriteiten en de rangschikking van de alternatieven is afgebeeld in figuur 8. De bovenste rij laat het basisresultaat zien met dezelfde gewichtenverdeling als gebruikt in figuur 7. De overige rijen van figuur 8 laten zien wat er gebeurt als aan individuele doelstellingen een groter ge-

wicht wordt toegekend. In de tweede rij is een gewicht van 0.5 toegekend aan de eerste doelstelling, in de derde 0.5 aan de tweede doelstelling enz. Deze figuur wordt gebruikt om de relatie tussen politieke prioriteiten en te maken keuzen duidelijk te maken. Figuur 8 laat zien dat met een hoog gewicht voor de eerste vier doelstellingen, het dynamisch moeras het beste alternatief is. Een hoog gewicht voor sociaal economie brengt het historisch veenweide alternatief op de eerste plaats.

Hoewel figuur 8 er ingewikkeld uitziet moet wel bedacht worden dat de figuur een samenvatting is van 39 kaarten, 13 criteriumgewichten en 5 sets politieke gewichten en daarmee in een relatief compacte vorm de invloed van prioriteiten op de te maken keuze in beeld brengt. In de praktijk verdient het altijd aanbeveling een mix van presentatievormen te gebruiken. Geaggregeerde informatie biedt overzicht maar het moet toch altijd mogelijk zijn terug te gaan naar de onderliggende informatie.



Wat kan deze aanpak bijdragen aan besluitvorming?

De aanpak is vooral gericht op vroege stadia van planvorming waar het gaat om een eerste verkenning van wensen, standpunten en mogelijke oplossingen. In de vroegste stadia in de planvorming, is de inzet van geavanceerde ecologische voorspellings- of evaluatiemethoden dikwijls zowel onhaalbaar als onverstandig. Onhaalbaar omdat dergelijke methoden niet kant-en-klaar op de plank liggen, ze moeten worden toegesneden op het specifieke gebied en probleem en daar is tijd en geld voor nodig. Onverstandig omdat dergelijke geavanceerde modellen kunnen afschrikken en deels de vrijheid van de planontwerpers kunnen verminderen. Tevens bestaat het risico dat de discussie verschuift van het probleem naar het model en de kennis die het genereert.

De ervaring met de inzet van beslissingsondersteunende systemen leert ons dat deze over het algemeen geen of nauwelijks een rol spelen bij ruimtelijke planvorming (zie Uran & Janssen, 2002). De beoogde gebruikers weten zich vaak geen raad met de aangeboden informatie en de modellen sluiten dikwijls niet goed aan bij de wensen van gebruikers. Het hier gepresenteerde systeem heeft minder pretentie en is gericht op het structureren van beschikbare informatie. Doordat het systeem flexibel is kan het relatief eenvoudig worden aangepast aan de wensen van de gebruiker. Zo zijn de invoergegevens in eerste instantie grotendeels afkomstig van de FAPs, maar indien gewenst, kunnen ook op andere wijze invoergegevens tot stand komen (o.a. interviews, literatuurgegevens). Daarnaast heeft de gebruiker de mogelijkheid om relevante criteria er uit te lichten en niet relevante zaken weg te laten.

Het systeem kan goed gebruikt worden in een eerste onderhandelingsproces om basisinzicht te krijgen in de afwegingen die later in het proces moeten worden gemaakt. Met name bij voorbereidende discussies, ontwerpessies,

of discussiedagen over streekplannen en waterbeheersplannen, kan het systeem structurerend werken. Hierbij moet in acht worden genomen dat het systeem eindsituaties met elkaar kan vergelijken. Deze eindsituaties moet een gebruiker zelf definiëren. Het systeem geeft geen antwoord op de vraag of deze situaties in de praktijk ook daadwerkelijk gehaald kunnen worden. Wanneer op grond van uitkomsten van het systeem en hieruit voortvloeiende discussies, de voorkeur uitgaat naar een bepaalde inrichtingsvariant, is het noodzakelijk nader te onderzoeken hoe deze variant in de praktijk gerealiseerd kan worden.

Op dit moment wordt het systeem verder ontwikkeld waarbij het vooral gaat om het toevoegen van een ontwerpfunctionaliteit en het vergroten van de flexibiliteit en gebruiksvriendelijkheid. Met provincie en hoogheerraadschap worden gesprekken gevoerd over de mogelijke inzet van het systeem in ruimtelijke planvormingsprocessen.

