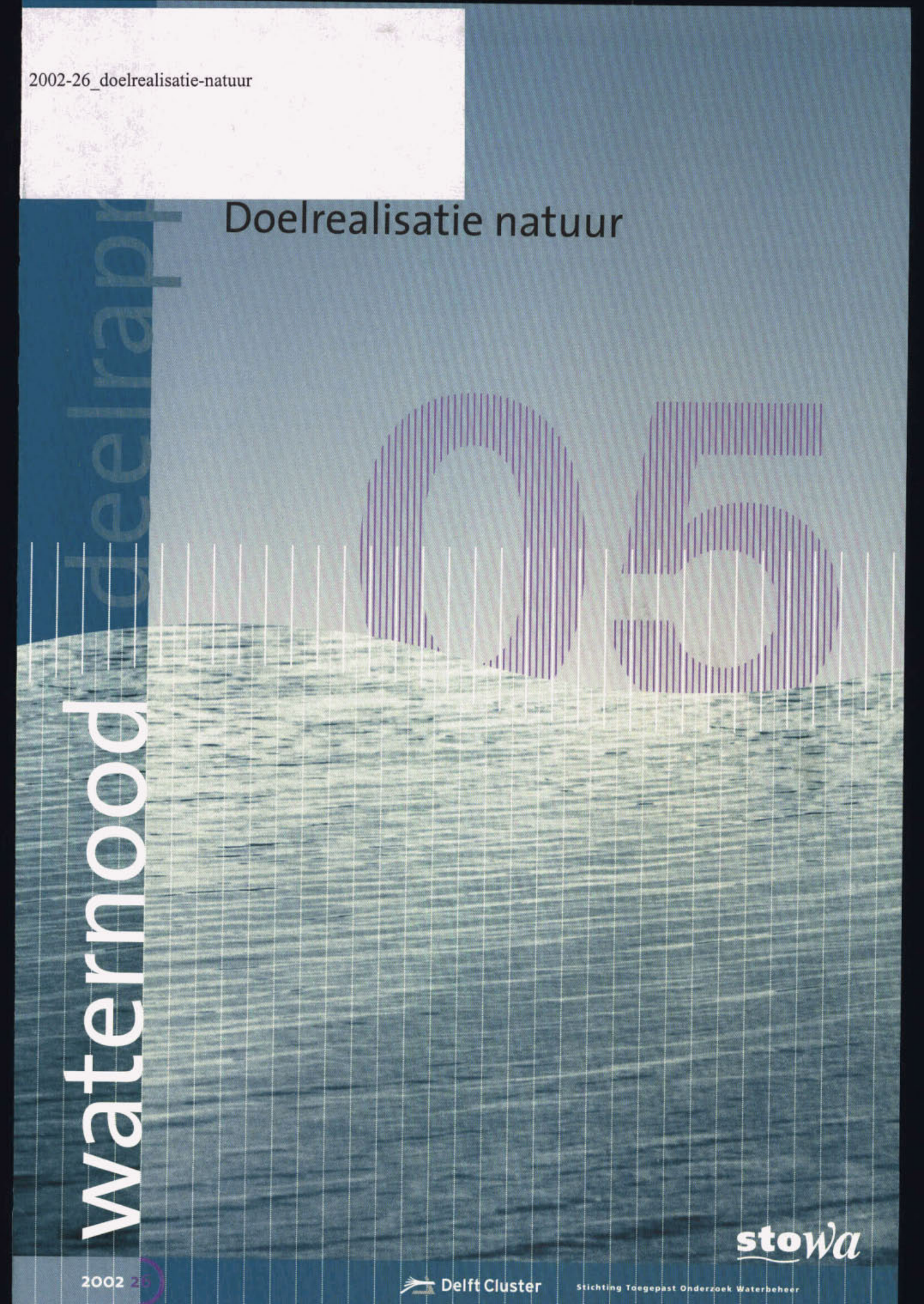
2002-26_doelrealisatie-natuur

Doelrealisatie natuur



waternood

stowa

2002 26

Delft Cluster

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

waternood deelrapport

Doelrealisatie natuur

05

stowa

2002 26

Delft Cluster

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Colofon:

Utrecht, 2002

Uitgave:
STOWA, Utrecht

Tekst:
dr. J. Runhaar (Alterra)
dr. J.C. Gehrels (TNO-NITG)
dr. G. van der Lee (WL)
drs. S.M. Hennekens (Alterra)
ir. G.W.W. Wamelink (Alterra)
ir. W. van der Linden (TNO-NITG)
drs. P.G.B. de Louw (TNO-NITG)

Vormgeving:
Nicoline Caris, grafische vormgeving BnO

Druk:
Kruyt Grafisch Adviesbureau

Rapportnummer 2002-26, (STOWA)
Waternoodrapport 5
ISBN nummer 90-5773-180-0

Bestelwijze STOWA publicaties
Publicaties en publicatieoverzicht van de STOWA is uitsluitend te bestellen bij:
Hageman Fulfilment, adres: Postbus 1110, 3330 CC Zwijndrecht
Telefoonnummer 078 6231754, faxnummer 078 610 42 87, e-mail info@hageman.nl
O.v.v. ISBN of STOWA rapportnummer en een duidelijk afleveradres.

Samenvatting

Doel van het onderzoekprogramma 'Waternood' is de ontwikkeling van een instrumentarium waarmee waterbeheerders kunnen nagaan aan welke eisen de waterhuishouding dient te voldoen vanuit de in het gebied voorkomende functies. De mate waarin de hydrologie voldoet aan de eisen wordt uitgedrukt in de mate van doelrealisatie.
Als onderdeel van het waternoodprogramma is in deze studie nagegaan hoe de doelrealisatie voor de functie natuur bepaald zou kunnen worden. Daarbij lag de nadruk op de terrestrische natuur. Omdat in de onderzochte proefgebieden de aquatische natuur een belangrijke rol speelt is ook aandacht besteed aan de bepaling van de doelrealisatie voor aquatische natuurdoelen. Dit deel van de studie had een meer verkennend karakter.

Voor de bepaling van de doelrealisatie is gekozen voor een causale benadering zoals eerder toegepast in de studie 'Waternood de Leijen'. Daarin wordt de doelrealisatie bepaald als functie van hydrologische stuurvariabelen, waarvan bekend is of verondersteld wordt dat ze bepalend zijn voor de vegetatieontwikkeling. Als sturende variabelen wordt voor de terrestrische natuur uitgegaan van de GVG, GLG, droogtestress, kwel en overstroming.

Nagegaan is welke eisen aan deze stuurvariabelen gesteld worden vanuit de natuurdoelen. Daartoe is een database opgesteld waarin per vegetatietype wordt aangegeven welke eisen het type stelt aan de hydrologische stuurvariabelen. Uitgaande van de vegetatietypen die door provincies en terreinbeheerders worden genoemd in de beschrijving van hun natuurdoelen kan worden nagegaan aan welke eisen de waterhuishouding dient te voldoen. Omdat er veel verschillende doeltype-indelingen zijn is een applicatie ontwikkeld waarmee de eisen van de doeltypen kunnen worden afgeleid uit die van de samenstellende vegetatietypen.
Voor de aquatische natuur is een soortgelijke benadering gevolgd waarbij alleen voor de in de proefgebieden voorkomende doeltypen de eisen aan de waterhuishouding zijn geformuleerd.

De methode is uitgetest in -en waar nodig aangepast op basis van- de ervaringen in twee proefgebieden: Reeuwijk en de Strijbeekse Heide. Op basis van de geformuleerde functieeisen is de doelrealisatie voor zowel de terrestrische als aquatische natuur berekend. Daarnaast is in deze proefgebieden ook aandacht besteed aan de onderlinge afstemming van functies. Daarover wordt gerapporteerd in een afzonderlijk rapport.

Voor de terrestrische natuur is de methode voor de bepaling van de doelrealisatie zo ver ontwikkeld dat deze kan worden ingebouwd in het Waternoodinstrumentarium. Wel zal de methode op een aantal punten verder moeten worden uitgewerkt. Bijvoorbeeld waar het gaat om de bepaling van de doelrealisatie als functie van kwel. Aangegeven is hoe dit onderdeel in de toekomst verbeterd zou kunnen worden. Waar het gaat om de relatie

met overstroming vormt het ontbreken van kennis een bottle-neck. Het is daarom niet te verwachten dat het op korte termijn mogelijk zal zijn om de doelrealisatie als functie van overstroming te bepalen.

Waar het gaat om de aquatische natuurdoelen dient een methode voor de bepaling van de doelrealisatie nog ontwikkeld te worden. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van de ervaringen die in deze studie zijn opgedaan.

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. In 2002 waren dat alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen, de provincies en het Rijk (i.c. het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en de Dienst Weg- en Waterbouw).

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 behoefte-inventarisaties 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 vijf miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: +31 (0)30-2321199.
Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.
Email: stowa@stowa.nl.
Website: www.stowa.nl.

Inhoud

Colofon
Samenvatting
De STOWA in het kort

1 Inleiding 1
1.1 Achtergrond, doel van de studie 1
1.2 De Waternood-methode in het kort 2
1.3 Uitwerking vragen 3
1.4 Opzet studie 5
1.5 Relaties met andere Waternoodprojecten 5
1.6 Begeleiding 6
1.7 Leeswijzer 6

2 Doelrealisatiefuncties terrestrische natuur 7
2.1 Inleiding 7
2.2 Relaties grondwater en vegetatie 10
2.3 Bepalingswijze doelrealisatie 14
2.4 Selectie hydrologische stuurvariabelen 18
2.5 Vorm doelrealisatiefuncties 20
2.6 Bepaling doelrealisatie 21

3 Hydrologische voorwaarden terrestrische natuur 23
3.1 Inleiding 23
3.2 Gebruikte basisgegevens 23
3.3 Bepaling doelrealisatiefuncties per vegetatietype 25
3.4 Aggregatie naar natuurdoeltypen 28

4 Uitwerking in Waternood-applicatie 'Hydrologische randvoorwaarden natuur' 29
4.1 Inleiding 29
4.2 Overzicht hydrologische randvoorwaarden vegetatietypen 30
4.3 Grondwaterkarakteristieken bodemtypen 32
4.4 Definiëren eigen natuurdoeltypen 35
4.5 Hydrologische randvoorwaarden natuurdoeltypen 35
4.6 Exporteren van gegevens 40

5 Doelrealisatie aquatische natuur 41
5.1 Inleiding 41
5.2 Bepaling actuele doelrealisatie 41
5.3 Doelrealisatie in variant met maatregelen 44
5.4 Koppeling met effectgerichte methode Van der Molen & Verdonschot (2001) 44

6 Voorbeeldtoepassing in Holoceen proefgebied Reeuwijk .. 45
6.1 Inleiding 45
6.2 Holoceen proefgebied Reeuwijk 45
6.3 Provinciale natuurdoelen 48
6.4 Oppervlaktewater-grondwatermodellering Reeuwijk 50
6.5 Bepaling doelrealisatiefuncties terrestrische natuur 55
6.6 Resultaten doelrealisatie terrestrische natuur 63
6.7 Doelrealisatie aquatische natuur 69

7 Voorbeeldtoepassing in Pleistoceen proefgebied Strijbeekse Heide 73
7.1 Inleiding 73
7.2 Pleistoceen proefgebied de Strijbeekse Heide 73
7.3 Provinciale natuurdoelen 76
7.4 Grondwatermodellering Strijbeekse Heide 79
7.5 Bepaling doelrealisatie terrestrische natuur 83
7.6 Resultaten doelrealisatie terrestrische natuur 94
7.7 Resultaten doelrealisatie aquatische natuur 98
7.8 Effecten van maatregelen op aquatische natuur 98

8 Discussie 105
8.1 Doelrealisatie terrestrische natuur 105
8.2 Aquatische natuur 109
8.3 Toepassing in de voorbeeldgebieden 111
8.4 Keuze natuurdoeltypen 115

9 Conclusies en aanbevelingen 117
9.1 Conclusies 117
9.2 Aanbevelingen 118

10 Literatuur 121

Bijlage 1
Begrippenlijst 125

Bijlage 2
Overzicht vegetatietypen opgenomen in database met hydrologische randvoorwaarden 129

Bijlage 3
Afleiding GVG en droogtestress uit aandeel hygrofyten en xerofyten in de vegetatie. 133

Bijlage 4
Afleiding kritische GLG-waarden uit droogtestress, bodemtextuur en weertype 137

Bijlage 5
Aggregatie van hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype naar hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype 139

Bijlage 6
Doelrealisatiefuncties aquatische natuur 143

1 Inleiding

1.1 Achtergrond, doel van de studie

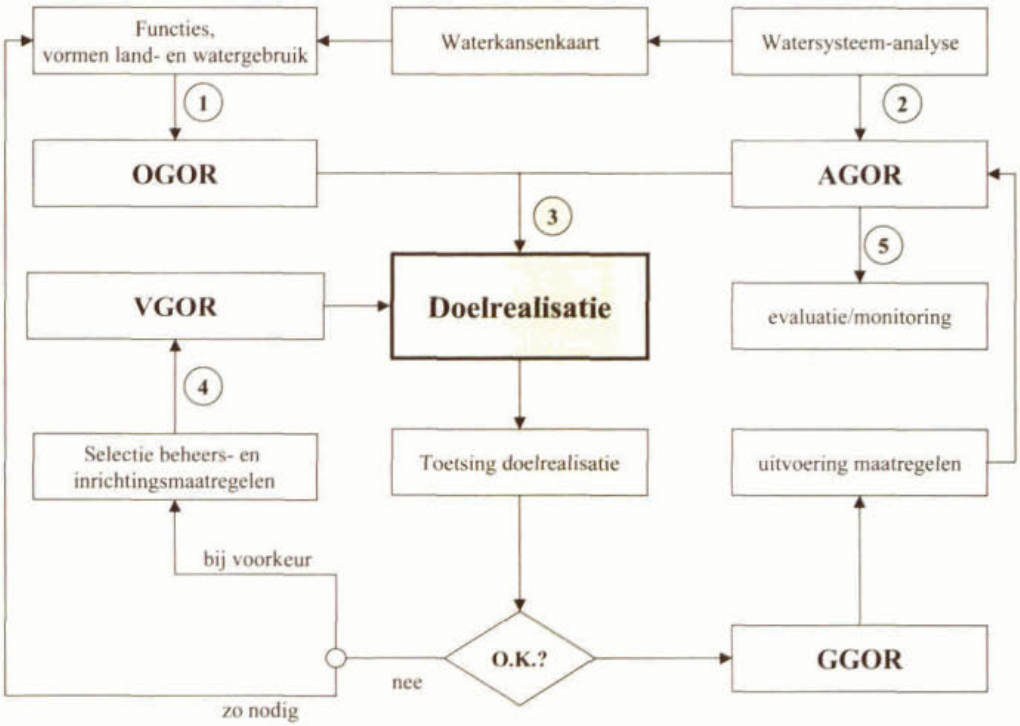
In 1998 werd door de projectgroep Waternood een rapport uitgebracht waarin wordt aangegeven hoe in de praktijk van de landinrichting en het waterbeheer rekening zou kunnen worden gehouden met de eisen die vanuit de verschillende functies worden gesteld aan de waterhuishouding. In het rapport wordt een systematiek beschreven die gebruikt kan worden om het peilbeheer af te stemmen op grondwatereisen en om te komen tot afweging van soms tegengestelde eisen aan de waterhuishouding.
Deze 'Waternood'-systematiek is inmiddels breed aanvaard als kader voor de afweging van hydrologische eisen en voor de bepaling van het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime.

In het Waternoodrapport wordt een algemene beschrijving gegeven van de te volgen aanpak. De procedure is echter nog onvoldoende uitgewerkt om door waterbeheerders zonder meer gebruikt te kunnen worden. Daarom is door STOWA in 2000 een onderzoeksprogramma Waternood gestart dat een voor waterbeheerders bruikbaar instrumentarium moet opleveren. Aan een consortium van NITG-TNO, Alterra en WL is gevraagd om het onderdeel 'OGOR-natuur en functieafweging ' uit te werken Financiering van het project heeft plaatsgevonden vanuit het STOWA-programma 'Waternood', het ICES-programma 'Delft Cluster' en het LNV-programma 'Integraal Waterbeheer'.

Doelstelling van het project was:

- Vaststelling van het optimaal grond- en oppervlaktewaterregime (OGOR) op standplaatsniveau voor de functie natuur.
- Voorspelling van de doelrealisatie per standplaats en beheerseenheid op basis van het actuele grond- en oppervlaktewaterregime (AGOR) ten opzichte van het voor de functie optimale regime (OGOR).
- Afweging van conflicterende hydrologische functie-eisen en vergelijken van varianten op basis van de berekende doelrealisatie om het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime (GGOR) te bereiken.

Alvorens in te gaan op de opzet van deze studie zal in het volgende eerst kort een samenvatting worden gegeven van de Waternoodprocedure zoals die is beschreven door de projectgroep Waternood.



Figuur 1.1 Stappenplan volgens de Waternood-procedure. Toelichting: zie tekst.

OGOR = optimale grond- en oppervlaktewaterregime

AGOR = actuele grond- en oppervlaktewaterregime

GGOR = gewenste grond- en oppervlaktewaterregime

VGOR = verwachte grond- en oppervlaktewaterregime

1.2 De Waternood-methode in het kort

Het Waternoodproces heeft een cyclisch karakter. In figuur 1.1 zijn de stappen uit de Waternood-werkwijze weergegeven. De eerste stap is om per combinatie van grondsoort en bodemgebruik na te gaan aan welke hydrologische voorwaarden dient te worden voldaan om de voor het gebied geldende functie optimaal uit te kunnen oefenen en bij welke hydrologische omstandigheden een zodanige schade ontstaat dat de functiedoelstellingen niet worden gehaald (Stap 1, vaststellen optimaal grond- en oppervlaktewaterregime ofwel OGOR). Daarnaast moet bekend zijn wat het oppervlakte- en grondwaterregime is in de huidige situatie (Stap 2, vaststellen actueel grond- en oppervlaktewaterregime ofwel AGOR). Op basis van deze kennis kan vervolgens worden berekend in welke mate de waterhuishouding voldoet aan de functie-eisen (Stap 3, Bepaling doelrealisatie). Wanneer op basis van de berekende doelrealisatie blijkt dat de huidige waterhuishouding voldoet aan de functie-eisen dan is geen verdere aanpassing nodig. Het actuele grond- en oppervlaktewaterregime (AGOR) komt dan overeen met het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime. Dit zal echter zelden het geval zijn, omdat de functies veelal onderling tegenstrijdige eisen stellen. Bijvoorbeeld omdat in de landbouwgebieden in het voorjaar lage grondwaterstanden gewenst zijn om mest uit te rijden en de grond te

kunnen bewerken, terwijl in diezelfde periode in de natuurgebieden plas-dras situaties gewenst zijn. Op basis van de berekende doelrealisatie kan worden nagegaan wat de belangrijkste knelpunten zijn (op welke plekken is de doelrealisatie onaanvaardbaar laag?) en kunnen maatregelen worden geselecteerd die er op gericht zijn om de knelpunten weg te nemen. Stap 4 uit de Waternoodprocedure bestaat daarom uit de keuze van maatregelen en het doorrekenen van de effecten op de waterhuishouding: wat is het verwachte grond- en oppervlaktewaterregimes (VGOR) na uitvoering van de maatregelen?

