

WATERNOOD NATUUR-TERRESTRISCH VERSIE 3



RAPPORT

2006
22

WATERNOOD NATUUR-TERRESTRISCH VERSIE 3

VOORSTUDIE NAAR UITBREIDING MODULE NATUUR-TERRESTRISCH

RAPPORT

2006

22

ISBN 90.5773.342.0



COLOFON

Utrecht, oktober 2006

UITGAVE STOWA, Utrecht

PROJECTUITVOERING

J. Runhaar (Kiwa)

J.P.M. Witte (Kiwa)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Henk van Norel (waterschap Hunze en Aas, voorzitter)

Uko Vegter (Hunze en Aas)

Rob van Dongen (waterschap Regge & Dinkel)

Remco van Ek (RIZA)

Daniel Maschaert (Rijnland)

Sabrina Helmyr (STOWA)

Marti Rijken, Harm Jan Reit (provincie Gelderland)

Kees Peerdeman (Brabantse Delta)

Nicko Straathof (Natuurmonumenten)

Arie van Asperen (Hollandse Delta)

FOTO OMSLAG

Han Runhaar

Object: Dotterbloem (*Caltha palustris*) langs de Linge

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2006-22
ISBN 90.5773.342.0

TEN GELEIDE

Waternood is een methode die als leidraad wordt gebruikt voor het ontwerp en beheer van waterhuishoudkundige infrastructuur in het regionale waterbeheer. De STOWA ondersteunt deze methode via het Waternood-instrumentarium waarmee de doelrealisatie van grondgebruikfuncties kan worden bepaald als essentiële informatie om een GGOR te bepalen.

In de eerste versie van het Waternood-instrumentarium (2002) is door Alterra een module ontwikkeld ten behoeve van de bepaling van de doelrealisatie voor de grondgebruikfunctie Terrestrische Natuur. In de tweede versie van het Waternood-instrumentarium (2005) is deze module uitgebreid naar alle natuurdoeltypen conform het Handboek Natuurdoeltypen.

De afgelopen jaren heeft de STOWA van waterbeheerders verzoeken ontvangen om terrestrische natuur binnen Waternood op andere wijzen te beoordelen:

- In het huidige instrument vormen de geplande natuurdoeltypen het uitgangspunt, en wordt aangegeven in hoeverre die doeltypen gerealiseerd kunnen worden gegeven de huidige of voorspelde grondwatersituatie. Gebruikers hebben vaak behoefte aan een omgekeerde benadering, waarbij de huidige of voorspelde grondwatersituatie het uitgangspunt vormt en wordt aangegeven in hoeverre bij die grondwatersituatie bepaalde vegetatie- of natuurdoeltypen kunnen worden ontwikkeld;
- In het huidige instrument wordt uitgegaan van doeltypeskaarten waarin per vlak slechts één doeltypes voorkomt. In de praktijk wordt door provincies vaak gewerkt met complexen van doeltypes, waarbij per vlak een combinatie van doeltypes wordt aangegeven. Vanuit de gebruikers bestaat de wens om ook voor dergelijke complexen van doeltypes de doelrealisatie te kunnen berekenen;
- Met het huidige instrumentarium kunnen doelrealisaties worden berekend voor natuurdoelen die zijn gedefinieerd in termen van vegetatietypes of natuurdoeltypen. In habitatrictlijngebieden zijn de instandhoudingsdoelstellingen echter geformuleerd in termen van habitattypes. Vandaar dat de waterschappen graag ook de potentiële realisatie van habitattypes als functie van de hydrologie willen kunnen bepalen.

In dit rapport zijn de mogelijkheden verkend om aan bovenstaande wensen van gebruikers tegemoet te komen. Deze voorstudie vormt een opstap naar de daadwerkelijk inpassing van de gewenste functionaliteiten in versie 3.0 van het Waternood-instrumentarium die begin 2007 verschijnt.

Utrecht, oktober 2006

De directeur van de STOWA,
ir. J.M.J. Leenen

SAMENVATTING

Doel van deze studie is na te gaan op welke wijze het onderdeel Natuur-terrestrisch uit het Waternood-Instrumentarium het beste aangepast kan worden aan enkele vooraf gespecificeerde gebruikerswensen.

De belangrijkste daarvan is de wens om het Instrumentarium invers te gebruiken om de kansrijkdom van vegetatietypen en/of doeltypen te kunnen bepalen als functie van de waterhuishouding, het bodemtype en het beheer. In de huidige situatie vormt het door de gebruiker op te geven doeltipe het uitgangspunt, en bepaalt het Instrumentarium in hoeverre de waterhuishouding voldoet aan de eisen van het doeltipe. Vaak wil de gebruiker echter weten welke vegetatietypen of doeltypen ontwikkeld kunnen worden bij een bepaalde waterhuishouding.

In het rapport wordt aangegeven op welke wijze onderdelen uit de hydro-ecologische modellen DEMNAT, NICHE, NATLES en PROBE gebruikt kunnen worden om de voor de vegetatie relevante standplaatscondities voedselrijkdom en zuurgraad af te leiden uit invoergegevens over bodem, hydrologie en beheer.

Een volgende stap is na te gaan hoe de vegetatie reageert op vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. Voor de bepaling van de vegetatierespons staan twee mogelijkheden open. De eerste is om gebruik te maken van de doelrealisatiefuncties uit Waternood voor de respons op hydrologische condities, en aanvullend gebruik te maken van informatie uit de Waternoodapplicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' om de reactie op voedselrijkdom en zuurgraad te bepalen. Een tweede mogelijkheid is om gebruik te maken van de vegetatiemodule uit PROBE, die de kans op een bepaald vegetatietype berekent als functie van een combinatie van standplaatscondities. Op voorhand is niet aan te geven welke optie resultaten oplevert die het beste aansluiten bij de wensen van de gebruikers. Daarom wordt voorgesteld om beide opties uit te werken en toe te passen in een proefgebied. Op basis van een vergelijking van voorspelde en waargenomen vegetatiepatronen kan dan worden bepaald welke optie de betrouwbaarste resultaten oplevert.

In een zelfde proefgebied kan ook aandacht worden besteed aan de betrouwbaarheid van de standplaatsmodellering, de aansluiting bij de hydrologische modellering, en de doorvertaling van onzekerheden in de hydrologische invoer naar de berekende doelrealisatie.

Andere vragen hebben betrekking op de toepassing van het Waternood-Instrumentarium in Habitatrictlijngebieden, en de toepassing in situaties waar gewerkt wordt met complexen van doeltypen. Voor de bepaling van de doelrealisatie van habitattypen kan gebruik worden gemaakt van een eerdere vertaling van habitattypen naar vegetatietypen, die al is omgezet naar een tabel die gebruikt kan worden om in de Waternood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' de doelrealisatiefuncties per habitatype te bepalen. Aangeraden wordt deze tabel in te bouwen in de applicatie, zodat de hydrologische en andere abiotische randvoorwaarden per habitatype kunnen worden bepaald op een zelfde manier als dat nu al gebeurt voor de natuurdoeltypen uit 1995 en 2001. Voor zover er nog vragen resteren, gaat het vooral om procedurele zaken als de vraag in welke mate van detail habitattypen worden beschreven (habitattypen of samenstellende vegetatietypen) en op welke wijze de ruimtelijke ligging van bestaande en gewenste habitats kan worden vastgesteld.

Het huidige Instrumentarium kan niet worden toegepast in situaties waarin wordt gewerkt met complexen van doeltypen, waarbij binnen een kaartvlak meerdere doeltypen in een opgegeven verhouding dienen te worden gerealiseerd zonder dat wordt opgegeven welk type waar voorkomt. In het rapport worden twee mogelijkheden aangegeven op welke wijze de potentiële realisatie van complexe doelen kan worden berekend, één waarbij vooraf de doeltypen ruimtelijk worden toegedeeld op basis van hun kansrijkdom binnen het kaartvlak, en één waarbij gebruik wordt gemaakt van een kansbenadering om de verwachte oppervlakte van doeltypen binnen een kaartvlak te berekenen. Aanbevolen wordt beide opties verder uit te werken en uit te testen in een proefgebied.

Een aanvullende vraag was nog in hoeverre het mogelijk en wenselijk is om bij de bepaling van de doelrealisatie rekening te houden met de wensen van afzonderlijke soorten. Conclusie is dat dat voorlopig niet mogelijk en zinvol is. Aangeraden wordt gebruik te blijven maken van de huidige aanpak, waarin wordt uitgegaan van de eisen van combinaties van soorten in de vorm van vegetatietypen.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

WATERNOOD NATUUR- TERRESTRISCH VERSIE 3

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding en vraagstelling	1
	1.2 Werkwijze en uitgangspunten	3
	1.3 Resultaten en leeswijzer	4
2	KANSRIJKDOM DOELTYPEN: STANDPLAATSMODELLERING	5
	2.1 Inleiding	5
	2.2 NATLES	6
	2.3 Kansrijkdomtabellen ecoserieS	12
	2.4 NICHE	17
	2.5 Vergelijking opties	20
3	KANSRIJKDOM DOELTYPEN: VEGETATIERESPONS	23
	3.1 Inleiding	23
	3.2 Doelrealisatiefuncties Waternood	23
	3.3 Aanvulling met Abiotische Randvoorwaarden NATuur	25
	3.4 PROBE	28
	3.5 Vergelijking opties	33
	3.6 Discussie	37

4	COMPLEXEN VAN DOEL-TYPEN	38
4.1	Inleiding	38
4.2	Mogelijke oplossingen	39
4.3	Discussie	41
5	DOELREALISATIE HABITATTYPEN	44
5.1	Inleiding	44
5.2	Opname habitattypen in Waterlood	44
5.3	Resultaten: hydrologische en overige randvoorwaarden	48
6	DISCUSSIE	49
6.1	Voorspelling standplaatscondities	49
6.2	Voorspelling vegetatierespons	53
6.3	Voortplanting onzekerheden	54
6.4	Uitwerking in proefgebied	56
6.5	Inzet instrumentarium bij waterberging	57
6.6	Voorspellingseenheden	58
7	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	60
	LITERATUUR	64
	BIJLAGE 1	
	Alternatieve bepaling doelrealisatie voor complexen van natuurdoeltypen	

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING EN VRAAGSTELLING

Het Waternood-Instrumentarium wordt door waterschappen gebruikt om te bepalen in welke mate de waterhuishouding voldoet aan de eisen die gesteld worden door de verschillende functies in het landelijk gebied. Belangrijkste onderdeel van het instrumentarium is een in ArcView geprogrammeerde Gisapplicatie waarmee het mogelijk is de potentiële doelrealisatie van landbouw, natuur en stedelijk gebied te bepalen als functie van de waterhuishouding. Het is de verwachting dat dit jaar zal worden begonnen met de ontwikkeling van een nieuwe versie van het Waternood-Instrumentarium, die geschikt is voor gebruik in een ArcGis omgeving. Dit in verband met het feit dat de meeste ArcView gebruikers inmiddels zijn overgestapt op ArcGis. Dit vormt tevens een goed moment om te kijken welke inhoudelijke aanpassingen in het instrumentarium gewenst zijn om beter aan te sluiten bij de wensen van de gebruikers.

Waar het gaat om het onderdeel natuur-terrestrisch, waarin de potentiële realisatie van terrestrische natuurdoelen wordt berekend, zijn vanuit de gebruikers de volgende wensen geuit:

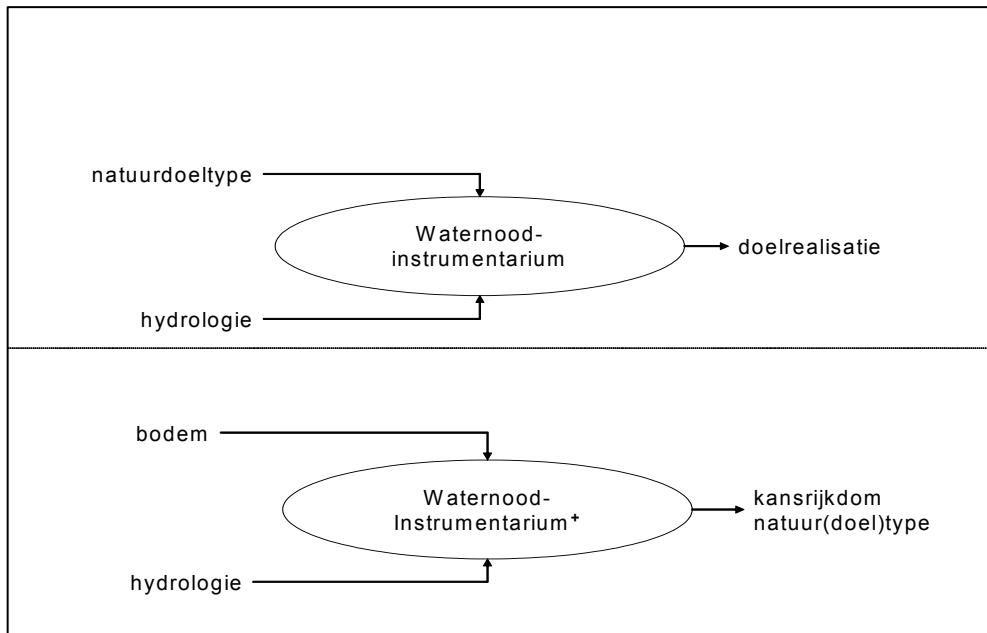
BEPALING KANSRIJKDOM DOELTYPEN

In het huidige instrument vormen de geplande natuurdoeltypen het uitgangspunt, en wordt aangegeven in hoeverre die doeltypen gerealiseerd kunnen worden gegeven de huidige of voorspelde grondwatersituatie. Gebruikers hebben echter vaak behoefte aan een omgekeerde benadering, waarbij de huidige of voorspelde grondwatersituatie het uitgangspunt vormt en wordt aangegeven in hoeverre bij die grondwatersituatie bepaalde vegetatie- of natuurdoeltypen kunnen worden ontwikkeld (Figuur 1.1).

De wens om ook de kansrijkdom van natuurtypen te kunnen bepalen is expliciet verwoord door de waterschappen in de noordelijke provincies. Zij hebben in 2004 een studie laten uitvoeren waarin is bekeken in hoeverre bestaande instrumenten geschikt zijn of kunnen worden gemaakt voor het maken van 'waterkansenkaarten' zoals die eerder al voor de landbouw waren vervaardigd (Witte, 2004). Daaruit kwam de voorloper van het huidige model PROBE, ANABOESI, naar voren als het meest geschikte voor het maken van de waterkansenkaarten. Omdat het Waternood-Instrumentarium en deze methode veel overlap vertonen qua doelstelling en omdat ze deels gebaseerd zijn op dezelfde kennis, is door de noordelijke waterschappen besloten om niet een eigen model te laten vervaardigen, maar is aan de STOWA gevraagd om een kansrijkdom-module te ontwikkelen en op te nemen in het Waternood-Instrumentarium, gebruik makend van kennis uit de modellen NICHE, ANABOESI, PROBE en NATLES (Norel, 2005).

FIGUUR 1.1

IN HET HUIDIGE INSTRUMENTARIUM WORDT DE POTENTIËLE REALISATIE VAN NATUURDOELTYPEN BEPAALD ALS FUNCTIE VAN DE HYDROLOGIE, WAARBIJ EEN NATUURDOELTYPENKAART ALS INVOER DIENST (BOVEN). GEBRUIKERS HEBBEN ECHTER OOK BEHOEFTE AAN DE MOGELIJKHEID OM OP BASIS VAN BODEM EN HYDROLOGIE TE BEPALEN WAT DE KANSRIJKDOM IS VOOR DE ONTWIKKELING VAN BEPAALDE NATUURTYPEN



WERKEN MET COMPLEXEN VAN DOELTYPEN

In het huidige instrument wordt uitgegaan van doeltypekaarten waarin per vlak slechts één doeltype voorkomt. In de praktijk wordt door provincies vaak gewerkt met complexen van doeltypen, waarbij per vlak een combinatie van doeltypen wordt aangegeven, bijvoorbeeld 40% doeltype 1 en 60% doeltype 2. Vanuit de gebruikers bestaat de wens om ook voor dergelijke complexen van doeltypen de doelrealisatie te kunnen berekenen. Dit is vooral een probleem in de provincie Gelderland, waar standaard wordt gewerkt met grote kaartvlakken waarbinnen wordt aangegeven welke oppervlakten aan natuurdoeltypen binnen het kaartvlak worden nagestreefd. Maar ook bij de andere provincies wordt regelmatig gewerkt met complexen van natuurdoeltypen. Vraag is daarom of het Waterlood-Instrumentarium zodanig kan worden aangepast dat kan worden gewerkt met complexen van natuurdoeltypen.

BEPALING DOELREALISATIE HABITATTYPEN

Met het huidige instrumentarium kunnen doelrealisaties worden berekend voor natuurdoelen die zijn gedefinieerd in termen van vegetatietypen of natuurdoeltypen. In habitatrictlijngebieden zijn de instandhoudingsdoelstellingen echter geformuleerd in termen van habitattypen. Vandaar dat de waterschappen graag ook de potentiële realisatie van habitattypen als functie van de hydrologie willen kunnen bepalen.

OMGAAN MET ONZEKERHEDEN

Het huidige Waterlood-Instrumentarium heeft een volledig deterministisch karakter, waarbij er van uit wordt gegaan dat er binnen een rekeneenheid de grondwaterstand exact bekend is en waarbij geen rekening wordt gehouden met onzekerheden in de voorspelling als gevolg van ontbrekende kennis of toevalsprocessen. Een veel voorkomend probleem bij praktijktoepassingen is dat de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld slechts bij benadering bekend is. Omdat grondwaterafhankelijke vegetaties vaak zeer kritisch zijn ten opzichte van de grondwaterstand (een verschil van een paar decimeters kan al het verschil uitmaken tussen

het wel of niet voorkomen van een type) leidt het niet rekening houden met de onzekerheid in voorspelde grondwaterstanden al snel tot te stellige uitspraken over de potentiële realisatie van 'natte' natuurdoelen. Op deze vraag zal worden teruggekomen in de discussie.

OVERIGE VRAGEN

Vanuit de STOWA zijn nog een aantal losse vragen gesteld gaan die gaan over het gebruik van het Instrumentarium bij het aangeven van effecten van waterberging op de natuur en over het gebruik van vegetatietypen als basiseenheden bij het afleiden van de hydrologische randvoorwaarden van terrestrische doeltypen. Op deze vragen zal worden teruggekomen in de discussie.

Doel van deze studie is om na te gaan welke aanpassingen nodig zijn om aan deze wensen te voldoen, en wat de consequenties zijn van deze aanpassingen voor de ontwikkeling en toepassing van versie 3 van het Waternood-Instrumentarium.

1.2 WERKWIJZE EN UITGANGSPUNTEN

Als eerste is nagegaan welk type aanpassingen in het modelinstrumentarium nodig zijn, om te voldoen aan bovenstaande gebruikerswensen, en in welke mate daarbij gebruik kan worden gemaakt van bestaande kennis en modellen. Uitgangspunt bij deze studie is dat zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van bestaande kennis, liefst van kennis die zich al in de praktijk bewezen heeft. De ontwikkeling van een nieuwe versie in een ander programmeeromgeving levert naar verwachting al voldoende kinderziekten op. Het is niet de bedoeling dat daar inhoudelijke problemen bijkomen die het gevolg zijn van de toepassing van nog onvoldoende geteste concepten. Dat zou voor het draagvlak bij gebruikers zeer ongunstig zijn.

Op basis van deze verkenning zijn een aantal opties gedefinieerd, waarbij per optie is aangegeven:

- in hoeverre gebruik kan worden gemaakt van bestaande kennis;
- of kennis toepasbaar is voor heel Nederland of slechts een deel van Nederland;
- in hoeverre gebruikte concepten en modellen zich in de praktijk al hebben bewezen op bruikbaarheid en betrouwbaarheid;
- in hoeverre opties leiden tot verzwaring van de gegevensbehoefte;
- hoe makkelijk de opties zijn in te bouwen in het nieuwe instrumentarium.

In overleg met de begeleidingscommissie is vervolgens een gemotiveerde keuze gemaakt welke opties verder uit te werken binnen deze studie. Uitgangspunt is daarbij dat de aanpassingen niet of slechts in geringe mate mogen leiden tot een toename in de gegevensbehoefte. In het huidige instrumentarium wordt uitgegaan van een aantal basisgegevens die waterschappen standaard in huis hebben of gezien hun taakstelling geacht worden in huis te hebben. Het gaat dan om informatie over de waterhuishouding (grondwaterstanden en kwel), bodemtype, landgebruik en doeltypekaarten. Om in de praktijk toepasbaar zijn moet ook in de nieuwe versie de gebruiker in staat zijn alle standaardfuncties uit te voeren uitgaande van de genoemde gegevensbestanden.

Voor de gekozen opties is nagegaan welke acties nodig zijn om de te gebruiken kennis aan te passen aan de eisen vanuit Waternood en in te bouwen in het modelinstrumentarium. Ook is aangegeven wat consequenties zijn van de aanpassingen voor toepassing door de gebruikers: in hoeverre zijn aanvullende gegevens nodig, en in hoeverre is extra achtergrondkennis bij de gebruikers vereist om de het model te kalibreren en toe te kunnen passen?

1.3 RESULTATEN EN LEESWIJZER

In de volgende hoofdstukken zal allereerst worden ingegaan op de hoofdvraag, welke aanpassingen in het Waterlood-Instrumentarium nodig zijn om de kansrijkdom van vegetatietypen en doeltypen te kunnen bepalen, en hoe daarbij gebruik kan worden gemaakt van onderdelen uit bestaande modellen. In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de daarvoor vereiste modellering van de standplaatscondities, in hoofdstuk 3 op de voorspelling van de vegetatierespons. In de daaropvolgende hoofdstukken wordt ingegaan op respectievelijk de vraag hoe om te gaan met complexen van doeltypen (hoofdstuk 4) en de bepaling van de doelrealisatie van habitattypen (hoofdstuk 5). Het rapport wordt afgesloten met een discussie, waarin een aantal nog te beantwoorden vragen en discussiepunten aan de orde komen, en met een hoofdstuk 'Conclusies en aanbevelingen', waarin op basis van de resultaten van deze voorstudie aanbevelingen worden gedaan voor de verdere ontwikkeling van het Waterlood-Instrumentarium.

2

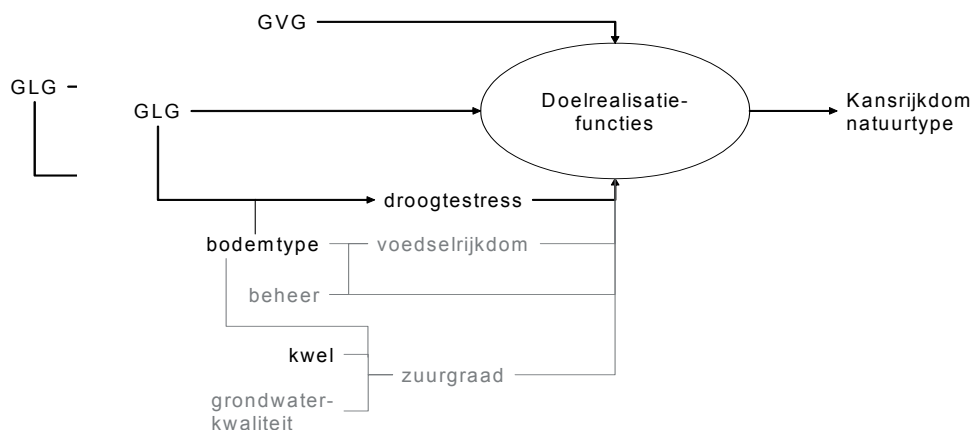
KANSRIJKDOM DOELTYPEN: STANDPLAATSMODELLERING

2.1 INLEIDING

Om de kansrijkdom voor natuurtypen (vegetatietypen, natuurdoeltypen, habitattypen) op basis van de hydrologie te bepalen kan in principe gebruik worden gemaakt van dezelfde functies die nu worden gebruikt om de doelrealisatie te berekenen. Of bepaalde natuurtypen ergens kunnen voorkomen is echter niet alleen afhankelijk van de waterhuishouding, maar ook van andere factoren zoals bodemtype en beheer. Ook al voldoet een standplaats op rivierklei qua grondwaterstanden aan de vereisten van een natte heide, vanwege de voedselrijkdom en kalkrijkdom van de bodem is het uitgesloten dat dit natuurtype zich hier gedurende de eerstkomende eeuwen zal ontwikkelen. Om de kansrijkdom te bepalen is dus een uitbreiding nodig waarin rekening wordt gehouden met factoren die nu niet in het model zijn opgenomen.

FIGUUR 2.1

BEPALING KANSRIJKDOM NATUURTYPEN. IN ZWART RELATIES WAARMEE NU AL IN HET WATERNOOD-INSTRUMENTARIUM REKENING WORDT GEHOUDEN, IN GRIJS RELATIES DIE AANVULLEND INGEBOUWD ZOU DEN MOETEN WORDEN OM DE KANSRIJKDOM TE KUNNEN BEPALEN



Figuur 2.1 geeft een overzicht welke factoren nu worden meegenomen in het instrumentarium (zwart) en welke factoren aanvullende zouden moeten worden meegenomen om iets te kunnen zeggen over de kansrijkdom van natuurtypen (grijs).

In de huidige situatie wordt het bodemtype alleen gebruikt om iets te kunnen zeggen over de vochtleverantie en droogtestress. In de nieuwe situatie zou ook rekening moeten worden gehouden met de invloed die het bodemtype heeft op voedselrijkdom en zuurgraad. In de huidige situatie wordt met kwel slechts provisorisch rekening gehouden, waarbij het aan de gebruiker wordt overgelaten om (op basis van de informatie in de applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur') te bepalen welke typen in zijn gebied kwelafhankelijk zijn en waarbij in de berekening van de doelrealisatie een directe koppeling wordt gelegd met het

wel of niet voorkomen van kwel. Voor de bepaling van de kansrijkdom is een verdere uitwerking nodig, waarbij (a) wordt uitgegaan van de operationele standplaatsfactor zuurgraad in plaats van de conditionele factor kwel, en (b) er rekening mee wordt gehouden dat de zuurgraad niet alleen afhankelijk is van kwel maar ook van het kalkgehalte van de bodem. Daarnaast zal ook rekening moeten worden gehouden met het beheer, dat bepalend is voor de voedselrijkdom (wel of niet bemesting) en de vegetatiestructuur (wel of niet vegetatiebeheer). Als het instrumentarium moet worden toegepast in kustgebieden zou ook zoutgehalte als factor moeten worden ingebouwd, terwijl in waterbergingsgebieden idealiter ook overstroming als factor zou moeten worden ingebouwd.

Voor de bepaling van de voedselrijkdom en de zuurgraad kan gebruik worden gemaakt van onderdelen uit bestaande kennismodellen, waarvan de belangrijkste zijn NATLES (Runhaar 1999, 2003), DEMNAT (Van Ek et al.) 1996, 2000), PROBE (Witte et al. 2006) en NICHE (Jansen et al. 1996, Koerselman et al. 1999). Qua opzet en structuur sluiten deze modellen goed aan bij het Waternood-Instrumentarium omdat er gewerkt wordt met tabellen, vuistregels en eenvoudige functies. Omzetting van het Waternoodinstrumentarium in een dynamisch procesmodel (waarbij processen en interacties tussen bodem, waterhuishouding en vegetatie worden gemodelleerd per tijdstap) of inbouw van dynamische procesmodellen worden als optie buiten beschouwing gelaten omdat dat niet past binnen het huidige modelconcept en zou leiden tot drastische veranderingen in het model die verder gaan dan alleen het onderdeel natuur-terrestrisch. Wel kunnen procesmodellen als SWAP en SMART worden gebruikt om functies af te leiden die gebruikt kunnen worden om droogtestress, zuurgraad en voedselrijkdom te bepalen.

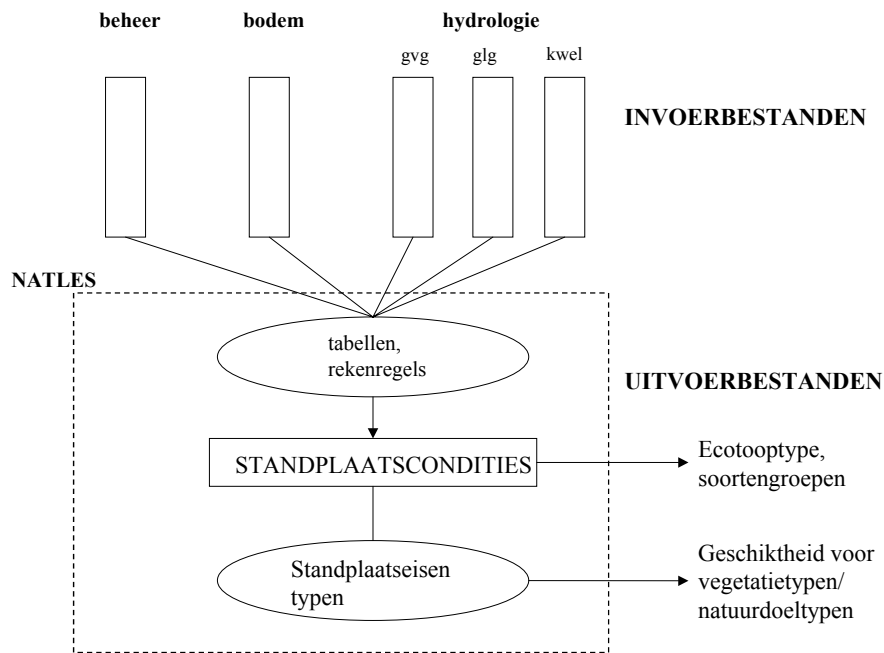
2.2 NATLES

NATLES staat voor 'Natuurgericht Land-Evaluatie-Systeem en is een Gisapplicatie die is bedoeld om na te gaan wat de mogelijkheden zijn voor de ontwikkeling van terrestrische vegetaties. Als invoer wordt gebruik gemaakt van gridbestanden met informatie over hydrologie (grondwaterstanden, kwelflux en grondwaterkwaliteit), beheer en bodemtype (Figuur 2.2). Als uitvoer worden nieuwe gridbestanden aangemaakt met informatie over standplaatscondities (vochttoestand, zuurgraad, voedselrijkdom), ecosysteemtype, en de geschiktheid voor de ontwikkeling van vegetatietypen of natuurdoeltypen (Figuur 2.3). Het model is bedoeld voor toepassing in landinrichtingsstudies en waterbeheerstudies op regionale schaal (1:10.000-1:50.000) om effecten van veranderingen in inrichting en beheer te bepalen. Ook is het toegepast in scenariostudies om de effecten van klimaatverandering en landgebruik door te rekenen.