Dankwoord

The research presented is part of the EVALUWET project. This project was funded under the EU 5th framework programme: energy, environment and sustainable development (contract no:EVK1-CT-2000-00070).

Summary

Spatial multi criteria analysis for management of fen meadow areas

Hasse Goosen, Ron Janssen, Mariken L. Verhoeven, Nancy Omtzigt en Jos T.A. Verhoeven

Wetland management, spatial evaluation, multicriteria analysis

Landschap 21 (2004)

Wetlands perform functions that support the generation of ecologically, socially and economically important values. European legislation has increasingly recognised the importance of preserving wetland ecosystems. The Water Framework Directive (WFD) embodies many of the existing directives that have implications for wetlands. The EU funded EVALUWET project (European valuation and assessment tool supporting wetland ecosystem legislation) aims to develop and implement an operational wetland evaluation decision support system to support European

policy objectives. A multidisciplinary approach is adopted combining expertise from natural and social scientists.

The region of Noord-Hollands Midden is selected as the Dutch case study within EVALUWET. It is a typical Dutch landscape with drained peat meadows in polders below sea level. Changes in water regimes are proposed (National Policies, WFD) which will have an impact on the performance of functions such as agriculture, nature and residential and recreation opportunities. In this case study, three alternatives have been compared: 1. Modern peat pasture (current). 2. Historical peat pasture and 3. Dynamic mire.

Impacts of these alternatives on a number of criteria relevant to EU policy were assessed. Spatial evaluation techniques in combination with multicriteria methods supported evaluation. This provided a better insight into the consequences of alternative water regimes on the performance of the wetland functions and was used to support stakeholders participating in the decision process.

Literatuur

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. Zadelhoff, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen.

Beinat, E. and Janssen, R., 1996. Decision support and spatial analysis for risk assessment of new pesticides., in Geographical information: from research to application through cooperation, M. Rumor, R. Mcmillan, and H. F. L. Ottens, eds., IOS Press, pp. 757-766.

Born, G.J. van den, L. Bouwer, H. Goosen, R. Hoekstra, D. Huitema en R. Schrijver, 2002. Klimaatwinst in veenweidegebieden: Beheersopties voor het veenweidegebied integraal bekeken. IVM-rapport (R-02/05). Vrije Universiteit, Amsterdam, 46 pp.

Burrough P.A. and McDonell, R. A., 1998. Principles of Geographic Information Systems Oxford University Press, Oxford.

Eastman, J. R., Jiang J., and Toledano, J. 1998. Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. in Multi-criteria analysis for land use management, E. Beinat and P. Nijkamp, eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 227-251.

European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000 – EU Water Framework Directive.

Gilbert, A.J. and R. Janssen, 1998. Use of Environmental Functions to Communicate the Values of a Mangrove Ecosystem under different Management Regimes. Ecological Economics 25, pp 323 - 346.

Groot, R.S. de, 1992. Functions of nature – Evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Wolters-Noordhoff, 31 pp. Groningen.

Herwijnen, M. v. 1999. Spatial decision support for environmental management . Thesis PhD Vrije Universiteit, Amsterdam.

Herwijnen, M. v. and Janssen, R., 2001. The use of multi-criteria analysis in a spatial context. In: Spatial Information and the Environment, P. Halls, ed., Taylor & Francis, pp. 259-272.

IWACO, 2000. Waterkanskaart Noorderkwartier Zuid. Eindrapportage (concept). I.o.v. Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen, Waterschappen Het Lange Rond, De Waterlanden, Groot-Geestmerambacht en de provincie Noord-Holland.

Janssen, R., 1992. Multiobjective decision support for environmental problems, Kluwer Academic publishers. Amsterdam.

Janssen, R., Herwijnen, M. v., & Beinat, E. 2000. BOSDA voor Windows. Een computer programma voor de ondersteuning van complexe keuzevraagstukken. SDU uitgevers, Den Haag.

Maltby, E., D.V. Hogan, R.J.McInnes, 1996. Functional analysis of European wetland ecosystems - Phase 1 (FAEWE). Ecosystems Research Report 18. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 448 pp.

Uran, O. & Janssen, R. 2002, 'Why are spatial decision support systems not used? Some experiences from the Netherlands', Computers, environment and urban systems.