Na de vaststelling van het verwachte grond- en oppervlaktewaterregime kan de doelrealisatie in de verwachte situatie worden berekend, en kan worden nagegaan of in deze situatie wél voldoende recht wordt gedaan aan de verschillende functies. Is dat het geval, dan komt het verwachte regime overeen met het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime (GGOR) en kan worden overgegaan tot de uitvoering van de maatregelen. Is dat niet het geval dan zal gezocht moeten worden naar andere maatregelen die leiden tot een meer bevredigend resultaat. Is er geen enkele oplossing die voor alle partijen aanvaardbaar is, dan kan dat reden zijn om de functies anders in te vullen (ander gewastype of ander natuurdoeltype) of de bestemming van de gronden te wijzigen. Dat laatste maakt echter geen deel meer uit van de in het Waternoodrapport geschetste procedure.

Het laatste onderdeel van de Waternoodprocedure is de monitoring en de evaluatie (Stap 5), die het mogelijk moet maken om te bepalen of de genomen maatregelen inderdaad het gewenste effect hebben gehad en of het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime daadwerkelijk is bereikt.

1.3 Uitwerking vragen

Het deelonderzoek 'OGOR-natuur en functieafweging' heeft zich gericht op de stappen 1 en 3 uit de Waternoodprocedure. Daarbij zijn aan het begin de volgende vragen geformuleerd:

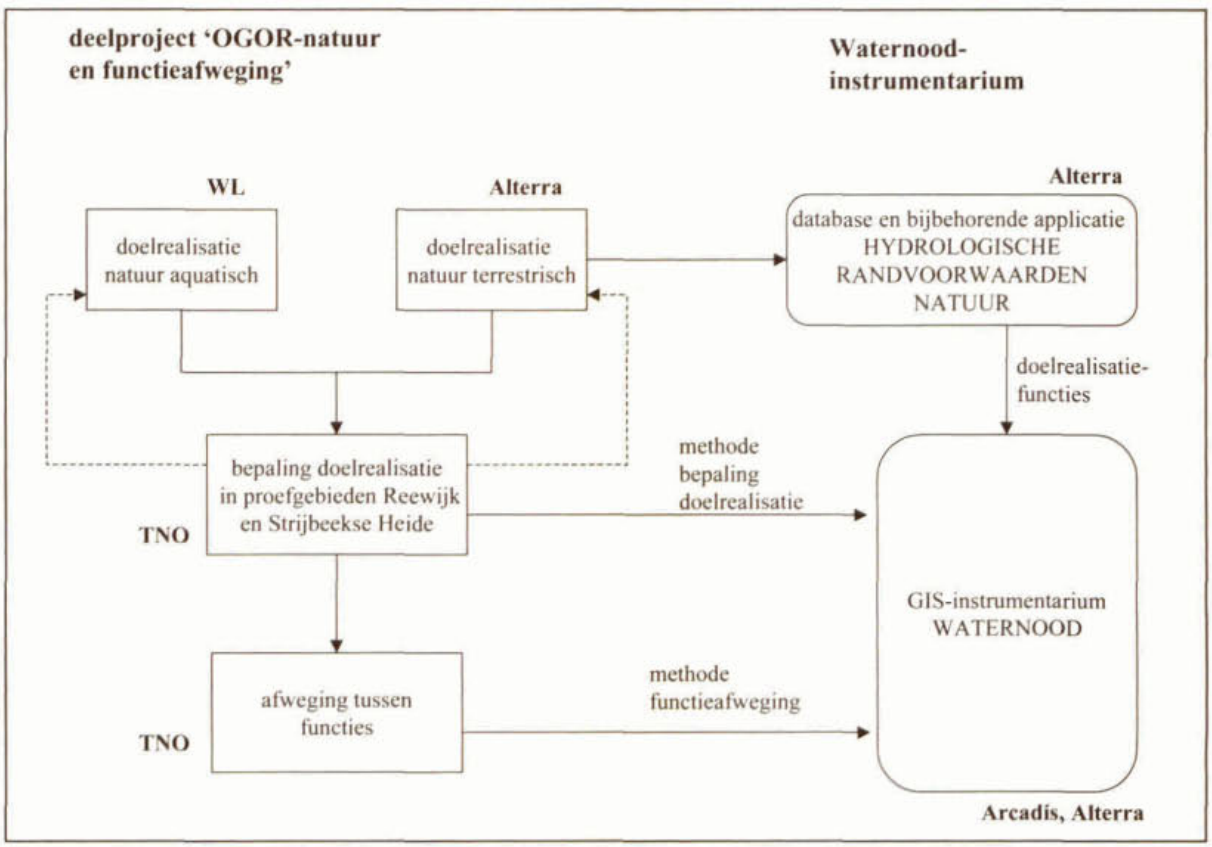
1 *Hoe kunnen de hydrologische voorwaarden voor natuur worden geformuleerd?*
De eerste stap in de Waternood-methodiek is dus het vaststellen aan welke hydrologische voorwaarden een standplaats of een gebied moet voldoen voordat het regime optimaal genoemd kan worden. Tot op heden ontbreken duidelijke criteria waaraan de functie natuur kan worden getoetst. Het ontbreekt gedeeltelijk aan inzicht in en gedeeltelijk aan operationele kennis over wat nodig is voor een duurzame ontwikkeling per natuurdoeltype.

2 *Op welke manier kan onder suboptimale hydrologische omstandigheden de doelrealisatie worden berekend?*
De derde stap uit Waternood is de bepaling van de doelrealisatie. Als duidelijk is aan welke eisen de waterhuishouding moet voldoen, moet nog een functioneel verband worden geformuleerd waar mee kan worden berekend wat de doelrealisatie is als de hydrologische condities niet optimaal zijn. Een belangrijk aspect is hier de praktische toepasbaarheid. Het is niet wenselijk dat de hydrologische vereisten voor natuur worden geformuleerd in eenheden die in de praktijk nooit kunnen worden vastgesteld, met andere woorden: waarvoor de AGOR onbekend is. Omgekeerd moet de hydrologische informatie niet zo beperkt zijn dat te weinig kan worden gezegd over de vereisten van de vegetatie.

Dit is een terugkerend spanningsveld, dat in dit project niet kan worden opgelost, maar waarin gaandeweg verbeteringen kunnen worden bereikt als meer onderzoek wordt uitgevoerd.

3 *Hoe kunnen conflicterende hydrologische functie-eisen worden afgewogen en varianten worden vergeleken?*
Als in stap 3 wordt geoordeeld dat de doelrealisatie in delen van het gebied onaanvaardbaar laag is, zal in stap 4 naar maatregelen worden gezocht, waarvan de effecten worden doorgerekend. In dit cyclische proces tussen stap 3 en 4 wordt steeds een afweging gemaakt: is de VGOR een verbetering ten opzichte van de AGOR? De vraag is wat de gevolgen zijn van een zo hoog mogelijke doelrealisatie voor de ene functie of gebiedsdeel voor de andere functies of gebiedsdelen. Als een verhoging van de doelrealisatie als gevolg van maatregelen leidt tot een evenredige verlaging in een naastgelegen gebied, zal ook het belang of de waardering voor de gebiedsdelen aan de orde moeten komen. Met andere woorden, als verschillende functies conflicterende eisen stellen aan de hydrologische condities, zal het belang van de verschillende functies of gebiedsdelen onderling moeten worden afgewogen.

In dit rapport zal worden ingegaan op de eerste twee vragen, die te maken hebben met de bepaling van de doelrealisatie voor de functie natuur. Over de afweging van functies, vraag 3, zal worden gerapporteerd in een afzonderlijk rapport (Gehrels et al. 2002).



Figuur 1.2 Opzet onderzoek en relatie met Waternood-instrumentarium. Het onderdeel Functieafweging wordt beschreven in een afzonderlijk rapport.

1.4 Opzet studie

In figuur 1.2 is de opzet van de studie aangegeven. Allereerst is door WL en Alterra voor respectievelijk aquatische en terrestrische natuurdoelen nagegaan welke eisen worden gesteld aan de waterhuishouding, en vervolgens zijn functies opgesteld die de doelrealisatie weergeven als functie van de hydrologie. Door NITG-TNO zijn deze doelrealisatiefuncties toegepast in twee proefgebieden in laag- en hoog-Nederland, te weten Reeuwijk en de Strijbeekse Heide. Doel van deze proeftoepassing was om de methode voor de bepaling van de doelrealisatie te testen. Daarnaast zijn de proefgebieden gebruikt om ervaring op te doen met de afweging tussen functies en een methode te ontwerpen voor deze functieafweging. Het onderzoek had deels een cyclisch karakter: de methode voor de bepaling van de doelrealisatie is op een aantal punten bijgesteld op grond van de ervaringen in de proefgebieden.
Voor de aquatische natuur had deze studie vooral een verkennend karakter: op welke manier kan de realisatie van aquatische natuurdoelen het beste worden berekend? Ten aanzien van de terrestrische natuur was bij het begin van de studie al meer kennis beschikbaar, en waren de ambities dan ook hoger. Naast het ontwerp van methode om de doelrealisatie te bepalen was hier ook de doelstelling om de doelrealisatiefuncties op een voor de gebruiker inzichtelijke manier in te bouwen in het Waternood-instrumentarium.

1.5 Relaties met andere Waternoodprojecten

Zoals in de inleiding gezegd maakte deze studie onderdeel uit van een onderzoekprogramma met meerdere projecten. Een tweetal deelprojecten waren voor deze studie van direct belang, te weten 'Waternoodinstrumentarium' (deelproject 1) en 'Aquatische ecologie' (deelproject 6).
Het Waternood-instrumentarium bestaat uit een GIS-applicatie voor de bepaling van de doelrealisatie en de functie-afweging, en bijbehorende kennissystemen waarin achtergrondinformatie is opgeslagen. De studie 'OGOR-natuur en functieafweging' heeft een toeleverende functie gehad richting dit Waternoodinstrumentarium (figuur 1.2). Toegeleverd zijn de methoden voor de bepaling van de doelrealisatie voor terrestrische natuur en voor de functie-afweging, en een database met bijbehorende applicatie die de gebruiker in staat stelt om (1) na te gaan welke eisen natuurdoelen stellen aan de hydrologie en om (2) doelrealisatiefuncties op te stellen voor bestaande of zelf te definiëren natuurdoeltypen.
Daarnaast is er een relatie met het project 'Aquatische ecologie'. In dat project is door Van der Molen en Verdonschot (2002) een methode uitgewerkt om de effecten van inrichtingsmaatregelen op de waternatuur aan te geven. In één van de proefgebieden is deze methode uitgeprobeerd.

1.6 Begeleiding

Deze studie is uitgevoerd in opdracht van STOWA, met medefinanciering van ICES (Delft Cluster) en het LNV-programma 'Integraal Waterbeheer'. Het onderzoek werd begeleid door een commissie bestaande uit de volgende personen:
ir. A. van Asperen (Waterschap De Grote Waard)
drs. R. van Ek (RIZA)
ing. H. Folkerts (Waterschap Wilck & Wiericke)
ir. S.C.C. Helmyr (namens STOWA)
ir. M.C.C.J. Mulders (Waterschap Mark en Weerijs)
drs. M. Rijken (Provincie Gelderland)
ir. N.G.J. Straathof (Natuurmonumenten)
ir. T. Visser (Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden)
ir. B. Worm (Waterschap Regge & Dinkel)

Het onderzoek is uitgevoerd door:
dr. J. Runhaar (Alterra)
dr. J.C. Gehrels (TNO-NITG)
dr. G. van der Lee (WL)
drs. S.M. Hennekens (Alterra)
ir. G.W.W. Wamelink (Alterra)
ir. W. van der Linden (TNO-NITG)
drs. P.G.B. de Louw (TNO-NITG)

1.7 Leeswijzer

De hoofdstukken 2 t/m 3 gaan over de bepaling van de doelrealisatie van terrestrische natuurdoelen. In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de relatie tussen grondwater en vegetatie, op de identificatie van hydrologische variabelen die sturend zijn voor operationele standplaatscondities en de vegetatieontwikkeling, en op de manier waarop de functie-eisen worden uitgewerkt in de vorm van doelrealisatiefuncties. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de samenstelling van de database waarin de hydrologische voorwaarden per vegetatietype zijn vastgelegd. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de applicatie die is geschreven om de voorwaarden grafisch weer te geven en die de gebruiker de mogelijkheid geeft om de hydrologische randvoorwaarden voor bestaande of zelf te bepalen natuurdoeltypen af te leiden uit de voorwaarden per vegetatietype. Hoofdstuk 5 beschrijft de in dit project gevolgde benadering van de aquatische natuur. De hoofdstukken 6 en 7 beschrijven de toepassing in de proefgebieden, waarin wordt ingegaan op de berekening van de hydrologische condities en de bepaling van de doelrealisatie. Na een discussie in hoofdstuk 8 volgen de conclusies in hoofdstuk 9.

Het onderdeel functieafweging zal hier niet verder worden besproken. Over dit deel wordt gerapporteerd in een afzonderlijk rapport (Gehrels et al. 2002).

2 Doelrealisatiefuncties terrestrische natuur

2.1 Inleiding

Er bestaan twee verschillende benaderingen voor de bepaling van het optimale grondwaterregime (OGOR) voor de terrestrische natuur:

- De *referentiebenadering* zoals die door de provincies Noord-Brabant en Limburg is gevolgd, waarbij abiotische randvoorwaarden (bodem, reliëf) sturend zijn en waarbij gebruik wordt gemaakt van historische en geografische referenties om het gewenste grondwaterregime te bepalen (Van Ek et al. 1998, Runhaar et al. 1998, Aggenbach et al.1995).
- De *doeltypebenadering* zoals geschetst in de leidraad waterbeoordeling (projectgroep Waternood 1998), waarin het toegekende natuurdoeltype uitgangspunt vormt voor de bepaling van het optimale grondwaterregime.

In deze studie heeft de nadruk gelegen op de uitwerking van de tweede benadering, waarin het natuurdoeltype bepalend is voor de gewenste grondwatersituatie. In de database met hydrologische randvoorwaarden is echter ook informatie opgenomen over grondwater-karakteristieken per bodemtype, die gebruikt kunnen worden om een schatting te maken van de vroegere (referentie)grondwaterstand. In paragraaf 4.3 wordt deze benadering kort beschreven. In de discussie zal worden teruggekomen op de vraag in hoeverre een referentiebenadering gebruikt kan worden als aanvulling op de in dit rapport beschreven doeltypebenadering.

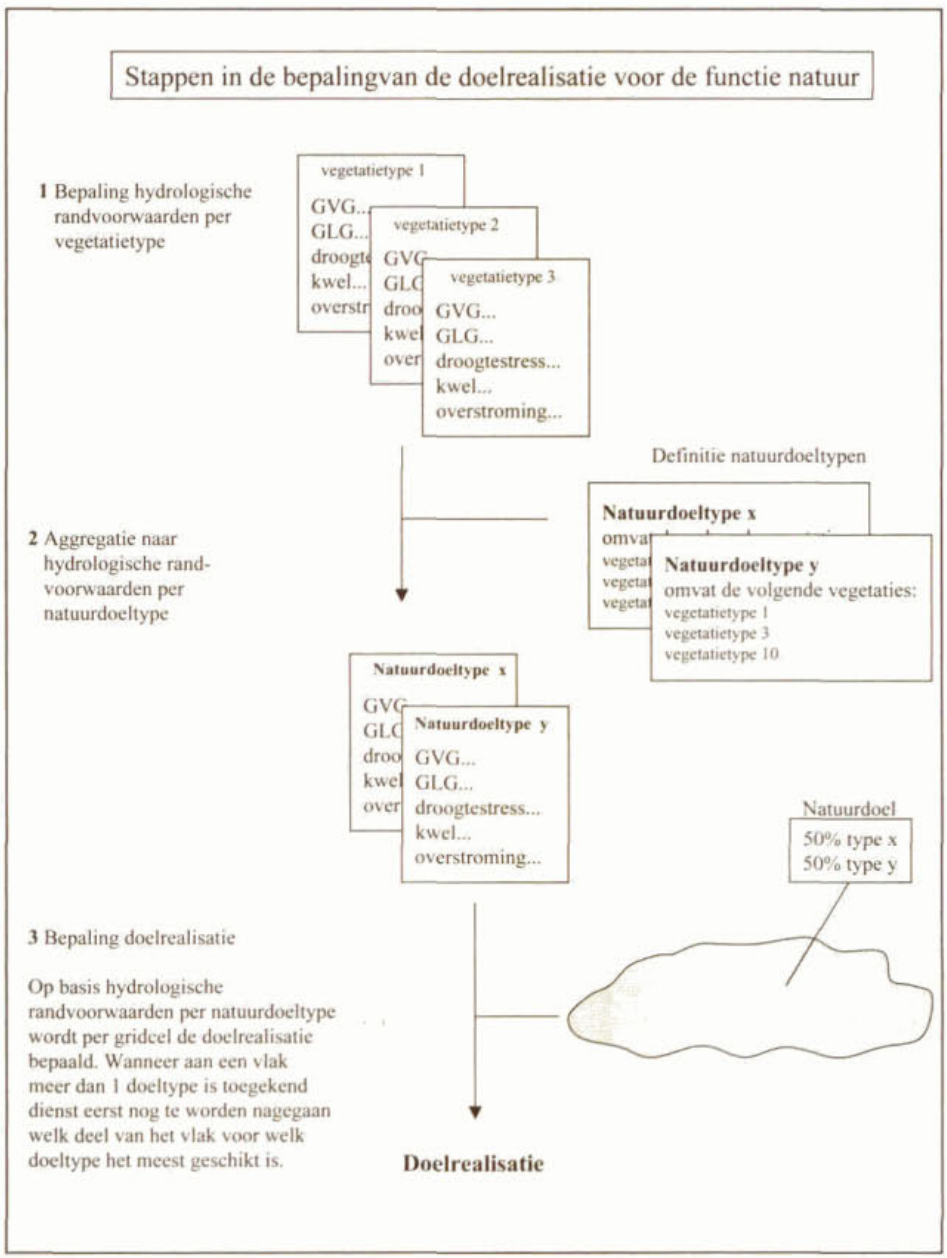
Om binnen de doeltypebenadering de doelrealisatie voor de functie natuur te kunnen bepalen dient bekend te zijn op welke manier de waterhuishouding van invloed is op het functioneren van natuurlijke ecosystemen. In dit hoofdstuk zal daarom kort worden ingegaan op de mechanismen via welke grondwater van invloed is op standplaatscondities en het voorkomen van soorten. In deze studie heeft in een inperking plaatsgevonden tot de vegetatie, omdat planten het meest direct worden beïnvloed door de waterhuishouding én omdat de natuurdoelen door rijk, provincies en beheerders meestal worden gedefinieerd in termen van vegetatietypen.