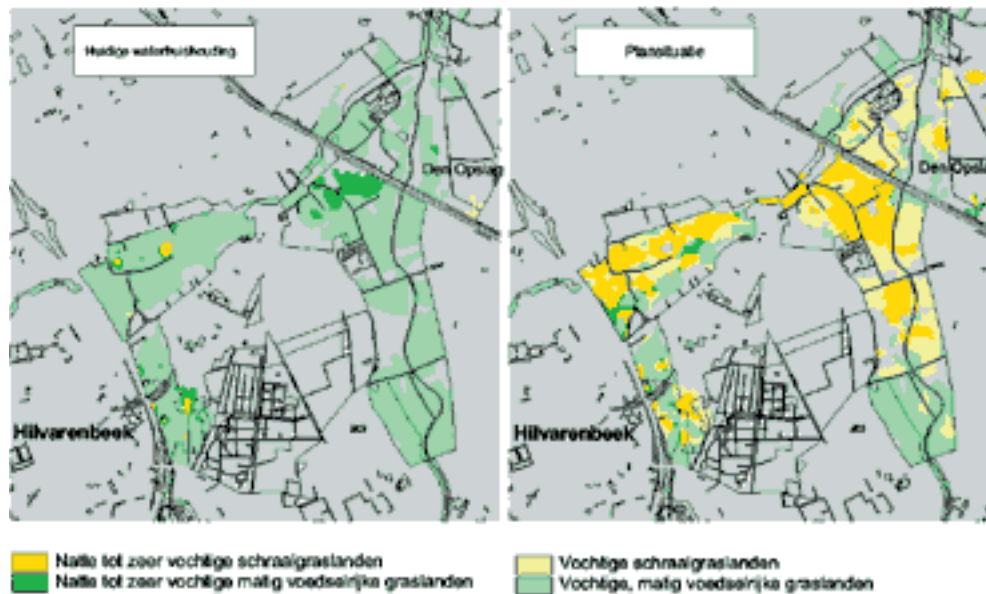
Voor de bepaling van de geschiktheid voor vegetatie- en natuurdoeltypen wordt gebruik gemaakt van tabellen waarin per type wordt aangegeven welke standplaatscondities al dan niet geschikt zijn.

De voorspelling heeft een statisch karakter, dat wil zeggen dat er voorspellingen worden gedaan voor veronderstelde evenwichtssituaties. Verder wordt uitgegaan van een deterministische benadering, waarbij per ruimtelijke eenheid slechts één standplaatstype wordt voorspeld. Wel kan een standplaatstype geschikt zijn voor meerdere vegetatie-eenheden.

FIGUUR 2.2 OPZET VAN HET PROGRAMMA NATLES



FIGUUR 2.3 VOORBEELD VAN EEN TOEPASSING VAN NATLES. POTENTIEEL VOORKOMEN VAN NATTE EN VOCHTIGE BEEKDALGRASLANDEN IN HET LANDINRICHTINGSGBIED DE HILVER BIJ DE HUIDIGE WATERHUISHOUDING (LINKS) EN IN EEN PLANSITUATIE MET VERMINDERDE ONTWATERING EN MAAVELDVERLAGING (RECHTS)



VOORSPELLING ZUURGRAAD

Voorspelling van de zuurgraad vindt plaats op basis van het bodemtype, landgebruik (agricarisch of natuurbeheer), grondwaterstand (GVG), kwelflux en waterkwaliteit. De zuurgraad wordt weergegeven in vier zuurgraadklassen (1 zuur, 3 matig zuur, 5 zwak zuur-neutraal en 7 basisch) en een drietal verzamelklassen (Figuur 2.4).

FIGUUR 2.4

CODERING ZUURGRAADKLASSEN IN NATLES

zuur	1		2
matig zuur	3	4	
zwak zuur tot neutraal	5		6
basisch	7		

TABEL 2.1

OPZOEKTABEL VOOR ZUURGRAAD IN KWELSITUATIES UIT NATLES. ZUURGRAAD ALS FUNCTIE VAN DE BRUTO KWELFLUX IN DE WORTELZONE (MM.D⁻¹) EN DE VOORJAARSGRONDWATERSTAND (CM - MV.) OP ARME ZANDGROND, IN SITUATIES MET MATIG HARD GRONDWATER (BIJNA 1 MMOL HCO₃⁻). INDELING IN ZUURGRAADKLASSEN: ZIE FIGUUR 2.4

Kwel-flux	GVG						
	0-10	10-20	20-30	30-50	50-70	70-90	>90
0,0	1	1	1	1	1	1	1
0,1	1	1	1	1	1	1	1
0,2	1	1	1	1	1	1	1
0,3	1	1	1	1	1	1	1
0,4	1	1	1	1	1	1	1
0,5	1	1	1	1	1	1	1
0,6	1	1	1	1	1	1	1
0,7	1	1	1	1	1	1	1
0,8	1	1	1	1	1	1	1
0,9	1	1	1	1	1	1	1
1,0	3	1	1	1	1	1	1
1,1	3	3	3	1	1	1	1
1,2	3	3	3	3	1	1	1
1,3	3	3	3	3	1	1	1
1,4	3	3	3	3	1	1	1
1,5	7	7	3	3	1	1	1
1,6	7	7	7	7	1	1	1
1,7	7	7	7	7	1	1	1
1,8	7	7	7	7	1	1	1
1,9	7	7	7	7	1	1	1
2,0	7	7	7	7	1	1	1

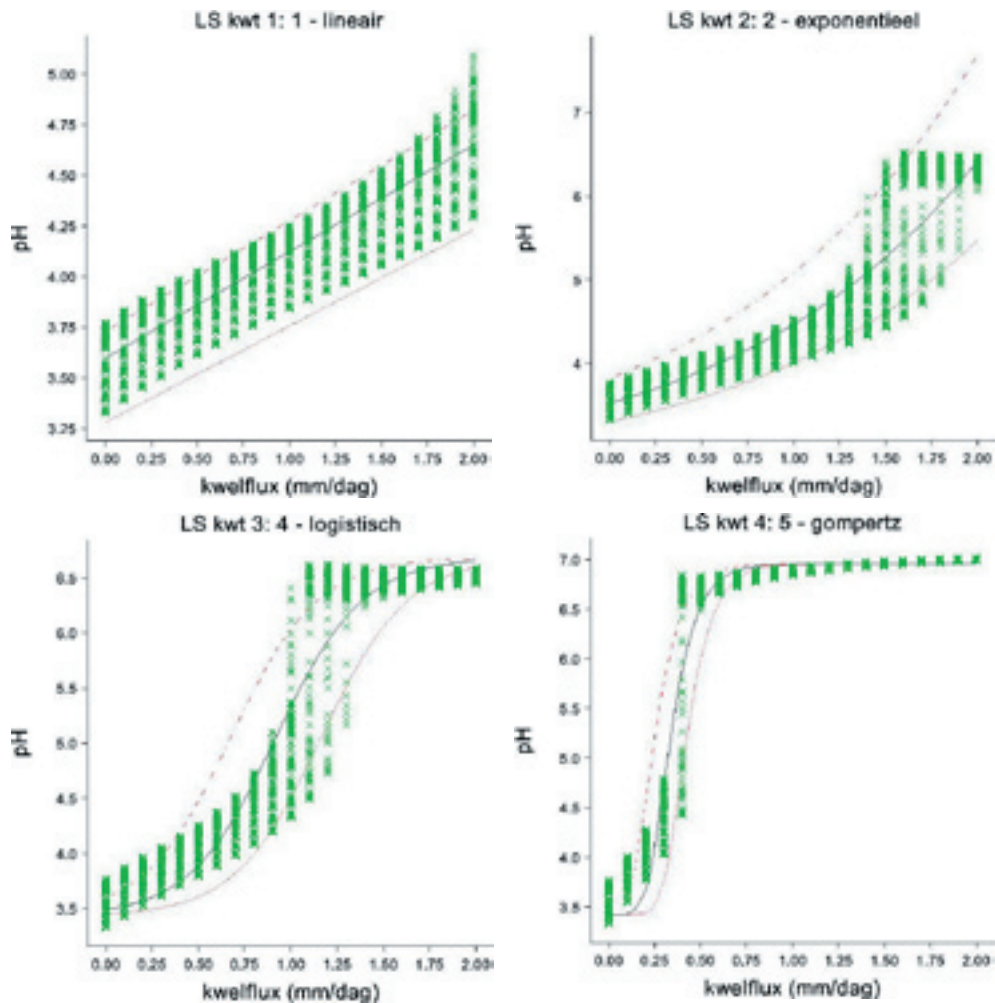
De voorspelling vindt plaats in twee stappen. Eerst wordt op grond van het bodemtype en het landgebruik voor het gehele gebied de zuurgraadklasse bepaald die verwacht wordt onder infiltratiecondities. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van een simpele opzoektabel met per bodemtype de zuurgraadklasse onder respectievelijk agrarisch beheer en natuurbeheer. In een tweede stap wordt de zuurgraad bepaald op basis van bodemtype, kwelflux (bruto kwelflux in mm naar wortelzone), voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en grondwatertype (hard, matig hard en zacht). Daarbij wordt gebruik gemaakt van opzoektabellen die per bodemtype en per watertype de zuurgraadklasse geven als functie van de GVG en de kwelflux, uitgaande van de gemiddelde atmosferische depositie in Nederland (Tabel 2.1). De tabellen zijn opgesteld op basis van modeluitkomsten van het model SMART2 (Kros et al. 1995). De uiteindelijke zuurgraad wordt bepaald als het maximum van beide berekeningen.

Ten behoeve van de toepassing in NATLES en verwante ecohydrologische kennismodellen als Waterlood zijn door van Delft et al. (2004) op basis van het model SMART2 reprofuncties afgeleid waarmee de pH kan worden bepaald op basis van het bodemtype, de kwelflux,

het watertype de N-depositie en de GVG. Afhankelijk van bodemtype en watertype kunnen daarbij verschillende vergelijkingen worden gebruikt, variërend van simpele lineaire vergelijkingen tot relatief ingewikkelde dubbel-exponentiële Gompertzcurven (FIGUUR 2.5).

FIGUUR 2.5

REPROFUNCTIES ZUURGRAAD VOOR LOESGRONDEN ONDER INVLOED VAN KWEL MET RESP. ZACHT, MATIG ZACHT, MATIG HARD EN HARD WATER (KWT 1 T-M 4). ZUURGRAAD ALS FUNCTIE VAN KWELFLUX UITGAANDE VAN GEMIDDELTE GVG EN N-DEPOSITIE (MIDDELSTE LIJN) EN MAXIMALE EN MINIMALE PH DIE BEREIKT WORDT BIJ MAXIMALE EN MINIMALE WAARDEN VOOR GVG EN N-DEPOSITIE (BUITENSTE LIJNEN). KRUISJES GEVEN UITKOMSTEN BIJ TUSSENGELEGEN WAARDEN VAN INVOERVARIABLEN. BRON: VAN DELFT ET AL. 2004



De lineaire functies zijn vooral gebruikt bij kwel met zacht water, waar de bufferende invloed van de kwel beperkt is en de pH bij benadering lineair stijgt met de hoeveelheid kwel. De dubbel-exponentiële curves zijn vooral toegepast bij kalkarme bodems onder invloed van hard kwelwater, waar het grondwater een sterke invloed heeft op de zuurgraad en verschillen in zuurgraad tussen standplaatsen met en zonder kwel groot zijn. De functies zijn echter nog niet ingebouwd in NATLES of in andere modellen, en er zijn dus geen ervaringen met de toepassing ervan.

VOEDSELRIJKDOM

Binnen NATLES worden slechts 3 voedselrijkdomklassen onderscheiden (1 voedselarm, 3 matig voedselrijk en 5 zeer voedselrijk), alsmede twee combinatieklassen (2 voedselarm tot matig voedselrijk en 4 matig voedselrijk tot zeer voedselrijk) (Figuur 2.6).

FIGUUR 2.6

INDELING IN VOEDSELRIJKDOMKLASSEN IN NATLES.

Voedselarm	1	2	4
Matig voedselrijk	3		
Zeer voedselrijk	5		

In NATLES wordt aangenomen dat alle intensief landbouwkundig gebruikte standplaatsen door bemesting zeer voedselrijk zijn. In de overige standplaatsen wordt de voedselrijkdom afhankelijk gesteld van de volgende combinatie van factoren:

- beheer (intensief / extensief bemest, beheer zonder afvoer, beheer met afvoer);
- bodemtype;
- GLG;
- zuurgraad.

Per beheersvorm, zuurgraadklasse, bodemtype en GLG-klasse is op basis van vuistregels geschat welke voedselrijkdomklasse verwacht kan worden op basis van de mineralisatie van organisch materiaal en de vegetatiebeheer. Bij extensief natuurbeheer, waarbij nutriënten worden afgevoerd via het maaisel, zullen matig voedselrijke en voedselrijke standplaatsen vooral voorkomen op mineraalrijke kleigronden en op plaatsen waar mineralisatie van organisch materiaal plaatsvindt: eutrofe veengronden en andere gronden rijk aan organisch materiaal met een lage C/N verhouding, waar de grondwaterstand en de zuurgraad geschikt zijn voor de afbraak van organisch materiaal. Op de overige standplaatsen overheersen voedselarme condities.

Bij afwezigheid van beheer (bossen, struwelen) is de afvoer van nutriënten gering, en is aangenomen dat voedselarme omstandigheden alleen voorkomen op plaatsen waar de zuurgraad zeer laag is (en nauwelijks mineralisatie van organisch materiaal optreedt) of op droge mineraalarme zandgronden (waar hoeveelheid P en K beperkt is en uitspoeling van nutriënten relatief groot is).

BEHEER

In NATLES worden een 11-tal beheerclassen onderscheiden. Het beheer kan worden opgegeven of worden afgeleid uit LGN in combinatie met een natuurgebiedenkaart. Omdat niet alle beheersvormen zijn af te leiden uit LGN worden in de praktijk minder dan 11 beheerclassen gebruikt. Het beheer wordt, samengevat in vier klassen, gebruikt als invoer voor de bepaling van de voedselrijkdom (zie vorige paragraaf). Daarnaast wordt het beheer gebruikt om de vegetatiestructuur te bepalen, waarbij het voornaamste onderscheid dat is tussen korte vegetaties (beheer met afvoer) en bossen (geen beheer of bosbeheer).

VALIDATIE

Door van Delft (2004) is een validatie van NATLES versie 2.1 uitgevoerd in het stroomgebied van de Beerze en Reusel. Daartoe zijn in 87 steekproefpunten in natuurgebieden de waargenomen standplaatscondities en het ecotooptype vergeleken met de voorspelde standplaatscondities en het voorspelde ecotooptype. Het ecotooptype is bepaald op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie, gebruik makend van de indeling in ecologische groepen door Runhaar et al. (1987). De standplaatscondities zijn deels afgeleid uit de vegetatie (op basis indeling in ecologische soortengroepen) en deels gebaseerd op veldschattingen (schatting GHG, GVG en GLG uit hydromorfe bodemkenmerken, zuurgraad bepaald in veld met pH-papiertjes). De voornaamste conclusie uit de validatie was dat afwijkingen ten op-

zichte van de voorspellingen grotendeels kunnen worden verklaard uit fouten in de invoer. Een belangrijke foutenbron is daarbij de voorspelde grondwaterstand. Ondanks het feit dat een tamelijk gedetailleerd hydrologisch model werd gebruikt waren de voorspelde grondwaterstanden systematisch lager dan de op basis van veldschattingen bepaalde grondwaterstanden en de uit de vegetatiesamenstelling afgeleide grondwaterstand. Daarnaast vormt ook het detailniveau van de bodemkaart een belangrijke foutenbron. Het in het veld aangetroffen bodemtype blijkt in meer dan de helft van de gevallen af te wijken van het bodemtype volgens de 1:50.000 bodemkaart. Bij de indeling in functionele bodemtypen voor zuurgraad, vocht en voedselrijkdom leidt dit in ca 40% van de gevallen tot een duidelijk afwijkende functionele bodemeenheid (afwijkend in eigenschappen die relevant zijn voor resp. zuurbuffering, vochtleverantie en voedselrijkdom). Bij gebruik van een 1:10.000 detailkartering neemt de betrouwbaarheid van de bodemkaart toe, en zijn er nog maar in een kwart van de gevallen verschillen in bodemtype die leiden tot een duidelijk afwijkende indeling in functionele bodemeenheden.

De zuurgraadklasse (figuur 2.4) wordt in 40 tot 50% van de gevallen correct voorspeld. In veel gevallen wordt de pH te laag ingeschat is, wat behalve door afwijkingen in het hydrologische model (onderschatting kwelflux) en fouten in de bodemkaart ook verklaard kan worden door de voorgeschiedenis. Als gevolg van voormalig agrarisch gebruik, vroegere kwel of overstroming is de zuurgraad vaak hoger dan uitgaande van een evenwichtsituatie verwacht zou worden. Bij een beperkt aantal bodemtypen worden te hoge pH's ingeschat, te weten bij moerige gronden, kalkloze zandgronden met een kleidek en rivierkleigronden. Bij de twee laatste gronden komt dat waarschijnlijk doordat het gaat om 'atypische' bodems, die in de onderzochte beekdalen qua minerale samenstelling afwijken van tot hetzelfde type behorende bodems uit het rivier- en zeeleigebied.

De voedselrijkdom wordt door het model over het algemeen (67% van de punten) goed voorspeld, ondanks het feit dat ook hier veel van de gebruikte basisgegevens (bodemtype, GLG, zuurgraad) afwijken van de in het veld waargenomen situatie. Dit goede resultaat kan deels verklaard worden uit het beperkte aantal klassen (3 klassen, zie figuur 2.6) en het feit dat beheer zo'n bepalende factor is (klasse zeer voedselrijk komt vrijwel alleen voor bij agrarisch natuurbeheer). Toch blijft deze uitkomst verrassend, omdat voedselrijkdom zo'n complexe en lastig te modelleren factor is. Als wordt afgezien van onjuiste voorspellingen als gevolg van onjuiste invoergegevens lijkt de voornaamste foutenbron in de modellering van de voedselrijkdom het niet meenemen van overstroming.

TOEPASSING IN WATERNOOD

De tabellen en reprofunctie uit NATLES zijn over het algemeen makkelijk over te zetten naar Waterlood omdat wordt uitgegaan van dezelfde standplaatsvariabelen en een zelfde modelopzet. Voor een deel wordt nu al gebruik gemaakt van dezelfde functies, namelijk bij de bepaling van de droogtestress. Desondanks zijn bij de voorspelling van de zuurgraad op een aantal punten aanpassingen nodig.

In de eerste plaats geldt dat voor de voorspelling van de zuurgraad in infiltratiegebieden. In principe zou hier gebruik kunnen worden gemaakt van de met SMART afgeleide reprofuncties, door de hoeveelheid kwel op nul in te stellen. Dat zou het onderscheidend vermogen echter verminderen, omdat binnen SMART slechts een beperkt aantal bodemtypen wordt onderscheiden. Dit is binnen NATLES ondervangen door een aparte tabel aan te maken die de zuurgraad van bodemtypen geeft onder infiltratieomstandigheden. De nu gebruikte tabel voor zuurgraad onder infiltratieomstandigheden is echter tamelijk summier en nu nog toegespitst op het Pleistoceen. Zo wordt er binnen kleigronden geen onderscheid gemaakt tussen kalkrijke en kalkarme klei. Dat betekent dat deze tabel uitgebreid zou moeten

worden. Bovendien wordt in de tabel geen rekening gehouden met verschillen in atmosferische depositie, wat in zeer zwak gebufferde bodems kan leiden tot een over- of onderschatting van de zuurgraad.

Een tweede probleem is dat voor de voorspelling van de zuurgraad informatie nodig is over kwelfluxen naar maaiveld en over grondwatertype. Vaak zal deze informatie niet aanwezig zijn. Dit kan ondervangen worden door de gebruiker de optie te bieden om voor alle kwelgebieden een zelfde (door de gebruiker op te geven) kwelflux en grondwatertype op te geven. Een dergelijke tweedeling is echter alleen zinnig als tenminste een voorhoede van de waterbeheerders wél in staat is om kwelfluxen naar maaiveld te bepalen. Als geen enkele waterschap in de nabije toekomst in staat is deze informatie te genereren kan misschien beter worden volstaan met een eenvoudiger benadering waarin wordt gewerkt met een invoer in kwelklassen (bv. kwel, intermediair en infiltratie).

2.3 KANSRIJKDOMTABELLEN ECOSERIES

In DEMNAT (van Ek et al. 1996 en 2000) wordt voor de voorspelling van de voedselrijkdom, zuurgraad en saliniteit gebruik gemaakt van de kansrijkdomtabellen die door Klijn et al. (1997) zijn ontwikkeld. Voor iedere combinatie van bodemtype, grondwatertrap en kwelklasse (=ecoserietype), zijn tabellen opgesteld waarmee de kans op voorkomen van zogenaamde standplaatstypen kan worden afgeleid. Tabel 2.2 toont de standplaatstypen die worden onderscheiden. Zoals deze tabel laat zien worden typen geassocieerd op basis van de standplaatsfactoren Saliniteit, Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. Binnen iedere factor is een aantal klassen onderscheiden en de combinatie van die klassen resulteert in een standplaatstype. Dat standplaatstype wordt aangeduid met een code die de klassen weergeeft; standplaatstype 42 bijvoorbeeld, betreft een vochtige (4), voedselarme en zwakzure (2) bodem. De standplaatstypen zijn ontleend aan het landelijke ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987).

TABEL 2.2 CLASSIFICATIE VAN STANDPLAATSTYPEN VOLGENS HET ECOTOPENSYSTEEM. STANDPLAATSTYPEN (MET CURSIEVE CODE AANGEGEVEN) ZIJN GEDEFINIÉRD DOOR COMBINATIE VAN KENMERKLASSEN (VETTE CODE). VOORBEELD: B40 IS EEN BRAKKE, VOCHTIGE STANDPLAATS

		zoet			brak		zilt	
		voedselarm			matig voedselrijk	zeer voedselrijk		
		zuur	zwak zuur	basisch				
		1	2	3	7	8	b	z
Water	1	11	12	13	17	18	b10	z10
Nat	2	21	22	23	27	28	b20	z20
Vochtig	4	41	42	43	47	48	b40	
Droog	6	61	62	63	67	68	b60	

De belangrijkste tabellen zijn de standplaatsdiagrammen, waarvan Tabel 2.3 vier voorbeelden geeft. In iedere cel is met een Braun-Blanquet-achtige code de potentiële kans op voorkomen van het standplaatstype onder 'natuurlijke' omstandigheden weergegeven (d.w.z.: geen bemesting, bebouwing, bekalking, etc.). Belangrijk om op te merken is dat bij het toekennen van kansen rekening is gehouden met de interne heterogeniteit van de kaartvlakken op de 1:50.000 bodemkaart. De standplaatsdiagrammen weerspiegelen die heterogeniteit en zijn dus expliciet voor de 1:50.000 schaal bedoeld. Ieder diagram is bestemd voor een ecoserietype, een unieke combinatie van:

- De ecologische bodemeenheid. Van de 1:50.000-bodemkaart zijn alle 3734 legenda-eenheden in twee stappen door respectievelijk De Waal (1992) en Klijn et al. (1996, 1997) geaggregeerd tot 52 ecologisch relevante eenheden, de ecobodems.
- De grondwatertrapklasse. Eveneens zijn alle grondwatertrappen en subgrondwatertrappen van de bodemkaart samengevoegd, en wel tot 6 klassen, aangeduid als GT's (Klijn et al., 1996, 1997) (Tabel 2.4).
- De kwelklasse. Tenslotte zijn door Klijn et al (1996, 1997) 4 klassen voor ecologisch relevante kwel onderscheiden: '0 = geen kwel van ecologische betekenis', '2 = lithocliene kwel', '3 = brakke kwel' en '4 = zoute kwel'. In eerste instantie is met resolutie van 11 km uit diverse informatiebronnen het landelijk voorkomen van deze kwelklassen afgeleid (Klijn, 1989). Deze klassen zijn later neergeschaald door ze via een beslissingsprocedure te verdelen over Ecobodem-GT-combinaties binnen een kilometerhok (Klijn et al., 1996; Van Ek, 2002).

TABEL 2.3 VOORBEELD VAN 4 STANDPLAATSDIAGRAMMEN, ALLE VAN KWELKLASSE 0 (GEEN KWEL VAN ECOLOGISCHE BETEKENIS) EN REGIO 1 (DEFAULT, REGIO IS NIET DIFFERENTIËREND) (NAAR KLIJN ET AL., 1996). IEDERE 'CEL' IN HET DIAGRAM CORRESPONDEERT MET EEN STANDPLAATSTYPE VOLGENS HET SCHEMA VAN TABEL 2.2. DE CODES IN DE CELLEN GEVEN KANSENKLASSEN WEER:

		- = ZEER ONWAARSCHIJNLIJK		+ = MOGELIJK		1 = 1-5%		2 = 5-25%		3 = 25-50%		4 = 50-75%		5 = >75%	
Ecobodem 'Primair oligotroof veen, niet gemeneraliseerd' (V01) met een zeer ondiepe (GT1, links) en een ondiepe (GT2, rechts) grondwaterstand.															
3	+	-	+	+	-	-	1	+	-	+	+	-	-		
4	+	-	+	+	-	-	4	+	-	+	+	-	-		
-	-	-	-	-	-	-	2	+	-	+	+	-	-		
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Ecobodem 'Kalkrijk zand zonder toplaag' (Z17) met een diepe (GT4, links) en een zeer diepe (GT5, rechts) grondwaterstand															
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-
-	2	1	1	-	+	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-
-	3	3	1	-	+	-	-	3	3	1	-	+	-	-	-

TABEL 2.4 AGGREGATIE VAN GRONDWATERTRAPPEN (GT'S) NAAR ECOLOGISCH RELEVANTE KLASSEN (GT'S) (KLIJN ET AL., 1996, 1997)

Gt	Omschrijving	GT
0	open water	GT0
I	zeer ondiep	GT1
II	ondiep	GT2
II*, III, III*, V, V*	matig diep	GT3
IV, VI	diep	GT4
VII, VII*	zeer diep	GT5

Al met al zijn er dus 5254 = 1040 ecoserietypen en bijbehorende standplaatsdiagrammen mogelijk, maar omdat onzinnige combinaties zijn uitgesloten (bijvoorbeeld een Veldpodzol met zoute kwel) zijn er in werkelijkheid 'slechts' 669 onderscheiden. Zijn voor een bepaalde locatie het bodemtype, de Gt en de kwelsituatie bekend, dan worden die via vertaaltabels die voor DEMNAT zijn ontwikkeld omgezet naar respectievelijk Ecobodem, GT en Kwelklasse. Deze drie klassen bepalen samen met welk ecoserietype we te maken hebben en welk standplaatsdiagram van toepassing is. Tabel 2.3 laat bijvoorbeeld zien dat er vooral potenties zijn voor standplaatstype 21 bij de combinatie ecobodem V01, GT1 en kwelklasse 0: de kansklasse is bij deze combinatie 4, overeenkomend met 50-75% kans.

FIGUUR 2.7

POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN (%) IN DE PROVINCIE GELDERLAND VAN STANDPLAATSTYPE 22: NAT, VOEDSELARM EN ZWAK ZUUR



Voor rekendoeleinden worden kansklassen in de standplaatsdiagrammen omgezet naar kansen. Daartoe wordt voor iedere klasse eerst het gemiddelde genomen, waarna de 28 gemiddelden uit het diagram zodanig worden geschaald dat hun som op 100% uitkomt. Met deze cijfers kunnen nu bijvoorbeeld 28 kaarten worden gemaakt die de potentiële kans op voorkomen van evenzoveel standplaatstypen weergeven (Figuur 2.7).

Door RIZA is een ruimtelijk bestand gemaakt met de ligging van ecoserietypen afgeleid uit de 1:50.000 bodemkaart in combinatie met informatie uit het LKN-bestand 'grondwaterrelaties' (Ecoseries 2.1). Binnen het project 'Hotspots floristische biodiversiteit' is door Runhaar et al. (2005) een nieuwe versie van dit bestand gemaakt (Ecoseries 3), waarin poelen en vennen als apart ecoserietype zijn onderscheiden, en een aantal correcties zijn doorgevoerd (onder meer verbetering van fouten bij indeling veengronden naar ecoserietype, consequentere indeling zandgronden naar kalkrijkdom in Waddengebied).

In de ecoserietabellen wordt geen onderscheid gemaakt naar beheer of vegetatiestructuur. Bij toepassing van de kansrijkdomtabellen wordt het aan de gebruiker overgelaten hiermee rekening te houden. In het hierboven genoemde Hotspots-project is bijvoorbeeld gebruik gemaakt van het top-10 bestand om onderscheid te maken tussen bossen en struwelen enerzijds en korte vegetaties anderzijds. Bij toetsing aan opnamen bleek daarbij LGN minder betrouwbaar vanwege de relatief talrijke misclassificaties in natuurgebieden.

VALIDATIE

De kansrijkdomtabellen zijn door meerdere onderzoekers gedurende vele jaren en via verschillende projecten op basis van deskundigenoordeel samengesteld en getoetst aan floristische verspreidingsgegevens uit het bestand FLORBASE en aan vegetatieopnamen. De eerste versie is opgesteld door Klijn et al. (1992) voor toepassing in DEMNAT versie 2.0, later gevolgd door een volledig herzien versie ten behoeve van de modellering in DEMNAT 2.1 (Klijn et

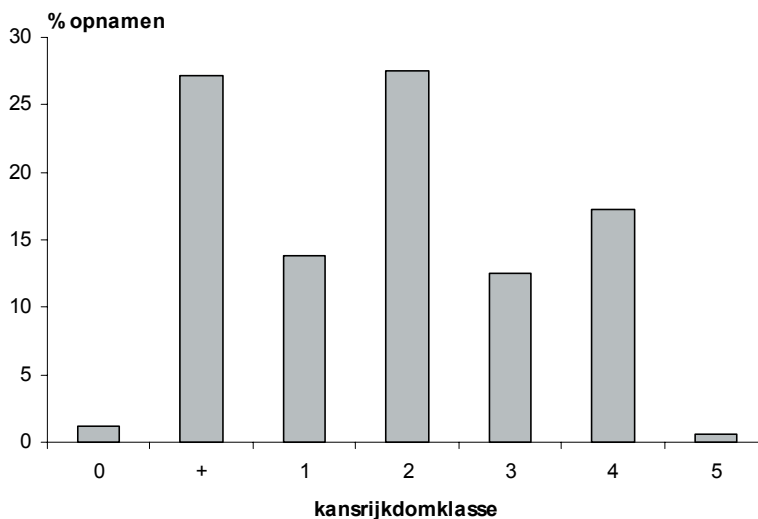
al. 1997). De meest recente aanvulling op de kansrijkdomtabellen is die door Runhaar et al. (2005), die de tabellen voor een aantal standplaatstypen hebben getoetst aan het uit vegetatieopnamen afgeleide standplaatstype. Op basis van deze toetsing zijn een aantal veranderingen doorgevoerd. Ook is de indeling aangepast aan de nieuwste indeling uit het landelijke ecotopensysteem (Runhaar et al. 2004).

De ecoserietabellen zijn op landelijke schaal getoetst door de kaartbeelden te vergelijken met de verspreiding van plantensoorten die kenmerkend zijn voor de betreffende standplaatscondities (Witte, 1998). Daarbij is gebruik gemaakt van het bestand FLORBASE, dat gegevens bevat over het voorkomen van plantensoorten per vierkante kilometer. Voor de toepassing op perceelsniveau zoals in Waternood is deze toetsing minder relevant.

Door Runhaar et al. (2006) zijn de ecoserietabellen lokaal getoetst door van ca 1500 goed gelokaliseerde vegetatieopnamen behorend tot de ecotooptypen K21 (korte vegetaties op natte, voedselarme zure bodem), K22 (korte vegetaties op natte, voedselarme zwak zure bodem) en K43/H43 (korte vegetaties/bossen op vochtige, voedselarme, basische bodem) na te gaan wat de kansrijkdom van het corresponderende standplaatstype is op basis van de ecoserietabellen. Daarbij is de verwachting dat ecotooptype K21 vooral voorkomt op plekken met een hoge kans op standplaatstype 21, en K22 op plekken met een hoge kans op standplaatstype 22. In Figuur 2.8 zijn de resultaten van de toetsing samengevat. Te zien is dat 27% van de opnamen voorkomt op standplaatsen die op basis van de ecoserietabellen 'mogelijk geschikt' (klasse '+') zijn voor het betreffende ecotooptype, 14% op plekken die matig geschikt zijn (klasse 1 = 1-5% kans), etc. Er zijn bijna geen opnamen (1%) die voorkomen op plekken die als ongeschikt (klasse 0) zijn opgegeven. In totaal komt 72% van de opnamen voor op plekken die vallen binnen de kansrijkdomklassen 1 t/m 5 voor het corresponderende standplaatstype. Omdat het gaat om relatief zeldzame standplaatstypen met een lage 'trekkans' is dat geen slecht resultaat: bij een volstrekt willekeurige verdeling is de kans dat een opname ligt op een plek met een hoge kansrijkdom nihil. Voor de ecotooptypen K23 (korte vegetaties op natte, voedselarme basische bodem) en A12 (watervegetaties in voedselarme zwak zure wateren) zijn de resultaten minder gunstig, maar dat komt grotendeels door (voor K23 inmiddels verholpen) fouten in het gebruikte bestand met de ligging van de ecoseries.

FIGUUR 2.8

PERCENTAGE VAN TOTAAL AANTAL OPNAMEN BEHOOREND TOT ECOTOOPTYPEN K21, K22, K43 EN H43 DAT IS INGEDEELD BIJ EEN BEPAALDE KANSRIJKDOMKLASSE VOOR HET CORRESPONDERENDE STANDPLAATSTYPE. VERDERE TOELICHTING ZIE TEKST. BRON: RUNHAAR ET AL. 2005



TOEPASSING IN HET WATERNOOD-INSTRUMENTARIUM

In de ecoserietabellen worden de standplaatscondities vochttoestand, zuurgraad, voedselrijkdom en saliniteit afgeleid uit het bodemtype, de grondwatertrap en de aanwezigheid van zoete of zoute kwel. Voor de factor vochttoestand zijn de standplaatsdiagrammen overbodig omdat grondwaterstand en bodemtextuur samen voldoende informatie geven om uitspraken te doen over de vochttoestand van de bodem. Deze kennis is nu al ingebouwd in Waternood. Toepassing van de tabellen zou zich dus kunnen beperken tot de factoren voedselrijkdom en zuurgraad. Om dat mogelijk te maken moeten de standplaatsdiagrammen worden geïnterpreteerd in termen van voedselrijkdom en zuurgraad, door kansrijkdom per standplaatstype te sommeren naar kansrijkdom per voedselrijkdom- en zuurgraadklasse. In Tabel 2.5 is dat bij wijze van voorbeeld voor de factor zuurgraad uitgewerkt voor een viertal ecoserie-bodem-eenheden. Links in de tabel staan de gesommeerde kanspercentages van zure, zwak zure en basische standplaatsen, rechts staan de daaruit afgeleide kansen per zuurgraadklasse. De percentages zijn zodanig geschaald dat de hoogst scorende klasse 100% scoort, mits het verschil met de andere zuurgraadklassen voldoende groot is.

TABEL 2.5 VOORBEELD MOGELIJKE AFLEIDING ZUURGRAAD UIT ECOSERIE-KANSRIJKDOMTABELLEN. VOOR 4 BODEMTYPEN, 3 GRONDWATERTRAPKLASSEN (NAT, VOCHTIG EN DROOG) EN TWEE KWELKLASSEN (INFILTRATIE EN LITHOCLIENE KWEL) IS AANGEGEVEN WAT DE GESOMMEERDE KANSEN ZIJN VAN VOEDSELARME EN MATIG VOEDSELRIJKE ZURE EN BASISCHE STANDPLAATSTYPEN. RECHTS DE DAARUIT AFGELEIDE KANSEN PER ZUURGRAADKLASSE, ZODANIG GESCHAALD DAT IN DE MEESTE GEVALLEN 1 KLASSE 100% SCOORT

Ecoserietype ECO_BODEM	GWT	KWEL	gesommeerde kanspercentages					afgeleide kans (%) per zuurgraadklasse		
			voedselarm			matig vr		zuur	zw zuur	bas
			zuur	zw zuur	bas	zw.zr-zuur	bas			
102 primair oligotroof veen	1	0	67	19	0	4	1	100	33	2
	1	2	17	67	0	16	1	30	100	1
	3	0	81	5	0	18	1	100	9	1
	3	2	19	42	0	18	1	46	100	2
	5	0	66	5	0	39	1	100	10	1
	5	2	66	5	0	39	1	100	10	1
203 kalkloze en kalkarme zware klei	1	0	0	0	0	1	16	0	9	100
	1	2	0	0	0	1	16	0	9	100
	3	0	0	0	0	15	4	0	100	32
	3	2	0	0	0	38	16	0	100	44
	5	0	0	0	0	38	2	0	100	8
	5	2	0	0	0	63	2	0	100	5
206 kalkhoudende en kalkrijke zware klei	1	0	0	0	0	1	16	0	9	100
	1	2	0	0	0	1	16	0	9	100
	3	0	0	0	0	1	18	0	8	100
	3	2	0	0	0	1	53	0	3	100
	5	0	0	0	0	1	39	0	4	100
	5	2	0	0	0	1	64	0	2	100
304 kalkloze zandgronden met eerdlaag of matig dik humeus pakket	1	0	40	7	0	4	1	100	22	3
	1	2	4	42	3	16	15	10	100	34
	3	0	55	43	0	16	1	83	65	1
	3	2	19	43	3	41	3	43	98	8
	5	0	42	42	0	3	0	75	75	0
	5	2	42	42	2	3	0	73	73	3

Bij deze aanpassingen kunnen de volgende kanttekeningen worden gemaakt:

- De zuurgraad is niet altijd goed uit de ecoserietabellen af te leiden, omdat binnen brakke, zoute en voedselrijke milieus geen of slechts een onvolledige indeling naar zuurgraad heeft plaatsgevonden (zie kleigronden in tabel 2.5, die merendeels zijn ingedeeld naar voedselrijk; binnen zeer voedselrijk en binnen brak en zout is helemaal geen onderscheid gemaakt naar zuurgraad, binnen matig voedselrijk is een tweedeling gemaakt tussen basisch en zuur tot zwak zuur).
- De bewerking en presentatie van gegevens wordt bij toepassing van de kansrijkdom-tabellen iets lastiger omdat er in plaats van gridbestanden met unieke waarden per standplaatsfactor (GVG, dagen droogtestress, voedselrijkdomklasse) gewerkt moet worden met sets van gridbestanden met de kansrijkdom per standplaatsklasse in waarden tussen 0 en 1.
- Omdat de tabellen zijn opgesteld voor een discreet aantal grondwatertrappen zou een interpolatie moeten plaatsvinden voor grondwaterstanden die tussen de gemiddelde waarden per grondwatertrapklassen in liggen. Hetzelfde geldt voor de kwel wanneer deze wordt ingevoerd in mm/dag in plaats van in discrete eenheden (wel/geen kwel).

2.4 NICHE

NICHE is ontwikkeld door Kiwa als model om effecten van veranderingen in waterhuishouding en beheer in natuurgebieden te voorspellen (Meuleman et al. 1996). Er zijn verschillende versies in gebruik, waarvan de versie die standaard wordt gebruikt om effecten van waterhuishouding in Pleistocene en Holocene gebieden te voorspellen voor deze studie het meest relevant is. Deze modelversie is toegepast in studies in onder meer Overijssel (Bell et al., 1996; De Haan et al., in prep) en Utrecht (Projectteam EVUH, 2000). Er zijn naast deze standaardversies ook een aantal aangepaste versies, namelijk voor toepassing in de duinen (Koerselman et al. 1999) en een versie die is ontwikkeld voor toepassing in Vlaanderen (Callebaut & De Bie, 2004), die specifiek zijn afgestemd op de in die gebieden spelende processen en de voor die gebieden beschikbare basisgegevens.

In het model wordt gebruik gemaakt van eenvoudige beslisregels om de voedselrijkdomklasse en de zuurklasse bepalen. Deze worden vervolgens gebruikt om de mogelijke vegetatietypen te voorspellen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van een overzichtstabel waarin per vegetatietype staat aangegeven bij welke bodemtypen, bij welk type beheer, bij welke zuurgraad- en voedselrijkdomklassen, en binnen welke ranges aan GHG en GLG het type kan voorkomen, zie Tabel 2.6 voor een voorbeeld. Er wordt daarbij alleen onderscheid gemaakt tussen geschikt en ongeschikt.

TABEL 2.6

STANDPLAATSEISEN SPHAGNO-CARICETUM LASIOCARPAE VOLGENS DE DATABASE IN NICHE

bodemtype	veen	
GHG		-0.08 tot 0.04 m - mv
GLG		0.15 tot 0.35 m - mv
voedselrijkdom	mesotroof	
zuurgraad	neutraal tot zwak zuur	

VOORSPELLING ZUURGRAAD

In de standaardversie van NICHE worden 3 zuurklassen onderscheiden, te weten zuur, zwak zuur en neutraal-basisch die om historische redenen worden aangeduid met de namen atmotroof, circumneutraal en lithotroof (Tabel 2.7).

TABEL 2.7

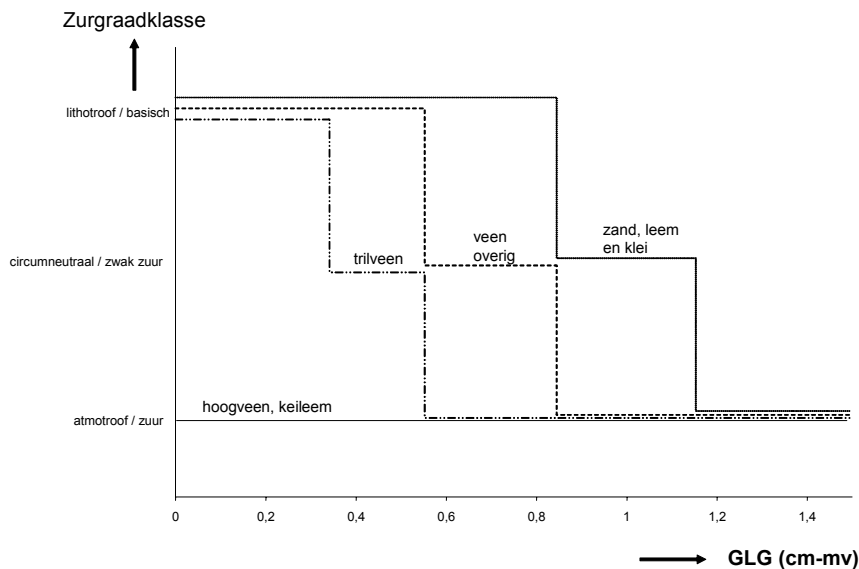
INDELING NAAR ZURGRAAD BINNEN NICHE

basenverzadigings-klasse bodem	code	pH-KCl bodem	zuurgraadklasse bodem
atmotroof	AT	3,5 - 5	zuur
circumneutraal	CN	5 - 6,5	zwak zuur
lithotroof	LT	6,5 - 8	neutraal/basisch

Basis voor de voorspelling van de zuurgraad vormt een grafiek waarin voor een aantal grondsoorten de relatie wordt aangegeven tussen GLG en zuurgraad (Figuur 2.9). Deze grafiek is gebaseerd op onderzoeksgegevens van Kemmers (1990a). Daarbij wordt gebruik gemaakt van het feit dat de GLG is gerelateerd aan het al dan niet optreden van kwel en dat de GLG mede bepalend is voor de mate waarin grondwater al dan niet via capillaire opstijging de wortelzone kan bereiken.

FIGUUR 2.9

RELATIE TUSSEN GLG EN ZURGRAADKLASSE ZOALS GEBRUIKT IN VOORSPELLING VAN DE ZURGRAAD BINNEN NICHE, OP BASIS GEGEVENS KEMERS (1990A)



De basisgrafiek wordt gebruikt in situaties waarin geen kalk in de toplaag aanwezig, geen sprake is van invloed van kalkrijk oppervlaktewater, geen sprake is van kwel of infiltratie (netto kwelflux groter dan -0,1 mm/dag en kleiner dan 0,1 mm/dag), en geen bemesting plaatsvindt. De zuurgraad kan met een klasse worden verhoogd bij aanwezigheid van kalk in de bodem, de aanvoer van kalkrijke kwel naar maaiveld, de aanvoer van kalkrijk oppervlaktewater of bemesting. De zuurgraad wordt met een klasse verlaagd in geval van infiltratie en in situaties met zeer mineralenarm grondwater (< 20 mg Ca/l).

TABEL 2.8

INDELING NAAR VOEDSELRIJKDOM BINNEN NICHE

trofieniveau	code	biomassa-indicatie (g/m ²)	beschikbaarheid N-indicatie (kg/ha/j)	
			niet-gemaaid	gemaaid
oligotroof	O	< 250	< 60	< 75
mesotroof	M	250-700	60-156	75-245
meso-eutroof	ME	700-1100	156-293	245-418
eutroof	E	1100-1500	293-400	418-569
hypereutroof	HE	> 1500	> 400	> 569

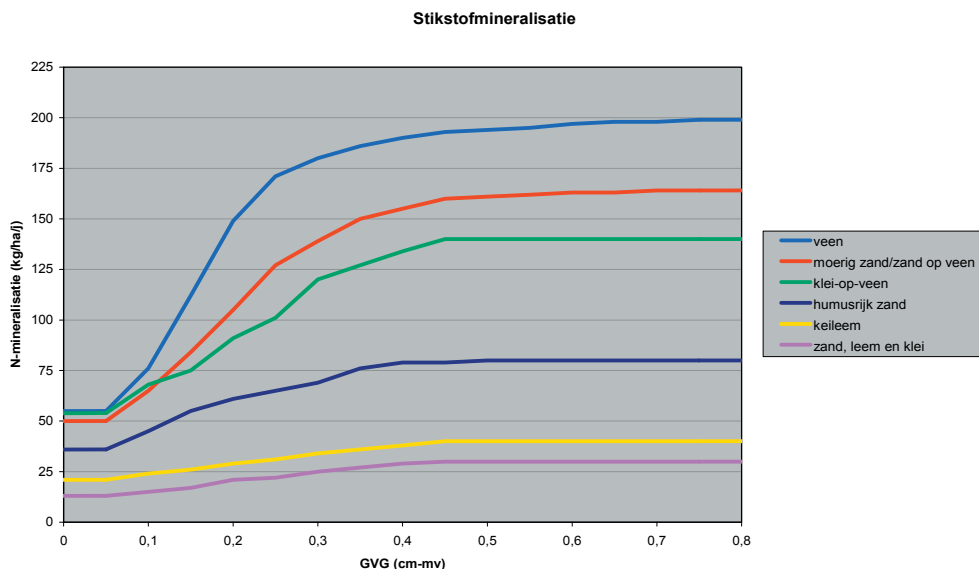
VOORSPELLING VOEDSELRIJKDOM

In de standaardversie van NICHE worden 5 voedselrijkdomklassen onderscheiden, lopend van oligotroof tot hyper-eutroof (Tabel 2.8). Als maat voor de voedselrijkdom wordt gebruik gemaakt van de biomassaproductie, die wordt afgeleid uit de hoeveelheid stikstof die jaarlijks beschikbaar is. De beschikbaarheid van stikstof (N_{tot}) wordt afgeleid uit:

- de mineralisatie (N_{min}),
- de bemesting (N_{bem}),
- de atmosferische depositie (N_{atm}).

Voor de bepaling van de bijdrage door mineralisatie wordt uitgegaan van een uit de gegevens van Kemmers (1990b) afgeleid verband tussen N-mineralisatie en GVG (Figuur 2.10). Bemesting moet door de gebruiker worden opgegeven en wordt bij gebrek aan gegevens afgeleid uit CBS-gegevens. Atmosferische depositie wordt afgeleid uit de resultaten van landelijke of regionale depositiemodellen. De berekende stikstofbeschikbaarheid wordt op basis van Tabel 2.8 vertaald naar een voedselrijkdomklasse. De voedselrijkdomklasse wordt eventueel nog opgehoogd in geval van overstroming met eutroof oppervlaktewater. Bij jonge kleigronden wordt er van uitgegaan dat ze minimaal eutroof zijn als gevolg van een hogere N-mineralisatie dan wel aanwezigheid van aan klei gebonden anorganisch stikstof.

FIGUUR 2.10 RELATIE TUSSEN STIKSTOFMINERALISATIE EN GVG ZOALS GEBRUIKT IN NICHE



BEHEER

Bij de voorspelling van de vegetatie wordt onderscheid gemaakt tussen geen (maai)beheer, extensief maaibeheer en intensief maaibeheer. Het beheer wordt afgeleid uit informatie van betreffende terreinbeherende instanties.

TOEPASSING IN WATERNOOD-INSTRUMENTARIUM

Doordat het gaat om relatief simpele vuistregels die weinig eisen stellen aan het detailniveau van de kennis over de uitgangssituatie, zijn de regels relatief makkelijk in te bouwen in het Waterlood-Instrumentarium. Aandachtspunt vormt wel de onderbouwing van de functies. Zowel voor zuurgraad als voor voedselrijkdom bestaat de basis uit relaties die door Kemmers voor een beperkt aantal punten in hoog-Nederland zijn afgeleid, en algemeen toepasbaar

worden geacht voor heel Nederland. Ook is het aantal onderscheiden bodemtypen nogal beperkt: er worden 12 bodemtypen onderscheiden, die bij de bepaling van de zuurgraad en voedselrijkdom worden samengenomen tot respectievelijk 4 en 6 typen.

2.5 VERGELIJKING OPTIES

De *Ecoserie-kansrijkdomtabellen* hebben zich in praktijktoepassingen bewezen als tamelijk robuust en goed bruikbaar bij een globale schatting van kansen op basis van bodem- en landgebruikskaarten schaal 1:50.000 tot 1:10.000 (zie voor toepassing op basis bodemkaart schaal 1:10.000 Van Ek et al. 1998). Grote voordeel is dat gewerkt wordt met een ‘fuzzy’ benadering, waarbij rekening wordt gehouden met de vaak aanzienlijke heterogeniteit in bodemtype en grondwaterstand binnen de polygonen op de bodemkaart. Vraag is echter hoe dat is in te passen in het tot nu toe in Waterlood gehanteerde modelconcept, waarbij wordt uitgegaan van één bodemtype en één grondwaterstand per gridcel, en met afzonderlijke standplaatsfactoren in plaats van combinaties van standplaatsfactoren (standplaatstypen).

Om de tabellen bruikbaar te maken voor toepassing binnen Waterlood zal in ieder geval een vertaling moeten plaatsvinden, waarbij de kansen per standplaatstype worden vertaald naar kansen op afzonderlijke standplaatsklassen voor zuurgraad en voedselrijkdom. Bij de voedselrijkere bodemtypen zal dat niet altijd lukken omdat binnen voedselrijke standplaatstypen slechts een beperkt onderscheid naar zuurgraad is gemaakt. Daarnaast zal gebruik van de ecoserietabellen om uitspraken te doen over zuurgraad en voedselrijkdom leiden tot een vermenging van modelconcepten, doordat de vochttoestand deterministisch wordt voorspeld (per gridcel één waarde voor GVG, GLG en droogtestress) en de zuurgraad en de voedselrijkdom op een meer ‘fuzzy’ manier (met kansen dat een bepaalde zuurgraad- of voedselrijkdomklasse voorkomt binnen een gridcel).

De reprofuncties uit *NATLES* om de zuurgraad te voorspellen in kwelsituaties sluiten beter aan bij de huidige opzet Waterlood. De met *SMART* berekende functies lijken veel op de met *SWAP* afgeleide reprofuncties die in Waterlood worden gebruikt om de droogtestress te voorspellen. Ze zijn gebaseerd op causale relaties tussen basenaanvoer en zuurgraad en zijn, althans in de voorlaatste versie, in de praktijk toegepast en getoetst. Het onderscheidend vermogen is groot, mits er gedetailleerde en betrouwbare basisgegevens beschikbaar zijn. Of dat laatste vaak het geval zal zijn is echter de vraag. Omdat de relevante kwelfluxen (kwelfluxen naar de wortelzone) lastig te berekenen zijn en het grondwatertype vaak niet bekend is, zal in de praktijk vaak moeten worden volstaan met de aanduiding ‘wel’ of ‘geen’ kwel. In die gevallen zal moeten gewerkt met een default kwelflux en grondwatertype, en vervalt het voordeel van het grote onderscheidende vermogen. De tabel die in *NATLES* wordt gebruikt om de zuurgraad in infiltratiesituaties af te leiden is onvolledig en zal uitgebreid moeten worden om toepasbaar te zijn in heel Nederland. De tabel die gebruikt wordt om de voedselrijkdomklasse af te leiden uit bodemtype, zuurgraad en GLG blijkt in de praktijk goed te werken, maar heeft als nadeel dat het aantal klassen (3) beperkt is.

De vuistregels die in *NICHE* worden gebruikt om de zuurgraad- en voedselrijkdomklasse te schatten zijn goed inpasbaar in het Waterlood-Instrumentarium en zijn ook in de praktijk al diverse keren toegepast. Voordeel is dat met veel verschillende factoren rekening wordt gehouden (atmosferische depositie, bemesting, overstroming). Een nadeel is de smalle empirische basis: die wordt gevormd door een beperkt aantal gegevens van Kemmers waarvan wordt aangenomen dat ze representatief zijn voor heel Nederland. Bovendien is de differentiatie naar bodemtype zeer gering.

TABEL 2.9 OVERZICHT VAN ENKELE VOOR DE KEUZE RELEVANTE EIGENSCHAPPEN VAN DE ONDERZOCHE STANDPLAATSMODULES

		onderscheidend vermogen	gegevensbehoefte	onderbouwingsrelaties en toetsing	inpasbaarheid in Watermood	weergave resultaten	aantal klassen
Ecoseries	- zuurgraad	±	++	±	--	kans op klassen	3
	- voedselrijkdom	±	++	±	-		3
NICHE	- zuurgraad	±	+	+	+	klasse	3
	- voedselrijkdom	+	+	+	+	klasse	5
NATLES	- zuurgraad kwel	++	-	++	++	pH	-
	- zuurgraad inf.	±	++	+	+	klasse	4
	- voedselrijkdom	±	+	+	+	klasse	3

Omdat kwel zo'n belangrijke rol speelt bij het al dan niet realiseren van grondwaterafhankelijke natuurdoelen wordt voor de bepaling van de zuurgraad de voorkeur gegeven aan de werkwijze uit NATLES, waarbij de zuurgraad apart wordt voorspeld voor kwelsituatie en infiltratiesituaties, en waarbij in kwelsituaties expliciet rekening wordt gehouden met kwelintensiteit en grondwatertype. Voor kwelsituaties kan gebruik worden gemaakt van de door Van Delft e.a. (2004) met SMART afgeleide reprofuncties. Deze zijn weliswaar nog niet eerder toegepast, maar er zijn wel goede ervaringen opgedaan met eerdere met SMART afgeleide kennistabellen. De nieuwe reprofuncties leveren wel gedetailleerdere, maar niet wezenlijk afwijkende resultaten. Aandachtspunt is wel hoe de kwelflux naar de wortelzone moet worden berekend. Hierop zal worden teruggekomen in de discussie.

Voor infiltratiesituaties is vooral van belang dat voldoende rekening wordt gehouden met verschillen in minerale samenstelling tussen bodemtypen. De huidige NATLES-tabellen voor zuurgraad in infiltratiesituaties voldoen niet aan de eis omdat er in laag-Nederland te weinig rekening wordt gehouden met verschillen tussen bodemtypen. Deze tabellen moeten daarom worden uitgebreid, waarbij gebruik kan worden gemaakt van de informatie uit de ecoseriekansrijkdomtabellen.

Voedselrijkdom is een bijzonder lastige factor omdat hij alleen indirect te meten is (door biomassa-productie in veld of in bio-assays te bepalen), en die bovendien lastig te modelleren is omdat er meerdere nutriënten bij betrokken zijn die elk beperkend kunnen zijn, en juist op het grensvlak tussen het aërobe en anaërobe milieu zeer complexe en dynamische processen optreden die worden getriggerd door veranderingen in zuurstofbeschikbaarheid en redox-potentiaal. Voorlopig zijn er daarom geen procesmodellen die een enigszins betrouwbare voorspelling kunnen geven van de productiviteit van natte en vochtige standplaatsen, en ook nauwelijks empirische gegevens over productiviteit en soortensamenstelling van verschillende typen standplaatsen. Dat betekent dat voorlopig zal moeten worden volstaan met zo goed als mogelijk onderbouwde schattingen op basis van deskundigenoordeel. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van de relaties uit NICHE en NATLES. Op theoretische gronden is er geen reden om de voorkeur te geven aan een van beide benaderingen. Het beste zou mogelijk zijn om beide benaderingen in een zelfde gebied toe te passen, en op grond van de resultaten in overleg met gebiedskenners te kiezen voor de benadering (of de combinatie van elementen uit beide benaderingen) die de werkelijkheid het beste benadert.

De invloed van het beheer kan eenvoudig worden meegenomen door

- op basis van de top-10 kaart of van LGN onderscheid te maken tussen bossen & struwelen en korte vegetaties
- aan te nemen dat deze verschillen in vegetatiestructuur samenhangen met beheer (niet-sdoen of extensief bosbeheer versus beheer middels maaien of beweiden)
- per vegetatietype aan te geven bij welk type beheer het voorkomt.

3

KANSRIJKDOM DOELTYPEN: VEGETATIERESPONS

3.1 INLEIDING

Nadat per gridcel de relevante standplaatscondities zijn bepaald dient vervolgens te worden bepaald hoe de vegetatie zal reageren op deze condities. In het huidige Waterlood-Instrumentarium wordt alleen rekening gehouden met de respons van de vegetatie op de hydrologie. Dat gebeurt met behulp van doelrealisatiefuncties, die aangeven in hoeverre de doeltypen gerealiseerd kunnen worden bij de betreffende grondwaterstanden en droogtestress. Er zijn doelrealisatiefuncties opgesteld voor de GVG, de GLG en de droogtestress. Deze worden nu gebruikt om te bepalen in hoeverre de waterhuishouding voldoet aan de eisen van de vegetatie, maar kunnen ook worden gebruikt om de kans op het voorkomen van bepaalde vegetatietypen te voorspellen. Dan zijn er wel aanvullende functies nodig voor niet-hydrologische standplaatscondities, waarvan de zuurgraad en de voedselrijkdom de belangrijkste zijn. Daarvoor kan gebruik worden gemaakt van de informatie uit de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuur', waarvan versie 2 is opgenomen in de Waterlood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur'.

Een alternatief is om uit te gaan van de methode die in PROBE wordt gebruikt om de kans op vegetatietypen te bepalen op grond van een combinatie van alle relevante standplaatscondities.

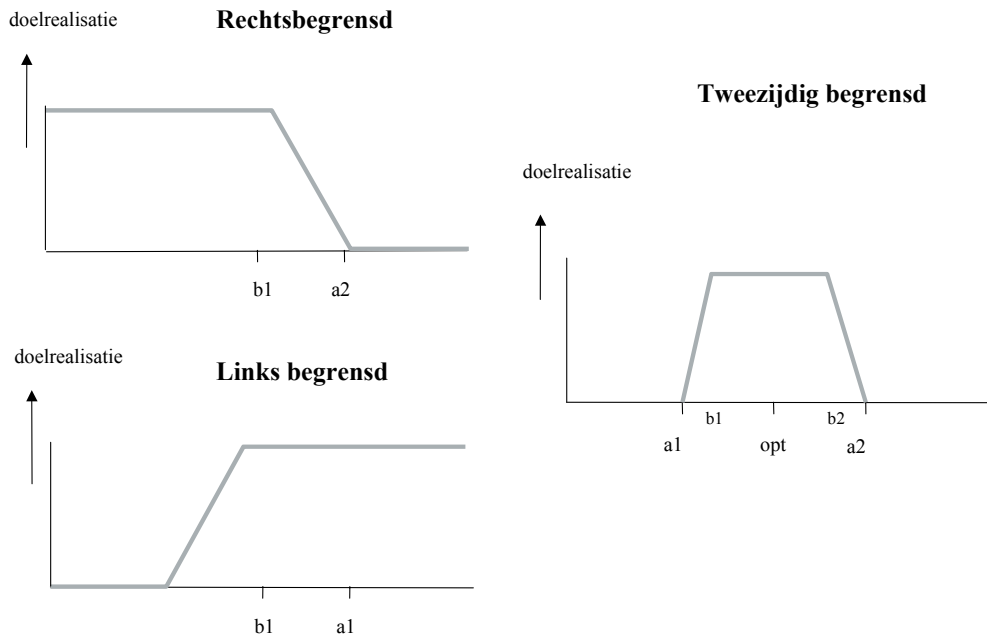
In dit hoofdstuk zullen beide opties worden besproken en zal worden aangegeven wat voor- en nadelen zijn van beide benaderingen.

3.2 DOELREALISATIEFUNCTIES WATERNOOD

Voor de bepaling van de doelrealisatie wordt in Waterlood gebruik gemaakt van samengestelde lineaire doelrealisatiefuncties (figuur 2.8). In deze functies wordt op de horizontale as de waarde van de voor de vegetatieontwikkeling relevant geachte hydrologische variabele uitgezet (bijvoorbeeld de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand), en op de verticale as de mate van doelrealisatie die loopt van 0% (type kan niet gerealiseerd worden) tot 100% (type kan zonder enige beperkingen gerealiseerd worden). Bij welke grondwaterstanden een type wel of niet kan voorkomen is afgeleid uit empirische gegevens.

FIGUUR 3.1

DOELREALISATIEFUNCTIES ZOALS GEBRUIK BIJ DE BEPALING VAN DE DOELREALISATIE VOOR DE TERRESTRISCHE NATUUR. A1 EN A2 ZIJN GRENZEN WAARONDER RESP. WAARBOVEN HET TYPE NIET KAN VOORKOMEN, B1 EN B2 ZIJN WAARDEN WAARBOVEN RESP. WAARONDER HET TYPE OPTIMAAL VOORKOMT



De vorm van de deze functies wordt vastgelegd middels de volgende parameters:

- a1 waarde waar beneden het type niet meer kan voorkomen
- b1 waarde waar boven het type optimaal voorkomt, dwz. dat de waterhuishouding geen beperking vormt voor de ontwikkeling of handhaving van het type
- b2 waarde waar beneden het type optimaal voorkomt
- a2 waarde waar boven het type niet meer kan voorkomen

De functies kunnen tweezijdig begrensd zijn (boven en beneden een bepaalde waarde is type optimaal ontwikkeld), rechtsbegrensd (beneden bepaalde waarde is type optimaal ontwikkeld), en links begrensd (boven bepaalde waarde is type optimaal ontwikkeld).

Er zijn functies opgesteld voor de volgende hydrologische stuurvariabelen:

- gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG)
- gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG)
- droogtestress (potentieel aantal dagen met vochtspanning dicht bij verwelkingspunt)

De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand is gekozen omdat grondwaterstanden aan het begin van het groeiseizoen het meest bepalend zijn voor het als dan niet voorkomen van *hygrofyten*, soorten die zijn aangepast aan het leven in natte, periodiek zuurstofloze omstandigheden (Runhaat et al. 1997). De gemiddeld laagste grondwaterstand geeft informatie over de lengte van de natte periode. Sommige vegetaties kunnen alleen ontstaan op plekken die periodiek droogvallen, of waar de grondwaterstand later in het groeiseizoen voldoende verwegzakt om zuurstofrijke omstandigheden te laten ontstaan. Er zijn echter ook vegetaties die kenmerkend zijn voor plekken die permanent onder water staan of die permanent nat en zuurstofarm zijn.

Bij lagere grondwaterstanden wordt de vochtleverantie een kritische factor. Bij zandige bodems en een lage grondwaterstand kan de vochtleverantie zodanig afnemen dat alleen aan droogte aangepaste soorten (xerofyten) kunnen overleven. In Waterlood wordt de potentiële droogtestress uitgaande van een standaard grasbegroeiing gebruikt als maat voor (het tekort schieten van) de vochtleverantie. De droogtestress wordt berekend als functie van de bodemtextuur en de grondwaterstand met behulp van uit SWAP-berekeningen afgeleide reprofuncties.