Een belangrijke vraag aan het begin van dit project was op welke manier de kennis over de relatie tussen waterhuishouding en vegetatie het beste geoperationaliseerd zou kunnen worden in de vorm van doelrealisatiefuncties en welke hydrologische variabelen daarbij gebruikt zouden moeten worden. In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de keuze voor de vorm van de doelrealisatiefuncties en op de selectie van hydrologische variabelen die worden gebruikt om de doelrealisatie te bepalen.

Een praktisch probleem bij de inbouw van de doelrealisatiefuncties in het Waternood-instrumentarium is dat er verschillende natuurdoeltype-indelingen in omloop zijn. Naast

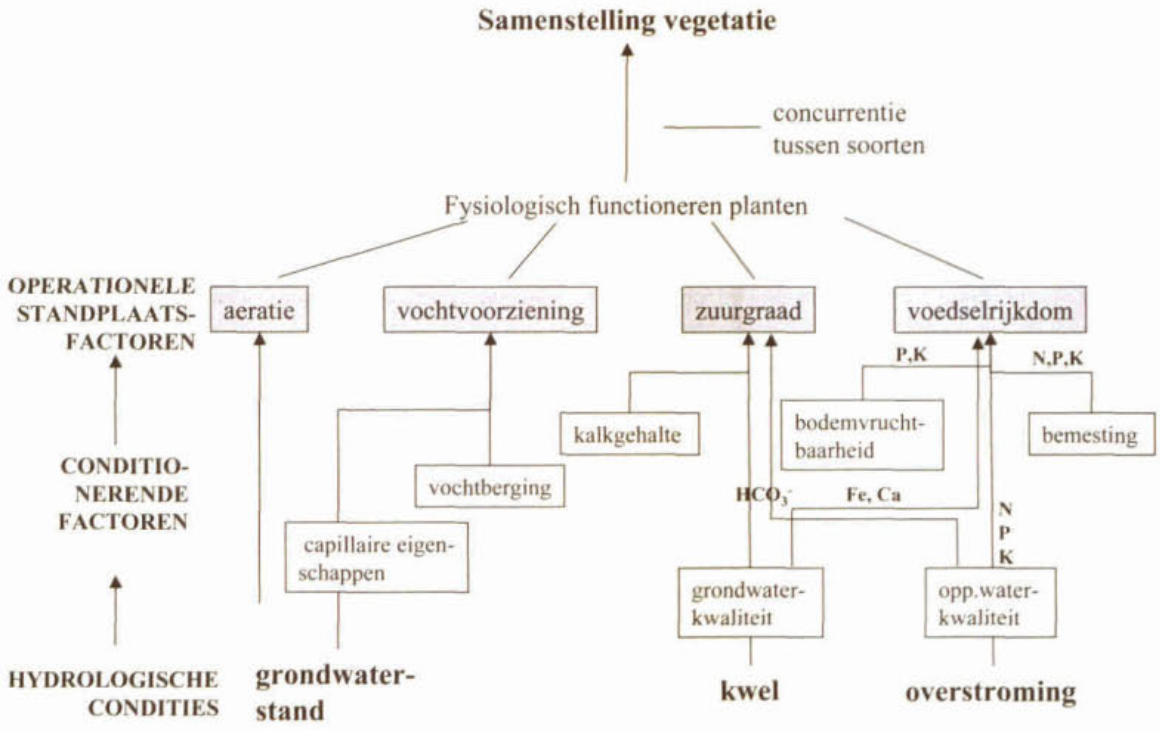
de oude en nieuwe indeling in landelijke natuurdoeltypen door EC-LNV (Bal 1995, Bal et al. 2001) zijn er een groot aantal provinciale varianten die in meerdere of mindere mate van de landelijke indeling afwijken en die bovendien regelmatig worden bijgesteld. Vraag is dus van welke natuurdoeltype-indeling uit te gaan. Voor dit probleem is een oplossing gevonden door standaard-doelrealisatiefuncties op te stellen voor vegetatietypen, en vervolgens een procedure op te stellen die het mogelijk maakt om op basis van de samenstellende vegetatietypen doelrealisatiefuncties op te stellen voor het natuurdoeltype. Op deze wijze kunnen de doelrealisatiefuncties worden aangepast aan de specifieke invulling van de natuurdoelen zoals die in een project geformuleerd zijn.

Figuur 2.1 Stappen in de bepaling van de doelrealisatie voor de functie natuur



Figuur 2.1 geeft een overzicht welke stappen dienen te worden genomen bij de bepaling van de doelrealisatie voor terrestrische natuurdoelen. Eerst dient per vegetatietype te worden bepaald wat de voorwaarden zijn die het type stelt aan de waterhuishouding (stap 1). Hoe dat is gebeurd wordt besproken in hoofdstuk 3. In deze studie gaat het om eisen die worden gesteld aan de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), de vochtleverantie (aantal dagen met droogtestress), de afhankelijkheid van kwel of infiltratieomstandigheden en de afhankelijkheid van overstroming met (schoon) oppervlaktewater.
Omdat per natuurdoeltype meestal meerdere vegetatietypen worden genoemd die kenmerkend zijn, dienen de hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype vervolgens te worden afgeleid uit de randvoorwaarden van de samenstellende vegetatietypen (stap 2). Bij deze aggregatiestap is ook een zekere interpretatie van de natuurdoelstellingen nodig. Als het natuurdoeltype meerdere vegetatietypen omvat, betekent dit dan dat de doelstellingen zijn behaald als één van de vegetatietypen –en meestal zal dat de minst kritische zijn- kan worden gerealiseerd? Of dient het merendeel van de genoemde vegetatietypen gerealiseerd te kunnen worden? En als de genoemde vegetaties tegenstrijdige eisen stellen aan de waterhuishouding, welke eisen prevaleren dan? Hoe deze aggregatie heeft plaatsgevonden wordt besproken in hoofdstuk 3.

Nadat de hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype zijn bepaald kan vervolgens de doelrealisatie per gebied worden berekend door de gegevens over de hydrologische omstandigheden te confronteren met de eisen die het natuurdoeltype stelt aan de waterhuishouding (stap 3). Wanneer aan een vlak meer dan één doeltype is toegekend dient eerst nog te worden nagegaan welk deel van het vlak voor welk doeltype het meest geschikt is. Door Hoogland et al. (2002) wordt aangegeven welke mogelijkheden daarvoor bestaan. Daarnaast bestaan er in de praktijk ook situaties waarbij de locaties waar de natuurdoelen gerealiseerd dienen te worden niet precies vastliggen (Jansen et al. 2002). In deze studie is echter ter vereenvoudiging uitgegaan van situaties waarin de natuurdoelen ruimtelijk zijn gealloceerd en waarin per vlak slechts één doeltype is aangegeven. In paragraaf 2.5 en in de hoofdstukken 6 en 7 over de toepassing in de proefgebieden wordt teruggekomen op de bepaling van de doelrealisatie.



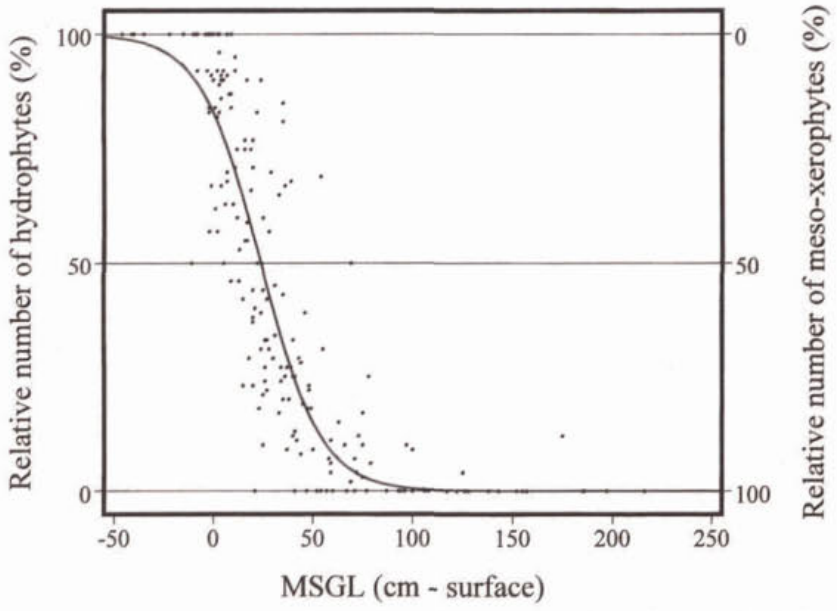
Figuur 2.2 Invloed van hydrologische condities op operationele standplaatsfactoren en samenstelling van de vegetatie.

2.2 Relaties grondwater en vegetatie

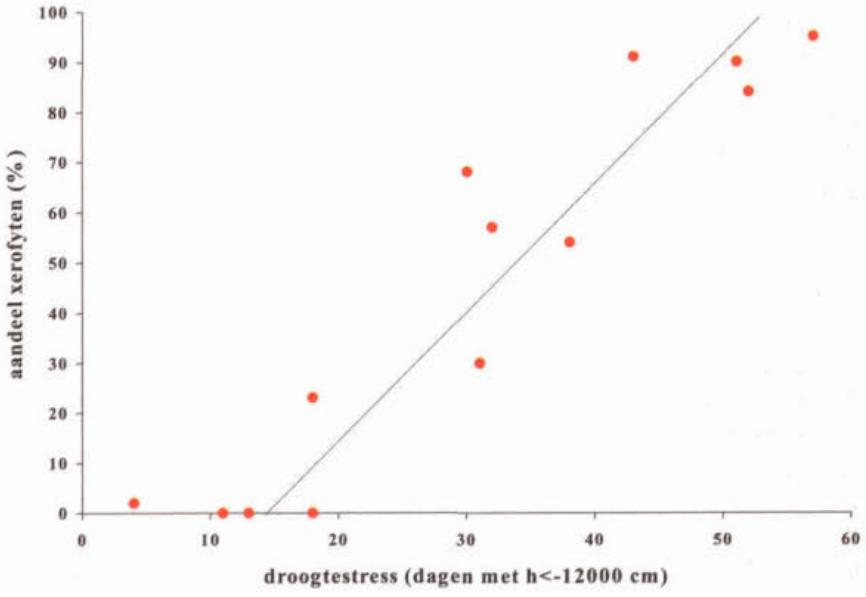
De relatie tussen de waterhuishouding en de vegetatie is complex, en berust op een groot aantal onderliggende processen (Figuur 2.2). Hieronder zullen de belangrijkste processen besproken worden.

aëratie

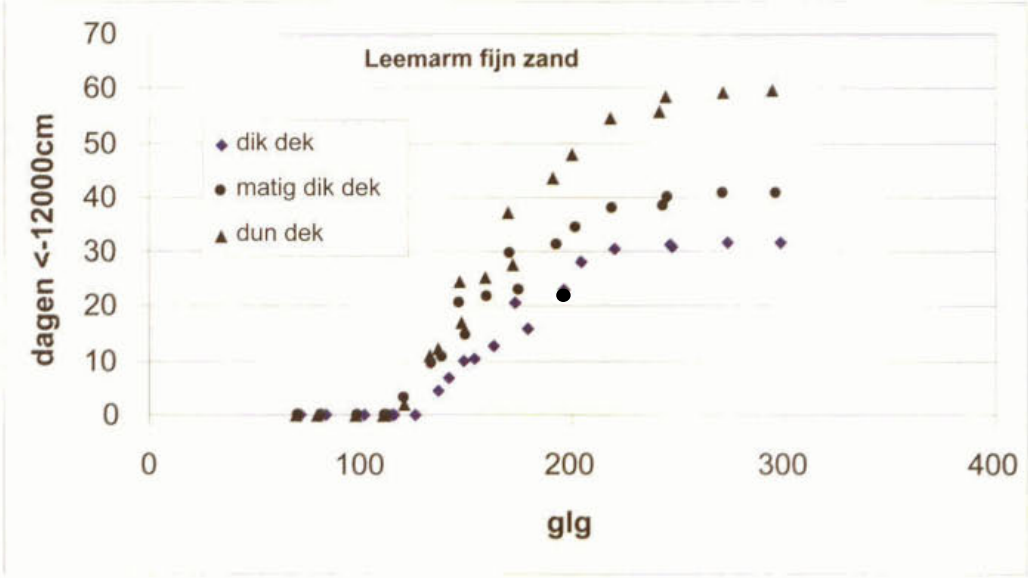
Een belangrijke kenmerk van natte standplaatsen is dat meestal langdurige perioden met anaerobie optreden, waarbij reducerende omstandigheden ontstaan en tal van toxische verbindingen worden gevormd (waterstofsulfide, tweewaardig ijzer en mangaan).
Soorten kenmerkend voor natte omstandigheden, zogenaamde *hygrofyten*, zijn hieraan op diverse manieren aangepast, bijvoorbeeld door het bezit van luchtweefsels. Hoewel een eenduidig bewijs ontbreekt, zijn er wel tal van aanwijzingen dat in een gematigd klimaat de voorjaarsgrondwaterstanden de meest bepalende factor vormen voor het al dan niet voorkomen van hygrofyten. De hypothese is dat de zuurstofbeschikbaarheid aan het begin van het groeiseizoen een bepalende factor vormt in de concurrentie tussen hygrofyten en niet-hygrofyten. Voor het voorkomen van hygrofyten is van belang dat de grondwaterstanden in het voorjaar rond maaiveld liggen (Figuur 2.3).



Figuur 2.3 *Relatie tussen het aandeel hygrofyten in de vegetatie en de voorjaarsgrondwaterstand. Uit: Runhaar et al. 1997.*



Figuur 2.4 *Verband tussen het bedekkingsaandeel xerofyten en het aantal dagen dat een drukhoogte van –12000 cm op 12,5 cm diepte in de periode 1980-1987 wordt onderschreden. Uit: Jansen et al. (2000).*



Figuur 2.5 *Relatie tussen de gemiddelde grondwaterstand en de droogtestress zoals berekend met SWAP. GLG = gemiddelde laagste grondwaterstand. Door deze punten zijn functies gefit die in deze studie worden gebrukt om de droogtestress te berekenen. Uit: Jansen et al. 2002.*

vochtleverantie

Onder de Nederlandse klimatologische omstandigheden is op de meeste standplaatsen gedurende het hele jaar voldoende vocht beschikbaar voor de plantengroei. Alleen op zandgronden met een lage grondwaterstand kunnen jaarlijks perioden optreden waarin de hoeveelheid vocht onvoldoende is voor het overleven van niet aan droogte aangepaste soorten. Soorten die wel aan droogte zijn aangepast, de *xerofyten*, kunnen dergelijke perioden overleven door een scleromorfe of succulente bouw, of overleven de zomerperiode in de vorm van zaad. Het aantal dagen met potentiële droogtestress (het gemiddeld aantal dagen dat op een diepte van 12,5 cm een drukhoogte van -12.000 cm wordt onderschreden, uitgaande van een standaard grasbegroeiing) lijkt een goede voorspeller voor het voorkomen van xerofyten (figuur 2.4). In welke mate al dan niet droogtestress optreedt is afhankelijk van de bodemtextuur, het neerslagoverschot, het grondwaterstandsverloop en de bewortelingsdiepte. Voor de meeste kruiden liggen kritische grondwaterstandswaarden in niet-lemige zandgronden in de orde van een meter. Voor soorten zonder wortels (veenmossen) kunnen kritische vochttekorten veel eerder optreden.

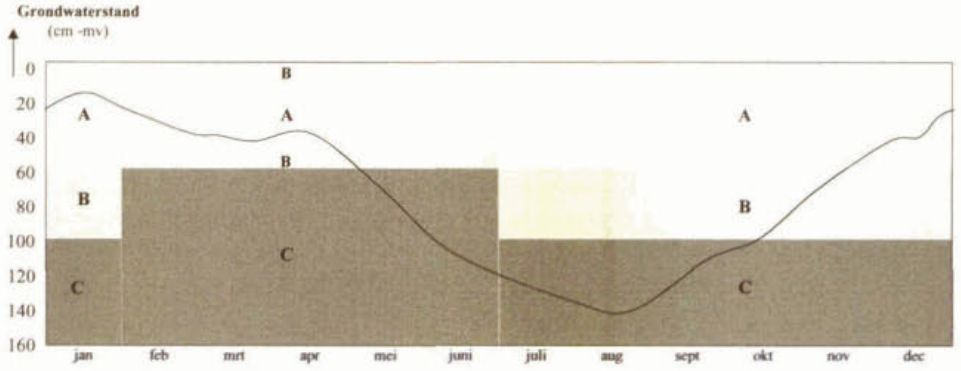
Berekening van de droogtestress kan plaatsvinden met een grondwatermodel voor de onverzadigde zone. In deze studie is echter voor de bepaling van de droogtestress gebruik gemaakt van functies die voor een bodemtypen de relatie weergeven tussen de droogtestress en de GLG (figuur 2.5). De daarbij gebruikte bodemindeling is gebaseerd op voor de vochtlevering relevante verschillen in textuur en organisch-stofgehalte (Jansen en Runhaar, 2001).

Naast deze meer directe relaties tussen grondwater en vegetatie zijn er ook een groot aantal indirecte relaties die lopen via de factoren zuurgraad en voedselrijkdom:

zuurgraadbuffering
In het pleistocene deel van Nederland en in de kalkarme duinen vormt de aanvoer met grondwater van bicarbonaat een belangrijke buffer tegen verzuring. De mate van buffering is afhankelijk van de hoeveelheid grondwater die wordt aangevoerd in verhouding tot de hoeveelheid infiltrerend (zuur) regenwater, en van het bicarbonaatgehalte van het grondwater.
Stel dat in een gebied de zuurbelasting 2000 Mol/ha is, en dat het grondwater matig hard is, met een bicarbonaatgehalte van 1mMol/l (61 mg/l, overeenkomend met ca 20 mg Ca/l indien calcium en bicarbonaat de dominante ionen zijn), dan is een aanvoer van 200 mm grondwater nodig om de zuurbelasting te compenseren, ofwel een gemiddelde toevoer van iets minder 0.6 mm/dag. Is de zuurbelasting hoger dan dient evenredig meer grondwater te worden aangevoerd of is harder grondwater nodig om voldoende buffering te leveren.
Om te kunnen bufferen is het wel van belang dat de kwel daadwerkelijk de wortelzone bereikt. In de Nederlandse situaties is dat vaak niet het geval en wordt het kwelwater direct afgevoerd naar greppels en sloten zonder het het maaiveld te bereiken. Of een doeltype wel of niet afhankelijk is van kwel is mede afhankelijk van de bodem: op kalkrijke bodems zullen basenminnende typen zonder of met minder kwel gerealiseerd kunnen worden.

mineralisatie organisch materiaal
De mate waarin de grondwaterstand in de zomer wegzakt is, in combinatie met de zuurgraad van de bodem, bepalend voor de mate waarin al dan niet omzetting van organisch materiaal optreedt. Permanente natte en zure omstandigheden zijn het meest geschikt voor ophoping van organisch materiaal (veenvorming), periodiek vochtige en basische omstandigheden voor een intensieve omzetting van organisch materiaal.

In semiterrestrische systemen is daarnaast ook de *periode van droogval* van belang voor de mate waarin waterplanten dan wel aan droogvallende omstandigheden (amfifyten) aangepaste soorten voorkomen.