Voor kwel zijn geen standaardfuncties opgesteld, omdat de mate waarin vegetaties kwelafhankelijk zijn afhangt van de kalkrijkdom van de bodem en het grondwater. In plaats daarvan wordt per vegetatietype/natuurdoeltype informatie gegeven over de eisen aan de zuurgraad en de herkomst van het water. Op basis van deze informatie en informatie over bodem en hydrologie moet een gebruiker zelf bepalen in hoeverre een doeltype binnen zijn gebied wel of niet kwelafhankelijk is, waarbij hij kan kiezen tussen drie klassen (kwel, infiltratie en intermediair).

De uiteindelijke doelrealisatie wordt berekend door de doelrealisaties per hydrologische stuurvariabele met elkaar te vermenigvuldigen. Als bijvoorbeeld de doelrealisatie op basis van de GVG 0.6 is en de doelrealisatie op basis van de hoeveelheid kwel 0.5 dan is de resulterende doelrealisatie 0.3. Voorwaarde voor deze manier van berekenen is wel dat de stuurvariabelen onafhankelijk van elkaar inwerken op de vegetatiesamenstelling. Bij kwel en GVG is dat inderdaad het geval. Als een doeltype voor een groot bestaat uit basenminnende hygroyten dan moet zowel worden voldaan aan de voorwaarde dat de voorjaarsgrondwaterstand rond maaiveld staat als aan de voorwaarde dat er voldoende buffering plaatsvindt.

Dubbeltellingen zouden kunnen ontstaan wanneer bij veenvormende natte systemen zowel eisen worden gesteld aan de GLG (grondwaterstand mag niet zover zakken dat afbraak organisch materiaal gaat overheersen) als aan de droogtestress (grondwaterstand mag niet zover zakken dat droogtestress ontstaat). Daarom worden bij deze typen minimum- en maximumgrenzen gesteld aan ófwel de GLG, ófwel de droogtestress. Het is wel mogelijk dat minimumeisen worden gesteld aan de GLG en maximumeisen aan de droogtestress. Dit kan voorkomen bij semi-terrestrische vegetaties, die als voorwaarde stellen dat eventuele plassen tenminste in de zomer droogvallen (GLG onder maaiveld), maar waarbij de grondwaterstand niet zo ver mag wegzakken dat droogtestress ontstaat (GLG boven kritieke stijgafstand).

TOEPASSING BIJ KANSRIJKDOMBEPALING

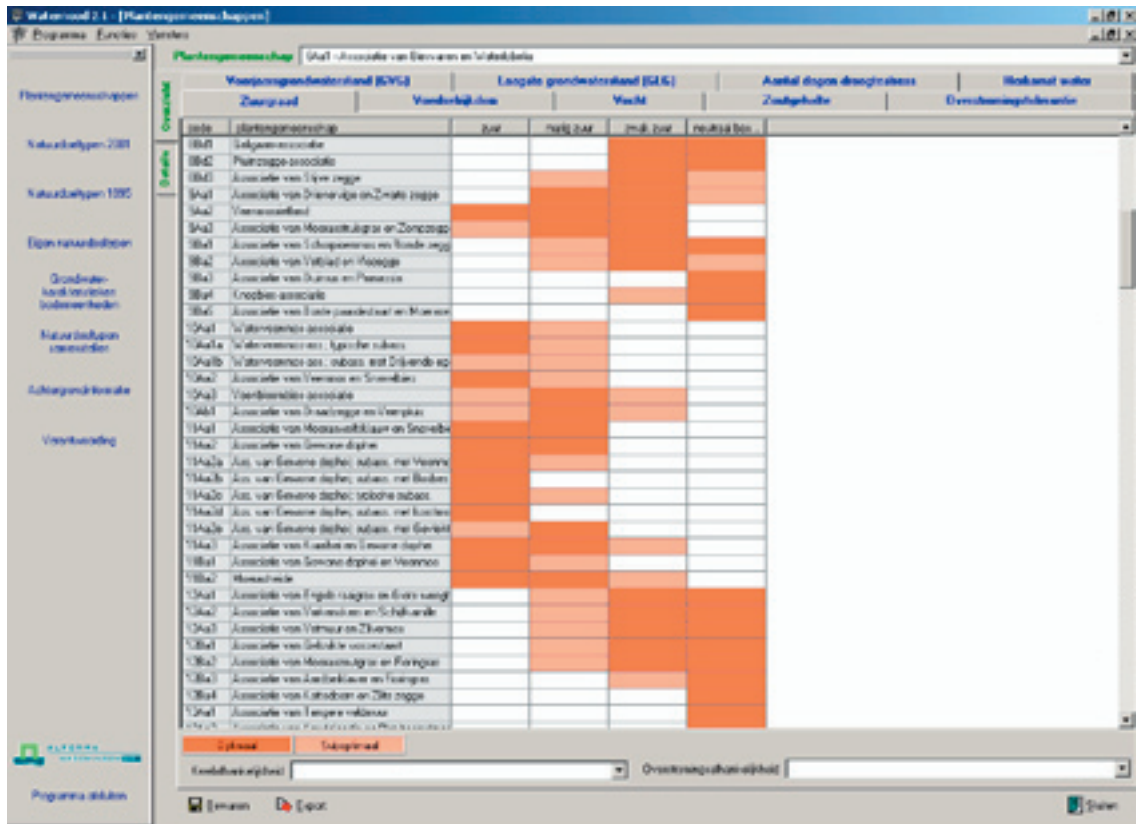
De doelrealisatiefuncties zijn zonder verdere aanpassingen bruikbaar voor kansrijkdombepalingen door de potentiële doelrealisaties te gebruiken als maat voor de kansrijkdom.

3.3 AANVULLING MET ABIOTISCHE RANDVOORWAARDEN NATUUR

Met behulp van de doelrealisatiefuncties kan de kansrijkdom worden berekend als functie van de waterhuishouding. Of een bepaalde vegetatie wel of niet ontwikkeld kan worden is echter niet alleen afhankelijk van de hydrologische condities maar ook van factoren als voedselrijkdom en zuurgraad. Informatie over de afhankelijkheid van vegetatietypen en doeltypen van deze factoren kan worden gehaald uit de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuur' die onderdeel uitmaakt van de Waterlood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur'. De database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuur' is indertijd door Wamelink en Runhaar (2000) ontwikkeld om de abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen uit het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al. 2001) te bepalen. Daartoe is voor een selectie van vegetatiety-

pen de bestaande kennis over de relatie met standplaatscondities samengebracht. Daarbij is gebruik gemaakt van de NOV-rapporten over de gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen (Aggenbach et al. 1998, Blokland en Kleijberg, 1997), de Indicatorenboekjes van KIWA en SBB (Jalink & Jansen 1995, Jalink 1996, Aggenbach & Jalink 1998, Aggenbach en Jalink 1999), de KENNAT-database met vegetatieopnamen en bijbehorende standplaatsgegevens (Sanders et al. 2000), en de omschrijvingen in de delen 2 tot en met 5 van De Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995, 1996, 1998 en Stortelder et al. 1999). Daarnaast is gebruik gemaakt van schattingen van de standplaatscondities op basis van Ellenberg-indicatiewaarden en het aandeel hygropyten in de vegetatie. Daarvoor is gebruikt van de vegetatieopnamen die in De Vegetatie van Nederland zijn gebruikt om de vegetatietypen te karakteriseren. Door een aantal deskundigen is op basis van deze gegevens een inschatting gemaakt van de standplaatsseisen. Per standplaatsfactor is geschat bij welke standplaatsklassen het betreffende type optimaal, dan wel suboptimaal of in het geheel niet voor kan komen. De gegevens van Wamelink en Runhaar zijn in versie 1 van de Waternood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' als achtergrondinformatie opgenomen. Bij de ontwikkeling van versie 2 van de Waternood-applicatie is de informatie aangevuld voor alle in versie 1 nog niet behandelde vegetatietypen en zijn de abiotische randvoorwaarden voor de al wel behandelde typen op een aantal punten aangepast op basis van aanvullende deskundigen-schattingen (Hennekens et al. 2004). Daarmee bevat de Waternood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' versie 2 dus tevens een verbeterde en aangevulde versie van de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuur'.

FIGUUR 3.2 OVERZICHT VAN DE INDELING VAN VEGETATIETYPEN NAAR ZUURGRAAD IN DE APPLICATIE 'HYDROLOGISCHE RANDVOORWAARDEN NATUUR'



TABEL 3.1

INDELING NAAR ZUURGRAAD, VOEDSELRIJKDOM, ZOUTGEHALTE, VOCHTTOESTAND EN OVERSTROMINGSTOLERANTIE GEBRUIKT BINNEN DE
DATABASE ABIOTISCHE/HYDROLOGISCHE RANDVOORWAARDEN NATUUR VERSIE 2

Factor	Klassen
Zuurgraad	zuur, matig zuur, zwak zuur-neutraal, basisch
Voedselrijkdom	voedselarm, matig voedselrijk, zeer voedselrijk
Zoutgehalte	zeer zoet, zoet, licht brak, brak, brak-zout, zout
Vochttoestand	diep water, ondiep permanent water, ondiep droogvallend, zeer nat, nat, zeer vochtig, vochtig, matig droog, droog
Overstromingstolerantie	dagelijks lang, dagelijks kort, regelmatig, incidenteel, nooit

Behalve met de vochttoestand en de herkomst van water, worden in de database ook de relaties met de factoren voedselrijkdom, zuurgraad, zoutgehalte en overstroming aangegeven. Dat gebeurt door per standplaatsklasse aan te geven of de betreffende standplaatscondities optimaal dan wel suboptimaal zijn voor de ontwikkeling of behoud van het vegetatietype (Figuur 3.2). In Tabel 3.1 staat aangegeven welke standplaatsklassen voor deze factoren worden onderscheiden. Voor vochttoestand komt de indeling in de database in essentie overeen met de doelrealisatiefuncties voor GVG, GLG en droogtestress, zij het dat de informatie is samengevat in de vorm van vochtklassen.

Binnen het huidige Waterlood-Instrumentarium (versie 2) wordt de indeling naar voedselrijkdom, zuurgraad, zoutgehalte en overstromingstolerantie niet gebruikt omdat de potentiële doelrealisatie exclusief wordt bepaald op basis van hydrologische factoren, er van uitgaande dat bij de toewijzing van de natuurdoeltypen voldoende rekening is gehouden met randvoorwaarden op het gebied van bodem en beheer. De informatie wordt wel gebruikt binnen het model NATLES, waarin de gegevens uit Abiotische Randvoorwaarden versie 1 worden gebruikt om de kansrijkdom voor vegetatietypen en natuurdoeltypen te bepalen (Runhaar et al. 2003). Daarbij worden de klassen 'optimaal' en 'suboptimaal' vertaald naar kansen 1,0 en 0,7. In NATLES wordt de gebruiker ook de gelegenheid gelaten om gebruik te maken van de indeling naar bodemtype die in Abiotische Randvoorwaarden 1 nog was opgenomen. Probleem is echter dat de relatie tussen vegetatie en bodemtype voor een groot deel verloopt via de factoren zuurgraad, voedselrijkdom en vochttoestand, en dat gebruik van het bodemtype als aanvullende factor dus leidt tot dubbeltellingen. Daarom wordt gebruikers aangeraden om het bodemtype alleen als aanvullende factor te gebruiken wanneer er reden is om aan te nemen dat het bodemtype anders dan via de factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom van invloed is op de ontwikkeling van het doeltype. Bijvoorbeeld bij de bepaling van de kansrijkdom van de bossen van arme zandgrond (3.64) en van lemige zandgronden (3.65), omdat de bodemtextuur expliciet wordt gebruikt bij de definiëring van de typen. Om dubbeltellingen te voorkomen zou eigenlijk onderscheid moeten worden gemaakt tussen de indirecte relaties, die lopen via de zuurgraad, de voedselrijkdom en de vochtleverantie, en meer direct relaties die bijvoorbeeld samenhangen met de relatie tussen beworteling en bodemtextuur. De huidige kennis is echter onvoldoende om deze scheiding aan te kunnen brengen. Daarom is in Hydrologische/Abiotische Randvoorwaarden Natuur versie 2 de indeling naar bodemtype voorlopig achterwege gelaten.

BRUIKBAARHEID BIJ KANSRIJKDOMBEPALING IN HET WATERNOOD-INSTRUMENTARIUM

De indeling naar Abiotische Randvoorwaarden Versie 2, die is opgenomen in de Waterlood-applicatie Hydrologische Randvoorwaarden Natuur, is zonder grote aanpassingen te gebruiken binnen het Waterlood-Instrumentarium. Binnen versie 2.2 van de applicatie is al de mogelijkheid ingebouwd om de randvoorwaarden per vegetatietype of per natuurdoeltype te exporteren in de vorm van een Excel-spreadsheet, die weer gebruikt kan worden als invoer voor het Instrumentarium.

Wel dient nog aandacht te worden besteed aan afleiding van de kansklassen van het doeltype uit die van de samenstellende vegetatietypen en de vertaling van de kansklassen (1 = suboptimaal, 2= optimaal) naar kanspercentages. Bij de optie 'buitengrenzen' wordt nu in de Waternoodapplicatie de maximale kansrijkdom bepaald: als één van de samenstellende typen bij een bepaalde standplaatsklasse optimaal voorkomt is de klasse optimaal voor het natuurdoeltype als geheel (Tabel 3.2). Deze optie kan worden overgenomen, waarbij alleen nog een vertaling dient plaats te vinden van de resulterende kansrijkdomklassen, bijvoorbeeld door de klassen 'optimaal' een kansrijkdom van 1 en 'suboptimaal' een kansrijkdom van 0,5 toe te kennen.

Bij de optie 'gemiddelden' wordt nu binnen de Waternoodapplicatie de gewogen gemiddelde kansrijkdom bepaald, waarbij de klassen 'suboptimaal' en 'optimaal' de waarden 1 en 2 hebben gekregen, en de resulterende waarde weer wordt afgerond op 0, 1 of 2. Voor toepassing in het Waternood-Instrumentarium zou de laatste berekening moeten worden aangepast door de klassen te vertalen naar kansen en de resulterende kansen per standplaatsklasse te standaardiseren om te compenseren voor het feit dat door middeling de maximale kansrijkdom afneemt.

TABEL 3.2 AFLEIDING VAN DE ZUURGRAADINDELING VAN NATUURDOELTYPE 3.29 (NAT SCHRAALGRASLAND) VAN DE ZUURGRAADINDELING VAN DE SAMENSTELLENDEN VEGETATIETYPEN BINNEN DE WATERNOOD-APPLICATIE, MET ONDER AAN DE RESULTERENDE KANSEN (0-1) WANNEER WORDT UITGEGAAN VAN EEN KANSVERHOUDING 2:1 TUSSEN OPTIMAAL EN SUBOPTIMAAL EN DE GEWOGEN GEMIDDELDEN WORDEN GESTANDAARDISEERD DOOR DE HOOGSTE KANS TE HERSCHALEN NAAR 1

type	weeg waarde	zuurindeling			
		zuur	matig zuur	zwak zuur	basisch
9Aa3 Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge	2	1	2	2	
9Ba2 Associatie van Vetblad en Vlozegge	1		1	2	1
9Ba5 Associatie van Bonte paardenstaart en Moeraswespenorchis	1				2
16Aa1 Blauwgrasland	2		2	2	
19Aa2 Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras	1	1	2	1	
28Aa1 Draadgentiaan-associatie	1		1	2	
Buitengrenzen, kansklassen omgezet naar kansen (0-1)		0,5	1	1	1
Gewogen gemiddelden, kansklassen omgezet naar kansen en resulterende kansen gestandaardiseerd naar 0-1		0,23	0,92	1,00	0,23

 optimaal  suboptimaal

3.4 PROBE

INLEIDING

Kiwa heeft in samenwerking met de Sectie Waterhuishouding van de WUR, een methode ontwikkeld voor de bouw van een module waarmee de kans op voorkomen van vegetatietypen kan worden bepaald (Witte et al., 2006 in press). De methode is niet gebonden aan een vegetatietypologie. Associaties, verbonden, natuurdoeltypen en ecologische groepen: al deze indelingen kan het systeem verwerken zonder dat de structuur van de module verandert. Met de methode kan dus flexibel worden ingespeeld op de behoefte van de gebruiker en op nieuwe inzichten (bijvoorbeeld een gewijzigde indeling in natuurdoeltypen van de rijksoverheid of de provincie). Ook is het gemakkelijk om het type uitvoer af te stemmen op de specifieke deskundigheid van de gebruikers.

Invoer voor de vegetatiemodule zijn indicatiewaarden voor vochttoestand, voedselrijkdom, en zuurgraad. Desgewenst kunnen ook indicatiewaarden voor andere standplaatsfactoren worden gebruikt, zoals voor saliniteit in gebieden die onder invloed staan van zilt grond- of oppervlaktewater. Uitvoer vormen kaarten met voorspelde vegetatietypen (Figuur 3.3).

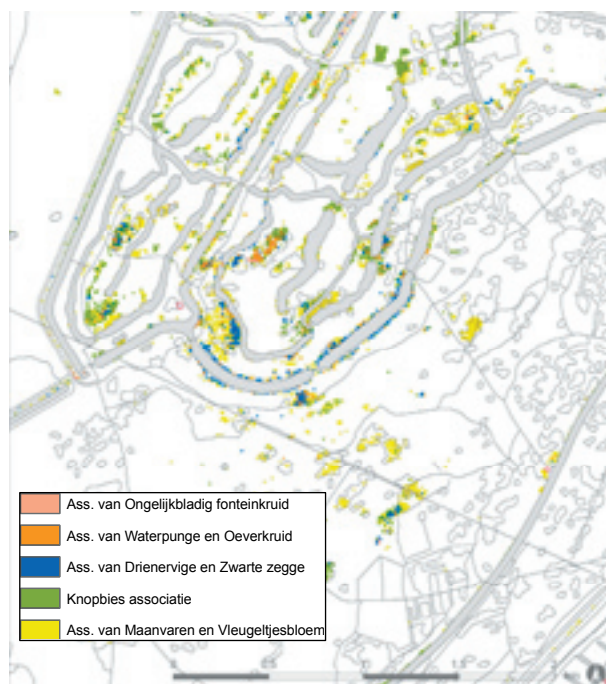
METHODE

De procedure voor het afleiden van de vegetatiemodule is weergegeven in Figuur 3.4. We illustreren deze aan de hand van een beperkt aantal vegetatietypen en indicatiewaarden voor slechts 3 standplaatsfactoren (Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad). Een bestand met vegetatieopnamen vormt de kalibratieset van de module. Van iedere opname worden, op basis van de soortensamenstelling, de indicatiewaarden berekend (onderdeel 1 in Figuur 3.4). Iedere opname wordt ook geassocieerd naar een vegetatietype, bijvoorbeeld naar typen uit de Vegetatie van Nederland (onderdeel 2). In een 'ecogram' worden vervolgens de geassocieerde opnamen uitgezet tegen de indicatiewaarden. Ter illustratie toont Figuur 3.5a een driedimensionaal ecogram van 7 vegetatietypen. De assen zijn de rekenkundig gemiddelde indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987) voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. De positie van ieder opname is in de figuur weergegeven als een bolletje; opnamen van een zelfde vegetatietype hebben dezelfde kleur gekregen. Ondanks dat de vegetatietypen ecologisch dicht bij elkaar liggen en een zeer gedetailleerd hiërarchisch niveau hebben (associaties en subassociaties), zijn in het diagram duidelijke, met het vegetatietype samenhangende clusters van punten te onderscheiden.

Door de puntenwolk van ieder vegetatietype wordt tenslotte een dichtheidsfunctie gefit (onderdeel 3). Dat gebeurt met een computerprogramma (Wójcik & Torfs, 2003) dat dichtheidsfunctie fit op waarnemingspunten via een stapeling van verschillende Gaus-krommen (Mixture Gaussian Density fitting, zie ook Figueiredo & Jain, 2002 en Wand & Jones, 1995). Figuur 3.5b toont het 90%-dichtheidsvlak van een dergelijke functie, alleen nu een door alle 7 typen tegelijk.

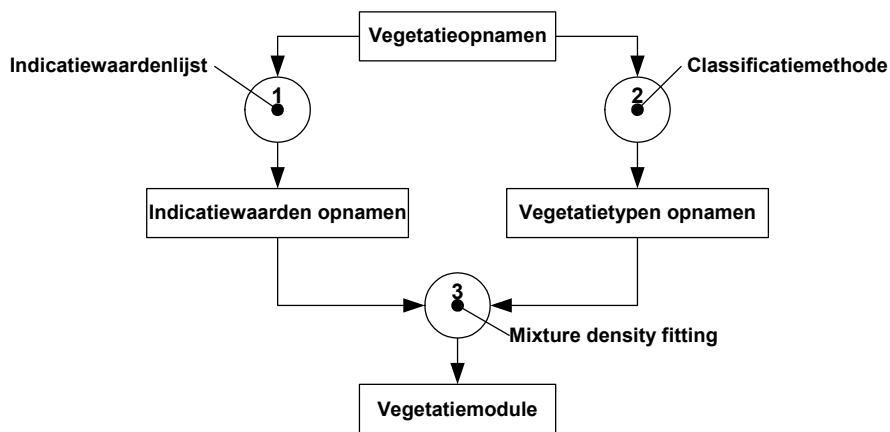
FIGUUR 3.3

BEREKENDE VERSPREIDING VAN PLANTENGEMEENSCHAPPEN VAN DUINVALLEIEN IN DE AMSTERDAMSE WATERLEIDINGDUINEN ONDER HET VOORKEURSCENARIO (EEN PAKKET VERNATTINGSMAATREGELEN), MET AANVULLEND BEHEER (MAAIEN EN PLAGGEN) OP VOEDSELRIJKE LOCATIES (DE HAAN ET AL., 2006). DERGELIJKEKAARTEN Zouden OOK DOOR DE BEOOGDE WATERKANSENMODULE VAN WATERNOOD GEGENEREERD MOETEN KUNNEN WORDEN



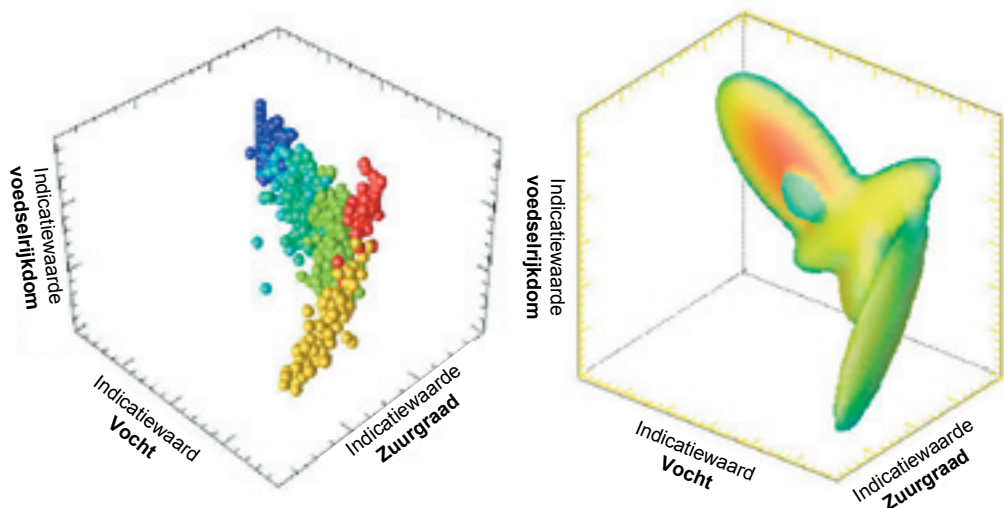
FIGUUR 3.4

PROCEDURE VOOR HET AFLEIDEN VAN EEN VEGETATIEMODULE DIE DE KANS OP VOORKOMEN VAN VEGETATIETYPEN BEREKENT OP BASIS VAN INDICATIEWAARDEN



FIGUUR 3.5

(A) ECOGRAM VAN OPNAMEN UIT 7 VEGETATIETYPEN. DE ASSEN ZIJN GEMIDDELTE INDICATIEWAARDEN VOLGENS HET ECOTOPENSYSTEEM. BOLLETJES REPRESENTEREN VEGETATIEOPNAMEN; VEGETATIETYPEN ZIJN VAN ELKAAR TE ONDERSCHIEDEN DOOR VERSCHILLENDE KLEUREN. (B) DICHTHEIDSFUNCTIE DOOR 7 VEGETATIETYPEN TEGELIJK, GEBASEERD OP HET IN A GETOONDE ECOGRAM. TE ZIEN IS HET 90%-OPPERVLAK, DAT IS HET GEFITTE OPPERVLAK WAARBINNEN 90% VAN DE WAARNEMINGEN VALT. DE DICHTHEID AAN WAARNEMINGSPUNTEN IS MET EEN KLEUR GEÏNDICEERD. IN DE PRAKTIJK MOET PER VEGETATIETYPE EEN DICHTHEIDSFUNCTIE WORDEN GEFIT



Met behulp van deze dichtheidsfuncties worden vervolgens de kansen op het voorkomen van vegetatietypen voorspeld op basis van indicatiewaarden. Die berekening is gebaseerd op Bayesiaanse statistiek: de dichtheidsfuncties worden daarbij zodanig geschaald dat hun som in ieder bereik op 100% uitkomt en deze geschaalde functies geven de kans op voorkomen weer. De Bayesiaanse statistiek doet dus een uitspraak over de voorwaardelijke kans op voorkomen: de kans, gegeven van te voren aan het modelgebied opgelegde vegetatietypen.

TOETSING

In verschillende haalbaarheidsonderzoeken is onderzocht hoe goed de vegetatiemodule werkt (Witte et al., 2004; Witte et al., 2006). Vragen daarbij waren in hoeverre het mogelijk is vegetatietypen te onderscheiden op basis van de uit de indicatiewaarden van soorten afgeleide standplaatscondities, en hoe reproduceerbaar de relaties zijn. Deze toetsing is gebaseerd op een gegevensbestand met ca. 35000 vegetatieopnamen, die al waren geassocieerd tot associaties en subassociaties volgens de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995; Schaminée et al., 1996; Schaminée et al., 1998; Stortelder et al., 1999).

TABEL 3.3 KRUISTABEL MET AANTAL OPNAMEN DAT IS TOEGEKEND AAN EEN VEGETATIETIPE OP BASIS VAN DE SOORTENSAMENSTELLING (RIJEN) TEGEN DE VEGETATIETYPEN BEREKEND MET DE VEGETATIEMODULE VAN ANABOESI OP BASIS VAN INDICATIEWAARDEN VOOR VOCHT, VOEDSELRIJKDOM EN ZUURGRAAD (KOLommen)

Opgegeven volgens Vegetatie van Nederland	Berekend met PROBE										Totaal
	08BC01	08BC02	09AA03	11AA02	16AA01	16AB01	16AB04	16BC01	19AA02	20AA01	
08BC01 Caricetum ripariae	19	15	1			1	3				39
08BC02 Caricetum gracilis	12	26	1				2				41
09AA03 Carici curtae-Agrostietum caninae		1	64		3	2					70
11AA02 Ericetum tetralicis			1	160	1				19	7	188
16AA01 Cirsio dissectie-Molinietum			6		110	12	1	1	9		139
16AB01 Crepido-Juncetum acutiflori			1		3	19	2	1			26
16AB04 Ranunculo-Senecionetum aquatici	1	1				9	20	7			38
16BC01 Lolio-Cynosuretum	1						6	185			192
19AA02 Gentiano pneumonanthes-Nardetum				3	6				40	1	50
20AA01 Genisto anglicae-Callunetum				10					8	308	326

Ter illustratie bespreken we hier het toetsresultaat voor 10 vegetatietypen met een korte vegetatiestructuur die kenmerkend zijn voor het dekzandlandschap van Nederland (Tabel 3.3). Bij de toetsing wordt het opnamebestand *at random* in twee helften gesplitst. De eerste helft van het bestand wordt gebruikt voor het afleiden van de vegetatiemodule, de tweede helft voor de toetsing van de vegetatiemodule. Bij de toetsing wordt de vegetatiemodule gevoed met de indicatiewaarden uit de tweede helft van het bestand. Dit resulteert per opname voor alle vegetatietypen in een kans op voorkomen. Iedere opname wordt tenslotte geclassificeerd tot het type met de hoogste kans op voorkomen. Voor iedere opname is ook de originele classificatie bekend, dat wil zeggen het type waartoe de opname behoort volgens De Vegetatie van Nederland. In een kruistabel worden tenslotte van alle opnamen de originele classificatie (rijen) en de door de vegetatiemodule bepaalde classificatie (kolommen) geturfd.

Het validatieresultaat voor de 10 vegetatietypen is samengevat in Tabel 3.3, die een vergelijking toont tussen opgegeven vegetatietypen (gebaseerd op de soortensamenstelling) en vegetatietypen berekend op basis van indicatiewaarden voor vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. Te zien is dat 86% van de typen (op associatieniveau) goed wordt voorspeld; in de 14% misclassificaties is telkens een ecologisch nauw verwant type als meest waarschijnlijke berekend. Dit is een veel belovend resultaat, temeer daar in de vergelijking ecologisch nauw verwante vegetatietypen zijn betrokken en de plantensociologische toedeling van opnamen aan vegetatietypen in zekere zin een subjectieve aangelegenheid is (Kershaw & Looney, 1985).

De methode is reeds toegepast in het ecosysteemmodel PROBE (Probability Based Ecological target model), dat Kiwa voor de drinkwaterbedrijven in de duinen heeft gebouwd (Witte et al., 2006). PROBE is een interactief model dat de kans op voorkomen van vegetatietypen berekent onder invloed van veranderingen in waterhuishouding, atmosferische depositie, maaien en

plaggen. De uitkomsten van PROBE zijn, met bevredigend resultaat, getoetst aan waargenomen verspreidingspatronen in de Amsterdamse waterleidingduinen, zowel voor al na het doorvoeren van vernattingsmaatregelen. Het model is onlangs toegepast in een Milieu-Effect Rapportage voor AWD (De Haan et al., 2006) (Figuur 3.3).

TOEPASSING IN HET WATERNOODINSTRUMENTARIUM

Hiervoor is beschreven hoe kansdichtheidsfuncties voor vegetatietypen kunnen worden afgeleid. Om de rekensnelheid te verhogen, maar ook om technische problemen te vermijden, zijn deze functies niet rechtstreeks aan PROBE gekoppeld. Ze zijn, daarentegen, gebruikt voor het berekenen van kansen bij allerlei mogelijke combinaties van indicatiewaarden. Dit resulteert dan in een kansentabel, met als kolommen combinaties van indicatiewaarden, en als rijen de kans op voorkomen van vegetatietypen. Deze kansentabel is aan PROBE gekoppeld. Ook voor Waterlood ligt een dergelijke pragmatische benadering voor de hand: leidt eenmalig een kansentabel af en koppel deze aan het instrumentarium. Indicatiewaarden zijn weer het resultaat van bodemtype, grondwaterstand en kwelsituatie, dus kan voor Waterlood ook een kansentabel worden gemaakt, met deze parameters als kolommen. Ter illustratie toont Tabel 3.4 een gedeelte van een denkbeeldige kansentabel met de bodemkaart, de grondwatertrap en het kweltype als ingang.