Figuur 2.6 Voorbeeld van doelrealisatiekader met een daarin geprojecteerde regimecurve. Ontleend aan: Projectgroep Waternood, (1998). In dit voorbeeld valt de gemiddelde grondwaterstand van november t/m april in de klasse A.

2.3 Bepalingswijze doelrealisatie

In de Waternoodmethode is de bepaling van de doelrealisatie een belangrijke schakel. Daarbij is de doelrealisatie gedefinieerd als het quotiënt van de werkelijke productie bij een bepaald bodemgebruik en de productie bij hetzelfde bodemgebruik onder hydrologisch ideale omstandigheden. Op natuurdoelen is het woord "productie" niet van toepassing en kan doelrealisatie het best worden vertaald met "mate waarin het natuurdoeltype tot ontwikkeling komt".

Om weer te geven in hoeverre het actuele grondwaterregime voldoet aan de functie-eisen wordt door de Projectgroep Waternood (1998) voorgesteld te werken met doelrealisatiekaders waarin het gemiddelde grondwaterstandsverloop (de regimecurve) wordt vergeleken met het gewenste grondwaterstandsverloop. Figuur 2.6 laat zien hoe zo'n doelrealisatiekader voor het grondwaterregime er uitziet. In dit hypothetische voorbeeld worden drie perioden onderscheiden, waarbij per periode wordt aangegeven welke grondwaterstanden gewenst zijn vanuit de betreffende functie. De grondwaterstanden uit de regimecurve vallen in klasse A wanneer de grondwaterstand optimaal is voor de betreffende combinatie van bodemgebruikvorm en grondsoort, en in klasse C wanneer bij het betreffende grondwaterniveau geen duurzame ontwikkeling van de functie mogelijk is. Bij de klasse B is sprake van suboptimale omstandigheden. Door het actuele grondwaterregime te projecteren op deze doelrealisatiekaders kan visueel worden weergegeven of en op welke momenten in het jaar het grondwaterregime afwijkt van het optimale grondwaterregime. Hoe de grenzen tussen de grondwaterklassen A, B en C bepaald dienen te worden, en hoe uit de vergelijking met de regimecurve de doelrealisatie kan worden afgeleid, wordt door de projectgroep niet aangegeven.

In de door Alterra en DLG uitgevoerde proefstudie in het gebied De Leijen (Noord-Brabant) is getracht de hierboven geschetste benadering verder uit te werken, door voor zowel de functies landbouw als natuur de doelrealisatie te bepalen op basis van de regimecurve (Finke et al. 2001, Runhaar et al. 2002). Dat bleek echter slechts gedeeltelijk mogelijk.

Een probleem bij de *landbouw* is de middeling die plaatsvindt doordat in de regimecurve wordt gewerkt met gemiddelde grondwaterstanden per dag of per decade. Daarbij gaat informatie verloren die voor de bepaling van de doelrealisatie essentieel is. Namelijk informatie over de frequentie en duur dat bepaalde kritische grondwaterstanden over- of onderschreden worden. Dit speelt met name een rol bij de bepaling van de droogteschade.

Bij natschade bleek er een redelijk verband te bestaan tussen de gemiddelde grondwaterstand op een bepaalde dag en de gemiddelde natschade, en is een regimecurve-benadering zoals voorgesteld door de Projectgroep Waternood dus in principe mogelijk. Bij de droogteschade bleek er echter geen enkel of slechts een zwak verband te bestaan tussen de gemiddelde grondwaterstand op een bepaalde datum en de gemiddelde jaarlijkse droogteschade. De duur van de periode dat een kritische grondwaterstand wordt onderschreden, en de neerslagverdeling in deze periode, zijn veel meer bepalende factoren dan de gemiddelde grondwaterstand op dag *x*. Voor de berekening van de droogteschade dient daarom gebruik te worden gemaakt van de onderliggende tijdstijghoogtereeksen, waaruit de noodzakelijke informatie wel is af te leiden. Ofwel er dient gebruik te worden gemaakt van een eenvoudiger benadering, waarin gebruikt wordt gemaakt van uit empirische gegevens of uit modelberekeningen afgeleide relaties tussen droogteschade en meer algemene grondwaterkarakteristieken, zoals de grondwatertrap of de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). In het Waternood-instrumentarium is voorlopig gekozen voor de laatste benadering, waarbij de doelrealisatie voor landbouw wordt berekend op basis van de GHG, GVG en GLG.

Weergave (grond)waterregime terrestrische standplaatsen

Er zijn verschillende mogelijke om het *(grond)waterstandsverloop* op een bepaalde plek te karakteriseren:

Tijdstijhoogtereeks:
In een tijdstijhoogtereeks worden de waargenomen of met een model voorspelde grondwaterstanden per dag of decade uitgezet tegen de tijd.

Regimecurve
In een regimecurve worden de per dag of decade de gemiddelde grondwaterstanden op die datum weergegeven (gemiddeld over de jaren)

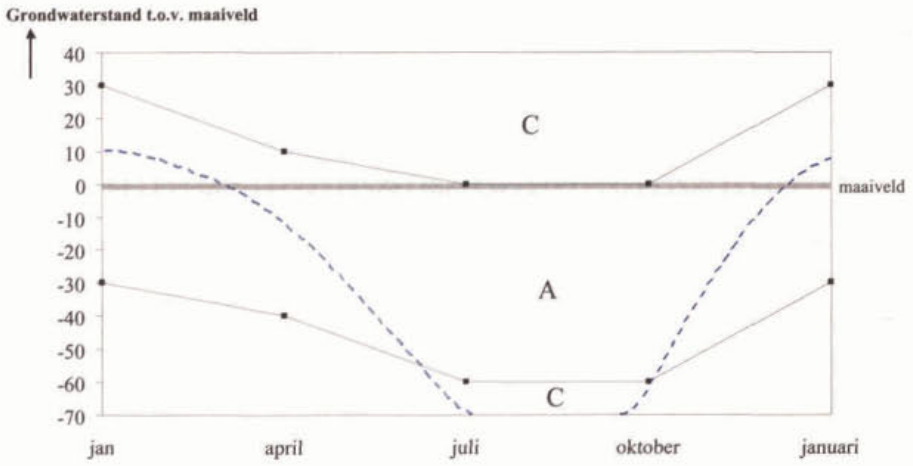
Duurlijn
In een duurlijn wordt aangegeven gedurende hoeveel dagen in het jaar de grondwaterstand zich boven of onder een bepaalde waarde bevindt.

Algemene grondwaterkarakteristieken (Gx-waarden):
Een aantal uit de tijdstijghoogtereeks afgeleide grondwaterkarakteristieken die informatie geven over de langjarig gemiddelde grondwaterstanden in bepaalde kritische perioden of over de range waarbinnen de grondwaterstanden zich gemiddelde bevinden:

GHG gemiddeld hoogste grondwaterstand, het gemiddelde van de drie hoogste standen per jaar, gemiddeld over de jaren, uitgaande van waarnemingen eens in de 14 dagen
GVG de gemiddelde grondwaterstand in het voorjaar (maart-april)
GLG gemiddeld hoogste grondwaterstand, het gemiddelde van de drie hoogste standen per jaar, gemiddeld over de jaren, uitgaande van waarnemingen eens in de 14 dagen
Gt de grondwatertrap, die weergeeft binnen welke range de GHG en de GVG zich bevinden

Om een goed beeld te krijgen van het (grond)waterregime van een standplaats is daarnaast informatie nodig over *kwel* en *overstroming.*
Kwel wordt meestal aangegeven in termen van fluxen, in mm per dag. Het maakt echter veel uit over welke fluxen het gaat. Hydrologen hebben het meestal over opwaartse fluxen van grondwater over de geologische scheidende laag. Voor de plantengroei is dat minder relevant omdat het merendeel van dat water wordt afgevoerd naar greppels en sloten. Biologen zijn veel meer geinteresseerd in opwaartse fluxen van grondwater naar de wortelzone, omdat die van invloed zijn op de standplaatscondities en de vegetatie. Daarnaast is er nog onderscheid tussen bruto kwelfluxen (totale opwaartse flux) en netto kwelfluxen (opwaartse fluxen minus neerwaartse fluxen). Als gersproken wordt over kwelfluxen is het dus zaak goed na te gaan om welke fluxen het gaat.
Overstroming wordt meestal aangegeven in het aantal dagen dat een plek overstroomd is met oppervlaktewater dat van elders is aangevoerd . Door sommigen wordt het ook gebruikt als synoniem voor inundatieduur, d.w.z. zeggen de duur dat de standplaats onder water staat (met van elders aangevoerd oppervlaktewater óf met stagnerend regenwater of kwelwater).

Bij de functie *natuur* geldt in principe hetzelfde bezwaar als bij de landbouw, namelijk dat in de regimecurve relevante informatie verloren is gegaan over duur en frequentie dat kritische grondwaterstanden worden over- of onderschreden. Anders dan bij de landbouw is het echter geen optie om uit te gaan van de aan de regimecurve ten grondslag liggende tijdstijghoogtegegevens, en nat- en droogteschade op dagbasis te berekenen op basis van causale relaties. Dat zou namelijk veronderstellen dat het voor elke willekeurige dag in het jaar mogelijk is aan te geven in welke mate de realisatie van een bepaalde soortensamenstelling wordt bepaald door de grondwaterstand op die dag. Gezien de complexiteit van natuurlijke ecosystemen en de huidige stand van kennis over de relatie grondwater-vegetatie is dat volstrekt onrealistisch.



Figuur 2.7 Doelrealisatiekader voor blauwgrasland zoals gebruikt in het Knardijkgebied. Aangegeven zijn de grenzen waarbinnen de grondwaterstand moet blijven wil er sprake zijn van een optimale hydrologische situatie voor blauwgrasland (doelrelisatieklasse A). Daarbuiten is aangenomen dat de grondwaterstand ongeschikt is (doelrealisatieklasse C). Uit: IWACO, 2000. Als voorbeeld is een hypothetisch grondwaterregime aangegeven waarbij de gemiddelde grondwaterstanden in de periode juli t/m oktober in klasse C vallen.

Een alternatief dat het mogelijk maakt om toch regimecurves te gebruiken is om de bepaling van de doelrealisatie achterwege te laten, en alleen aan te geven gedurende hoeveel dagen in het jaar de gemiddelde grondwaterstand uit de regimecurve afwijkt van een als optimaal beschouwde grondwaterstand. Daarbij kan het grondwaterstandsverloop in standplaatsen waar het betreffende natuurtype optimaal ontwikkeld voorkomt als maatgevend beschouwd worden. Een dergelijke benadering is gevolgd door door Wolfswinkel et al. (2001) in het Knardijkgebied. Daarbij zijn knelpunten geformuleerd op basis van het aantal decaden dat de grondwaterstand lager is dan in het als optimaal beschouwde referentie-grondwaterstandsverloop (figuur 2.7). Voor de waterbeheerder die wil weten of een doeltype op een bepaalde plaats wel of niet gerealiseerd kan worden is deze informatie echter niet toereikend. Wat betekent het feit dat de grondwaterstand in de zomer gedurende 3 tot 9 decaden lager is dan de grondwaterstand waarbij het type elders optimaal voorkomt? Dat het type niet ontwikkeld of gehandhaafd kan worden? In het voorbeeld van het blauwgrasland uit figuur 2.7 hoeft een lagere

grondwaterstand niet per sé nadelig te zijn omdat het vochtleverend vermogen van de in het Knardijkgebied voorkomende zavelgronden waarschijnlijk veel groter is dan de gronden waarin het referentiegrondwaterregime is vastgesteld.

Vanwege bovengenoemde bezwaren is besloten ook voor de functie natuur af te zien van het gebruik van regimecurves. In plaats daarvan is er voor gekozen om, net als bij de functie landbouw, de doelrealisatie te bepalen op basis van algemene grondwaterkarakteristieken zoals de GVG en de GLG. De aanpak kan worden gekarakteriseerd als *causaal-empirisch* omdat:

- er wordt uitgegaan van een beperkt aantal hydrologische variabelen waarvan bekend is op welke wijze ze van invloed zijn op standplaatscondities en het functioneren van planten;
- wat kritische waarden zijn waarbij bepaalde vegetatietypen wel of niet kunnen voorkomen wordt afgeleid uit empirische gegevens.

2.4 Selectie hydrologische stuurvariabelen

In navolging van de proefstudie in De Leijen is gekozen om bij de bepaling van de doelrealisatie uit te gaan van beperkt aantal hydrologische variabelen waarvan verondersteld wordt dat deze bepalend zijn voor standplaatscondities en vegetatie-ontwikkeling. Om dubbeltellingen bij de bepaling van de doelrealisatie te voorkomen is als aanvullende eis gesteld dat de hydrologische variabelen onderling onafhankelijk zijn in hun uitwerking op de vegetatie, dwz. via verschillende mechanismen de vegetatie beïnvloeden. Als stuurvariabelen zijn gekozen:

- de *gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand* (GVG), die vooral bepalend is voor de aëratie aan het begin van het groeiseizoen en daarmee het aandeel hygrofyten in de vegetatie (figuur 2.2);
- de *gemiddeld laagste grondwaterstand* (GLG) die bepalend is voor de aëratie gedurende het groeiseizoen en daarmee de potentiële afbraak van organisch materiaal;
- het aantal dagen potentiële *droogtestress* onder een standaard-grasbegroeiing, dat een goede voorspeller lijkt te zijn van het aandeel meso- en xerofyten in de vegetatie (figuur 2.3);
- de aanwezigheid van *kwel*, die in kalkarme gebieden een belangrijke zuurbuffer vormt,
- en de *overstroming* met oppervlaktewater die niet alleen zorgt voor zuurbuffering maar ook voor de aanvoer van nutriënten.

Tabel 2.1 Overzicht hydrologische stuurvariabelen

Hydrologische stuurvariabele	Van invloed op vegetatie-ontwikkelin via:	Is relevant voor:	Relatie afhankelijk van
GVG	aëratie aan begin van het groeiseizoen	alle systemen	-
GLG	aëratie gedurende het groeiseizoen, afbraak organisch materiaal, droogval	natte, potentieel veen-vormende systemen, droogvallende wateren	(bodemtype)
droogtestress	werkt direct in op vegetatie	in overige, niet veen-vormende systemen	Bodemtextuur, neerslag-overschot en grondwaterstand
kwel	zuurbuffering	natte en vochtige, niet zure systeme	kalkgehalte bodem, grondwaterkwaliteit
overstroming	zuurbuffering, voedselrijkdom	niet-zure systemen	overstromingsduur, slibgehalte oppervlaktewaterkwaliteit, bemesting

De *GVG* is voor alle typen terrestrische ecosystemen relevant: bij natte doeltypen dient de grondwaterstand in het voorjaar hoog te zijn, bij vochtige en droge doeltypen juist laag. Omdat de bodemtextuur en organisch stofgehalte weinig invloed lijken te hebben op de relatie tussen de GVG en het aandeel hygrofyten (Runhaar et al. 1997) is bij de doel-realisatiefunctie voor de GVG geen onderscheid gemaakt naar bodemtype.

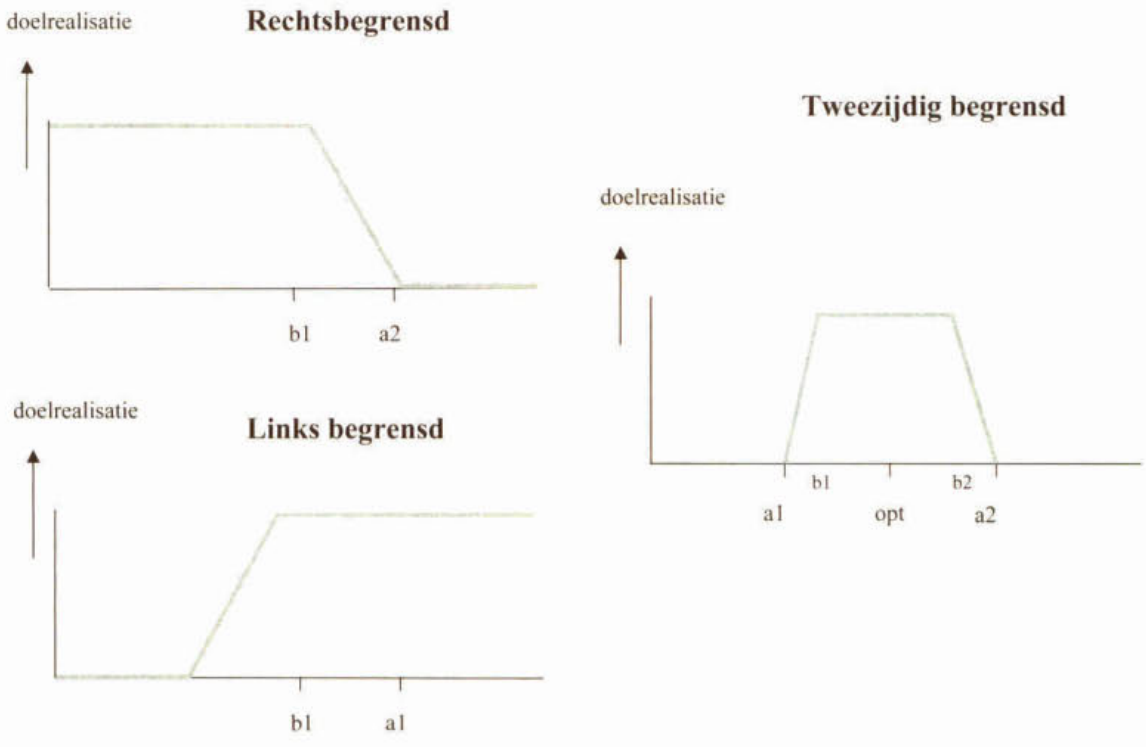
Bij slechts een beperkt aantal systemen zijn *directe eisen* gesteld aan de *GLG*, en wel bij veenvormende systemen zoals hoogveen, trilveen en broekbos. De veronderstelling is dat deze systemen gevoelig zijn voor het te ver wegzakken van het grondwater omdat daardoor de afbraak van organisch materiaal word gestimuleerd. Daarnaast speelt bij hoogveen ook het probleem dat de dominante planten, veenmossen, zeer gevoelig zijn voor droogte. Ook bij een aantal niet-permanente wateren en bij pioniervegetaties zijn eisen gesteld aan de GLG. Daar is echter juist de eis gesteld dat de GLG voldoende laag is, zodat deze systemen in ieder geval tijdens het groeiseizoen droogvallen.

In alle andere systemen worden eisen gesteld aan de *droogtestress*. Bij niet-veenvormende natte systemen en bij vochtige systemen wordt als eis gesteld dat de droogtestress beneden een kritisch niveau blijft, bij droge systemen juist dat er een minimale droogtestress is. Daarmee worden *indirect* ook eisen gesteld aan de *GLG*, en wel omdat de GLG in combinatie met de bodemtextuur in het Waternoodinstrumentarium gebruikt wordt om de droogtestress te bepalen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van relaties zoals weergegeven in figuur 2.5. In hoofdstuk 3 wordt verder ingegaan op het gebruik van de GLG om de droogtestress te voorspellen, en omgekeerd, hoe uit de droogtestress-eisen kan worden bepaald welke GLG-waarden kritisch zijn.

De stuurvariabelen kwel en overstroming zijn zeer bepalend zijn voor de voor planten relevante standplaatscondities als zuurgraad en voedselrijkdom (figuur 2.1). Probleem is echter dat deze relatie zo indirect is dat er geen algemeen geldende eisen te stellen zijn aan kwel of overstroming. Een vegetatietype dat op kalkloze bodem afhankelijk is van kwel kan op kalkrijke bodem kwelonafhankelijk zijn, en de zuurgraadbuffering die op de ene plek plaatsvindt via kwel kan op een andere plek plaatsvinden via overstroming.
De ideale oplossing zou zijn om de kwel en overstroming op een vergelijkbare manier aan te pakken als bij de droogtestress, door:

- eisen te stellen aan de factoren die direct voor de plantengroei bepalend zijn, in dit geval zuurgraad en voedselrijkdom;

- en vervolgens met behulp van eenvoudige modellen of uit modellen afgeleide functies te bepalen wat bij een bepaalde kwelflux, overstromingsintensiteit, bodemtype en waterkwaliteit de resulterende zuurgraad en voedselrijkdom zijn.
  Met de beschikbare kennis bleek het niet mogelijk om een dergelijke benadering binnen de tijdsplanning en budget van het Waternood-project uit te werken. Als voorlopige oplossing is daarom een constructie bedacht waarbij de gebruiker wel informatie krijgt over de eisen die het doeltype stelt aan de zuurgraad en de voedselrijkdom, en algemene informatie over de overstromingstolerantie en herkomst van water (regenwater, kwel en/of oppervlaktewater), maar het aan de gebruiker zelf wordt overgelaten om te bepalen of in zijn gebied het type wel of niet afhankelijk is van kwel of overstroming. In de hoofdstukken 3, 6 en 7 zal dit verder worden toegelicht.



Figuur 2.8 Doelrealisatiefuncties zoals gebruik bij de bepaling van de doelrealisatie voor de terrestrische natuur. opt *is optimum,* a1 *en* a2 *zijn grenzen waaronder resp. waarboven het type niet kan voorkomen,* b1 *en* b2 *zijn waarden waartussen type optimaal voorkomt*

2.5 Vorm doelrealisatiefuncties

Voor de bepaling van de doelrealisatie is gebruik gemaakt van functies zoals ontwikkeld in de Leijen-studie (figuur 2.8). In deze functies wordt op de horizontale as de waarde van de voor de vegetatie-ontwikkeling relevant geachte hydrologische variabele uitgezet (bijvoorbeeld de gemiddelde voorjaars-grondwaterstand), 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. 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 linksbegrensd (boven bepaalde waarde is type optimaal ontwikkeld). In de database waarin de functies per vegetatietype zijn vastgelegd worden de rechtsbegrensde functies gedefinieerd door de *b2* en *a2* en de linksbegrensde met de *a1* en *b1*. De symmetrische functies worden beschreven met de buitengrenzen *a1* en *a2*, en het optimum (*opt* in figuur 2.8) dat gelijk wordt gesteld aan de mediane waarde waarbij het type in de praktijk wordt aangetroffen. De knikpunten *b1* en *b2* worden bij de symmetrische functies berekend door respectievelijk het gemiddelde van *a1* en *opt* en van *a2* en *opt* te nemen. In deze studie is er voor gekozen om gebruik te maken van eenvoudige trapezoide functies waarbij verondersteld wordt dat de mate van doelrealisatie tussen de punten *a* en *b* lineair toe- of afneemt. Het is uiteraard ook mogelijk om op basis van de gebruikte parameters ander functies te fitten.

2.6 Bepaling doelrealisatie

Met behulp van de doelrealisatiefuncties kan per hydrologische stuurvariabele worden aangegeven wat de mate van doelrealisatie is. 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 standplaatscondities en vegetatie-samenstelling. Bij kwel en GVG is dat inderdaad het geval. Als een doeltype voor een groot bestaat uit basenminnende hygrofyten 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).

Een dubbeltelling zou ook kunnen ontstaan wanneer bij basenminnende vegetaties als Dotterbloemhooilanden zowel eisen worden gesteld aan kwel (voldoende kwel om te zorgen voor basenrijke condities) als aan de overstroming (voldoende overstroming om te zorgen voor basenrijke condities). In dat geval dient een keuze te worden gemaakt voor de stuurvariabele die het meeste bijdraagt aan de zuurbuffering.

Op welke manier de doelrealisatie kan worden berekend op basis van hydrologische modeluitkomsten zal verder worden toegelicht in de hoofdstukken 6 en 7, over de proeftoepassingen in het beekdal van het Merkske en in Reeuwijk.

3 Hydrologische voorwaarden terrestrische natuur

3.1 Inleiding

Zoals aangegeven in hoofdstuk 1 is er voor gekozen om bij de bepaling van de hydrologische randvoorwaarden voor terrestrische natuur het vegetatietype te gebruiken als ingang om de natuurdoelen te karakteriseren. Voor de beschrijving van de vegetatie is uitgegaan van de vegetatie-indeling in De Vegetatie Van Nederland (Schaminée et al.). In principe is daarbij gekozen voor eenheden op het indelingsniveau van associaties. Bij een paar veel voorkomende vegetatietypen die juist ten aanzien van de hydrologie vrij heterogeen zijn is er voor gekozen om de vegetatie te beschrijven op het niveau van subassociaties. Rompgemeenschappen zijn in deze studie buiten beschouwing gelaten, met de gedachte dat het vanuit natuurbehoud-doelstellingen nooit de wens kan zijn om degradatiestadia te willen ontwikkelen.
In dit hoofdstuk wordt aangegeven hoe de doelrealisatiefuncties per vegetatietype zijn opgesteld en welke basisgegevens daarbij zijn gebruikt. De basisgegevens, de doelrealisatiefuncties en de bijbehorende toelichtingen zijn opgeslagen in een Microsoft-ACCESS'97 database. Deze database is vooral bedoeld voor gegevensopslag. Voor de presentatie van de gegevens is een afzonderlijke applicatie geschreven, die in het volgende hoofdstuk zal worden behandeld.

3.2 Gebruikte basisgegevens

Als basis voor het overzicht van hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype is uitgegaan van de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen' (Wamelink en Runhaar 2000). In deze ACCESS-database zijn voor 139 vegetatietypen de standplaatseisen ten aanzien van vochttoestand, grondwateruitzakking, overstromingsfrequentie, zuurgraad, chloriniteit en voedselrijkdom vastgelegd. Voor de basisgegevens over de relatie vegetatietypen-standplaatscondities is daarbij gebruik gemaakt van de volgende bronnen:

- NOV-rapport 3.2 met de gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van pleistoceen Nederland (Aggenbach et al. 1998);
- NOV-rapport 3.1 met de gewenste grondwatersituatie voor terrestrische vegetatietypen van holoceen Nederland (Blokland en Kleijberg, 1997);
- Indicatorenboekjes KIWA/SBB (Jalink & Jansen 1995, Jalink 1996, Aggenbach & Jalink 1998, Aggenbach en Jalink 1999);
- de KENNAT-database met vegatie-opnamen en bijbehorende standplaatsgegevens (Sanders et al. 2000);
- 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 hygrofyten in de vegetatie. Daarvoor is gebruikt van de vegetatie-opnamen 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 standplaatseisen. Per standplaatsfactor is geschat bij welke standplaatsklassen het betreffende type optimaal, dan wel suboptimaal of in het geheel niet voor kan komen. Het aantal standplaatsklassen varieert van 4 voor de zuurgraad en de voedselrijkdom, tot 8 voor de factor vochttoestand (tabel 3.1).

Tabel 3.1 Indeling naar vochttoestand binnen de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen' die gebruikt is als basis voor de Waternood-database.

GVG (cm ± mv)	GLG (cm -mv)	droogtestress (dagen)	Omschrijving kenmerkklasse
> 50 cm	-	-	diep water
20 – 50 cm + mv.	< 0	-	ondiep permanent water
20 – 50 cm + mv.	• 0	-	ondiep droogvallend water
0 - 20 cm + mv.	-	-	zeer nat
0 - 25 cm - mv.	-	-	nat
25 – 40 cm - mv.	-	-	zeer vochtig
> 40 cm - mv.	-	< 14	vochtig
> 40 cm - mv.	-	14-30	matig vochtig
> 40 cm - mv.	-	>30	droog

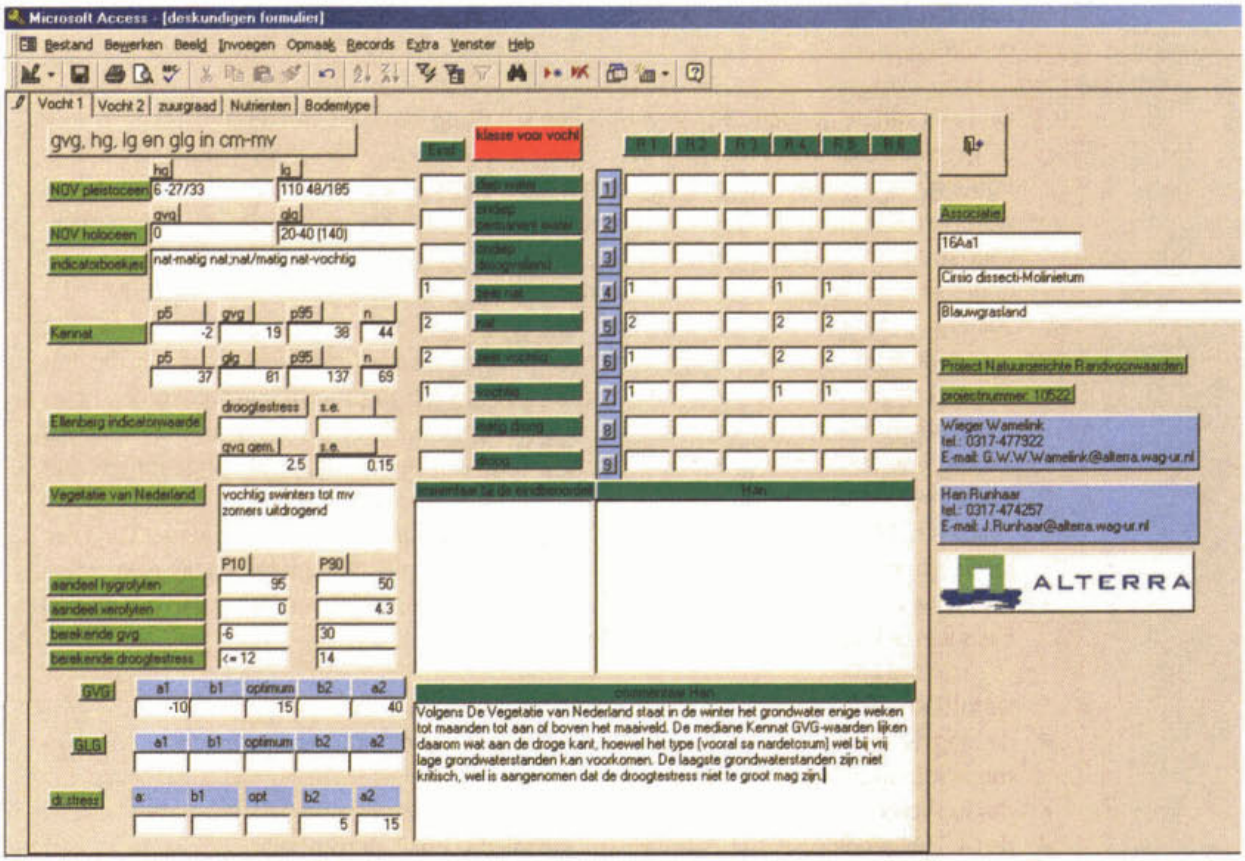
Tabel 3.2 Eenheden die worden gebruikt bij de formulering van de hydrologische randvoorwaarden in de Waternood-database

Hydrologische variabele	eenheid
GVG	cm –mv
GLG	cm –mv
droogtestress	dagen
herkomst water	klasse-indeling

Ten behoeve van de toepassing in Waternood zijn de hydrologische randvoorwaarden verder uitgewerkt, waarbij niet langer gewerkt is met vochtklassen, maar de doelrealisatie is gekoppeld aan op een cardinale schaal weergegeven hydrologische stuurvariabelen (tabel 3.2). Een uitzondering vormt de factor 'herkomst van water', die informatie geeft over de afhankelijkheid van het type van kwel of overstroming. In plaats van met continue eenheden (mm kwel/dag, aantal dagen met overstroming) is daar gewerkt met een kwalitatieve klassenindeling.

Daarnaast is de selectie van vegetatietypen aangepast. Een aantal typen dat alleen voorkomt in buitendijkse gebieden is weggelaten omdat de gekozen hydrologische grootheden hier niet relevant zijn én toepassing van de Waternoodprocedure in deze gebieden niet erg waarschijnlijk is. Daarnaast zijn een aantal grondwaterafhankelijke typen toegevoegd en zijn een paar vegetatietypen opgesplitst in subassociaties omdat de typen veel voorkomen en bestaan uit subassociaties die qua hydrologische randvoorwaarden nogal van elkaar verschillen. In bijlage 2 staat aangegeven om welke typen het gaat.

Naast de bestaande basisinformatie uit de database Abiotische Randvoorwaarden is ook nog nieuwe informatie gebruikt. Er is een schatting gemaakt van het aantal dagen droogtestress op basis van het aandeel mesofyten en xerofyten in de vegetatie, en van de GVG op basis van het aandeel hygrofyten in de vegetatie (zei bijlage 3)



Figuur 3.1 Deskundigenformulier gebruikt voor de inschatting van de hydrologische randvoorwaarden ten aanzien van GVG, GLG en droogtestress. Linksonder staan de doelrealisatiefuncties voor GVG, GLG en droogtestress

3.3 Bepaling doelrealisatiefuncties per vegetatietype

3.3.1 doelrealisatiefuncties GVG, GLG en droogtestress

In figuur 3.1 is het deskundigenformulier weergegeven dat is gebruikt om uit de basisgegeven de doelrealisatiefuncties voor GVG, GLG en droogtestress af te leiden. Aan de hand van dit figuur zal worden toegelicht hoe de doelrealisatiefuncties zijn bepaald.
De kritische *GVG*-waarden zijn afgeleid uit:

- de hoogste grondwaterstanden (HG) volgens het NOV-pleistoceen (gemiddelde en maximum/minimum);
- de GVG volgens het NOV-pleistoceen (optimum of range);
- de GVG volgend de Kennat-database (mediaan en 5- en 95-percentiel);
- de uit het Ellenberg-vochtgetal afgeleide GVG (gemiddelde en standaarddeviatie);

- de uit het aandeel hygrofyten afgeleide GVG (10- en 90-percentiel; zie bijlage 3 voor de bepalingswijze);
- de vochtklasse-indeling door de deskundigen 1 t/m 5 uit de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen'.

  Bij de interpretatie van de hoogste grondwaterstanden uit het NOV-pleistoceen is er rekening mee gehouden dat deze één tot meerdere decimeters hoger kunnen liggen dan de GVG.

Op basis van de genoemde gegevens is een schatting gemaakt van de GVG-grenzen voor de geselecteerde vegetatietypen. Voor het *Cirsio dissecti-Molinietum* (blauwgrasland) in figuur 3.1 is bijvoorbeeld geschat dat het type niet kan voorkomen wanneer het grondwater (en stagnerend regenwater) in het voorjaar meer dan een decimeter boven maaiveld staat (a1 is –10), en dat het optimum ligt bij 15 cm onder maaiveld. Dat is iets ondieper dan volgens de KENNAT-database (19 cm), maar daar staat tegenover dat volgens De Vegetatie van Nederland het type voorkomt op standplaatsen waar het grondwater in de winter enige weken of maanden boven maaiveld staat, en dat het aandeel hygrofyten in de vegetatie erg hoog is (50 tot 90 procent, overeenkomend met voorjaarsgrondwaterstanden van 30 cm onder maaiveld tot 6 cm boven maaiveld. Als ondergrens (a2) is een grondwaterstand van 40 cm onder maaiveld aangenomen. Dat komt overeen met de waarde uit de Kennat-database. Deze grens is wat ondieper dan volgens het NOV-pleistoceen (HG tot 33 cm, naar schatting overeenkomend met GVG van ca 50 cm) en de vochtklasse-indeling door deskundigen (suboptimaal in klasse 'vochtig', dwz bij voorjaarsgrondwaterstanden dieper dan 40 cm), maar weer lager dan geschat op basis van het aandeel hydrofyten in de vegetatie (30 cm).

De kritische *GLG-* en *droogtestresswaarden* zijn afgeleid uit:

- de laagste grondwaterstanden (LG) volgens het NOV-pleistoceen (gemiddelde en maximum/minimum);
- de GLG volgens het NOV-pleistoceen (optimum of range);
- de GLG volgend de Kennat-database (mediaan en 5- en 95-percentiel);
- de uit het Ellenberg-vochtgetal afgeleide droogtestress (gemiddelde en standaarddeviatie);
- de uit het aandeel hygrofyten afgeleide droogtestress (10- en 90-percentiel; zie bijlage 3 voor bepalingswijze);
- de vochtklasse-indeling door de deskundigen uit de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen'.

  Bij de interpretatie van de laagste grondwaterstanden uit het NOV-pleistoceen is er rekening mee gehouden dat deze één tot meerdere decimeters dieper kunnen liggen dan de GLG.

Gezien de diepte (laagste grondwaterstanden tot meer dan anderhalve meter) is het *Cirsio dissecti-Molinietum* weinig kritisch ten aanzien van de laagste grondwaterstanden. Daarom is aangenomen dat langdurige aëratie gedurende het groeiseizoen geen probleem vormt en zijn geen directe eisen gesteld aan de GLG. Wel is als eis gesteld dat het grondwater niet zo ver mag wegzakken dat er droogtestress ontstaat. Aangenomen is dat het type optimaal ontwikkeld is als er gemiddeld minder dan 5 dagen met droogtestress zijn (b2 = 5), en het type niet meer kan voorkomen als er meer dan 15 dagen met droogtestress zijn (a2 = 15). Deze grenzen zijn vrij ruim, hetgeen vooral komt omdat de subassociatie *nardetosum*, die een overgang vormt naar het *Nardo-Galion*, relatief droog

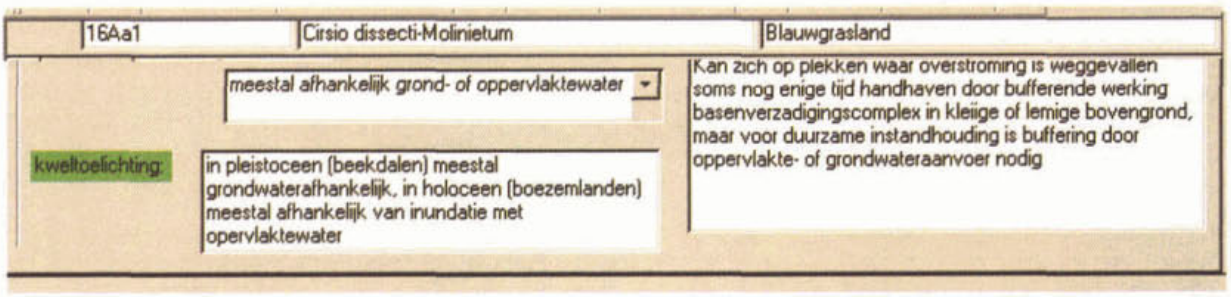
is. Vanwege deze heterogeniteit zijn daarom ook doelrealisatiefuncties opgesteld voor de afzonderlijke subassociaties

Het voorbeeld is gekozen omdat vanwege de hoge natuurwaarde er relatief veel basisgegevens over het *Cirsio dissecti-Molinietum* voorhanden zijn. Bedacht moet worden dat bij veel vegetatieypen het aantal waarnemingen gering is of ze zelfs geheel ontbreken, zodat hier de indirecte afleiding uit indicatiewaarden van plantensoorten en op basis van deskundigenoordeel een grotere rol speelt.