Welke methode men ook kiest, het resultaat zal gedeeltelijk afhankelijk zijn van de selectie van vegetatietypen die men aan Waterlood koppelt. Men dient te beseffen dat de Vegetatie van Nederland maar liefst 372 associaties en rompgemeenschappen beschrijft. Laten we de rompgemeenschappen buiten beschouwing (omdat men alleen geïnteresseerd is in potenties), evenals bijvoorbeeld de associaties van bossen en struwelen, dan blijven er nog altijd 201 associaties over. Een gedeelte hiervan kent een regionale verspreiding, is bijvoorbeeld gebonden aan Zuid-Limburg en de Duinen. Het heeft bij voorbaat al geen zin deze typen in de berekening te betrekken voor bijvoorbeeld een waterschap in Oost-Groningen. Sterker nog, typen die niet in het beschouwde gebied thuis horen, maar wel in de berekening worden betrokken, zouden het resultaat negatief kunnen beïnvloeden doordat ze qua ecologie overlappen met andere vegetatietypen, die wel in het gebied thuis horen. Een regionale uitwerking van Waterlood is daarom wenselijk. Dat kan door bijvoorbeeld aparte kansentabellen aan ecologische districten te koppelen.

Een regionale uitwerking zou alleen overbodig zijn wanneer onze kennis over de ecologie van plantengemeenschappen volledig zou zijn, maar zover is het nog lang niet. Uitsluiten van typen die er niet toe doen, is daarom een voor de hand liggende werkwijze.

TABEL 3.4

DEEL VAN EEN MATRIX MET DE KANS OP VOORKOMEN VAN VEGETATIETYPEN PER ECOSERIE

Bodemtype	Gt	Kweltype	Vegetatietype									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Hn21	I	wegzijging	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hn21	II	wegzijging	0.00	0.00	0.00	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
Hn21	III	wegzijging	0.00	0.00	0.00	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
Hn21	IV	wegzijging	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hn21	V	wegzijging	0.00	0.00	0.00	0.98	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hn21	VI	wegzijging	0.00	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.16
Hn21	VII	wegzijging	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.45
Hn21	I	kwel	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.45
Hn21	II	kwel	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
etc.												

3.5 VERGELIJKING OPTIES

De belangrijkste opties voor de kansrijkdommodule zijn om:

- 1 voor de berekening van de kans op het voorkomen van vegetatietypen uit te gaan van de Waternood-doelrealisatiefuncties voor GVG, GLG en droogtestress, aangevuld met uit de database Abiotische Randvoorwaarden afgeleide functies voor zuurgraad en voedselrijkdom
- 2 gebruik te maken van de vegetatiemodule uit PROBE om de kans op het voorkomen van vegetatietypen te bepalen als functie van de gezamenlijke standplaatscondities.

Het belangrijkste voordeel van *optie 1* is dat voor de bepaling van de kansrijkdom dezelfde functies worden gebruikt als voor de bepaling van de doelrealisatie, en er dus geen kans is op discrepanties (bv. hoge kans op voorkomen op standplaats met lage potentiële doelrealisatie op basis van waterhuishouding). Aanvullende voordelen van optie 1 zijn dat de functies gebaseerd zijn op een groot aantal bronnen (meetgegevens, indicatiewaarden en deskundigenkennis) en daarmee een weergave vormt van de huidige kennis en inzichten over de relatie tussen standplaatscondities en vegetatie, en dat de functies met slechts beperkte aanpassingen geschikt zijn te maken voor toepassing in het Instrumentarium.

Nadeel is dat de indeling naar zuurgraad, voedselrijkdom en zoutgehalte vrij grof is door het beperkte aantal standplaatsklassen (3-6 klassen) en de inperking tot twee kansklassen (suboptimaal en optimaal). Als gevolg daarvan ontstaat er veel overlap, doordat verschillende vegetatietypen een zelfde kans op voorkomen hebben binnen een bepaalde gridcel. Het is wel mogelijk een globale geschiktheidskaart te maken per doeltype, waarin wordt aangegeven welke plekken het meest geschikt zijn voor behoud of ontwikkeling van het doeltype. Vanwege de overlap tussen de typen zal het meestal niet mogelijk zijn een samengestelde vegetatiekaart te maken waarbij per vlak of gridcel staat aangegeven welk doeltype de meeste kans heeft op voorkomen.

TABEL 3.5 BELANGRIJKSTE VERSCHILLEN TUSSEN WIJZE VAN BEPALING RESPONSIES BIJ DOELREALISATIEFUNCTIES WATERNOOD EN DICHTHEIDSFUNCTIES ANABOESI/PROBE

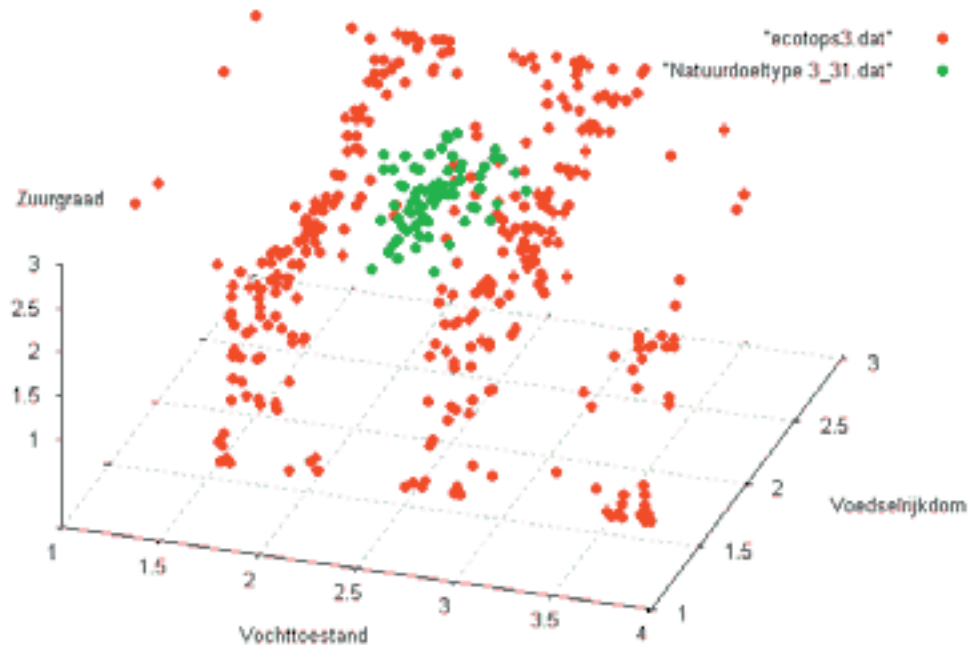
Aspect	Waternood	PROBE
Afleiding/Onderbouwing	Op basis van empirische gegevens, indicatiewaarden soorten en deskundigenoordeel	Op basis van indicatiewaarden soorten
	Responsies worden bepaald per factor	Responsies worden bepaald voor combinaties van factoren
Detailniveau/Onderscheidend vermogen	Blokfuncties op basis beperkt aantal standplaatsklassen	Continue kansverdeling
Theoretisch uitgangspunt/ keuze factoren	Gekozen factoren werken onafhankelijk van elkaar in op de vegetatie	Gekozen factoren kunnen elkaars werking beïnvloeden

Het belangrijkste voordeel van het werken met de dichtheidsfunctie functies uit PROBE (*optie 2*) is dat het onderscheidend vermogen groter is doordat gewerkt kan worden met continue standplaatswaarden i.p.v. standplaatsklassen en doordat wordt gewerkt met continue en meerdimensionale kansfuncties i.p.v. eendimensionale functies met knikpunten zoals in Waternood. Een voordeel is ook dat concurrentie tussen vegetatietypen om eenzelfde groeiplaats in de kansberekening tot uitdrukking komt. Bovendien is het makkelijk om op basis van onderliggende opnamegegevens functies af te leiden voor nieuwe typen.

Nadeel is dat de dichtheidsfuncties geheel gebaseerd zijn op de indicatiewaarden van soorten en dat geen gebruik wordt gemaakt van meetgegevens (waargenomen ranges aan standplaatscondities per vegetatietype) en van deskundigenkennis over vegetatietypen. De inzichtelijkheid voor de gebruikers (op welke gegevens zijn de functies gebaseerd?) is daardoor minder groot.

De meerwaarde van het grotere onderscheidende vermogen van de dichtheidsfuncties uit PROBE is afhankelijk van het detailniveau waarmee standplaatscondities en uit standplaatscondities afgeleide indicatiewaarden kunnen worden bepaald. Om kansen goed te kunnen berekenen dienen de standplaatscondities in continue eenheden te zijn weergegeven. In een studie naar de haalbaarheid van natuurdoelen in de provincie Zuid-Holland (Raterman & Witte, 2005) zijn slechte ervaringen opgedaan bij een koppeling aan standplaatscondities die zijn voorspeld in termen van standplaatsklassen afgeleid uit het ecoserietype. De ecoserietabellen werden daarbij gebruikt om vlakdekkende gemiddelde indicatiewaarden voor de standplaatsfactoren Saliniteit, Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad te berekenen. Deze indicatiewaarden werden vervolgens gebruikt als invoer van PROBE. Uit de resultaten bleek echter dat de diagrammen te grof zijn als invoer voor de vegetatietypen op het niveau van plantensociologische associaties.

FIGUUR 3.6 3D-PLOT VAN DE INDICATIEWAARDEN VAN DE 644 ECOSERIES VOOR VOCHTTOESTAND, VOEDSELRIJKDOM EN ZUURGRAAD (ROOD). TEVENS IS DE LIGGING VAN EEN PLANTENGEMEENSCHAP WEERGEGEVEN. DEZE GEMEENSCHAP KAN NIET WORDEN VOORSPELD MET BEHULP VAN DE ECOSERIES, OMDAT HIJ NET TUSSEN VERSCHILLENDE KLASSEN INVALT



Problemen ontstonden vooral bij de indicatiewaarde voor Vochttoestand zoals die van de diagrammen voor alle 644 ecoseries is afgeleid. De meeste vochtindicatiewaarden zitten rond de waarden 2, 3 of 4. Dit betekent dat plantengemeenschappen die hun optimum hebben bij tussenliggende indicatiewaarden, zoals 2.5 of 3.5, moeilijk aan de hand van de ecoseries kunnen worden voorspeld. Blijkbaar heeft er bij het invullen van de standplaatsdiagrammen bij deskundigen de voorkeur bestaan om ecoseries grotendeels in te delen bij slechts één van de standplaatsklassen (dus bijvoorbeeld 100% bij 'Vochtig'). Deze handelwijze is ook eigen

aan het werken met klassen: een ecoserie kan bijvoorbeeld binnen de klasse 'Vochtig' aan de droge kant zitten, maar toch nog voor 100% binnen die klasse vallen. Dit probleem speelt ook een rol, zij het in mindere mate, bij de indicatiewaarden voor Voedselrijkdom en Zuurgraad (Figuur 3.6).

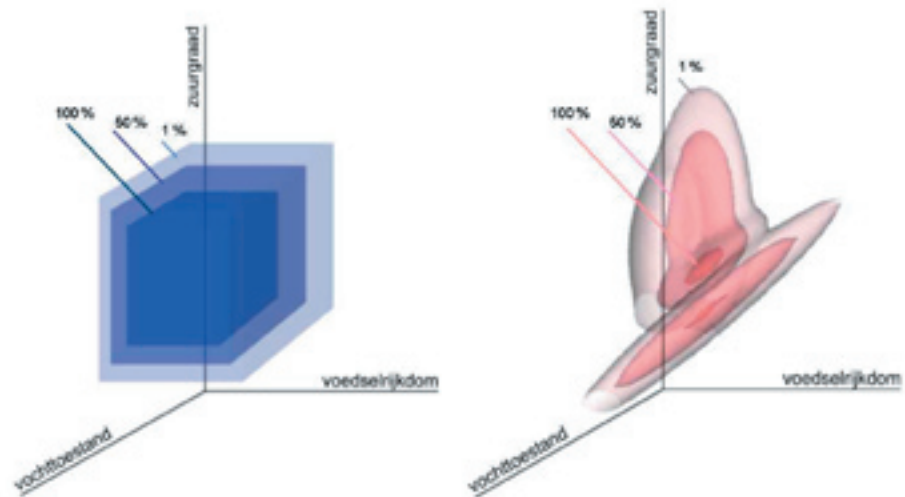
Een andere discussie is of je wel mag uitgaan van onderlinge onafhankelijke werking van de gekozen standplaatscondities, zoals gebeurt in Waternood. Veronderstelling is daarbij dat de wijze waarop de éne factor de vegetatie beïnvloedt niet wordt beïnvloed door de waarde van een andere factor. De voorkeur voor natte of vochtige standplaatsen wordt in deze gedachting vooral bepaald door de wijze waarop de plant omgaat met zuurstofgebrek, en wordt niet beïnvloed door de zuurgraad. Uitgaande van de veronderstelde onafhankelijke werking van de gebruikte factoren wordt de geschiktheid van een standplaats bepaald door de geschiktheden per factor met elkaar te vermenigvuldigen.

Voorwaarde voor deze benadering is uiteraard wel dat gekozen factoren echt via verschillende mechanismen van invloed zijn op de groei en overleving van planten. Zou bijvoorbeeld naast de GVG ook de GHG worden gebruikt als voorspellende standplaatsfactor, dan is vermenigvuldiging van de geschiktheden niet toegestaan omdat beide variabelen grotendeels via dezelfde mechanismen (lage zuurstofvoorziening en lage redoxpotentiaal aan begin groeiseizoen) van invloed zijn op de overleving en concurrentiekracht van soorten. Bij factoren die onderling nauw gekoppeld zijn, zoals droogtestress en GLG, wordt daarom binnen Waternood gekozen voor de meest kritische van beide factoren (bij natte standplaatsen is dat de GLG). De veronderstelde onafhankelijke werking van de in Waternood gebruikte factoren is echter niet onomstreden. Zo wordt bijvoorbeeld op grond van veldwaarnemingen wel verondersteld dat de reactie op vocht afhankelijk is van de zuurgraad, waarbij op kalkrijke standplaatsen soorten met minder vocht toe zouden kunnen dan op zure standplaatsen ('kalk=vocht').

Een andere vooronderstelling in Waternood is dat de plantensociologen hun associaties hebben gedefinieerd als qua standplaatscondities homogene eenheden, die in drie zijden symmetrisch kunnen worden beschreven in de indicatiewaarderuimte. Bij dichtheidsfuncties zoals gebruikt in PROBE hoeven geen aannamen te worden gedaan over de al dan niet onafhankelijke werking van de gekozen factoren en de methode is daarom minder gevoelig voor eventuele overlap in werking tussen factoren (zie kader).

HOE REAGEERT DE VEGETATIE OP STANDPLAATSFACTOREN?:**VERSCHIL IN DOELREALISATIES WATERNOOD EN PROBE**

Standplaatsfactoren beïnvloeden elkaar. Als bijvoorbeeld de standplaats droger wordt, stijgt het zuurstofgehalte in de bodem waardoor doorgaans de mineralisatie van organische stof toeneemt zodat zowel nutriënten als protonen vrij komen. Zo zien we dat de standplaatsfactor 'vochttoestand' invloed heeft op de factoren 'voedselrijkdom' en 'zuurgraad'. Met deze en andere afhankelijkheden tussen standplaatsfactoren wordt rekening gehouden bij de standplaatsmodellering (Hoofdstuk 3).



Bij de reactie van de vegetatie op standplaatsfactoren is in Waterlood aangenomen dat deze volkomen *onafhankelijk* inwerken op de vegetatie. De respons van de vegetatie op iedere standplaatsfactor is daarbij beschreven met behulp van een geknikte doelrealisatiefunctie. Vermenigvuldiging van de functies voor alle standplaatsfactoren leidt tot de uiteindelijke doelrealisatie van de vegetatie. Deze doelrealisatie kunnen wij ons voorstellen als in elkaar opgenomen en gelijkvormige balken in een driedimensionele ruimte, opgespannen door de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad (blauwe figuur, links). Het oppervlak van ieder balk correspondeert met een bepaalde hoogte van de doelrealisatie (in de figuur zijn er drie getekend: voor 1, 50 en 100% realisatie). De onafhankelijkheid tussen de factoren leidt er toe dat de symmetrieassen van de balken evenwijdig lopen aan de indicatiewaardeassen.

In PROBE hoeven standplaatsfactoren niet onafhankelijk in te werken op de vegetatie, wat betekent dat er geen symmetrieassen hoeven te zijn die evenwijdig lopen aan de indicatiewaardeassen. Ieder kansdichtheidsoppervlak (te interpreteren als doelrealisatieoppervlak) kan met PROBE worden beschreven, zie het roze figuur, rechts, voor een zeer hypothetisch geval.

Of het verantwoord is doelrealisaties met balkvormige oppervlakten te beschrijven, of dat een meer flexibele benadering als met PROBE de voorkeur verdient, zou in een case-studie moeten worden onderzocht.

3.6 DISCUSSIE

Op basis van de voorgaande vergelijking is geen eenduidige conclusies te trekken welke methode het meest bruikbaar is voor de bepaling van de vegetatierespons. Het gaat om twee conceptueel verschillende methoden, elk met hun voor- en nadelen. Bovendien is er geen antwoord te geven op een voor toepassing in de praktijk belangrijke vraag, namelijk welk van beide systemen de betrouwbaarste uitkomsten levert. Dat valt alleen na te gaan door beide modules in een zelfde gebied toe te passen en de resultaten te toetsen aan onafhankelijke gegevens in de vorm van vegetatiekaarten.

Omdat het bij de keuze voor een van beide responsmodules ook deels gaat om een 'smaakkwestie' (welk achterliggend conceptueel model spreekt het meeste aan) is een mogelijk alternatief beide opties in te bouwen in het Waterlood-Instrumentarium en de gebruiker de keuze te laten op welke wijze de vegetatierespons te bepalen.

Een andere tussenoplossing zou zijn om voor hydrologie (GVG, GLG en droogtestress) uit te gaan van de Waterlood-functies en voor andere factoren van functies af te leiden uit PROBE. Dit is echter technisch lastig te verwezenlijken omdat uitgangspunt bij dichtheidsfuncties juist is dat responsie wordt bepaald voor alle relevant geachte factoren gelijktijdig.

Wanneer voor de kansrijkebepaling gekozen wordt voor de vegetatiemodule uit PROBE kunnen discrepanties ontstaan tussen de met PROBE berekende kansrijkebepaling en de met de huidige Waterloodfuncties bepaalde potentiële doelrealisatie. De meest voor de hand liggende oplossing voor dit probleem is om in dat geval ook bij de bepaling van de doelrealisatie gebruik te maken van de dichtheidsfuncties uit PROBE.

Wordt voor de kansrijkebepaling gekozen voor de optie Waterlood + Abiotische Randvoorwaarden dan zou het wenselijk zijn de functies uit abiotische randvoorwaarden (kans per standplaatsklasse, zie Tabel 3.2) op termijn om te zetten in geknikte functies zoals nu ook voor de hydrologische factoren worden gebruikt (figuur 3.1).

4

COMPLEXEN VAN DOELTYPEN

4.1 INLEIDING

Uitgangspunt binnen Waterlood is dat elk gebiedje en elke gridcel een eenduidige functie heeft, en dat er in het geval van de functie natuur dus sprake is van één doeltype. In de praktijk is dat echter niet altijd het geval. Vanwege de heterogeniteit van natuurgebieden wordt vaak gewerkt met complexen van natuurdoeltypen, waarbij wordt aangegeven welke natuurdoeltypen binnen een complex moeten worden behouden of gerealiseerd zonder dat wordt aangegeven binnen welk deel van het vlak welk doeltype moet worden gerealiseerd. Wel wordt vaak aangegeven over welk percentage van de oppervlakte de doeltypen gerealiseerd moeten worden. Met het huidige instrumentarium kunnen voor deze complexen geen doelrealisaties bepaald worden.

TABEL 4.1 MATE WAARIN PROVINCIES BIJ AANDUIDEN VAN NATUURDOELEN VOOR HALF-NATUURLIJKE LANDSCHAPPEN WERKEN MET COMPLEXEN VAN NATUURDOELTYPEN

Provincie		Provincie	
Friesland	-	Utrecht	-
Groningen	++	Noord-Holland	n.v.t.
Drenthe	+	Zuid-Holland	-
Overijssel	-	Zeeland	++
Gelderland	++	Noord-Brabant	+
Flevoland	++	Limburg	++

- werkt niet met complexen, + werkt deels met complexen, ++ werkt voornamelijk met complexen

De omvang van het probleem is het grootst bij provincies als Gelderland en Groningen, waarbij standaard gewerkt wordt met grote kaartvlakken waarbinnen meerdere natuurdoeltypen gerealiseerd moeten worden. In een aantal provincies wordt deels gewerkt met complexen van doeltypen. Bijvoorbeeld in de provincie Noord-Brabant, waarin naast afzonderlijke doeltypen gewerkt wordt met complexen van doeltypen als 'Rietmoeras / Grote zeggenmoeras' en 'Berken-Eikenbos (vochtig) / Berkenbroekbos'.

Daarnaast komen ook situaties voor waarin het natuurdoel wel wordt aangegeven met één doeltype, maar waarbij het doeltype zo heterogeen is dat het eigenlijk beschouwd moeten worden als een complex van natuurdoeltypen. Dat geldt in de eerste plaats voor grote eenheden natuur die vallen onder de nagenoeg-natuurlijke en begeleid-natuurlijke landschappen, zoals 'nagenoeg-natuurlijk duinlandschap' en 'zoet klei-oermoeras'. Maar ook sommige doeltypen uit de half-natuurlijke landschappen zijn zo heterogeen dat ze beschouwd kunnen worden als complexen van doeltypen. Zoals het doeltype 'vochtige duinvallei', dat loopt van het droogvallende water in het centrum van de vallei tot de heischrale graslanden aan rand.

4.2 MOGELIJKE OPLOSSINGEN

Er zijn op een aantal plekken oplossingen bedacht om de doelrealisatie van complexen van doeltypen te kunnen berekenen, lopend van eenvoudige pragmatische oplossingen tot ingewikkelder algoritmen gebaseerd op een onderliggend conceptueel model.

UITGAAN VAN GEMIDDELTE STANDPLAATSEISEN

De meest eenvoudige oplossing is om de interne heterogeniteit te negeren en doelrealisatiefuncties op te stellen op basis van de range aan doeltypen binnen een complex. Deze oplossing is gekozen door de provincie Noord-Brabant (Ertsen et al. 2005). Omdat de natuurdoeltypen binnen de complexen meestal weinig verschillen in hun eisen aan de waterhuishouding is de fout die hiermee wordt gemaakt beperkt. Impliciet wordt deze oplossing ook gebruikt bij de bepaling van de doelrealisatie van qua vochttoestand heterogene natuurdoeltypen als 'vochtige duinvallei' die in wezen ook bestaan uit een complex aan doeltypen.

OPLOSSING PROVINCIE GELDERLAND

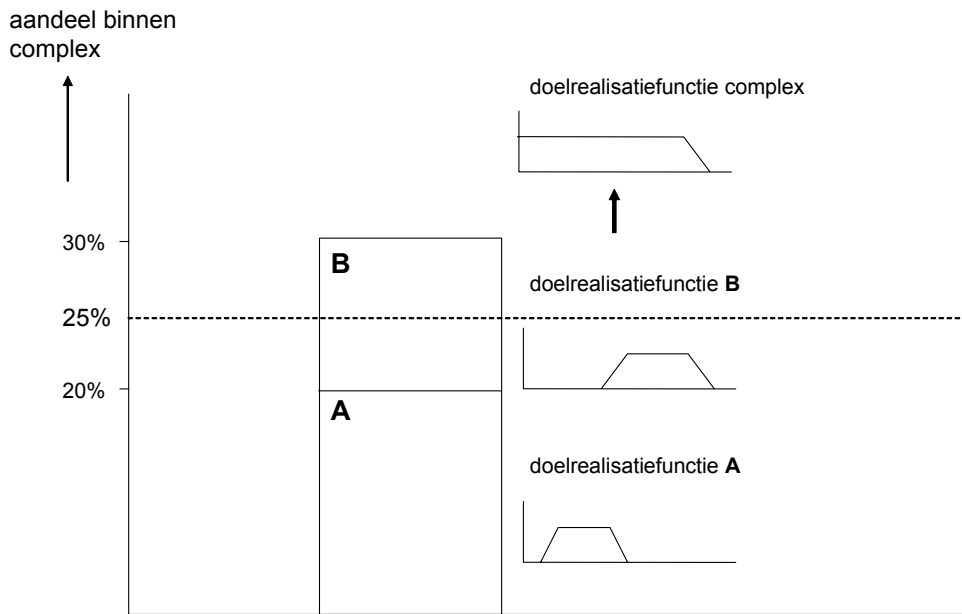
De oplossing die de provincie Gelderland heeft bedacht om te kunnen werken met complexen met natuurdoeltypen is om een maatgevend nat doeltypen te kiezen als representatief voor het complex van doeltypen. Startend bij het natste natuurdoeltypen wordt gekeken hoeveel procent van het complex wordt vertegenwoordigd door de beschouwde natte doeltypen, en wanneer 25% van de oppervlakte wordt bereikt of overschreden wordt het betreffende doeltypen als maatgevend beschouwd voor de eisen aan de grondwaterstand. Als het natste type 25% of meer van de oppervlakte inneemt wordt dat type maatgevend, als bij het op één na natste doeltypen de 25% van de oppervlakte wordt behaald wordt dat doeltypen als maatgevend beschouwd, etc. In Figuur 4.1 is dat toegelicht voor een hypothetisch voorbeeld waarbij het natste type a 20% van de oppervlakte behaald, en typen a en b samen 30% van de oppervlakte. In die situatie wordt de doelrealisatiefunctie van type b gebruikt om de doelrealisatie te bepalen, zij het dat alleen wordt gekeken naar de ondergrens (rechter grens in functie). Veronderstelling daarbij is dat een gebied wel te droog kan zijn, maar dat het zelden of nooit te nat zal zijn voor de realisatie van de gewenste natuur.

Verdere inperkingen zijn dat :

- de analyse zich beperkt tot de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, er wordt geen rekening gehouden met GLG, droogtestress en kwel.
- de doelrealisatie van het complex wordt afgeleid uit de doelrealisatie van het natste deel van het complex, tot het oppervlakte dat nodig is voor de realisatie van de natte doeltypen (in Figuur 4.1 is dat 30% van de totale oppervlakte, de doelrealisatie in het 30% natste deel van het complex is maatgevend voor de doelrealisatie van het complex als geheel).

FIGUUR 4.1

BEPALING VAN DE DOELREALISATIE VAN COMPLEXEN BINNEN DE PROVINCIE GELDERLAND. DE DOELREALISATIEFUNCTIE VAN TYPE B IS MAATGEVEND VOOR DE DOELREALISATIE VAN HET COMPLEX ALS GEHEEL.



OPLOSSING VOLGENS METHODE DOENAT

Door Hoogland et al. (2001) zijn als onderdeel van een Gisapplicatie DOENAT een aantal opties ontwikkeld om de realisatie van complexen van doeltypen te bepalen. Uitgangspunt in alle opties is dat gridcellen op basis van hun geschiktheid (de potentiële doelrealisatie) worden toegedeeld aan de natuurdoeltypen die binnen het vlak gerealiseerd dienen te worden. De toedeling van de gridcellen kan op 3 manieren plaatsvinden:

- 1 Toedeling op basis van de hoogste geschiktheid
- 2 Toedeling op basis van de hoogste waarde van het product van natuurwaarde en geschiktheid
- 3 Toedeling op basis van relatieve geschiktheid gecombineerd met gewenste arealen per natuurdoeltype.

Eerst wordt voor alle doeltypen de potentiële doelrealisaties van de gridcellen bepaald. Bij variant 1 wordt de gridcel vervolgens toegedeeld aan het doeltype waarvoor de cel het meest geschikt is door van de mogelijke doelrealisaties de maximale doelrealisatie te nemen. Bij deze optie wordt de doelrealisatie merendeels bepaald door het minst kritische doeltype. In het geval één van de doeltypen geen eisen stelt aan de waterhuishouding (bv. 'multifunctioneel bos') is de doelrealisatie van de gridcellen altijd 100%.

In variant 2 wordt rekening gehouden met de natuurwaarde van de doeltypen door de gridcel toe te delen aan het doeltype met voor die gridcel de hoogste waarde voor het product van doelrealisatie en natuurwaarde. De doelrealisatie van de gridcel wordt vervolgens gelijk gesteld aan de doelrealisatie voor het gekozen typen. In deze variant wegen waardevolle doeltypen zwaarder mee in de bepaling van de doelrealisatie.

In de derde variant wordt rekening gehouden met de gewenste oppervlakte per doeltype. Dat gebeurt door om de beurt cellen toe te wijzen aan doeltypen op basis van hun relatieve geschiktheid voor het doeltype. Eerst wordt voor doeltype a bepaald welke gridcel het meest geschikt is, dan voor doeltype b, etc. Zo worden beurtelings alle doeltypen afgelopen totdat de gewenste oppervlakte is bereikt of totdat alle resterende cellen een geschiktheid van 0 hebben.

OPLOSSING JANSEN ET. AL (2001)

Door Jansen et al. (2001) is een combinatie van de varianten 2 en 3 uit DOENAT gebruikt om de realisatie van natuurdoelen in de omgeving van Lochem-Vorden te bepalen. Daarbij worden gridcellen op basis van hun geschiktheid tot de gewenste oppervlakte toegewezen aan natuurdoeltypen, waarbij toewijzing als eerste gebeurt bij waardevolle en kritische doeltypen als vennen en blauwgrasland. Een verschil met de door Hoogland ontwikkelde methode is echter dat bij de bepaling van de geschiktheid niet alleen wordt gekeken naar de waterhuishouding, maar ook naar het bodemtype en het beheer. In plaats van de doelrealisatie volgens Waterlood is bij de optimalisatie gebruik gemaakt van voorspelde kansrijkdom op basis van NATLES.

4.3 DISCUSSIE

VOOR- EN NADELEN OPTIES

Van de onderzochte mogelijkheden lijken optie 3 uit DOENAT en de oplossing van Jansen et al. het meest algemeen toepasbaar en het beste aan te sluiten op de uitgangspunten van Waterlood. Kenmerk van deze methoden is dat op basis van de potentiële doelrealisatie of kansrijkdom per natuurdoeltype de gridcellen tot de gewenste oppervlakte ruimtelijk worden toegedeeld aan de verschillende natuurdoeltypen uit het complex. Vervolgens kan met het Waterlood-Instrumentarium op de standaardwijze de doelrealisatie per gridcel worden bepaald.

De door de provincie Gelderland toegepaste methode is relatief simpel maar heeft als bezwaar dat bij de bepaling van de doelrealisatie maar één factor in beschouwing wordt genomen, namelijk de voorjaarsgrondwaterstand. Met andere factoren (GLG, droogtestress, kwel, bodem en beheer) wordt geen rekening gehouden. Een uitbreiding van de methode zodanig dat met meerdere factoren rekening kan worden gehouden is niet eenvoudig te realiseren en zal het grootste voordeel van de methode, de eenvoud, wegnemen.

Een nadeel van de optie 1 uit DOENAT (maximale doelrealisatie) is dat systematisch een te positief beeld wordt gegeven van de potentiële realisatie van de gestelde natuurdoelen. Als er binnen een complex één natuurdoeltype is dat weinig of geen eisen stelt aan de waterhuishouding zal de doelrealisatie altijd hoog zijn, ook wanneer het gebied ongeschikt is voor de realisatie van de overige, meer kritische doeltypen uit een complex. Bij optie 2 (weging naar natuurwaarde) gelden in principe de zelfde bezwaren, zij het dat de overschatting gemiddeld wat minder zal zijn omdat de meest waardevolle natuurdoeltypen vaak ook kritischer zijn ten aanzien van de waterhuishouding.

Wordt gekozen voor een aanpak via ruimtelijke toedeling op basis van geschiktheid, dan is nog een vraag welke maat wordt gebruikt voor geschiktheid. Er kan, net zoals optie 3 uit DOENAT, worden uitgegaan van potentiële doelrealisatie op basis van de functies uit Waterlood. Indien het Instrumentarium wordt uitgebreid met een kansrijkdommodule is het echter te verkiezen om uit te gaan van de kansrijkdom per natuurdoeltype, omdat op die manier ook rekening kan worden gehouden met andere factoren als bodemtype en beheer. Een gebied kan qua waterhuishouding wel zeer geschikt zijn voor dotterbloemhoiland, maar als het bestaat uit bos ligt een broekbostype toch meer voor de hand dan een hoiland.

Een mogelijk nadeel van de keuze van een ruimtelijke toedeling is dat het een nogal bewerkelijke methode is die tijdrovend kan zijn. Daarom is in deze haalbaarheidsstudie ook een alternatieve benadering uitgewerkt die naar verwachting gemiddeld genomen vergelijkbare resultaten oplevert, maar waarbij de stap van de ruimtelijke toedeling aan gridcellen achterwege wordt gelaten. In deze benadering worden de doelrealisaties opgevat als een soort kansen, zodat oppervlakte en mate van doelrealisatie onderling uitwisselbaar geacht kunnen worden (10 ha met doelrealisatie 0,5 is gelijk aan 5 ha met doelrealisatie 1). Door per gridcel relatieve 'kansen' voor de verschillende natuurdoeltypen te berekenen op basis van de doelrealisatie en vervolgens de totale oppervlakte te berekenen als het product van oppervlakte x 'kansen' kan worden nagegaan in hoeverre kan worden voldaan aan de doelstellingen voor het gebied. In bijlage 1 wordt deze methode nader toegelicht.

Of de laatste methode inderdaad leidt tot vergelijkbare resultaten als via een ruimtelijke toedeling is niet uitgetest. Ook is niet duidelijk welke tijdswinst de methode oplevert. Dat hangt sterk af van de programmeeromgeving die wordt gekozen voor de nieuwe versie van Waterlood.

Welke oplossing het beste past aansluit bij het modelinstrumentarium is bovendien mede afhankelijk van de keuze voor de vegetatiemodule. Wordt voor PROBE gekozen dan ligt de laatgenoemde mogelijkheid (kansbenadering) voor de hand omdat die aansluit op het in PROBE gebruikte concept, en dus direct gebruik kan worden gemaakt van de door dat model berekende kansen (zie bijlage 1).

RUIM OMGRENSDE DOELTYPEN

In het voorgaande is vooral ingegaan op de problemen die ontstaan bij de bepaling van de doelrealisatie voor complexen van natuurdoeltypen, waarbij per kaartvlak meerdere doeltypen worden aangegeven. Soortgelijke problemen kunnen echter ook ontstaan bij kaartvlakken waarbij weliswaar slechts één doeltype staat aangegeven, maar het doeltype zo ruim omgrensd is dat het type nauwelijks sturend is voor de waterhuishouding. Voorbeelden zijn bijvoorbeeld het natuurdoeltype 'natte duinvallei', dat loopt van droogvallend water (Associatie van Waterpunge en Oeverkruid) tot matig vochtig struweel (Associatie van Wintergroen en Kruiwilg), en het type 'Bos van arme zandgronden dat loopt van Moliniarijke vochtige varianten van het Berken-Eikenbos tot kurkdroge Korstmossen-Dennenbossen.

Een probleem bij deze ruim omgrensde doeltypen is dat de achterliggende doelstelling vaak niet duidelijk is: is het doel gerealiseerd als één van de genoemde vegetatietypen goed ontwikkeld voorkomt, of is het de bedoeling dat alle typen uit de genoemde gradiënt gerealiseerd kunnen worden? Bij de multifunctionele bossen die vallen onder het doeltype 'bos van arme zandgronden' en 'park-stinzenbos' is ongetwijfeld de eerste interpretatie veelal de juiste, en is de enige eis die wordt gesteld aan de waterhuishouding dat de grondwaterstand niet te ondiep is voor recreatie en bomengroei. Maar bij natte duinvalleien is het zeer de vraag of gesproken kan worden van een hoge doelrealisatie als alleen vochtige vegetaties kunnen worden gerealiseerd. Hier is er bij de toekenning ongetwijfeld van uitgegaan dat een zodanige waterhuishouding wordt gerealiseerd dat een volledige gradiënt kan worden gerealiseerd, lopend van droogvallend water in het centrum van de vallei tot vochtige vegetaties langs de valleiranden op de overgang naar de droge duinen.

Omdat de achterliggende doelstellingen zo verschillen is het niet goed mogelijk om alle ruim omgrensde doeltypen op een vergelijkbare manier te behandelen. Het verdient daarom aanbeveling om binnen de ruim omgrensde typen onderscheid te maken tussen weinig kritische typen, waar weinig eisen worden gesteld aan de waterhuishouding, en kritische typen, waar juist wordt gestreefd naar een zodanige waterhuishouding dat de volledige gradiënt binnen

het type kan worden gerealiseerd. Voor de eerste categorie zijn geen verder aanpassingen nodig, omdat ze nu binnen Waternood al juist worden behandeld (potentiële doelrealisatie is hoog wanneer de waterhuishouding geschikt is voor tenminste één van de typen of een redelijk deel van de typen). De tweede categorie omvat feitelijk complexen van natuurdoeltypen die bij voorkeur ook als zodanig beschreven zouden moeten worden. Bij uitbreiding van het Waternood-Instrumentarium met een module voor de bepaling van de doelrealisatie van complexen kan voor deze doeltypen alsnog de doelrealisatie worden bepaald op een manier die beter aansluit op de achterliggende doelstellingen. Een alternatief is om de natuurdoelen nader te specificeren door kaartvlakken op te splitsen en de doeltypen gedetailleerder te omschrijven. Dat is echter geen alternatief in complexe en reliëfrijke gebieden, waarbij de precieze ligging van delen uit de vochtgradiënt sterk afhankelijk is van de grondwaterstand.

5

DOELREALISATIE HABITATTYPEN

5.1 INLEIDING

Bij de verdrogingsbestrijding en de bepaling van de GGOR wordt momenteel prioriteit gegeven aan Natura-2000 gebieden, vanwege de Europese verplichtingen die voor die gebieden zijn aangegaan. Dat betekent dat het voor waterbeheerders nodig is te weten in hoeverre de waterhuishouding in die gebieden geschikt is voor de habitattypen op grond waarvan de gebieden zijn aangewezen als speciale beschermingszone. In Tabel 5.1 staat aangegeven welke habitattypen in Nederland voorkomen en in hoeverre ze afhankelijk zijn van de hydrologie.

5.2 OPNAME HABITATTYPEN IN WATERNOOD

Binnen het Alterra-project 'Leefomgevingscondities' zijn de habitattypen ingevoerd in Waterlood door per habitatype een tabel op te stellen met samenstellende vegetatietypen en hun weegwaarden voor de kenmerkendheid voor dat habitatype. Daarvoor is gebruik gemaakt van de door Janssen et al (2006) opgestelde vertaaltabel van vegetatietypen naar habitattypen (Sleutel Habitattypen - VegNL - versie 4.xls). Daarbij is alleen gebruik gemaakt van typen die in de tabel staan aangegeven als bepalend voor de *verspreiding* van het type¹. Deze typen hebben standaard een weegwaarde 2 gekregen.

In een aantal gevallen is de weegwaarde verhoogd of verlaagd:

- Bij type 6230 (soortenrijke heischrale graslanden) is de weegwaarde voor associatie 19Aa1 (*Galio hercynici-Festucetum ovinae*) verhoogd naar 4 omdat anders droge heischrale graslanden zouden worden ondergewaardeerd t.o.v. de natte.
- Bij type 6430 (voedselrijke zoomvormende ruigten) is de weegwaarde voor associatie 33Aa3 (*Urtico-Cruciatetum laevipedes*) verhoogd naar 4 omdat anders droge heischrale graslanden zouden worden ondergewaardeerd t.o.v. de natte.
- Bij type 7230 (alkalisch laagveen) is de weegwaarde van type 9Ba5 (*Equiseto variegati-Salicetum repentis*) verlaagd naar 1 omdat het type weinig voorkomt (op 2 groeiplaatsen in Nederland) en qua standplaats nogal afwijkt van de andere vegetatietypen die genoemd worden als kenmerkend voor het habitatype.
- Bij type 1330 (Atlantische schorren) is de weegwaarde van type 26Ac7 (*Oenanthe lachenalii-Juncetum maritima*) verlaagd naar 1 omdat dit type alleen aan de randen van kwelders voorkomt onder invloed van toetromend zoet regenwater, en derhalve weinig kenmerkend is voor de kwelder zelf.

¹ Daarnaast worden ook vegetatietypen opgegeven die in zo nauwe associatie met de voor het habitatype kenmerkende vegetatietypen voorkomen dat ze bij de bepaling van de oppervlakte worden meegenomen.

TABEL 5.1 AFHANKELIJKHEID HABITATTYPEN VAN GROND- EN OPPERVLAKTEWATER

Habitatype	Afhankelijk van gw.stand	Kwelaafhankelijk	Overstromingsafhankelijk	Oppervlaktewatersysteem
1 Kusthabitats en halofytenvegetaties				
1110 permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken				
1130 estuaria				
1140 bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten				
1160 grote, ondiepe kreken en baaien				
1310 eenjarige pioniervegetatie van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia spec.</i>				
1320 schorren met slijkgrasvegetatie				
1330 Atlantische schorren				
2 Zeekust- en landduinen				
2110 embryonale wandelende duinen				
2120 wandelende duinen op strandwal met <i>Ammophila arenaria</i>				
2130 vastgelegde duinen met kruidvegetatie				
2140 vastgelegde ontkalkte duinen met <i>Empetrum nigrum</i>				
2150 Atlantische vastgelegde ontkalkte duinen				
2160 duinen met <i>Hippophae rhamnoides</i>				
2170 duinen met <i>Salix repens ssp. argentea</i>				
2180 beboste duinen van het Atlantische, continentale en boreale gebied				
2190 vochtige duinvalleien				
2310 psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Genista</i>				
2320 psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Empetrum nigrum</i>				
2330 open grasland met <i>Corynephorus</i> - en <i>Agriostis</i> -soorten op landduinen				
3 Zoetwaterhabitats				
3110 mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten				
3130 oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren				
3140 kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische <i>Chara ssp.</i> vegetaties				
3150 van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition				
3160 dystrofe natuurlijke poelen en meren				
3260 submontane- en laaglandrivieren				
3270 rivieren met slikoevers				
4 Heide en struikvegetaties van de gematigde klimaatzone				
4010 Noord-Atlantische vochtige heide met <i>Erica tetralix</i>				
4030 droge Europese heide				
5 Thermofiel struikgewas				
5130 <i>Juniperus communis</i> -formaties in heide of kalkgrasland				
6 Natuurlijke en halfnatuurlijke graslandformaties				
6110 kalkminnend of basofiel grasland op rotsbodem behorend tot het Alysso-Sedion albi				
6120 kalkminnend grasland op dorre zandbodem				
6130 grasland op zinkhoudende bodem behorende tot het Violetalia calamariae				
6210 droge halfnatuurlijke graslanden en struikvormende facies op kalkhoudende bodem				
6230 soortenrijke heischrale graslanden, op arme bodems van berggebieden				

Habitatype	Afhankelijk van gw.stand	Kwelaafhankelijk	Overstromingsafhankelijk	Oppervlaktewatersysteem
6410 grasland met <i>Molinia</i> op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem	■			
6430 voedselrijke zoomvormende ruigten	■	■	■	
6510 laaggelegen schraal hooiland	■		■	
7 Venen				
7110 actief hoogveen	■			■
7120 aangetast hoogveen waarvan natuurlijke regeneratie nog mogelijk is	■			■
7140 overgangs- en trilveen	■	■	■	
7150 slenken in veengronden met vegetatie behorende tot het <i>Rhynchosporion</i>	■			
7210 kalkhoudende moerassen met <i>Cladium mariscus</i> en soorten van het <i>Caricion davallianae</i>	■	■	■	■
7230 alkalisch laagveen	■		■	
9 Bossen				
9110 beukenbossen van het type <i>Luzulo-Fagetum</i>				
9120 zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van <i>Ilex</i> of soms van <i>Taxus</i>		■		
9160 Subatlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukenbossen				
9190 oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met <i>Quercus robur</i>				
91D0 veenbossen	■	■	■	
91E0 alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i>	■	■	■	
91F0 gemengde bossen langs grote rivieren	■	■	■	

■	sterke afhankelijk	■	habitatype deels afhankelijk	■	in beperkte mate afhankelijk
---	--------------------	---	------------------------------	---	------------------------------

Soms is de afleiding van de hydrologische randvoorwaarden met Waterlood lastig omdat de Europese indeling in habittypen niet goed aansluit op de Nederlandse indeling in vegetatietypen. Dit probleem speelt met name een rol bij type 7210 (Kalkhoudende moerassen met *Cladium mariscus* en soorten uit het *Caricion davallianae*). Beginnende trilveenvegetaties met *Galigaan*, die nadrukkelijk deel uitmaken van het habitatype, worden namelijk in De Vegetatie van Nederland niet als zodanig onderscheiden (werden in voorgaande indeling door Westhoff en den Held nog ondergebracht in subassociatie *scorpidietosum*). Om niet de verkeerde indruk te laten ontstaan dat onder type 7210 alleen watervegetaties vallen met *Galigaan* is in de Waterlood-indeling de associatie 9Ba1 (*Scorpidio-caricetum diandrae*) toegevoegd, hoewel deze associatie slechts gedeeltelijk binnen het habitatype valt (alleen jonge successiestadia die overgang vormen naar het *Cladietum*) en in de vertaallijst van John Janssen ontbreekt.

Omdat in Waternood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden natuur' alleen terrestrische vegetaties en semiterrestrische vegetaties (vennen, trilvenen, oevers) zijn opgenomen zijn de volgende typen weggelaten:

- 1110 permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken
- 1130 estuaria
- 1140 bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten
- 1160 grote, ondiepe kreken en baaien
- 2190a vochtige duinvalleien, water/oever
- 3140 kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische Chara ssp. vegetaties
- 3150 van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition
- 3260 submontane- en laaglandrivieren

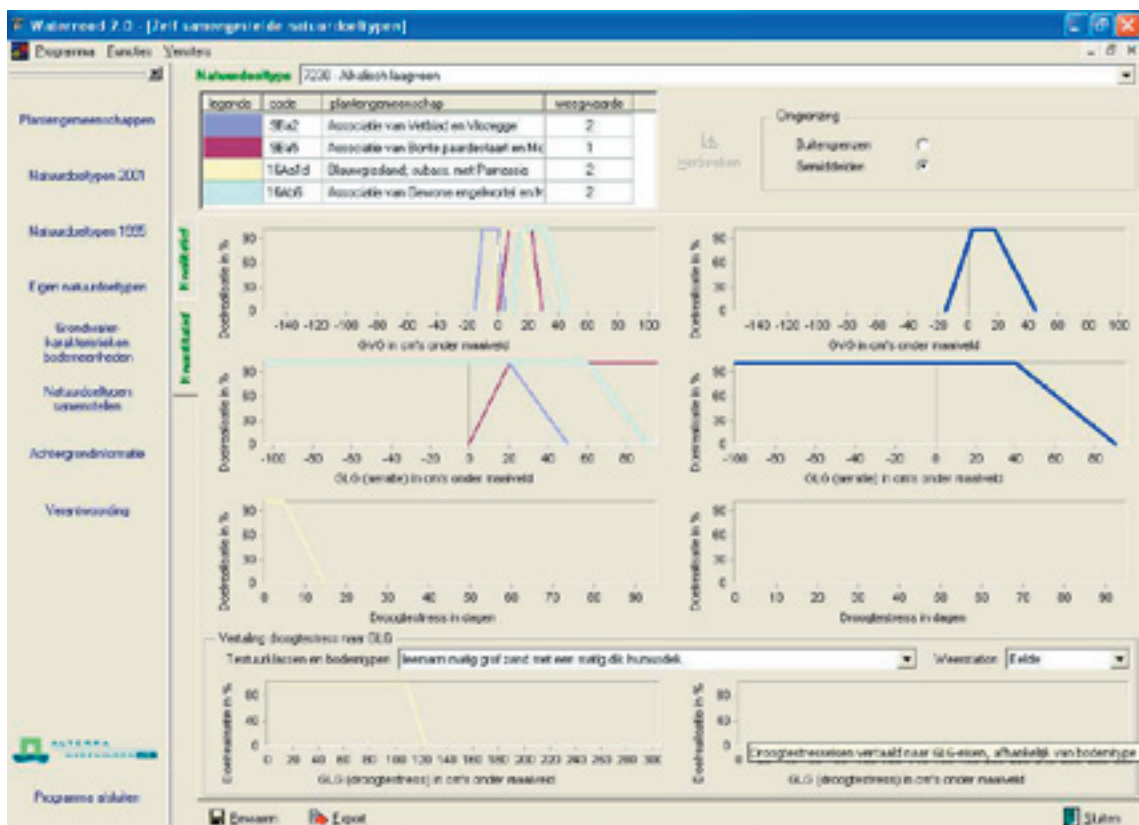
Bij type 3270 (rivieren met slikoevers) hebben de opgenomen vegetaties en daarvan afgeleide randvoorwaarden alleen betrekking op de slikoevers.

Bij buitendijks voorkomende typen hebben gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden en gemiddeld laagste grondwaterstanden weinig of geen betekenis omdat hier de getijdendynamiek bepalend is voor de leefomstandigheden van de planten. Dat betekent dat bij de samenstellende typen geen grondwaterstandseisen staan aangegeven of dat deze eisen alleen betrekking hebben op situaties waarin de betreffende vegetatietypen binnendijks voorkomen.

Het gaat om de volgende typen:

- 1310 eenjarige pioniervegetatie van slik- en zandgebieden met Salicornia spec.
- 1320 schorren met slijkgrasvegetatie
- 1330 Atlantische schorren
- 2110 embryonale wandelende duinen

FIGUUR 5.1 VOORBEELD HYDROLOGISCHE RANDVOORWAARDEN VOOR TYPE 7230 (ALKALISCH LAAGVEEN)



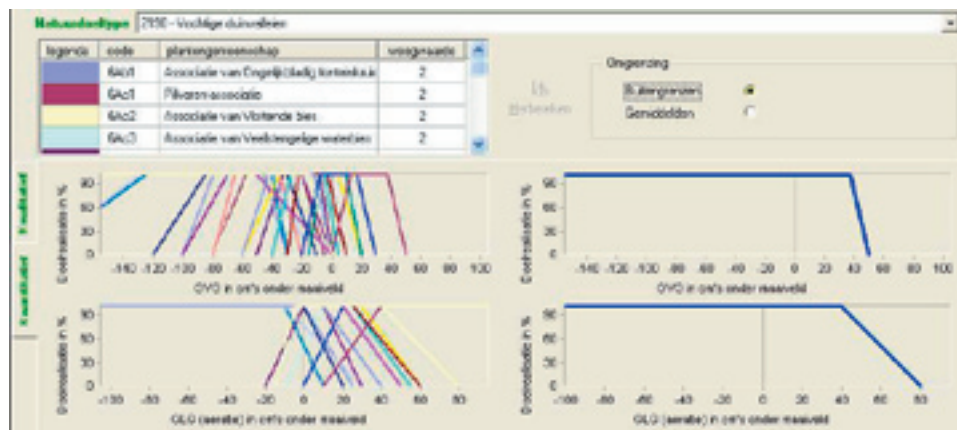
5.3 RESULTATEN: HYDROLOGISCHE EN OVERIGE RANDVOORWAARDEN

Op basis van de Waterlood-applicatie is voor alle behandelde habitattypen na te gaan wat de hydrologische randvoorwaarden zijn van de voor het habitatype kenmerkende vegetaties en welke randvoorwaarden voor het type als geheel daaruit kunnen worden afgeleid. In Figuur 5.1 staat als voorbeeld de afleiding van de hydrologische randvoorwaarden voor het habitatype 7230 (alkalisch laagveen) aangegeven. Dit type omvat een viertal Nederlandse vegetatietypen, te weten de Associatie van Vetblad en Vlozegge, de associatie van Bonte paardenstaart en Moeraswespenorchis, de subassociatie van Parnassia van het blauwgrasland en de associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge. Wat betreft de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) komen de typen redelijk overeen. Alle typen komen optimaal voor bij grondwaterstanden dicht bij maaiveld of iets daaronder (links boven). Wordt uitgegaan van de gemiddelden van de optima van de samenstellende vegetatietypen dan ontstaat een optimumcurve zoals rechts boven aangegeven.

De associatie van Bonte paardenstaart en Moeraswespenorchis wijkt qua laagste grondwaterstanden (GLG) nogal af van de overige typen. De associatie komt voor in tichelgaten op kalkrijke zavel en zand en de grondwaterstand moet hier in de zomer voldoende ver wegzakken om te voorkomen dat voedselrijke moerasvegetaties ontstaan. De andere genoemde vegetatietypen zijn alle kwelgevoed en stellen juist als eis dat de grondwaterstanden niet te ver wegzakken. Bij de bepaling van de randvoorwaarden voor het type als geheel wegen de andere typen het zwaarst mee en wordt dus als randvoorwaarde gesteld dat de GLG bij voorkeur niet dieper is dan 40-60 cm onder maaiveld. Het zal echter duidelijk zijn dat deze 'gemiddelde' randvoorwaarde niet van toepassing is in eventuele habitatrictlijngebieden die worden aangewezen op basis van het voorkomen van de associatie van Bonte paardenstaart en Moeraswespenorchis.

Het laatste voorbeeld geeft aan dat het belangrijk is er rekening mee te houden dat er binnen een habitatype nog een aanzienlijke variatie kan bestaan en dat lokaal vegetaties kunnen voorkomen die specifieke eisen kunnen stellen die niet gedekt worden door de gemiddelde randvoorwaarden voor het type als geheel. Sommige habitattypen zijn nogal ruim omgrensd en omvatten van nature een grote variatie aan milieucondities, zoals bij vochtige duinvalleien (type 2190) waarbij het type loopt van open water (duinplassen) tot de randen van vochtige valleien (Figuur 5.2). In die gevallen zal het streven er over het algemeen op gericht zijn om binnen een gebied een zo groot mogelijk deel van die variatie ook daadwerkelijk te realiseren zodat alle kenmerkende vegetaties en soorten kans krijgen voor te komen.

FIGUUR 5.2 VORBEELD VAN EEN HABITATYPE MET EEN BREDE RANGE AAN VEGETATIES EN HYDROLOGISCHE CONDITIES, LOPEND VAN OPEN WATER TOT VOCHTIGE STANDPLAATSEN



6

DISCUSSIE

6.1 VOORSPELLING STANDPLAATSCONDITIES

Een belangrijke vraag bij de bepaling van de kansrijkdom van doeltypen is hoe het beste rekening kan worden gehouden met bodemtype en beheer. De nuloptie is om hier geen rekening mee te houden, en de kansrijkdom volledig te bepalen op basis van de hydrologische condities, gebruik makend van de bestaande doelrealisatiefuncties voor grondwaterstand, droogtestress en kwel. Nadeel hiervan is echter dat de kansrijkdom van doeltypen zwaar wordt overschat omdat via bodem en beheer, ook de voedselrijkdom en de zuurgraad van invloed zijn op de vegetatie. Deze optie is dus verworpen.

Onderzocht is op welke wijze onderdelen uit ecohydrologische modellen DEMNAT, NATLES, NICHE en PROBE het best gebruikt kunnen worden om binnen Waterlood de invloed van bodemtype en beheer op het vegetatietype te voorspellen.

ZUURGRAAD

Wat betreft de zuurgraad wordt aanbevolen om in kwelsituaties gebruik te maken van de voor NATLES en Waterlood ontwikkelde reprofuncties die zijn afgeleid uit voorbeeldberekeningen met het model SMART. De functies voorspellen de zuurgraad als functie van bodemtype, kwelflux en de grondwaterkwaliteit. Door deze functies te gebruiken wordt een directe en oorzakelijke relatie gelegd met de factoren die in kwelsituaties het meest bepalend zijn voor de zuurgraad. Het gebruik van uit procesmodellen afgeleide reprofuncties is niet nieuw: vergelijkbare met SWAP afgeleide reprofuncties worden in het Waterlood-Instrumentarium gebruikt om de droogtestress te voorspellen als functie van de bodemtextuur en de GLG.

Het gebruik van de reprofuncties heeft als voordeel ten opzichte van de huidige procedure in Waterlood dat het niet aan de gebruiker wordt overgelaten om te bepalen of een bepaald vegetatietype in zijn gebied wel of niet kwelafhankelijk is. In plaats van eisen te stellen aan de aanwezigheid van kwel, zoals in het huidige Waterlood-Instrumentarium, worden dan eisen gesteld aan de zuurgraad. Of de aanwezigheid van kwel bij een bepaald bodemtype nodig is om de vereiste zuurgraad te behalen blijkt vanzelf uit de reprofuncties. Bovendien wordt het discrete onderscheid tussen wel of geen kwel vervangen door een continue schaal op basis van de kwelflux.

Een continue schaal suggereert dat nauwkeurig de zuurgraad kan worden voorspeld, en het is de vraag in hoeverre dat kan worden waargemaakt. Om de zuurgraad van de standplaats te kunnen voorspellen is informatie nodig over de ecologisch relevante deel van de kwelflux, te weten de hoeveelheid kwel die de wortelzone bereikt. Probleem is echter dat de meeste hydrologische modellen alleen kwelfluxen berekenen over de eerste scheidende laag. Deze kwel is lang niet altijd van invloed op terrestrische standplaatsen: in diep ontwaterde gebieden verdwijnt een groot deel van deze kwel rechtstreeks naar de sloten zonder enige invloed te hebben gehad op de zuurgraad van terrestrische standplaatsen. Voor de bepaling van effecten op terrestrische standplaatsen is dus een nabewerking nodig om te kunnen schatten welk deel van de kwelflux terecht komt in de wortelzone. In het SIMGRO-model dat vaak is

gebruikt om invoer voor NATLES te genereren gebeurt dit door een balans bij te houden van de hoeveelheid regen- en kwelwater in de wortelzone, waarbij er van uit wordt gegaan dat regenwater als eerste wordt afgevoerd (Runhaar et al. 1999). Dat geeft weliswaar een overschatting van de hoeveelheid kwel die in de wortelzone terechtkomt, maar is wel realistischer dan de aanname dat alle kwel over de scheidende laag in de wortelzone terechtkomt. Het kan aan de gebruikers worden overgelaten om een dergelijke nabewerking uit te voeren. Alternatief is in Waternood een module in te bouwen die op basis van kwelfluxen over de scheidende laag en aanvullende informatie over drainageweerstand en (grond)waterstanden een schatting geeft van de kwelflux naar de wortelzone. Een mogelijke alternatieve oplossing is per gemiddelde regio de samenhang vast te stellen tussen kwelafhankelijke vegetaties en berekende kwelflux en deze samenhang in een regionale Waternood-versie in te bouwen.

Wanneer er geen informatie is over kwelfluxen naar de wortelzone, noch over de grondwaterkwaliteit, hoeft dat niet persé een probleem te zijn. In het geval dat er bijvoorbeeld alleen informatie beschikbaar is over het wel dan niet aanwezig zijn van kwel, kan aan de gebruiker de keuze worden aangeboden om in de kwelgebieden uit te gaan van een default kwelflux en een default grondwatertype. Op die manier kan het model zowel worden gebruikt in situaties waarin wel, als in situaties waarin geen gedetailleerde informatie over de waterhuishouding beschikbaar is. Een dergelijke aanpak is echter alleen zinvol wanneer tenminste een deel van de beoogde gebruikers op afzienbare termijn in staat is de gevraagde kwelfluxen te berekenen. Is dat niet het geval, dan kan alsnog worden overwogen gebruik te maken van vuistregels waarin de zuurgraadklasse wordt geschat op basis van meer indirecte factoren, bijvoorbeeld op basis van bodemtype en GLG (zoals nu in NICHE) of op basis van bodemtype, GVG en kwelflux over de scheidende laag.

VOEDSELRIJKDOM

De voedselrijkdom is een standplaatsfactor die slechts in beperkte mate kan worden beïnvloed door de waterbeheerder. Bovendien is de voedselrijkdom een zeer complexe factor, met name in grondwaterafhankelijke situaties waar grondwateraanvoer en schommelingen in waterstand en redoxpotentiaal leiden tot een grote variabiliteit van het systeem in ruimte en tijd. Dat betekent dat een procesmatige benadering zoals gebruikt bij de voorspelling van de droogtestress en zuurgraad, niet zinvol en waarschijnlijk ook niet mogelijk is. Vandaar dat wordt aanbevolen om te werken met uit empirische relaties en deskundigenschattingen afgeleide vuistregels, zoals gebruikt in de modellen NICHE en NATLES. In beide modellen spelen beheer, vruchtbaarheid van de bodem en afbraak van organisch materiaal bij diepere grondwaterstanden een rol. Ze verschillen echter in de wijze waarop deze variabelen worden gebruikt om de voedselrijkdom van de standplaats te voorspellen, en deels worden ook andere variabelen gebruikt (zuurgraad bij NATLES, atmosferische depositie in NICHE). Bij gebrek aan goed vergelijkingsmateriaal is het niet goed mogelijk te bepalen welke vuistregels de grootste voorspellende waarde hebben. Vandaar dat wordt aanbevolen om beide modules in een zelfde gebied toe te passen, en op basis van de resultaten te bepalen wat de sterke en zwakke punten van de methoden zijn. Op grond daarvan kunnen aangepaste vuistregels worden opgesteld waarin de sterkste onderdelen uit beide modellen worden gecombineerd.

VEGETATIEBEHEER

Ook het vegetatiebeheer is een factor die slechts in beperkte mate door de waterbeheerder kan worden beïnvloed. Daarom wordt voorgesteld om net als in de modellen NICHE en NATLES uit te gaan van een simpele tweedeling tussen standplaatsen met en zonder vegetatiebeheer, waarbij:

- korte vegetaties alleen kansrijk worden geacht op plekken met vegetatiebeheer en bossen en struwelen alleen op plekken zonder beheer of met aangepast bosbeheer;
- wanneer niet anders wordt opgegeven door de gebruiker er van uit wordt gegaan dat vegetatiebeheer plaats vindt op plekken waar op basis van LGN op de topografische kaart sprake is van korte vegetaties (heide, grasland e.d.).

KALIBRATIE MODEL

In het huidige Waterlood-Instrumentarium wordt alleen rekening gehouden met de hydrologische vereisten van natuurdoeltypen. De hydrologische condities worden niet berekend, maar vormen invoer voor het Instrumentarium. Als voor de invoer gebruik wordt gemaakt van een hydrologisch model is het belangrijkste dat dit model goed is gekalibreerd aan peilbuisgegevens of grondwaterkaarten, en dat de uitkomsten voldoende representatief zijn voor de natuurgebieden. In de praktijk blijkt namelijk dat de grondwaterstanden in natuurgebieden vaak te laag worden voorspeld doordat te veel wordt uitgegaan van voor landbouwgebieden afgeleide relaties. Doordat de watergangen in natuurgebieden minder diep zijn en minder intensief worden onderhouden, leidt dat tot een onderschatting van de drainageweerstand. Ook bij grondwaterkarteringen zijn de kaarten vaak niet of onvoldoende representatief voor de grondwaterstanden in natuurgebieden, met als gevolg dat de grondwaterstanden te laag worden ingeschat.

Met de inbouw van een kansrijkdommodule neemt de kalibratiebehoefte toe omdat nu ook andere factoren dan de hydrologie in de voorspelling worden betrokken en bovendien uitspraken worden gedaan over het al dan niet voorkomen van vegetatietypen. Dat betekent dat niet langer kan worden volstaan met de kalibratie van het onderliggende hydrologische model maar dat ook de kansrijkdommodule zelf gekalibreerd dient te worden.