3.3.2 *Doelrealisatiefuncties kwel en overstroming*

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 is het niet mogelijk om voor heel Nederland en voor alle bodemtypen algemeen geldende doelrealisatiefuncties voor kwel en overstroming op te stellen. In plaats daarvan is er voor gekozen om informatie te geven over de afhankelijkheid van zuurgraad en voedselrijkdom, de voor de plantengroei meer rechtstreeks bepalende factoren die –onder meer- van kwel en overstroming afhangen. Daarnaast wordt informatie gegeven over de overstromingstolerantie en wordt onder de noemer 'herkomst water' een korte omschrijving gegeven of en in welke situaties het type aan kwel en overstroming gebonden lijkt te zijn.

Voor de beschrijving van de zuurgraad, voedselrijkdom en overstromingstolerantie zijn de gegevens uit de database 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen' ongewijzigd overgenomen. Op basis van onder meer deze gegevens is ingeschat in welke mate de vegetatietypen afhankelijk zijn van kwel of overstroming. Onder de noemer 'herkomst van water' wordt aangegeven in hoeverre het type afhankelijk is van de aanvoer van een bepaald type water, te weten regenwater, grondwater of oppervlaktewater (Figuur 3.2). Als een type in sommige situaties wel en andere niet afhankelijk is van een bepaald type water, wordt in een bijbehorende toelichting kort omschreven wat deze situaties zijn. In tabel 3.3 is aangegeven welke klassen zijn onderscheiden voor het kenmerk 'herkomst van water'.



Figuur 3.2 Informatie over herkomst water zoals opgenomen in de database

Tabel 3.3 Indeling naar herkomst water

code	omschrijving		
10	regenwatergevoed	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater
20	regenwaterlenzen	60	soms afhankelijk grond- of oppervlaktewater
30	soms grondwaterafhankelijk	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer
31	soms grondwaterafhankelijk, zacht grondwater	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer
32	soms grondwaterafhankelijk, hard grondwater	90	indifferent
40	meestal grondwaterafhankelijk	99	onbekend
41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
42	meestal grondwaterafhankelijk, hard grondwater		

In het geval van het *Cirsio dissecti-Molinietum* gaat het om een type dat in sommige situaties, en dan vooral de beekdalen, afhankelijk is van kwel, en in andere situaties, zoals in de Friese boezemgraslanden, van overstroming met oppervlaktewater.

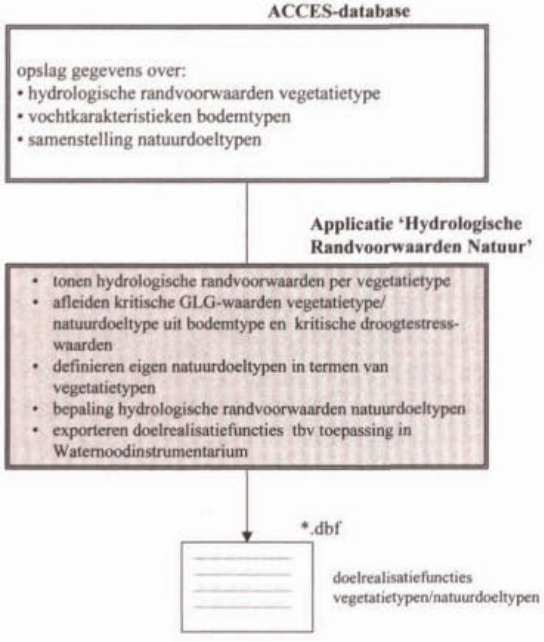
3.4 Aggregatie naar natuurdoeltypen

De natuurdoelen worden door provincies en beheerders meestal niet gedefinieerd in termen van vegetatietypen, maar van natuurdoeltypen. Dat betekent dat er een vertaalslag nodig is om uit de doelrealisatiefuncties per vegetatietype de doelrealisatiefuncties voor de natuurdoeltypen op te stellen. Deze vertaling vindt plaats in de applicatie 'Hydrologische randvoorwaarden vegetatie' die (onder meer) voor dit doel is geschreven. In het volgende hoofdstuk wordt de applicatie beschreven, en wordt ook aangegeven op welke manier de doelrealisatiefuncties per natuurdoeltype worden berekend uit die van de samenstellende vegetatietypen.

4 Uitwerking in Waternood-applicatie 'Hydrologische randvoorwaarden natuur'

4.1 Inleiding

In eerste instantie is een database opgesteld met daarin opgenomen de hydrologische randvoorwaarden voor de terrestrische natuur (zie vorige hoofdstuk). De opzet was om deze database aan te vullen met een aantal mogelijkheden om gegevens te combineren en nieuwe informatie te berekenen. Sommige bewerkingen zijn echter vrij gecompliceerd en lastig te programmeren binnen een databasestructuur. Bijvoorbeeld de afleiding van de kritische GLG uit de droogtestress en de aggregatie van hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype naar hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype. Daarnaast zijn de mogelijkheden voor een grafische weergave in een database beperkt. Daarom is besloten een aparte applicatie te schrijven voor het visualiseren en berekenen van gegevens. Om praktische redenen is er voor gekozen om deze applicatie te schrijven in ULTIMATE. Dit maakte het mogelijk om gebruik te maken van procedures die al eerder waren geschreven ten behoeve van het kennissysteem SYNBIOSYS. Bijkomend voordeel van de gekozen oplossing is dat de applicatie op alle Windows-systemen geraadpleegd kan worden, zonder dat de gebruiker dient te beschikken over ACCESS.



Figuur 4.1 Gebruik van de applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' om hydrologische randvoorwaarden te berekenen en te presenteren

In de applicatie 'Hydrologische randvoorwaarden natuur' wordt de gebruiker informatie gegeven over de volgende onderwerpen:

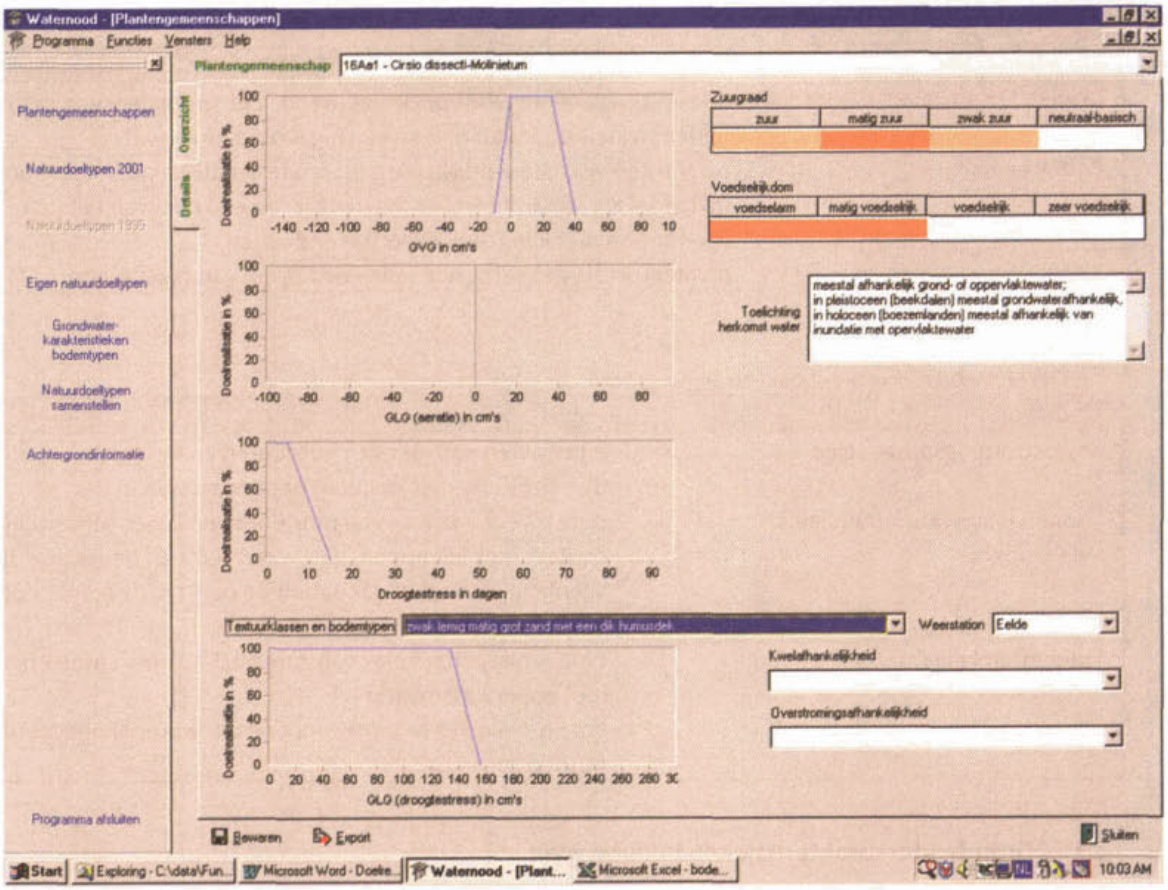
- hydrologische randvoorwaarden vegetatietypen
- grondwaterkarakteristieken van bodemtypen
- hydrologische randvoorwaarden natuurdoeltypen

Daarnaast geeft de applicatie de gebruiker de mogelijkheid om eigen natuurdoeltypen te definiëren, en om –afhankelijk van het bodemtype- na te gaan met welke GLG een bepaald aantal dagen met droogtestress correspondeert.
De basisgegevens worden ingelezen vanuit de ACCESS-database die al in het vorige hoofdstuk werd genoemd (figuur 4.1). In deze database is niet alleen informatie opgenomen over de hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype, maar ook over hydrologische kenmerken van bodemtypen (grondwaterkarakteristieken die aangeven onder welke hydrologische condities het type gevormd is, informatie over het vochtleverend vermogen van bodems). Als uitvoer levert de applicatie dbf-files, waarin de doelrealisatiefuncties per doeltype (vegetatietype, landelijke natuurdoeltypen, eigen natuurdoeltypen) gedefinieerd zijn.
In de volgende paragrafen zal een korte toelichting worden gegeven op de verschillende onderdelen van de applicatie, en op de wijze waarop de doelrealisatiefuncties per vegetatietype worden geaggregeerd naar functies per natuurdoeltype.

4.2 Overzicht hydrologische randvoorwaarden vegetatietypen

In de Waternoodapplicatie worden per vegetatietype de doelrealisatiefuncties getoond Daarbij wordt gebruik gemaakt van de in hoofdstuk 3 beschreven basisinformatie die is opgenomen in de onderliggende ACCES-database. Als voorbeeld worden in figuur 4.2 de doelrealisatiefuncties getoond van hetzelfde vegetatietype (blauwgrasland) als in figuur 3.1.

Bij het betreffende type worden eisen gesteld aan de GVG (optimaal, dwz doelrealisatie 100%, bij een GVG van 0-30 cm) en aan de droogtestress (minder dan 15 dagen, bij voorkeur geen). Omdat waterbeheerders waterbeheerders gewend zijn te werken met grondwaterstanden in plaats van met vochtspanning of droogtestress, is de mogelijkheid ingebouwd na te gaan met welke grondwaterstanden de kritische droogtestress-grenzen overeenkomen. Daartoe dient de gebruiker op te geven met welk bodemtype hij te maken heeft, en welk weerstation het meest representatief is voor zijn gebied. Op basis van de in figuur 2.5 weergegeven relaties wordt vervolgens afgeleid welke grondwaterstanden overeenkomen met de kritische droogtestress-grenzen. Op zwak lemig matig grof zand met een dik humusdek zoals in het voorbeeld komen de grenzen van 5 en 15 dagen droogtestress overeen met GLG-waarden van ca 140 tot ca 155 centimeter onder maaiveld. Voor details over de afleiding van de GLG uit de droogtestress, bodemtextuur en weertype wordt verwezen naar Jansen et al. 2001 en naar bijlage 4. Om de GLG-eisen die zijn afgeleid uit de droogtestress te onderscheiden van de directe GLG-eisen die bij sommige veenvormende vegetatietypen worden gesteld, word tussen haakjes onder de grafiek aangegeven of het gaat om directe eisen via de aëratie of indirecte eisen via de droogtestress.



Figuur 4.2 Scherm waarin de doelrealisatiefuncties per vegetatietype worden getoond op basis van de gegevens is de onderliggende database (vergelijk met figuur 3.1).

Er worden geen functies getoond voor de doelrealisatie als functie van de kwel en overstroming met oppervlaktewater. In plaats daarvan wordt informatie gegeven over de voedselrijkdom, de zuurgraad, en de herkomst van water. Op basis van deze gegevens dient de gebruikers zelf in te schatten in hoeverre het type binnen zijn gebied afhankelijk is van overstroming dan wel van kwel. In de tabellen 4.1 en 4.2 wordt aangegeven welke indelingen daarbij worden gebruikt. Hoe gebruik kan worden gemaakt van uit model-berekeningen afgeleide kwelfluxen om de doelrealisatie van kwelafhankelijke typen te bepalen zal worden toegelicht in hoofdstuk 7, over de proeftoepassing in het Merkske. De indeling naar overstromingsafhankelijkheid heeft voorlopig nog geen praktische betekenis omdat er nog onvoldoende kennis is om deze relatie te operationaliseren.

Tabel 4.1 Indeling naar kwelafhankelijkheid

indeling	toelichting
kwel	op plekken waar de wortelzone gedurende een groot deel van het jaar onder invloed staat van met kwel aangevoerd grondwater
intermediar	op plekken waar de wortelzone gedurende een deel van het jaar onder invloed staat van infiltrerend regenwater en een deel van het jaar onder invloed van met kwel aangevoerd grondwater
infiltratie	op plekken die geheel onder de invloed staan van regenwater

Tabel 4.2 Indeling naar overstromingsafhankelijkheid.

Indeling	toelichting
overstromingsafhankelijk	type is voor aanvoer van nutriënten en basen afhankelijk van overstroming met (schoon) oppervlaktewater
oppervlaktewaterafhankelijk via kragge	type is voor aanvoer van nutriënten en basen afhankelijk van contact met het oppervlaktewater dat zich onder de drijvende veenlaag bevindt of dat vanuit de oever in de zomer doordringt in de wortelzone
niet afhankelijk	type is niet afhankelijk van aanvoer van nutriënten en basen met oppervlaktewater
overstromingsgevoelig	type is gevoelig voor met oppervlaktewater aangevoerde nutriënten en basen.

4.3 Grondwaterkarakteristieken bodemtypen

Als achtergrondinformatie is in de database ook informatie opgenomen over de grondwaterstandrange waarbij het type in evenwichtssituaties, waarbij bodemvorming en waterhuishouding in evenwicht verkeren, kan voorkomen. Omdat bodemkenmerken slechts langzaam veranderen, kan uit het bodemtype vaak nog worden afgeleid wat de waterhuishoudkundige situatie was in het verleden: de bodem vormt als het ware het 'geheugen' van het landschap.

In het project 'GGS Noord-Brabant' (Van Ek et al. 1997, Runhaar et al. 1998) is een methode ontwikkeld om op basis van het bodemtype en hoogteligging de vroegere grondwatersituatie te reconstrueren. Per bodemtype is een grondwaterkarakteristiek opgesteld, die aangeeft wat naar verwachting de grondwaterstand tijdens het ontstaan is geweest. Dit gebeurt in de vorm van een percentuele verdeling over de grondwatertrappen. De toedeling heeft plaatsgevonden op basis van algemene bodemkundige literatuur en deskundigenoordeel. Bij de bepaling van de 'natuurlijke' grondwaterstand is vooral uitgegaan van hydromorfe kenmerken, bijvoorbeeld het voorkomen van roestvlekken bij beekeerdgronden, of juist het volledig ontbreken van ijzer door uitspoeling in veldpodzolen en gooreerdgronden. Daarnaast is ook de hoeveelheid organisch materiaal indicatief voor de grondwaterstand. Zo kunnen moerige gronden en veen alleen worden gevormd onder natte tot zeer natte omstandigheden. Uitgangspunt voor de studie was een reconstructie van de hydrologie in de periode tussen 1850 en 1950.

Als voorbeeld zijn een viertal veel voorkomende bodemeenheden uitgelicht (tabel 4.3). Aangegeven is wat de geschatte percentuele verdeling over grondwatertrappen zou zijn in min of meer natuurlijke omstandigheden en hoe indicatief het type is voor (vroegere) kwelomstandigheden (1 kenmerkend voor infiltratiegebieden, 5 kenmerkend voor kwelgebieden).