De ervaring met NATLES is dat daarbij in ieder geval aandacht dient te worden besteed aan de toedeling van bodemtypen van de 1:50.000 bodemkaart aan functionele bodemeenheden (zie Runhaar et al. 2003 en 2003a). Bij de voorspelling van de voedselrijkdom en de zuurgraad wordt normaliter uitgegaan van de 'gemiddelde' samenstelling van de bodemtypen. In werkelijkheid is er een grote variatie binnen bodems die officieel tot een zelfde bodemtype behoren. Deels is deze variatie regionaal bepaald. Zo zijn 'typische' leekerdgronden die voorkomen op zee- en rivierklei veel rijker aan mineralen en nutriënten dan de leekerdgronden die sporadisch voorkomen in beekdalen en die eigenlijk zijn op te vatten als beekerdgronden met een iets hoger lutumgehalte. Wordt uitgegaan van de gemiddelde eigenschappen van het type, dan wordt de voedselrijkdom van het bodemtype in beekdalen overschat omdat de beekleem minder vruchtbaar is dan jonge zee- of rivierklei. Bij toepassing in een beekdalgebied is het dus verstandiger de hier aanwezige leekerdgronden te behandelen als ware het beekerdgronden. Een ander probleem is dat op de bodemkaart vaak wordt gewerkt met complexen van bodemtypen, die worden aangeduid als 'associaties'. Omdat binnen de gekozen modelopzet wordt uitgegaan van homogene gridcellen is het noodzakelijk te bepalen welk van de samenstellende bodemtypen het meest kenmerkend is voor de textuur en minerale samenstelling van de standplaats en als maatgevend wordt beschouwd voor de te verwachten effecten.

Wanneer, zoals aanbevolen in dit rapport, slechts in beperkte mate rekening wordt gehouden met het beheer (alleen onderscheid korte vegetaties versus bos) is er op dit punt slechts weinig behoefte aan een uitgebreide kalibratie. Hooguit dient er rekening mee te worden gehouden dat er bij gebruik van LGN-gegevens sprake kan zijn van misclassificaties, waardoor korte vegetaties zijn geïnclassificeerd als bos en vice versa. Bij gebruik van de top-10 kaart speelt dit probleem minder (Runhaar et al. 2006).

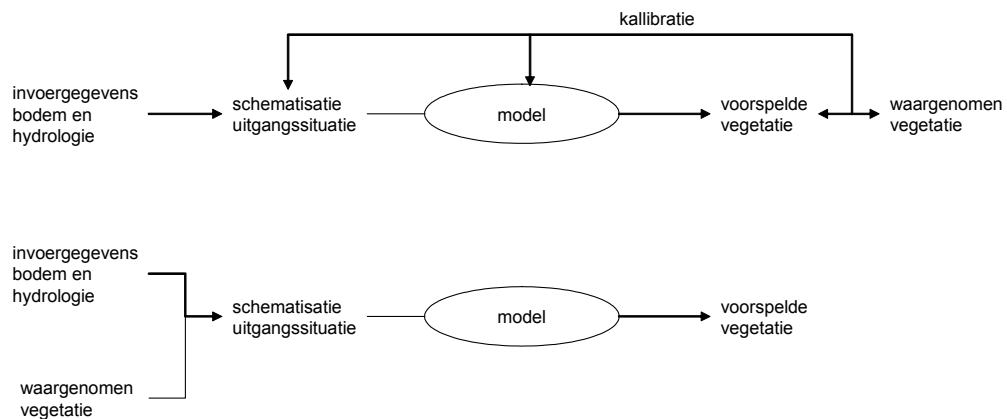
Vegetatiekaarten vormen de belangrijkste bron gegevens om de kansrijkdommodule te kalibreren. Door de voor de huidige situatie voorspelde vegetatiepatronen te vergelijken met de werkelijk waargenomen vegetatiepatronen kunnen fouten als gevolg van verkeerde bodemindelingen of verkeerde indeling naar vegetatiestructuur worden opgespoord. De gegevens kunnen ook gebruikt worden om de hydrologische invoer te verbeteren. Daarnaast kunnen de vegetatiegegevens ook gebruikt worden om het onderliggende hydrologische schematisatie te verbeteren. Op grond van de verspreiding van kwelindicerende soorten en vegetatietypen kan worden nagegaan of de ligging van de kwelgebieden bij benadering juist is voorspeld en wat het meest waarschijnlijke grondwatertype is.

Verschillen tussen voorspelde en waargenomen vegetatiepatronen kunnen uiteraard ook liggen aan fouten in de aannames over relaties tussen bodem, hydrologie, standplaatscondities en vegetatie. Dat soort fouten is voor normale gebruikers echter moeilijker aan te passen omdat daarvoor veranderingen moeten worden doorgevoerd in onderliggende tabellen en functies.

Een discussiepunt is nog op welke manier de vegetatiegegevens het beste gebruikt kunnen worden bij een hydro-ecologische modelvoorspelling. Bij toepassingen van NATLES en NICHE worden vegetatiegegevens gebruikt om zoals boven aangegeven het model te kalibreren en te verbeteren. Een andere optie is om de vegetatiegegevens al vooraf te gebruiken voor (een verbetering van) de schematisatie van de uitgangssituatie, zoals dat gebeurt in de modellen DEMNAT en PROBE (Figuur 6.1). Daarbij wordt informatie over factoren als grondwaterstand, kalkrijkdom en mineralisatie mede afgeleid uit de vegetatiesamenstelling. Dat is echter alleen mogelijk in bestaande natuurgebieden. Omdat de kansrijkdommodule naar verwachting veel gebruikt zal worden om de kansrijkdom in natuurontwikkelingsgebieden te bepalen is dit een ernstige beperking. Een andere beperking van deze werkwijze dat er geen inzicht ontstaat in de voorspellende waarde van het model in situaties dat de vegetatie niet gekarteerd wordt of wanneer er veranderingen plaatsvinden in landgebruik of hydrologie.

FIGUUR 6.1

EEN PRINCIPIELE KEUZE IS OF VEGETATIEGEGEVENS VOORAF WORDEN GEBRUIKT OM DE SCHEMATISATIE TE VERBETEREN (ONDER, SITUATIE DEMNAT EN PROBE) OF ACHTERAF OM HET MODEL TE KALLIBREREN (BOVEN, SITUATIE NATLES EN NICHE)



6.2 VOORSPELLING VEGETATIERESPONS

Om de kans op het voorkomen van vegetatietypen en natuurdoeltypen te voorspellen als functie van grondwaterstand, voedselrijkdom, zuurgraad en beheer kan gebruik worden gemaakt van de in Waterlood gebruikte doelrealisatiefuncties of van de kansfuncties uit PROBE. Het gaat om twee conceptueel verschillende benaderingen, die elke hun voor- en tegens hebben. Het gebruik van doelrealisatiefuncties heeft als voordelen dat ze aansluiten bij de bestaande methode om doelrealisaties te bepalen en dat gebruik kan worden gemaakt van verschillende soorten kennis (indicatiewaarden, gemeten ranges per vegetatietype en kennis deskundigen). De dichtheidsfuncties hebben als voordeel dat het onderscheidend vermogen groter is, dat de methode flexibeler is, en daardoor makkelijker kan worden aangepast aan de gebruikte vegetatietypologie, en dat standplaatsfactoren niet onafhankelijk hoeven in te werken op de vegetatie.

De verschillen tussen beide systemen zijn onvoldoende onderscheidend om vooraf een keuze te kunnen maken. Daarom wordt aanbevolen om beide benaderingen naast elkaar toe te passen in eenzelfde gebied en de uitkomsten te toetsen aan vegetatiekaarten. Zo kan worden bepaald wat betrouwbaarheid en onderscheidend vermogen van beide methoden zijn en welke methode het beste aansluit bij de wensen van de gebruikers.

Een belangrijke vraag daarbij is welke ruimtelijke schaal en welk aggregatieniveau in de vegetatie door de gebruiker als noodzakelijk wordt beschouwd. Is het noodzakelijk om per gridcel van 25 x 25 meter met 95% waarschijnlijkheid te kunnen voorspellen welke associatie of subassociatie zal voorkomen, of is het voldoende om te weten dat in een gebied voldoende standplaatsen voorkomen die geschikt zijn voor bepaalde natuurdoeltypen of ecotooptypen? En zijn de gebruikers in het eerste geval ook bereid om te investeren in de bestanden en modellen die nodig zijn om de gevraagde nauwkeurigheid te kunnen behalen?

Gezien de beoogde gebruikers (waterschappen en provincies) en toepassingen (bepaling GGOR en bepaling mogelijkheden voor natuurontwikkeling) zal de kansrijkdommodule uit Waterlood vooral gebruikt worden in regionale toepassingen op een schaal van 1: 10.000 of grover, hetgeen betekent dat het gewenste onderscheidend vermogen waarschijnlijk beperkt is. Belangrijkste is dat met voldoende betrouwbaarheid kan worden aangegeven of binnen een gebied kansen liggen voor de ontwikkeling van bepaalde doeltypen. Of de doeltypen precies ontstaan op de voorspelde plekken is van minder belang.

Een kanttekening die verder kan worden gemaakt is dat het onderscheidend vermogen en de betrouwbaarheid van de voorspellingen maar in geringe mate wordt bepaald door de gebruikte vegetatiemodule. De validatie van de uitkomsten van NATLES (par. 2.2) laat zien dat, zelfs in gebieden die relatief goed zijn gekarteerd en gemodelleerd, de in het veld aangetroffen bodemtypen en grondwaterstanden vaak afwijken van de modelinvoer, en dat de betrouwbaarheid van de modelresultaten vooral worden bepaald door de betrouwbaarheid van de invoergegevens. Een verbetering van de hydrologische modellering en een detaillering van de bodemgegevens heeft daarom naar verwachting meer invloed op de betrouwbaarheid van de modelresultaten dan de keuze van de vegetatiemodule.

6.3 VOORTPLANTING ONZEKERHEDEN

De waterkansen in Waternood worden afgeleid van doelrealisatiefuncties (of kansdichtheid-functies) van associaties. Associaties zijn vegetatietypen die op een vrij gedetailleerd niveau zijn beschreven. Bijgevolg kunnen deze typen zeer gevoelig zijn voor kleine variaties in invoergegevens, zoals het bodemtype of de voorjaarsgrondwaterstand. Er zijn bijvoorbeeld associaties waarvan de doelrealisatie binnen een GVG-marge van minder dan 20 cm verandert van 0 tot 100%. De nauwkeurigheid van de invoergegevens sluit echter meestal niet aan bij zulke hoge gevoeligheden. De meeste regionale grondwatermodellen in combinatie met het AHN, bijvoorbeeld, berekenen de grondwaterstand beneden maaiveld met een standaarddeviatie van tenminste enkele decimeters. Het is niet verantwoord en niet zinvol om gevoelige associaties te voorspellen met zulke hoge onzekerheden in de invoer, tenzij men bij de voorspelling rekening houdt met die onzekerheden.

Onzekerheden zitten in:

- de geografische gebiedschematisering: de bodemkaart, de grondwaterkwaliteitskaart
- de hydrologische invoer: GVG, GHG en kwelintensiteit
- relaties in het model, zoals tussen GLG en N-mineralisatie of zoals tussen GVG en doelrealisatie voor de factor vochttoestand.

Met deze onzekerheden kan op verschillende manieren worden omgegaan:

- a Met een Monte-Carlo-simulatie zou kunnen worden onderzocht wat de invloed van al deze onzekerheden is op de berekende doelrealisatie. Zo'n simulatie vereist echter dat van alle variabelen de kansverdeling bekend is of kan worden ingeschat. Voor veel variabelen zal dit niet zo eenvoudig zijn. Bovendien is een Monte-Carlo-simulatie zeer rekenintensief en dus niet geschikt om standaard te worden ingebouwd in Waternood.
- b Een eenvoudiger benadering om een beeld te krijgen van de bandbreedte in de voorspellingsresultaten afhankelijk van de spreiding in de hydrologische invoer is om naast de standaardberekening voor de voorspelde grondwaterstanden en kwelfluxen een berekening uit te voeren voor een meest natte variant (bijvoorbeeld GVG en GLG minus standaardafwijking in de voorspelde resultaten) en een meest droge variant (GVG en GLG plus standaardafwijking in de voorspelde resultaten). Hiervoor zijn geen aanpassingen in het Instrumentarium nodig.

- c Een alternatief is om de onzekerheid in de berekende voorjaarsgrondwaterstand GVG_m en laagste grondwaterstand GLG_m standaard en op een analytische wijze in te bouwen. Nemen we een normale verdeling van de GVG aan, met bekende standaarddeviatie ($GVG = N(GVG_m, \sigma^2)$), dan kan de doelrealisatie voor de Vochttoestand worden berekend als de integraal van die GVG-verdeling en de doelrealisatiefunctie D:

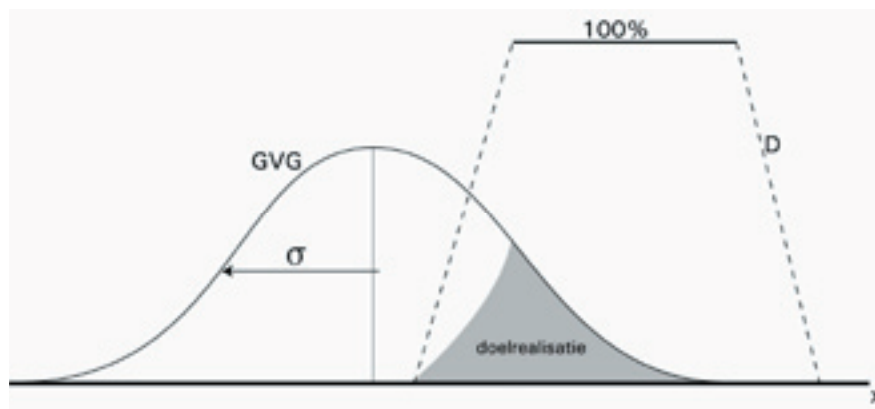
$$\text{Doelrealisatie} = \int_{x=-\infty}^{x=+\infty} GVG_x \times D_x$$

In Figuur 6.2 is het resultaat van de berekening grafisch weergegeven. Duidelijk is in ieder geval dat het effect op de doelrealisatie voor de vochttoestand volkomen analytisch kan worden uitgeschreven. Het voordeel daarvan is dat de resulterende formule eenvoudig in het instrumentarium kan worden opgenomen en dat de berekening snel verloopt.

Het resultaat van deze exercitie is dat, afhankelijk van de door de gebruiker op te geven spreiding in GVG, GLG en kwelflux, een zekere 'afvlakking' zal optreden in de resultaten. Er zullen minder plekken zijn die 100% doelrealisatie behalen, en er zullen meer plekken zijn met een geringe doelrealisatie. Dat is echter realistisch, omdat er rekening houdend met de spreiding- ook minder plekken waar het zéker is dat de grondwaterstand optimaal is en meer plekken zijn waar de grondwaterstand mógelijk geschikt is.

FIGUUR 6.2

ALS REKENING WORDT GEHOUDEN MET DE SPREIDING IN DE GVG IS ER, ONDANKS HET FEIT DAT DE VOORSPELDE GVG BUITEN HET BEREIK VAN DE DOELREALISATIEFUNCTIE LIGT, TOCH EEN KANS DAT HET DOEL GEREALISEERD KAN WORDEN. DE OPPERVLAKTE VAN HET GRIJZE GEBIED IS DE GROOTTE VAN DIE KANS



Een verandering in de GVG werkt ook door op de zuurgraad en een verandering in de GLG op de voedselrijkdom. Strikt genomen zou hiermee ook rekening mee moeten worden gehouden in de berekeningen. Of dat eenvoudig is door te voeren hangt echter sterk af van de wijze van berekening van deze factoren. Als bijvoorbeeld gebruik wordt gemaakt van vuistregels met discrete klassen is het niet mogelijk om de spreiding in grondwaterstanden goed te vertalen naar onzekerheden in voedselrijkdom en zuurgraad. Bovendien is de invloed op de doelrealisatie middels zuurgraad en de voedselrijkdom minder groot dan de rechtstreekse invloed via de doelrealisatiefuncties voor GVG en GLG. Dat kan reden zijn om met de doorwerking via de factoren voedselrijkdom en zuurgraad voorlopig geen rekening te houden.

6.4 UITWERKING IN PROEFGEBIED

Gezien de vele nog onbeantwoorde vragen over de voorspelling van standplaatscondities en de voorspelling van de vegetatierespons verdient het aanbeveling om een pilotstudie uit te voeren waarin de verschillende opties, die in de hoofdstukken 2 en 3 zijn aangemerkt als kansrijk, worden getest. Doel van deze studie zou moeten zijn te bepalen welke van de genoemde opties de betrouwbaarste resultaten opleveren en het beste aansluiten bij de wensen van de waterbeheerders.

Eisen die gesteld kunnen worden aan het proefgebied zijn dat:

- er voldoende gedetailleerde gegevens zijn over de waterhuishouding (grondwaterstanden en kwel);
- het gebied voldoende divers is qua bodemtype en hydrologie;
- dat er (liefst gedigitaliseerde) vegetatiekaarten beschikbaar zijn om de uitkomsten aan te toetsen.

Omdat de wens voor de ontwikkeling van een kansrijkdommodule afkomstig is van de noordelijke waterschappen, ligt een proefgebied ergens in noord-Nederland voor de hand. In opdracht van de noordelijke waterschappen wordt momenteel al door een consortium gewerkt aan de ontwikkeling van een hydrologisch modelinstrumentarium ('GGOR-model'). Omdat er een aantal vragen zijn die te maken hebben met de koppeling van het hydrologische model, zou afstemming moeten worden gezocht tussen beide projecten. Daarbij zou onder meer onderzocht moeten worden welke aanpassingen in de hydrologische modellering nodig zijn om de uitvoer te genereren die nodig is voor de ecologische effectvoorspelling, en omgekeerd, waar dat niet lukt, op welke gebieden aanpassingen in het Waterlood-Instrumentarium nodig zijn om te kunnen werken met de hydrologische uitvoer die wel geleverd kan worden. Daarbij wordt met name gedacht aan de voorspelling van de kwel naar de wortelzone en de schatting van de grondwaterkwaliteit. Ook zou in de pilotstudie kunnen worden nagegaan hoe de spreiding in de voorspelde GLG en GVG kan worden gebruikt om de spreiding in de voorspelde kansrijkdom en doelrealisatie aan te geven.

In hetzelfde proefgebied zou ook getest kunnen worden op welke wijze het beste de doelrealisatie kan worden bepaald in situaties waarin is gewerkt met complexen van doeltypen. In hoofdstuk 4 zijn daartoe twee mogelijke opties opgevoerd, één waarbij de gridcellen ruimtelijk worden toegedeeld aan de nagestreefde doeltypen uit een complex, en één waarbij wordt uitgegaan van een kansbenadering om de verwachte mate van doelrealisatie te bepalen. Voordeel van een zelfde proefgebied is dat gebruik kan worden gemaakt van dezelfde basisgegevens en dat gebruik kan worden gemaakt van de met de kansrijkdommodule berekende kansen. Dat laatste is echter niet persé nodig omdat voor het testen van de methode ook kan worden volstaan met gebruik van de met het bestaande Waterlood-Instrumentarium berekende doelrealisaties.

Een eventuele proefstudie naar de toepassing van het Waterlood-Instrumentarium in Habitatrictlijngebieden zou eveneens in een zelfde proefgebied kunnen plaatsvinden, maar de koppeling is hier nog minder dwingend omdat naar verwachting niet zo zeer technisch-inhoudelijke, als wel procedurele vragen het meest belangrijk zijn. Belangrijkste vragen zijn op welk detailniveau doeltypen onderscheiden moeten worden (habitattypen of samenstellende vegetatietypen) en hoe de ligging van de habitattypen moet worden bepaald: anders dan bij de natuurdoeltypen is de ligging van de habitattypen niet ruimtelijk vastgelegd.

6.5 INZET INSTRUMENTARIUM BIJ WATERBERGING

In toenemende mate hebben waterschappen kennis nodig over de effecten van waterberging op de natuur. Met het huidige Waterlood-Instrumentarium kunnen daarover echter geen uitspraken worden gedaan omdat in het model geen rekening wordt gehouden met de overstroming met oppervlaktewater. In de STOWA-studie 'Waterberging en Natuur' zijn echter kennistabellen ontwikkeld die aangeven in welke mate natuurdoeltypen combineerbaar zijn met een bepaalde vorm van overstroming. Daarbij wordt onder meer rekening gehouden met de duur, frequentie en het tijdstip van overstroming, evenals met de mate van sedimentaanvoer (Figuur 6.3).

FIGUUR 6.3 INVULSCHERM OP DE STOWA-WEBSITE DIE GEBRUIKT KAN WORDEN OM DE COMBINEERBAARHEID VAN NATUURDOELTYPEN MET EEN BEPAALDE VORM VAN WATERBERGING TE ONDERZOEKEN OP BASIS VAN ONDERLIGGENDE KENNISTABELLEN

Vraag is in hoeverre deze tabellen gebruikt kunnen worden in het Waterlood-Instrumentarium. Op basis van de bestaande kennis lijkt dat op dit moment niet zinvol. Nog afgezien van het feit dat lang niet over alle relaties voldoende kennis beschikbaar is (in de kennistabellen met vraagtekens aangegeven), is een probleem dat de huidige hydrologische modellen niet in staat zijn de invoer te genereren die nodig is om de effecten van overstroming te bepalen. De factor die op basis van de huidige inzichten het meest bepalend is voor de vraag of wel of niet eutrofiëring zal optreden, is de hoeveelheid sediment die bij overstroming wordt afgezet. De oppervlaktewatermodellen die worden gebruikt door de waterschappen geven hierover geen informatie.

Een meer haalbare optie lijkt daarom voorlopig te volstaan met een gevoeligheidsanalyse op basis van de informatie die al is opgenomen in de Waterlood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' onder de noemer overstromingstolerantie. Daarin is voor elk vegetatietype informatie opgenomen over de mate waarin het type gevoelig is voor overstroming met oppervlaktewater. Daarbij wordt de overstromingstolerantie in niet-getijdenwateren aangegeven in drie klassen, lopend van nooit tot regelmatig overstromd (Tabel 6.1). Door gebruik te maken van deze informatie kunnen de natuurdoeltypekaarten worden omgezet

in gevoeligheidskaarten waarop staat aangegeven waar typen voorkomen die gevoelig zijn voor overstroming. Hiervoor is slechts een geringe aanpassing in het Instrumentarium nodig (koppelen natuurdoeltypenkaart aan tabel met overstromingstoleranties).

TABEL 6.1 INDELING NAAR OVERSTROMINGSTOLERANTIE

Klasse	Binnenlands	Getijdengebied
Dagelijks langdurig	-	beneden gemiddelde hoogwaterlijn
Dagelijks kort	-	rond gemiddelde hoogwaterlijn
Regelmatig	jaarlijks of tweejaarlijks, gemiddelde overstromingsduur >10 dagen	boven gemiddelde hoogwaterlijn, jaarlijks enkele malen overstroomd
Incidenteel	bij extreme hoogwaters, gemiddelde overstromingsduur <10 dagen	alleen bij stormvloed
Niet	nooit	nooit

Een eventuele tussenoplossing is om bij de bepaling van de voedselrijkdom wel rekening te houden met overstroming, zoals nu al NICHE gebeurt door in het geval van overstroming met eutroof oppervlaktewater de voedselrijkdom met één klasse op te hogen (zie par. 2.4). Omdat de eutrofiërende werking van overstroming afhangt van diverse andere, deels nog slecht bekende factoren, is het echter de vraag of dit geen te sterke versimpeling is.

6.6 VOORSPELLINGSEENHEDEN

Voor het onderdeel 'Natuur terrestrisch' worden nu in het modelinstrumentarium vegetatietypen op het niveau van associaties of subassociaties gebruikt als basiseenheden. Informatie over de relatie vegetatie – standplaatscondities is in de applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' opgeslagen per vegetatietype, en de eisen die de natuurdoeltypen stellen aan de omgevingscondities worden afgeleid uit de eisen van de voor het natuurdoeltype kenmerkend geachte vegetatietypen. Door de STOWA is gevraagd of het ook mogelijk en zinvol is om, net als nu binnen het onderdeel 'Natuur aquatisch' gebeurt, informatie op te slaan over de relatie soorten – standplaatscondities en de randvoorwaarden per doeltipe af te leiden uit de informatie over de kenmerkend geachte soorten. Voordeel daarvan is dat het Instrumentarium daarmee minder afhankelijk wordt van de gebruikte vegetatietypologie, en dat het de mogelijkheid biedt om ook rekening te houden met de eisen die voor het doeltipe kenmerkende dieren stellen.

Relaties tussen plantensoorten en standplaatsfactoren zijn naar onze inschatting nog onvoldoende betrouwbaar om toe te passen in een soortgerichte voorspelling. Om voor alle soorten betrouwbare relaties op te stellen die niet te zeer worden beïnvloed door toevalligheden is een zeer grote en zeer evenwichtig opgebouwde dataset nodig van vegetatieopnamen en gemeten standplaatscondities. De opbouw van zo'n database vraagt zowel uit theoretisch als uit financieel oogpunt een bijzonder zware inspanning. Bij de afleiding van de hydrologische randvoorwaarden voor habitattypen (hoofdstuk 6) is ter vergelijking ook gebruik gemaakt van de indeling van soorten naar grondwaterstand door Wamelink et al. (2005) om de grondwaterstandsranges af te leiden. Dat leverde echter onrealistische ranges op, waarschijnlijk doordat in de gebruikte dataset zeer natte en zeer droge opnamen ondervertegenwoordigd zijn.

Wat betreft de fauna is er met name behoefte aan informatie over de hydrologische afhankelijkheid van weidevogels. Met name in laag-Nederland worden grote oppervlakten aan weidevogelgrasland nagestreefd. Probleem is echter dat de relaties met de hydrologie voornamelijk indirect zijn. De meeste weidevogels reageren niet zo zeer op de veranderingen in de waterhuishouding als wel op veranderingen in het beheer die al of niet het gevolg kunnen zijn van veranderingen in de waterhuishouding. Desgevraagd werd door weidevogelkundige Beintema ernstig afgeraden om hydrologische eisen voor weidevogels op te stellen, niet alleen omdat het moeilijk is de invloed van de hydrologie te onderscheiden van de (dominante) invloed van het beheer, maar ook omdat het opnemen van hydrologische randvoorwaarden de verkeerde suggestie zou kunnen wekken dat niet het beheer maar de waterhuishouding de sturende factor zou zijn.

Een ander lastig aspect bij het opnemen van faunasoorten is dat fauna veel minder plaatsgebonden is dan de flora, en dat voor een goede voorspelling dus vaak ook aandacht moet worden besteed aan de ruimtelijke aspecten, waaronder de aanwezigheid binnen een habitat van alle voor de betreffende soort noodzakelijke functies (foerageergebied, leefgebied etc.). Binnen de huidige opzet van het Waternood-Instrumentarium is het niet mogelijk met dergelijke ruimtelijke aspecten rekening te houden.

Een aandachtspunt is nog wel de keuze van de vegetatietypologie. In Waternood wordt gebruik gemaakt van de indeling uit De Vegetatie van Nederland, een indeling die algemeen wordt toegepast door beleidsmakers en onderzoekers om natuurdoelen te omschrijven. Door één van de terreinbeherende instanties, Staatsbosbeheer, wordt echter een eigen vegetatietypologie gebruikt die op een aantal punten afwijkt van de indeling in De Vegetatie van Nederland. Omdat Staatsbosbeheer een van de grootste natuurbeheerders is, zou overwogen kunnen worden om het Waternood-Instrumentarium uit te breiden met SBB-typen voor zover die afwijken van de eenheden uit De Vegetatie van Nederland.

7

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

BEPALING KANSRIJKDOM

Belangrijkste vraag in deze studie was welke uitbreidingen van het onderdeel natuur-terrestrisch nodig zijn om het Waterlood-Instrumentarium geschikt te maken om de kansrijkdom van vegetatiedoeltypen te bepalen als functie van de bodem, de waterhuishouding en het beheer. Voor de bepaling van de kansrijkdom als functie van de hydrologische condities (GVG, GLG, droogtestress) kan gebruik worden gemaakt van bestaande doelrealisatiefuncties uit Waterlood. Om een relatie te kunnen leggen met bodemtype en beheer is het echter nodig met de standplaatscondities zuurgraad en voedselrijkdom rekening te houden. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van onderdelen uit bestaande hydro-ecologische voorspellingsmodellen als NATLES en NICHE. Op een aantal punten zijn er echter nog vragen over de keuze van modelonderdelen en de aansluiting op bestaande modellen en kennis.

Wat betreft de *zuurgraad* wordt aanbevolen om gebruik te maken van de voor NATLES en Waterlood ontwikkelde reprofuncties die de zuurgraad voorspellen als functie van de kwelflux en de grondwaterkwaliteit. Grootste vraag is hier hoe waterbeheerders de ecologisch relevante kwelflux naar de wortelzone moeten afleiden uit modelmatig berekende kwelflux over de scheidende laag. Omdat het gebruikte grondwaterstromingsprogramma en de wijze waarop de ondergrond is geschematiseerd verschilt van regio tot regio, kan aan de berekende kwelflux geen eenduidige betekenis worden toegekend. Onderzocht zou moeten worden of het mogelijk is om vuistregels te ontwikkelen en in te bouwen die het mogelijk maken om kwelfluxen naar de wortelzone te schatten op basis van de kwelflux over de scheidende laag een aanvullende gegevens over geohydrologie en drainage.

Voedselrijkdom is een complexe factor, en bij gebrek aan voldoende betrouwbare en op grondwaterafhankelijke situaties afgestemde voorspellingsmodellen zal hier gebruik moeten worden gemaakt van vuistregels. Er is daarbij geen voorkeur voor de vuistregels uit NATLES of NICHE. Hoewel ze gebruik maken van verschillende ingangen leveren ze in grote lijnen vergelijkbare resultaten op. Aanbevolen wordt om beide modules in een zelfde gebied toe te passen, en op basis van de resultaten te bepalen wat de sterke en zwakke punten zijn. Op grond daarvan kunnen aangepaste vuistregels worden opgesteld waarin de sterkste onderdelen uit beide modellen worden gecombineerd.

Wat betreft de invloed van het *beheer* op de vegetatiestructuur kan in eerste instantie worden volstaan met een eenvoudige tweedeling tussen situaties mét beheer (korte vegetaties) en zonder beheer of met bosbeheer (bossen en struwelen).

Om de *kans op het voorkomen van vegetatietypen* te voorspellen als functie van grondwaterstand, voedselrijkdom, zuurgraad en beheer kan gebruik worden gemaakt van de in Waterlood gebruikte doelrealisatiefuncties of van de kansfuncties uit PROBE. Het gaat om twee conceptueel verschillende benaderingen, die elke hun voors en tegens hebben. Het gebruik van

doelrealisatiefuncties heeft als voordelen dat het aansluit bij de bestaande methode om doelrealisaties te bepalen en dat gebruik kan worden gemaakt van verschillende soorten kennis (indicatiewaarden, gemeten ranges per vegetatietype en kennis deskundigen). De kansfuncties hebben als voordelen dat het onderscheidend vermogen groter is, ze niet gebaseerd zijn op de aanname dat standplaatsfactoren onafhankelijk inwerken op vegetatietypen en dat de methode flexibeler is, en daardoor makkelijker kan worden aangepast aan de gebruikte vegetatietypologie.

De hiervoor genoemde conceptuele verschillen zijn onvoldoende onderscheidend om vooraf een keuze te kunnen maken. Daarom wordt aanbevolen om beide benaderingen naast elkaar toe te passen in eenzelfde gebied en de uitkomsten te toetsen aan vegetatiekaarten. Zo kan worden bepaald wat betrouwbaarheid en onderscheidend vermogen van beide methoden zijn en welke methode het beste aansluit bij de wensen van de gebruikers.