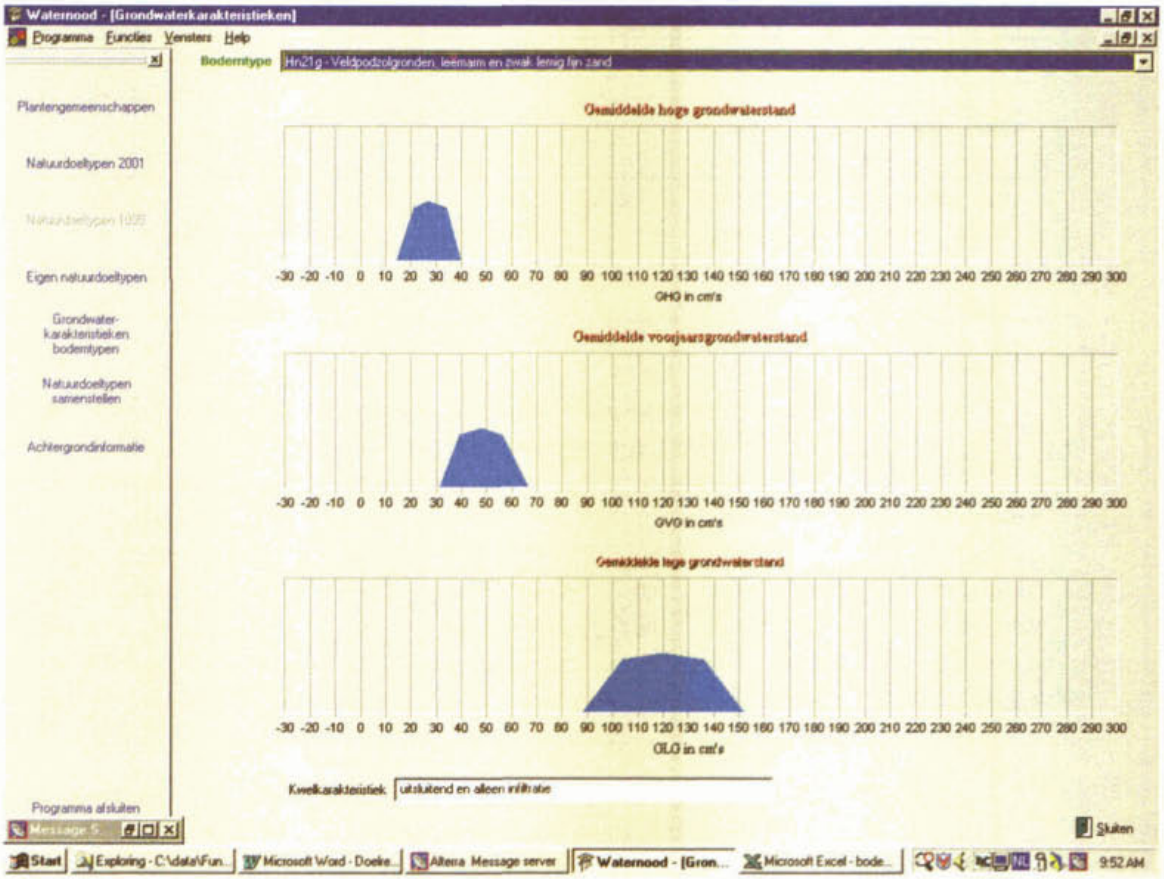
Tabel 4.3 *Geschatte verdeling van bodemtypen over grondwatertrappen in evenwichtsituatie volgens Van Ek et al. 1997.*

Bodemtype	code	Grondwatertrappen I	II	III	IV	V	VI	VII	kwelkan:
Haarpodzol	Hd21	0	0	0	0	0	0	100	1
Veldpodzol	Hn23	0	0	40	10	40	10	0	2
Gooreerdgrond	pZn21	0	80	20	0	0	0	0	3
Beekeerdgrond	pZg23	50	50	0	0	0	0	0	5

Tabel 4.4 *Grondwaterstandsranges in percentielen zoals afgeleid uit de verdeling over grondwatertrappen (tabel 4.1). Alleen de 10, 50 en 90-percentiel zijn aangegeven.*

Bodemtype	Code	Percentielen GHG 10	50	90	percentielen GVG 10	50	90	percentielen GLG 10	50	90
Haarpodzol	Hd21	91	135	179	113	163	213	174	230	286
Veldpodzol	Hn23	15	29	60	32	51	76	88	120	152
Gooreerdgrond	pZn21	2	9	26	13	23	42	54	69	100
Beekeerdgrond	pZg23	-11	2	12	-5	12	26	26	50	74

Op basis van de bodemkaart en de grondwaterstandkarakteristieken per bodemeenheid kan een ruimtelijke reconstructie worden gemaakt van het grondwaterstandsverloop in de referentiesituatie. Omdat het eenvoudiger is te werken met een continue maat (grondwaterstand in centimeter beneden maaiveld) dan met een discrete maat (grondwatertrap) is de verdeling over grondwatertrappen eerst omgezet naar percentielen, waarbij respectievelijk voor de hoogste, voorjaars- en laagste grondwaterstand is aangegeven boven welke grondwaterstand respectievelijk 10, 30, 50, 70 en 90 procent van de waarnemingen ligt (tabel 4.4). De 50-percentiel komt overeen met de mediane waarde, de overige percentielen geven informatie over de spreiding binnen een bodemeenheid.



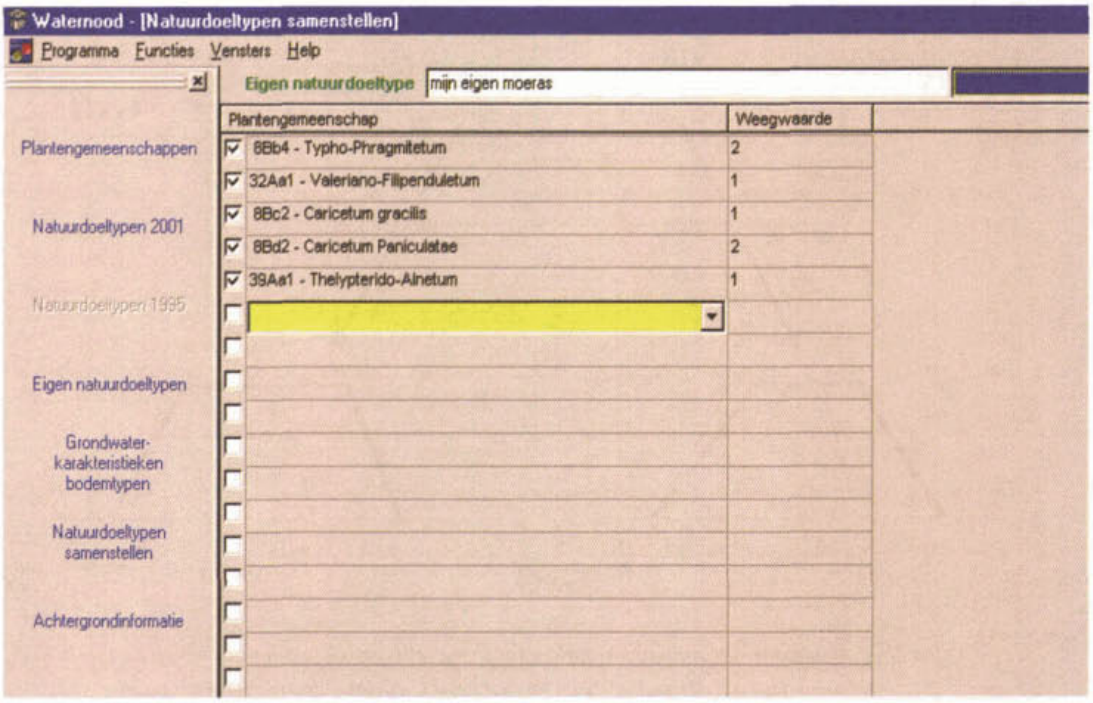
Figuur 4.3 Grondwaterkarakteristieken zoals weergegeven in de Waternood-applicatie. De 10 en 90 percentielen zijn weergegeven als grenswaarden, de 30 en 70 percentielen als knikpunten en de 50-percentiel als top.

Om de referentie-grondwaterstanden te bepalen is per bodemvlak op de 1:50.000 bodemkaart voor respectievelijk de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG), de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) de 50-percentiel genomen als maat voor de relatieve grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld. Door de relatieve grondwaterstanden eerst om te zetten in absolute grondwaterstanden en vervolgens te 'smoothen' worden abrupte overgangen die ontstaan door de discrete benadering per bodemtype (waarbij aan elke bodemvlak één grondwaterstand wordt toegekend) afgevlakt.

In de Waternooddatabase wordt gebruik gemaakt van de aangepaste lijst met grondwater-karakteristieken zoals opgesteld door Jansen et al. (1999). De lijst is uitgebreid tot alle in Pleistoceen Nederland voorkomende bodemtypen volgens de 1:50.000 bodemkaart, en op basis van ervaringen in Drenthe, Gelderland en Utrecht zijn op een aantal punten veranderingen doorgevoerd ten opzichte van de lijst met grondwaterkarakteristieken uit het project 'GGS Noord-Brabant'. In de Waternood-applicatie met hydrologische randvoorwaarden worden de grondwaterkarakteristieken grafisch weergegeven (figuur 4.3).

4.4 Definiëren eigen natuurdoeltypen

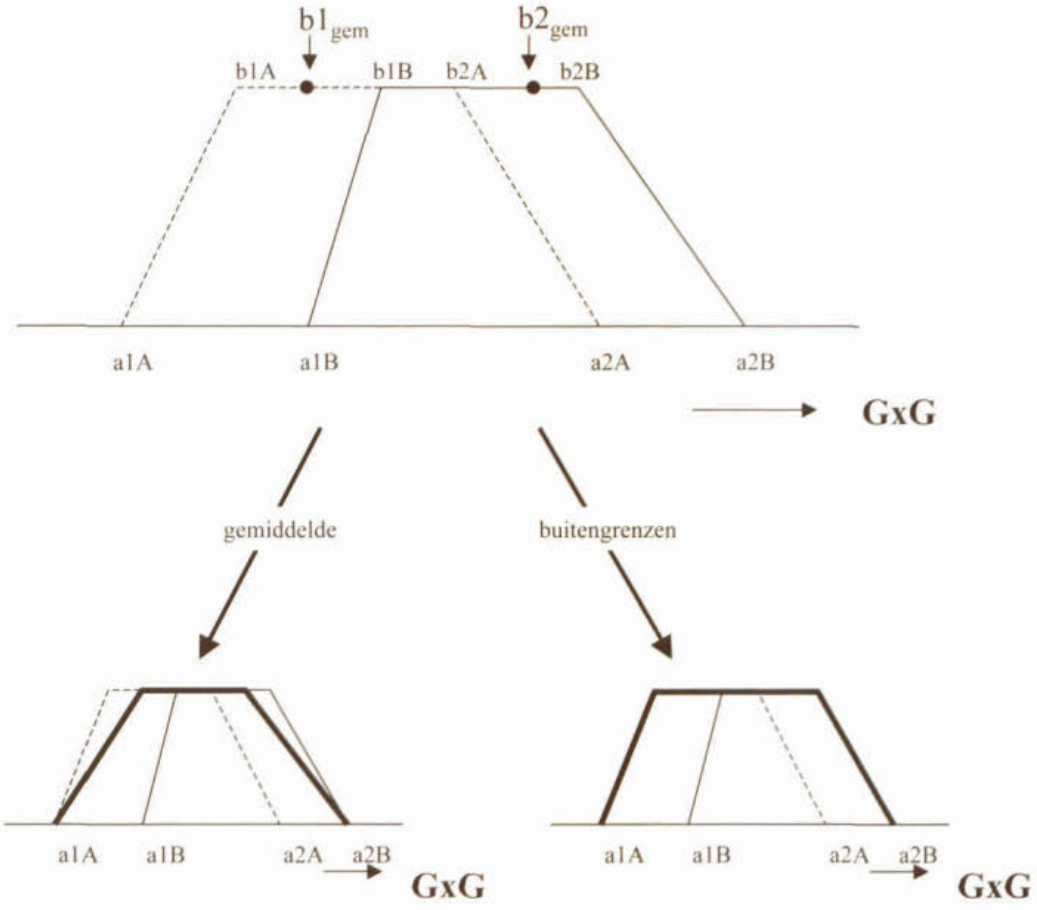
Omdat er in de praktijk door provincies en beheerders vaak van de landelijke indeling afwijkende natuurdoeltype-indelingen worden gebruikt, is de mogelijkheid ingebouwd om eigen natuurdoeltypen te definiëren. Figuur 4.4 toont een deel van het scherm dat gebruikt kan worden om de eigen natuurdoeltypen samen te stellen. Dat gebeurt door per natuurdoeltype op te geven welke vegetatietypen deel uitmaken van het natuurdoeltype en hoe kenmerkend ze zijn (middels weegwaarden).



Figuur 4.4 Scherm gebruik bij het definiëren van eigen natuurdoeltypen

4.5 Hydrologische randvoorwaarden natuurdoeltypen

Op een vergelijkbare manier als voor de vegetatietypen (par. 4.2) kunnen ook voor de landelijke natuurdoeltypen en voor zelf gedefinieerde natuurdoeltypen de hydrologische randvoorwaarden worden weergegeven. Omdat de gebruiker zelf zijn eigen natuurdoeltype-indeling kan invoeren, kan in de applicatie niet worden volstaan met het tonen van vooraf bepaalde doelrealisatiefuncties per natuurdoeltype. In plaats daarvan is een module ontwikkeld waarmee de hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype kunnen worden berekend op basis van de hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype. De afleiding is voor de kenmerken die op een cardinale schaal worden aangegeven (GVG. GLG en droogtestress) anders dan voor de kenmerken die in een ordinale of nominale schaal worden weergegeven (herkomst water, zuurgraad, voedselrijkdom).



Figuur 4.5 Aggregatie van doelrealisatiefuncties van vegetatietypen A (gestippelde lijnen) en B (getrokken lijnen) naar een doelrealisatiefunctie voor het uit vegetatietypen A en B bestaande natuurdoeltype (vette lijn). Voor de a1 en de a2 worden altijd de buitengrenzen gekozen (a1A en a2B), voor de b1 en b2 worden ofwel de buitengrenzen gekozen (optie: buitengrenzen) ofwel de gemiddeldes van resp. de b1's en de b2's (optie: gemiddelde).

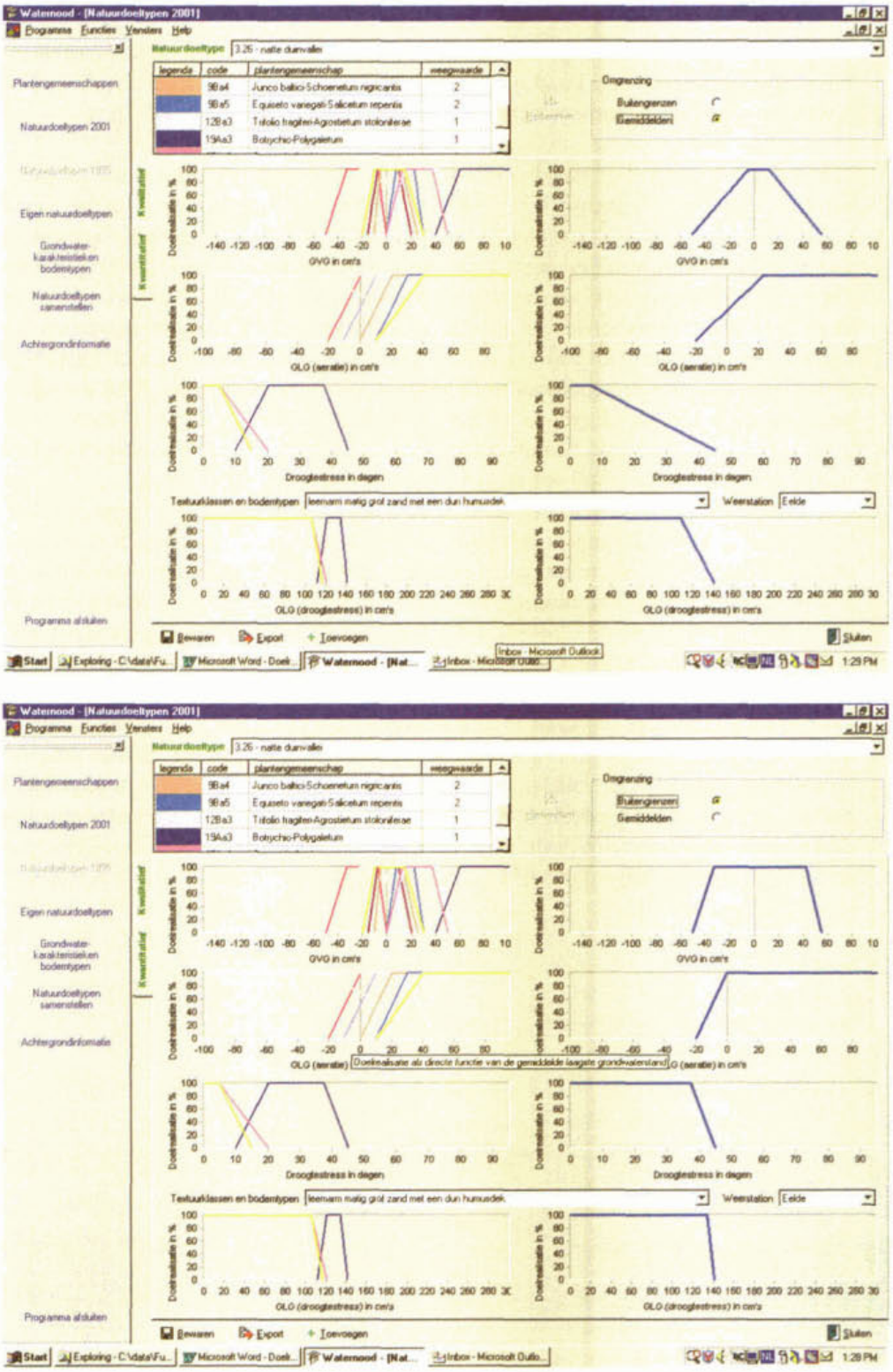
4.5.1 *GVG, GLG en droogtestress*

In het scherm dat voor de gekozen natuurdoeltypen (landelijke indeling, eigen indeling) de resulterende hydrologische randvoorwaarden weergeeft (figuur 4.6) wordt bovenaan aangegeven welke vegetatietypen kenmerkend zijn voor het vegetatietype, en middels een weegwaarde hoe kenmerkend ze geacht worden. Links staat aangegeven wat doelrealisatiefuncties zijn voor de afzonderlijke vegetatietypen, rechts staat aangegeven wat de doelrealisatiefuncties zijn voor het natuurdoeltype. Bij het afleiden van de doelrealisatiefuncties kan worden gekozen uit twee opties.

Wordt gekozen voor de optie *gemiddelde* dan wordt er van uitgegaan dat het natuurdoeltype pas optimaal ontwikkeld is wanneer een redelijk deel (bij benadering de helft) van de samenstellende typen optimaal kan voorkomen. De grenswaarden b1 en b2 waarboven en waaronder het type optimaal voorkomt worden in deze optie berekend als het gemiddelde van de b1- en b2-waarden van de samenstellende vegetatietypen (figuur 4.5). Voor de a1- en a2 waarden waaronder en waarboven het type niet meer kan voorkomen

worden de laagste resp. hoogste waarden gekozen waarbij één van de samenstellende typen nog kan voorkomen. Daarbij wordt er van uitgegaan dat de doelrealisatie pas nul is wanneer géén van de samenstellende vegetatietypen meer kan voorkomen.

Een uitzondering wordt gemaakt wanneer van de samenstellende typen een deel wel en een ander deel niet begrensd is ter linker of rechter zijde. Bijvoorbeeld omdat van de samenstellende typen één type niet gevoelig voor lage grondwaterstanden, en de overige wel. In het voorbeeld van figuur 4.6 is dat het geval voor de GVG. Hier is er één type, het *Botrychio-Polygaletum*, dat anders dan de overige typen niet per sé grondwaterafhankelijk is: mits de vochtvoorziening goed is, kan het type ook bij lage grondwaterstanden voorkomen. Als, zoals in dit voorbeeld, het (gewogen) aantal niet-begrensde typen lager is dan een bepaalde drempelwaarde (in deze studie is gekozen voor 33 %) worden ze genegeerd, en worden de grenswaarden afgeleid uit die van de overige typen die wél gevoelig zijn voor lage grondwaterstanden. Als het aantal niet-begrensde typen groter is dan de drempelwaarde wordt ook de samengestelde functie niet begrensd.
Dat laatste ia in het voorbeeld het geval bij de droogtestress. De meeste typen zijn alleen rechtsbegrensd, dwz dat ze wel een bovengrens hebben voor de droogtestress (het mag niet te droog worden), maar geen ondergrens. Uitzondering vormt wederom het *Botrychio-Polygaletum*, dat als enige ook een benedengrens heeft voor de droogtestress (minimaal 10 dagen). Bij de samengestelde functie is deze minimumeis genegeerd, en is geen benedengrens aangehouden. Ook bij de GLG (aëratie) speelt iets dergelijks. Hier zijn er twee typen (*Caricetum trinervi-nigrae, Caricicurtae-Agrostietum caninae*) die alleen kunnen voorkomen op permanent natte standplaatsen (GLG niet lager dan 50 à 60 cm onder maaiveld), terwijl de overige typen geen maximumeisen stellen aan de GLG, mits de vochtvoorziening maar voldoende is. De laatste typen zijn ruim in de meerderheid, en dus wordt in de samengestelde functie geen benedengrens voor de GLG aangehouden. Wel worden maximumeisen gesteld aan de droogtestress (niet meer dan 45 dagen, op dit bodemtype overeenkomend met een GLG van 140 cm).