Door de uitbreiding met een kansrijkdommodule neemt ook de behoefte aan *modelkalibratie* toe. Er kan niet langer worden volstaan met een kalibratie van het onderliggende hydrologische model, maar er zal ook aandacht moeten worden besteed aan de kalibratie van de kansrijkdommodule zelf. Vegetatiekaarten vormen een belangrijk hulpmiddel bij de kalibratie. Door voorspelde en waargenomen vegetatiepatronen te vergelijken kunnen fouten in de invoergegevens op het gebied van bodemtype en beheer en mogelijke verkeerde aannamen in de gebruikte dosis-effectrelaties worden opgespoord. In de handleiding bij het Water nood-Instrumentarium zal moeten gewezen op de noodzaak voor modelkalibratie en zal aangegeven moeten worden op welke wijze de kalibratie het beste kan worden uitgevoerd.

Eventueel zouden vegetatiekaarten ook vóóraf gebruikt kunnen worden om de ruimtelijke schematisatie op basis van bodemkaarten en hydrologische modelgegevens te verbeteren en te detailleren. Dat wordt achter niet aangeraden omdat er dan geen inzicht ontstaat in de voorspellende waarde van het model in situaties dat géén vegetatiekaarten gebruikt worden als invoer. Omdat het Instrumentarium naar verwachting veel zal worden ingezet om de potenties in nog aan te leggen natuurgebieden te bepalen, zal dat laatste veel het geval zijn.

PILOTSTUDIE

Beantwoording van de nog openstaande vragen kan het beste plaatsvinden in een pilotstudie in een proefgebied, waarbij wordt gedacht aan een proefgebied in noord-Nederland. In deze studie zou ook aandacht moeten worden besteed aan de koppeling met het hydrologische model zoals dat voor de noordelijke waterschappen door een consortium van kennisinstellingen wordt ontwikkeld. Aanvullende eisen aan het proefgebied zijn dat het gebied voldoende divers is qua bodemtype en hydrologie, en dat er (lieft gedigitaliseerde) vegetatiekaarten beschikbaar zijn om de uitkomsten aan te toetsen. Toepassing in een proefgebied kan inzicht bieden in het gewenste schaalniveau waarop resultaten van het instrumentarium zouden moeten worden gepresenteerd, dat wil zeggen: het schaalniveau waarin wordt voldaan aan eisen ten aanzien van de betrouwbaarheid.

ONZEKERHEDEN IN DE MODELINVOER

In het huidige modelinstrumentarium wordt geen rekening gehouden met onzekerheden in de invoer. Omdat de te realiseren vegetatietypen vaak zeer kritisch zijn ten aanzien van de grondwaterstand kunnen kleine afwijkingen in de grondwaterstand leiden tot grote verschillen in de doelrealisatie. Aanbevolen wordt om inzichtelijk te maken wat de invloed van de spreiding in grondwaterstanden is op de doelrealisatie. Daarvan kan gebruik worden

gemaakt van een in het vorige hoofdstuk beschreven analytische methode. Deze methode zou in bovengenoemde pilotstudie verder uitgewerkt en getest kunnen worden.

COMPLEXEN VAN DOELTYPEN

In een aantal provincies wordt gewerkt met kaartvlakken waarbinnen meerdere doeltypen moeten worden gerealiseerd of behouden, zonder aanduiding van de ligging van doeltypen binnen het kaartvlak. Daarnaast zijn sommige natuurdoeltypen zo ruim omgrensd dat ze eigenlijk als complexen van doeltypen opgevat moeten worden.

De oplossing die het meest aansluit bij de achterliggende natuurdoelstelling is om de gridcellen waaruit een kaartvlak bestaat toe te delen aan doeltypen op basis van de potentiële doelrealisatie/kansrijkdom en het gewenste oppervlakteaandeel. Alternatief is om een kansbenadering te volgen, waarbij het gerealiseerde oppervlakte van de doeltypen binnen een kaartvlak wordt berekend als som van het product van natuurwaarde en kansrijkdom per gridcel.

TOEPASSING IN HABITATRICHTLIJNGEBIEDEN

Omdat de komende jaren naar verwachting bij de verdrogingsbestrijding voorrang zal worden gegeven aan de internationaal beschermde Habitatrictlijngebieden is een vraag vanuit de waterschappen in hoeverre daarbij gebruik kan worden gemaakt van het bestaande Waterlood-Instrumentarium. De belangrijkste aanpassing die daarvoor nodig is, is dat de habitattypen kunnen worden gebruikt als doeltypen-eenheden binnen Waterlood naast de bestaande eenheden (vegetatietypen, oude en nieuwe natuurdoeltypen). Daarbij kan gebruik worden gemaakt van een vertaaltabel vegetatietypen-habitattypen die al in opdracht van LNV is ontwikkeld. Deze vertaaltabel kan eenvoudig worden ingebouwd in de Waterlood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur'.

Vanuit de STOWA en de waterschappen bestaat daarnaast behoefte aan een voorbeeldstudie waarin kan worden nagegaan welke specifieke eisen aan het Waterlood-Instrumentarium worden gesteld bij toepassing in Habitatrictlijngebieden. Naar verwachting zullen de voornaamste vragen daarbij zijn op welk detailniveau habitattypen moeten worden beschreven (op niveau habitatype of onderverdeeld naar de voor het habitatype kenmerkende vegetatietypen op associatie- of subassociatieniveau) en hoe habitattypen binnen het gebied ruimtelijk dienen te worden toegedeeld.

WATERBERGING EN OVERSTROMING

Met het huidige Waterlood-Instrumentarium kunnen alleen de effecten van veranderingen in de grondwaterhuishouding (grondwaterstand, kwel) worden doorgerekend. Vanwege de opgave die waterschappen hebben om meer waterberging in hun gebieden te realiseren bestaat er echter behoefte om ook effecten van overstroming te kunnen bepalen. Vraag is in hoeverre daarbij gebruik kan worden gemaakt van de kennistabellen die zijn gemaakt als onderdeel van het STOWA-project 'Waterberging en Natuur'. In deze tabellen wordt op grond van een groot aantal kenmerken bepaald in hoeverre natuurdoeltypen te combineren zijn met de voorgenomen waterberging. Het inbouwen van deze tabellen wordt echter afgeraden omdat er nog te veel onzekerheden zijn over de invloed van een aantal factoren en hydrologische modellen niet altijd in staat zijn de benodigde informatie aan te leveren. De factor die op basis van de huidige inzichten het meest bepalend is voor het optreden van eutrofiering, is de hoeveelheid sediment die bij overstroming wordt afgezet. De oppervlaktewatermodellen die worden gebruikt door de waterschappen geven hierover geen informatie.

Aanbevolen wordt daarom eerst te werken aan de ontwikkeling van eenvoudige hydro-morfologische modellen en vuistregels waarmee de mate van sedimentatie langs regionale wateren kan worden voorspeld, en gelijktijdig verder onderzoek te doen naar de relatie tussen sedimentatie – nutriëntenaanvoer – productiviteit - vegetatiesamenstelling. Eventueel kan tussentijds gebruik worden gemaakt van nu reeds in de Waternood-applicatie ‘Hydrologische Randvoorwaarden Natuur’ opgenomen indeling naar overstromingstolerantie om kaarten te maken waarop de overstromingsgevoeligheid van de nagestreefde doeltypen staat aangegeven.

VEGETATIETYPEN ALS BASISEENHEDEN

In het huidige Waternood-Instrumentarium en in de bijbehorende applicatie ‘Hydrologische Randvoorwaarden Natuur’ worden vegetatietypen gebruikt als basiseenheden om de relaties tussen terrestrische natuurdoelen en waterhuishouding te beschrijven. De eisen die de doeltypen stellen aan de waterhuishouding worden daarbij afgeleid uit die van de voor het doeltype kenmerkende vegetatietypen.

Een alternatief, zoals dat wordt gebruikt bij de afleiding van de hydrologische voorwaarden voor aquatische doeltypen, is om soorten te gebruiken als ingang. Voordeel daarvan is dat instrumentarium minder afhankelijk wordt van de gebruikte vegetatietypologie. Het wordt echter niet aangeraden om ook voor terrestrische natuur plantensoorten te gaan gebruiken als basiseenheden omdat de informatie die beschikbaar is op soortsniveau nog te onvolledig en te onbetrouwbaar is om te kunnen gebruiken voor het afleiden van randvoorwaarden per vegetatietype.

Hoewel het voor de vegetatie wordt aanbevolen te blijven werken met vegetatietypen als basiseenheden, zou het opnemen van informatie op soortsniveau in de onderliggende applicatie ‘Hydrologische Randvoorwaarden Natuur’ wel een mogelijkheid zijn om rekening te houden met de afwijkende eisen die dieren soms stellen aan de waterhuishouding. Dat geldt met name voor vogels, omdat sommige doeltypen specifiek betrekking hebben op vogels (op weidevogels afgestemde doeltypen), en omdat in de Vogelrichtlijngebieden bescherming van vogels de voornaamste doelstelling vormt. Het in het Waternood-Instrumentarium gebruikte standplaatsconcept is echter weinig geschikt om potentiële effecten op de vogelstand te bepalen omdat effecten vaak indirect zijn (via beheer) en bij de fauna ook ruimtelijke aspecten (aanwezigheid en ruimtelijke rangschikking verschillende begroeiingstypen binnen habitat) een belangrijke rol spelen. Uitbreiding van het instrumentarium met faunasoorten wordt daarom binnen het huidige modelconcept niet aanbevolen.

LITERATUUR

- Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in hoogvenen 1998. Deel 4. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in droge duinen 1999. Deel 8. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S., M.H. Jalink, A.J.M. Jansen & W. van Boschinga. De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van pleistoceen Nederland 1998. NOV-rapport 3.1. KIWA, Nieuwegein.
- Bell J., Croese, T.C. Jansen, A.J.M., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M., 1996. Duurzame waterwinning Havelterberg. Waterleiding Maatschappij Overijssel, Zwolle.
- Blokland, K.A. & R.J.M. Kleijberg. De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen. Holoceen Nederland 1997. NOV-rapport 3.2. STOWA.
- Callebaut, J. & E. De Bie, 2004. Beheersmodellen actief peilbeheer NICHE Vlaanderen. Samenwerking Vlaams Water VZW, Brussel.
- Ek, R.van, A.J.M. Jansen, M. Van der Linden, A.F. Meuleman, J. Runhaar, J.P.M. Witte & A.C. Zuidhoff, 1998. Vergelijking van de modellen DEMNAT en NICHE voor het natuurreservaat Stroothuizen. NOV-rapport 3-3.
- Haan, M.W.A. de, A. Doomen, C. Schellingen & M. Stark, 2006. Optimalisatie natuur en waterwinning in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Milieueffectrapport 'Korte termijn'. Deelrapport 'Natuur en Landschap'. Rapport Kiwa Water Research & Ingenieursbureau Oranjewoud.
- Haan, M.W.A. de, J. Grijpstra & R. van der Haterd. Ecologische effecten van de reallocatie waterwinning Engelse Werk. In voorbereiding. Kiwa Nieuwegein.
- De Waal, R.W., 1992. Landschapsecologische Kartering van Nederland: Bodem en grondwatertrappen. LKN-rapport nr. 2, Wageningen.
- Delft, S.P.J. van, J.P. Mol-Dijkstra, P.C. Janssen en J. Kros, 2004. Reprofuncties voor de voorspelling van de zuurgraad ten behoeve van ecohydrologische modellering en geschiktheidsbeoordeling. Rapport 1103. Alterra, Wageningen.
- Delft, S.P.J. van, 2004. Validatie Natuurgericht Landevaluatiesysteem NATLES. Toetsing van de voorspelling van ecotooptypen aan veldgegevens in proefgebied Beerze-Reusel. Rapport 947. Alterra, Wageningen.
- Ek, R. van, J.P.M. Wite, J. Runhaar, F. Klijn, F.J.G. Nienhuis en J. Hogeveen, 1996. Beschrijving van het ecohydrologische model DEMNAT versie 2.1. DEMNAT 2.1 rapport 1 (hoofdrapport). Rapport 96.059, RIZA, Lelystad.
- Ek, R. van, J.P.M. Witte, J. Runhaar en F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. Ecological Engineering 16: 127-141.
- Ertsen D., P. de Louw & J. Buma, 2005. OGOR natuur in Noord-Brabant. Provincie Noord-Brabant, Den Bosch.

Jansen, P.C., J. Runhaar, T. Hoogland en F. de Vries, 2002. Optimalisatie van de waterhuishouding voor natuur in het gebied Lochem-Vorden. Rapport 479. Alterra, Wageningen.

Hoogland T., J Runhaar en M.F.P. Bierkens, 2001. DOENAT: Een applicatie voor de allocatie van natuurdoeltypen en berekening van de doelrealisatie. Rapport 400. Alterra, Wageningen.

Jalink, M.H. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen 1996. Deel 3. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen 1995. Deel 2. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Janssen, J.A.M., R. Haveman, S.M. Hennekens, H.P.J. Huiskes & J.H.J. Schaminée, 2006 in prep. Nulmeting Natura 2000 habitattypen. Achtergrond, methode en voorbeelden. Alterra, Wageningen.

Kemmers, R.H., 1990a. De stikstof- en fosforhuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water. The Utrecht Plant Ecology News Report 10:7-22.

Kemmers, R.H. (1990b). Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties. De stalenmethode. DLO-Staring Centrum, rapport 64.1. Wageningen.

Klijn, F., A. ter Harmsel en C.L.G. Groen, 1992. Ecoseries 2.0. Naar een ecoserieclassificatie ten behoeve van het ecohydrologische voorspellingsmodel DEMNAT-2.

Kershaw, K.A. and Looney, J.H.H., 1985. Quantitative and Dynamic Plant Ecology. Australia: Edward Arnold Pty Ltd.

Klijn, F., 1989. Landschapsecologische Kartering Nederland: grondwaterrelaties. CML-med. 51, Leiden.

Klijn, F., 1997. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. PhD-thesis Leiden University.

Klijn, F., C.L.G. Groen & J.P.M. Witte, 1996. Ecoseries for Potential Site Mapping, an Example from the Netherlands. Landscape and Urban Planning 35: 53-70.

Klijn, F., M. Van 't Zelfde & J. Runhaar 1997. Ecoseries 2.1. Verbetering en operationalisatie van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT 2.1. Demnat-2.1 rapport no. 2. RIZA, Lelystad.

Koerselman W., M.W.A. de Haan en A.F.M. Meuleman, 1998. Ecohydrologische effectvoorspelling duinen. Standplaatsmodellering in NICHE-duinen. KIWA, Nieuwegein.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. Modelling soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-report 95. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Meuleman, A.F.M., Kloosterman, R.A., Koerselman, W., Den Besten, M. & Jansen, A.J.M. (1996) NICHE: een nieuw instrument voor ecohydrologische effectvoorspelling. H2O 5/96:137-139.

Norel, H. Voorstel verdere ontwikkeling van Doenat voor het opstellen van waterkansenkaarten. Voorstel namens waterschappen Noorderzylvest, Fryslân, Hunze en Aa's, Rest en Wieden, Velt en Vecht en Zuiderzeeland ingediend bij STOWA dd. 28 april 2005.

Projectteam EVUH (2000). Effecten van verdrogingsbestrijding op en rond de Utrechtse Heuvelrug: gevolgen voor natuur van de reductie van grondwateronttrekking in combinatie met lokale en regionale waterhuishoudkundige maatregelen. Kiwa NV, Nieuwegein.

- Raterman, B. & J.P.M. Witte, 2005. Toetsing en planning van natuurdoelen in de provincie Zuid-Holland. Kiwa rapport KRW 05.014, Nieuwegein.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 276-359.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte & P.H. Verburg, 1997. Ground-water level, moisture supply, and vegetation in The Netherlands. *Wetlands* 17: 528-538.
- Runhaar J., J.C. Gehrels, G. van der Lee, S.M. Hennekens, W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. van der Louw, 2002. Doelrealisatie natuur. Waterlood-rapport deel 5. STOWA, Utrecht, rapport 2002-26.
- Runhaar, J. en S.M. Hennekens, 2002. Hydrologische randvoorwaarden natuur. Gebruikershandleiding bij applicatie Hydrologische Randvoorwaarden Natuur die wordt verspreid via de website www.synbiosys.alterra.nl/waterlood/.
- Runhaar, J., G.W.W. Wamelink, S.M. Hennekens en J.C. Gehrels, 2003. Realisatie van natuurdoelen als functie van de hydrologie. *Landschap* 20(3): 143-153.
- Runhaar, J., H.L. Boogaard, S.P.J van Delft en S. Weghorst, 1999. Natuurgericht Landevaluatie-systeem (NATLES). Rapport 704. Staring Centrum, Wageningen.
- Runhaar, J., H. Kuijpers, H.L. Boogaard, P.C. Jansen en E.P.A.G. Schouwenberg 2003. Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES) versie 2.1. Alterra-rapport 550. Alterra Wageningen.
- Runhaar, J., P.C. Jansen, H. Timmermans, F.P. Sival en W.C. Knol, 2003. Historische waterhuishouding en historisch grondgebruik in het waterschap Regge en Dinkel. Rapport 801. Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., W. van Landuijt, C.L.G. Groen, E.J. Weeda en F. Verloove, 2004. Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria* 30(1): 12-26.
- Runhaar, J. en S.M. Hennekens, 2005. Hydrologische randvoorwaarden natuur versie 2. Gebruikershandleiding bij applicatie Hydrologische Randvoorwaarden Natuur versie 2 die wordt verspreid via de website www.synbiosys.alterra.nl/waterlood/.
- Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, G.W.W Wamelink en E.P.A.G. Schouwenberg, 2005. Hotspots floristische biodiversiteit. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 9.
- Sanders, M.E., J. Kros, C.M.A. Hendriks, B.W. Raterman, G.J. Reinds, H.F. van Dobben, A. Jansen, J.H. Spijker en G. Kolkman (1999). Op weg naar een kennissysteem natuurgerichte randvoorwaarden. Concept rapport, Alterra, Wageningen/KIWA, Nieuwegein.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 2: Wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en E.J. Weeda (1996). De vegetatie van Nederland. Deel 3: Graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff (1998). De vegetatie van Nederland. Deel 4: Kust en binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Opulus press, Uppsala.
- Witte, J.P.M., 1998. National Water Management and the Value of Nature. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen.

Witte, J.P.M., M. de Haan, B. Raterman & C. Aggenbach, 2006. PROBE — Versie 1: effecten van grondwaterbeheer, atmosferische depositie, maaien en plaggen. Kiwa rapport KWR 06.036, Nieuwegein.

Witte, J.P.M., J.A.M. Meuleman, S. van der Schaaf & B. Raterman, 2004. Eco-hydrology and Biodiversity. In: Feddes, R.A., G.H. de Rooij & J.C. van Dam (eds.), *Unsaturated Zone Modelling: Progress, Challenges and Applications*, p. 301-329. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/London.

Witte, J.P.M., 2004. Waterkansenkaart Natuur. Voorstel voor een methode. Rapport KW 04.079. KIWA, Nieuwegein.

Witte, J.P.M., R. Wójcik, P.J.J.F. Torfs & C. Aggenbach, 2006 in press. Bayesian classification into vegetation types with Gaussian mixture density fittings to indicator values. *Journal of Vegetation Science*, submitted.

BIJLAGE 1

ALTERNATIEVE BEPALING DOELREALISATIE VOOR COMPLEXEN VAN NATUURDOELTYPEN

INLEIDING

In het Waterlood-Instrumentarium wordt verondersteld dat de doelstellingen vanuit natuurbeheer ruimtelijk gedetailleerd zijn uitgewerkt, en dat er per gridcel één natuurdoeltype is dat daar wordt nagestreefd. In de werkelijkheid wordt door de provincies vaak gewerkt met complexen van natuurdoeltypen, waarbij voor een terrein of terreingedeelte wordt aangegeven welke natuurdoeltypen in welke oppervlakteverhouding worden nagestreefd, zonder dat wordt aangegeven wáár binnen het gebied de doelen gerealiseerd dienen te worden.

Een mogelijkheid om dit probleem op te lossen is om op basis van de potentiële doelrealisatie of kansrijkdom per natuurdoeltype de gridcellen tot de gewenste oppervlakte ruimtelijk toe te delen aan de verschillende natuurdoeltypen uit het complex. Vervolgens kan met Waterlood-Instrumentarium op de standaardwijze de doelrealisatie per gridcel worden bepaald.

Een mogelijk nadeel van de bovengeschetste methode is dat hij nogal bewerkelijk is, en afhankelijk van de programmeeromgeving die wordt gekozen tijdrovend kan zijn. Daarom is een alternatieve benadering uitgewerkt die naar verwachting gemiddeld genomen vergelijkbare resultaten oplevert, maar waarbij de stap van de ruimtelijke toedeling aan gridcellen achterwege wordt gelaten.

In deze benadering worden de doelrealisaties opgevat als een soort kansen, zodat oppervlakte en mate van doelrealisatie onderling uitwisselbaar geacht kunnen worden (10 ha met doelrealisatie 0,5 is gelijk aan 5 ha met doelrealisatie 1). Door per gridcel 'kansen' voor de verschillende natuurdoeltypen te berekenen en vervolgens de totale oppervlakte te berekenen als het product van oppervlakte en doelrealisatie kan worden nagegaan in hoeverre kan worden voldaan aan de doelstellingen voor het gebied.

TOELICHTING OP DE METHODE

De rekenmethode zal aan de hand van het volgende voorbeeld in Excel worden geconcretiseerd (Figuur B1-1). In dit rekenvoorbeeld hebben we te maken met een complex bestaande uit drie natuurdoeltypen, A, B en C. Dit complex is gepland in een kaartvlak van 55 rekencellen. Volgens berekening met het Waterlood-Instrumentarium zijn er 10 cellen waarin A een doelrealisatie D haalt van 0.25, 10 cellen met $D = 0.75$ voor B en 10 cellen met $D = 1.00$ voor C. Deze situatie is weergegeven in Figuur , rijen 3-8.

In dit voorbeeld zijn er cellen waarin meerdere natuurdoeltypen kunnen worden gerealiseerd, en er zijn zelfs cellen bij waarin de som van alle D 's boven de 100% uitkomt. In werkelijkheid kan dit natuurlijk niet en: (1) wordt slechts één van de natuurdoeltypen in de cel

gerealiseerd, (2) vindt er binnen de cel een ruimtelijke onderverdeling van natuurdoeltypen plaats, (3) ontstaat er een mengvorm van verschillende natuurdoeltypen, (4) komen binnen de rekencel voorgaande mogelijkheden allemaal voor.

Om met concurrentie tussen natuurdoeltypen binnen een cel rekening te houden dienen afzonderlijke doelrealisaties te worden herschaald. Er zijn vele mogelijkheden om dit te doen. Na het proberen van verschillende mogelijkheden leek ons de volgende mogelijkheid, waarin de doelrealisaties zondanig worden geschaald dat hun som uitkomt op de maximale doelrealisatie van enig natuurdoeltype binnen het complex, het meest bevredigend:

$$D_i^* = \frac{\max(D_1, \dots, D_N)}{\sum_{j=1, N} D_j} D_i \tag{1}$$

Waarin D^* de geschaalde doelrealisatie is, en N het aantal Natuurdoeltypen binnen het complex. Het resultaat van deze operatie voor ons voorbeeldcomplex is te zien in figuur B 1-1, rijen 12-17. Bijkomen voordeel van de bewerking is dat complexen bestaande uit een groot aantal natuurdoeltypen niet systematisch hogere doelrealisaties krijgen dan complexen met weinig natuurdoeltypen.

FIGUUR B1-1 BEPALING VAN DE DOELREALISATIE VAN EEN COMPLEX, BESTAANDE UIT NATUURDOELTYPEN A, B EN C. TOELICHTING: ZIE TEKST

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R						
1	Berekende doelrealisatie																							
2	Type A					Type B					Type C													
3		1	2	3	4	5		1	2	3	4	5		1	2	3	4	5						
4	1	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	1	0.00	0.75	0.75	0.00	0.00	1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00						
5	2	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	2	0.00	0.75	0.75	0.00	0.00	2	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00						
6	3	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.75	0.75	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
7	4	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	4	0.00	0.75	0.75	0.00	0.00	4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
8	5	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	5	0.00	0.75	0.75	0.00	0.00	5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
9																								
10	Geschaalde doelrealisatie																							
11	Type A					Type B					Type C													
12		1	2	3	4	5		1	2	3	4	5		1	2	3	4	5						
13	1	0.20	0.13	0.00	0.00	0.00	1	0.00	0.38	0.43	0.00	0.00	1	0.80	0.50	0.57	1.00	1.00						
14	2	0.20	0.13	0.00	0.00	0.00	2	0.00	0.38	0.43	0.00	0.00	2	0.80	0.50	0.57	1.00	1.00						
15	3	0.25	0.19	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.56	0.75	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
16	4	0.25	0.19	0.00	0.00	0.00	4	0.00	0.56	0.75	0.00	0.00	4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
17	5	0.25	0.19	0.00	0.00	0.00	5	0.00	0.56	0.75	0.00	0.00	5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00						
18	Oppervlak Ap (A)					1.96	Oppervlak Ap (B)					5.54	Oppervlak Ap (C)					7.74						
19																								
20	m	1																						
21																								
22	Gewicht type A						G						Ag						Gewenste Natuurwaarde					
23	Gewicht type B																		A	4.0				
24	Gewicht type C																		B	8.0				
25																			C	16.0				
26																				28.0				
26	Doelrealisatie Complex, Dc																							
27		Ap					min(Ap, Ag)					NW												
28	Type A	1.96					4.9					2.0												
29	Type B	5.54					6.9					5.5												
30	Type C	4.00					10.0					16.0												
31	Som	11.51					7.2					23.5					8.4							

Alle D^* 's gesommeerd over het complex, zou opgevat kunnen worden als de voorspelde oppervlakte A_p van de NDT:

$$A_p = \sum_{i=1, N_{\text{cel}}} D_i^* \quad (2)$$

Het resultaat voor het rekenvoorbeeld is voor iedere NDT te zien in rij 18 van Figuur: de berekende oppervlakten van A, B en C zijn respectievelijk 1.96, 5.54 en 7.74 cellen.

De berekende oppervlakte wordt vervolgens vergeleken met een door de gebruiker opgegeven gewenste oppervlakte A_g . In kolom M, rij 22-24 van Figuur zijn oppervlakten ingevuld van 4.0, 8.0 en 4.0 cellen voor A, B en C, totaal dus 16 cellen. De totale voorspelde én tevens gewenste oppervlakte gedeeld door de totale gewenste oppervlakte kan als maat worden gebruikt voor de doelrealisatie van het complex:

$$D_c = \frac{\sum_{i=1, N} \min(A_{p_i}, A_{g_i})}{\sum A_{g_i}} \quad (3)$$

In het rekenvoorbeeld wordt aldus een doelrealisatie van 72% berekend (rij 27-32).

Op deze rekenwijze zijn nog verschillende variaties mogelijk, waarvan we hier twee bespreken. De eerste is dat aan natuurdoeltypen gewichten G kunnen worden toegekend, bijvoorbeeld omdat sommige natuurdoeltypen een hogere natuurwaarde vertegenwoordigen dan andere, of omdat ze meer afhankelijk zijn van het grondwater dan andere. De berekening van de doelrealisatie wordt nu:

$$D_c = \frac{\sum_{i=1, N} G_i \times \min(A_{p_i}, A_{g_i})}{\sum_{i=1, N} G_i \times A_{g_i}} \quad (4)$$

In kolom F, rij 22-24 zijn gewichten ingevuld van 1, 1 en 4 voor A, B en C (Figuur B1-1). Deze waarden leiden in het rekenvoorbeeld tot een doelrealisatie van 84% (Excel-cel G32 in Figuur B1-1), in plaats van 72%. Met deze optie is het ook mogelijk de methode van Gelderland te benaderen, door aan natte natuurdoeltypen een hoger gewicht toe te kennen.

De tweede variatie is dat we meer gewicht toekennen aan de hoogste doelrealisaties en minder aan de laagste. De gedachte hierachter is dat goed ontwikkelde natuurdoeltypen meer dan evenredig veel natuurwaarde vertegenwoordigen dan matig ontwikkelde natuurdoeltypen. Dus 1 cel met een doelrealisatie van 100% wordt door de gebruiker meer op prijs gesteld dan 10 cellen met een doelrealisatie van 10%. Dit kunnen we inbrengen door de doelrealisaties te verheffen met een macht m groter dan 1. De geschaalde doelrealisaties worden dan:

$$D_i^* = \frac{(\max(D_1, \dots, D_N))^m}{\sum_{j=1, N} (D_j)^m} (D_i)^m \quad (5)$$

Bij bijvoorbeeld $m = 2$ wordt een doelrealisatie van 50% teruggebracht naar 25% terwijl een doelrealisatie van 100% onveranderd blijft. De zo geschaalde doelrealisaties kunnen weer worden ingevuld in (3) of (4). Het gevolg van de bewerking is dat vooral goed ontwikkelde complexen worden gewaardeerd. Geven we in het rekenvoorbeeld m de waarde 2, dan worden de berekende oppervlakten van A, B en C respectievelijk 0.55, 4.62 en 8.39 (in plaats van 1.96, 5.54 en 7.74), en doelrealisatie de volgens (3) en (4) 57% of 76% (was 72 en 84%).

We kunnen, tenslotte, alle mogelijkheden om de doelrealisatie te bepalen vatten in formules 4 en 5. Vergelijking 5 gaat immers over in 1 als $m = 1$, en vergelijking 4 wordt 3 als $G_i = 1$ voor alle i .

OPLOSSING PROBE

Bij het gebruik van de kansenmodule van PROBE is de oplossing eenvoudig, omdat in de kansen de concurrentie tussen doeltypen al besloten ligt en we precies weten hoe die kansen geïnterpreteerd moeten worden. We hoeven daarom doelrealisaties niet meer te schalen en kunnen *per rekencel* een doelrealisatie van het complex berekenen. De rekenregel wordt nu: de doelrealisatie van een complex D_{Ccel} in een rekencel cel is de som van de kansen P van alle associaties a behorende tot dat complex:

$$D_{Ccel} = \sum_{a=1,m} P_a \quad | a \in C \quad (6)$$

Nemen we als voorbeeld een complex van drie natuurdoeltypen, A, B en C, met zes associaties a_1 - a_6 en de volgende PROBE-kansen (x = associatie behoort niet tot NDT):

a	NDT			Totaal
	A	B	C	
a_1	0.20	x		0.20
a_2	0.15	x		0.15
a_3	0.30	x	0.30	0.30
a_4	x	0.08		0.08
a_5	x	0.00		0.00
a_6	x	x	0.07	0.07
				0.80

Dan bereken we een totale doelrealisatie voor de cel van 80%. Merk op dat associatie a_3 in de berekening maar één keer meetelt, ondanks dat hij bij twee Natuurdoeltypen in ingedeeld, A en C.

Desgewenst kunnen de uitkomsten van verschillende cellen binnen een kaartvlak worden gesommeerd en vergeleken met een opgegeven gewenste doelrealisatie van dat kaartvlak. Bij de berekening moet dan een sommatie per natuurdoeltype plaats vinden, en dan lopen we tegen het probleem aan dat sommige associaties bij meerdere natuurdoeltypen zijn ingedeeld. Dit probleem kan eenvoudig worden opgelost door de kansen van die associaties gelijkelijk, of via een opgegeven sleutel, over verschillende natuurdoeltypen te verdelen. Bij een gelijke verdeling wordt de kans van 30% van associatie a_3 in het voorbeeld als volgt verdeelt: 15% voor A en 15% voor C.

Overigens worden bij de samenstelling van een natuurdoeltype uit associaties eveneens de PROBE-kansen eenvoudigweg opgeteld om de doelrealisatie van dat natuurdoeltype te verkrijgen.