Figuur 4.6 Doelrealisatiefuncties natuurdoeltype afhankelijk van de keuze voor buitengrenzen (onder) of gemiddelde grenzen(boven).

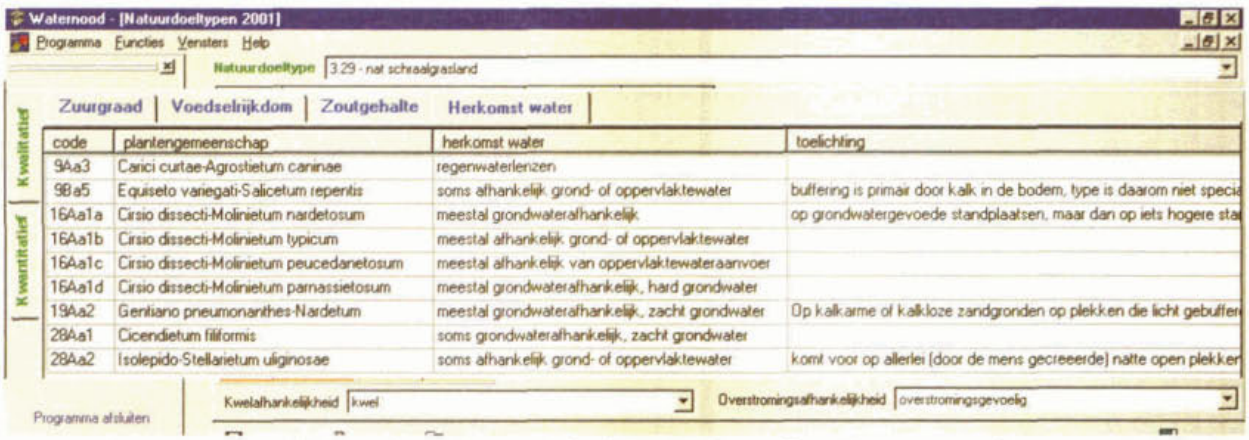
Wordt gekozen voor *buitengrenzen* dan worden de grenzen bepaald door het minst gevoelige type, er van uitgaande dat het type optimaal ontwikkeld is op het moment dat ten minste één van de samenstellende typen optimaal kan voorkomen (figuur 4.5). De linkergrenzen worden bepaald door het type dat bij de laagste waarden van de hydrologische variabele kan voorkomen, de rechtergrenzen door het type dat bij de hoogste waarden nog kan voorkomen. Ook hier wordt als het aantal ter linker- en/of rechterzijde niet-begrensde typen groter is dan de drempelwaarde de samengestelde functie links en/of rechts niet begrensd.

Een derde optie, '*binnengrenzen*', waarbij de doelrealisatie alleen 100% is wanneer alle samenstellende vegetatietypen bij de betreffende hydrologische condities optimaal ontwikkeld kunnen worden, is verder niet uitgewerkt. Omdat bij veel natuurdoeltypen de optimumranges van de samenstellende vegetatietypen niet overlappen zou dat betekenen dat voor die typen de doelrealisatie bij voorbaat nul zou zijn, ongeacht de hydrologische condities. Het leek de onderzoekers en de begeleidings-commissie niet reëel om van deze optie uit te gaan.

Zoals aangegeven in par. 2.5 is het niet de bedoeling dat overlappende eisen worden gesteld aan de droogtestress én de GLG. Daarom wordt nagegaan of de meerderheid van de vegetaties directe eisen worden gesteld aan de GLG, of juist aan de droogtestress (en daarmee indirect, afhankelijk van het bodemtype, aan de GLG). In het eerste geval worden bij het natuurdoeltype alleen eisen gesteld aan de GLG, uitgaande van de doelrealisatiefuncties van de vegetatietypen die directe eisen aan de GLG stellen. In het tweede geval worden bij het natuurdoeltype alleen eisen gesteld aan de droogtestress. Deze afweging vindt afzonderlijk plaats voor de linker- en rechtergrenzen uit de doelrealisatiefuncties. Er zijn namelijk semi-terrestrische typen die zowel minimum-eisen stellen aan de GLG (standplaatsplaats moet droogvallen) als maximum-eisen aan de droogtestress (grondwaterstand mag niet zover wegzakken dat droogtestress ontstaat). Dat is te zien in het voorbeeld van figuur 4.6. Voor het betreffende natuurdoeltype geldt als eis dat eventueel aanwezige plassen 's zomers moeten droogvallen (GLG rond maaiveld of lager), maar de grondwaterstand niet zover mag wegzakken dat er te veel droogtestress ontstaat.

Een beschrijving van de algoritmes die zijn gebruikt bij het samenstellen van de doelrealisatiefuncties per natuurdoeltype is te vinden in bijlage 5.

Door bovenin het scherm de weegwaarden per vegetatietype tijdelijk aan te passen kan worden nagegaan wat een andere samenstelling van het natuurdoeltype voor gevolgen heeft. Door de weegwaarde van het afwijkende type *Botrychio-Polygaletum* op nul te zetten kan bijvoorbeeld worden nagegaan wat de consequenties zijn van het weglaten van dit type.



Figuur 4.7 In de applicatie wordt voor de samenstellende vegetatietypen informatie gegeven over de zuurgraad, voedselrijkdom, zoutgehalte en herkomst water. De gebruiker dient op grond van deze informatie zelf in te schatten of voor de realisatie van het doeltype in zijn gebied kwel of overstroming een noodzakelijke voorwaarde vormt.

4.5.2 *Kwel en overstroming*

Net als bij de vegetatietypen (par 4.2) wordt het bij de natuurdoeltypen aan de gebruiker overgelaten om na te gaan of in het betreffende gebied het type wel of niet gebonden is aan het optreden van kwel of overstroming. Als hulp bij deze afweging wordt de gebruiker informatie gegeven over de eisen die de samenstellende typen eisen aan zuurgraad, voedselrijkdom, zoutgehalte, overstromingstolerantie en herkomst water (figuur 4.7).

4.6 Exporteren van gegevens

Om ze te kunnen toepassen binnen het Waternood-instrumentarium is een mogelijkheid geschapen om de resulterende doelrealisatiefuncties te exporteren. Door op de knop 'Export' te drukken wordt een dBase-file aangemaakt waarin per vegetatietype of doeltype wordt aangegeven wat de parameterwaarden (a1,a2,b1,b2) van de verschillende functies zijn.

5 Doelrealisatie aquatische natuur

5.1 Inleiding

Voor Waternood zijn de functies stedelijk gebied, landbouw en terrestrische natuur onderscheiden. Omdat aquatische natuur in de twee proefgebieden ook belangrijk is, moest deze functie ook in de afweging worden betrokken. Een standaardmethode hiervoor ontbreekt in Waternood-instrumentarium. Om de doelrealisatie in de twee proefgebieden te kunnen bepalen is hier een tijdelijke oplossing gezocht in afwachting van gedegen onderzoek naar de doelrealisatiebepaling van aquatische natuur. Dit heeft geresulteerd in een methode waarmee de actuele doelrealisatie globaal te schatten is.

De doelrealisatie na 'Waternood' maatregelen is in dit onderzoek alleen kwalitatief benaderd. Dit is gedaan omdat het voorspellen van waterkwaliteitsveranderingen na maatregelen niet mogelijk is zonder uitgebreide modelberekeningen. En zelfs met uitgebreide modelstudies zijn voorspellingen voor waterkwaliteit uiterst onzeker. Daarom is gebruik gemaakt van expert-judgement om een globale inschatting te geven over mogelijke ontwikkelingen van aquatische natuur na het nemen van 'Waternood' maatregelen.
Wat betreft de aquatische natuur heeft deze studie vooral een verkennend karakter: voor toepassing in andere projecten is eerst uitgebreider onderzoek nodig naar een gedegen, generieke aanpak om doelrealisaties voor aquatische natuur te bepalen. Wel kan deze studie gebruikt worden om na te gaan welke knelpunten verwacht kunnen worden bij de bepaling van de doelrealisatie voor aquatische natuur.

5.2 Bepaling actuele doelrealisatie

De actuele doelrealisatie voor aquatische natuurdoeltypen is bepaald voor de studiegebieden Reeuwijkse plassen en de Strijbeekse beek. Hier komen voor de doeltypen *gebufferd meer, levend hoogveen, langzaam stromende bovenloop* en *sloten.* De milieueisen voor de aquatische natuurdoeltypen staan beschreven in de achtergronddocumenten bij het "Handboek Natuurdoeltypen in Nederland" (Verdonschot, 2000). Eisen aan standplaatscondities staan beschreven in termen als groter of kleiner dan een bepaalde waarde, of een range waarbinnen de waarde geschikt is.

Voor de aquatische natuurdoeltypen zijn belangrijke omgevingsfactoren niet alleen hydro- of morfologisch maar ook chemisch. De hydromorfologische factoren komen aan de orde in het project aquatische natuur van Alterra. In de methode van Van der Molen en Verdonschot (2001) zijn omgevingsfactoren samengenomen in de factorcomplexen stroming, stoffen en structuren. Een overzicht van de factorcomplexen en bijbehorende abiotische toestandstandsvariabelen voor de aquatische natuur in de proefgebieden staan in tabel 1 t/m 4 voor respectievelijk meren, vennen, beken en sloten.

Tabel 5.1. Factorcomplexen, beïnvloedingsfactoren en de bijbehorende abiotische toestandsvariabelen voor de Reeuwijkse Plassen. Natuurdoeltype: gebufferd meer; Watertype: voedselrijke plassen of grote, diepe oligotrofe tot mesotrofe wingaten (Broekvelden-Vettenbroek).'Voedselrijke plassen/Wingat.

Factorcomplex	Beïnvloedingsfactor	abiotische toestandsvariabelen
STOFFEN	trofie	ortho P
		NH_4
		NO_3
	waterchemie	Ca
		EGV
		Cl
	zuurgraad	pH
STROMING	peilfluctuatie	peilfluctuatie

Tabel 5.2 Factorcomplexen, beïnvloedingsfactoren en de bijbehorende abiotische toestandsvariabelen voor de vennen. Natuurdoeltype: Levend hoogveen; Watertype: Ionenrijjkere, matig zure vennen zonder hoogveenontwikkeling (Rondven, Zware Goor, Lange ven) of Ionenrijkere hoogveenvennen (Goudbergven)

Factorcomplex	Beïnvloedingsfactor	Abiotische toestandsvariabelen
STOFFEN	trofie	NO_3
		OrthoP
	anionsamenstelling	SO_4
	zuurgraad	pH
	buffering	alkaliniteit

Tabel 5.3. Factorcomplexen, beïnvloedingsfactoren en de bijbehorende abiotische toestandsvariabelen voor de Strijbeekse beek. Natuurdoeltype en watertype: langzaam stromende bovenloop.

Factorcomplex	Beïnvloedingsfactor	Abiotische toestandsvariabelen
STROMING		gemiddelde jaarlijkse stroomsnelheid
		diepte
		breedte
STOFFEN	trofie	Ptot
		NH_4
		NO_3
	zuurgraad	pH
	brakkarakter	Cl
	ionenrijkdom	EGV

Tabel 5.4 Factorcomplexen, beïnvloedingsfactoren en de bijbehorende abiotische toestandsvariabelen voor de sloten

Factorcomplex	Beïnvloedingsfactor	Abiotische toestandsvariabelen
STROMING		permanentie
		diepte
STRUCTUREN		helling talud
STOFFEN	trofie	ortho P
		Ptot
		NH_4
		NO_3
	waterchemie	IR/EGV
	zuurgraad	pH
	brakkarakter	Cl

Met de informatie uit de aquatische natuurdoeltypebeschrijvingen zijn eenvoudige optimumfuncties samengesteld voor de relatie tussen toestandsvariabele en natuurdoeltype (Bijlage 6). Daarbij is er in het algemeen van uitgegaan dat binnen de opgegeven range de doelrealisatie optimaal is. Aan weerszijden is een afstand van 10% van de optimale range genomen waarbij de doelrealisatie zakt van 100% naar 0%. Daarbuiten is aangenomen dat de doelrealisatie 0% is. Voor de sloten is geen natuurdoeltype toegekend in de proefgebieden en is gebruik gemaakt van het STOWA beoordelingssysteem voor sloten (Stowa, 1997). Hierbij is als streefwaarde het middelste ecologische niveau gekozen. De aggregatie van scores per beïnvloedingsfactor naar een doelrealisatie is op vergelijkbare wijze gedaan als bij de meren, beken en vennen .

De doelrealisatie is berekend door een gewogen gemiddelde van de afzonderlijke toestandsvariabelen. Een overzicht van de weegfactoren van de toestandsvariabelen per natuurdoeltype is gegeven in Bijlage 6. De weegfactoren zijn gekozen op basis van expert judgement. Dit impliceert een aanzienlijke onzekerheid die in vervolgonderzoek verder aan bod moet komen.

Voor sloten en meren hebben toestandsvariabelen van het factorcomplex stoffen hogere weegfactoren dan die van het factorcomplex stroming of structuur omdat de waterkwaliteit in het algemeen belangrijker is voor een natuurdoeltype dan hydromorfologische factoren. Binnen het factorcomplex stoffen hebben trofievariabelen weer hogere waarden, omdat een hoge trofie leidt tot dominantie van plantensoorten met een horizontale groeistrategie (kroos, algen), waardoor soorten van het gekozen natuurdoeltype niet of nauwelijks aan bod komen. Voor de Strijbeekse beek ligt de importantie van de factorcomplexen stoffen en stroming anders dan bij sloten en meren, omdat voor beken stromingsvariabelen juist het belangrijkst zijn voor het voorkomen van soorten van het gekozen natuurdoeltype. Binnen het factorcomplex stoffen zijn wel de trofievariabelen het belangrijkst. Voor vennen is alleen het factorcomplex stoffen meegenomen, waarbij de trofievariabelen een gelijk gewicht hebben gekregen als de andere.

5.3 Doelrealisatie in variant met maatregelen

In het project zijn voor de twee proefgebieden varianten opgesteld gericht op het verbeteren van de doelrealisaties. Voor de functie aquatische natuur is de doelrealisatie na maatregelen moeilijk te voorspellen zonder een modelinstrument dat de nieuwe waardes voor alle abiotische toestandsvariabelen (dus inclusief waterkwaliteit) voorspelt. Wel is op basis van systeemkennis een verwachting uit te spreken of de doelrealisatie zich op termijn wel of niet naar een aanvaardbaar of optimaal niveau zal ontwikkelen. Op basis van deze verwachting is in de varianten een waarde voor de doelrealisatie geschat in 3 klassen: 0-0.75 voor niet-aanvaardbaar, 0.75-0.90 voor aanvaardbaar en 0.90-1 voor optimaal. Uiteraard gaat deze schatting gepaard met een bepaalde onzekerheid die op dit moment niet nader te kwantificeren is. In het rapport over functieafweging (Gehrels et al. 2002 in prep) wordt verder ingegaan op de maatregelen en de effecten op de natuur.

5.4 Koppeling met effectgerichte methode Van der Molen & Verdonschot (2001)

Binnen het onderzoeksprogramma Waternood is door Alterra een beslissingsondersteunend systeem voor de beoordeling van de effecten van ingrepen in de hydromorfologie op de aquatische ecosystemen beken en sloten opgesteld (Van der Molen en Verdonschot, 2001). Omdat een verandering van grond- en oppervlaktewaterregime effect zal hebben op de fysische en chemische variabelen zal dit ook terug te zien zijn in de samenstelling van aquatische levensgemeenschappen.

Kort samengevat berust de effectgerichte benadering op de volgende aanpak: Door middel van vuistregels worden de gevolgen van hydromorfologische maatregelen op aquatische levensgemeenschappen van sloten en beken aangegeven. Hierbij is het 5-S-model (Verdonschot et al, 1995) als uitgangspunt genomen om ecologische factorcomplexen en hun samenhang en menselijke beïnvloeding te beschrijven. Sleutelfactoren binnen hydromorfologische processen zijn gedefinieerd aan de hand van de beek- en sloottypen uit het Aquatische Supplement (Nijboer 2000, Verdonschot 2000). Een aantal maatregelen uit het Waternoodprogramma zijn beoordeeld op de effecten die deze kunnen hebben op de levensgemeenschappen van beken en sloten. Dit wordt vervolgens weer omgezet in een 'afstand' tot het besproken watertype (i.e. hoe ver is de huidige situatie verwijderd van de ideale situatie).

Deze effectgerichte kwalitatieve methode is in de voorbeeldgebieden vergeleken met de daar voorgestelde maatregelen. Voor het gebied Reeuwijk bleek dat de voorgestelde maatregelen moeilijk te koppelen waren aan de maatregelen geformuleerd in de effectgerichte methode. De oorzaak hiervoor is dat de voorgestelde maatregelen in het gebied Reeuwijk bedoeld waren om de waterkwaliteit te verbeteren terwijl de 'Waternood' maatregelen in de effectgerichte methode opgesteld zijn als ingrepen op de hydromorfologie. De methode is daarom uiteindelijk niet toegepast in het gebied Reeuwijk. Voor het gebied Strijbeekse Heide was het wel mogelijk om de voorgestelde maatregelen te koppelen aan 'Waternood' maatregelen in de effectgerichte methode. Daarom is in dit gebied de methode van Van der Molen en Verdonschot toegepast om een beter zicht te krijgen op de beperkingen en de mogelijkheden van de methode.

6 Voorbeeldtoepassing in Holoceen proefgebied Reeuwijk

6.1 Inleiding

De in de voorgaande hoofdstukken ontwikkelde methodiek voor bepaling van de doelrealisatie voor terrestrische en aquatische natuur is nader uitgewerkt en getest in twee proefgebieden, een poldergebied in Holoceen Nederland en een hogergelegen zandgebied in Pleistoceen Nederland. Het doel van de toepassing in de proefgebieden was om de bruikbaarheid van de methodiek te toetsen. Tevens is nagegaan op welke manier de AGOR voor de standplaatseisen kan worden bepaald en welke gegevens daarvoor benodigd zijn.

Voor het Holocene proefgebied is gekozen voor het gebied rond de Reeuwijkse Plassen in Zuid-Holland, zie figuur 6.1. Het is een gebied waarvan relatief veel bekend is. In het kader van een geplande herinrichting is door TNO-NITG een modelstudie uitgevoerd naar de mogelijkheden om flexibel peilbeheer en waterconservering in te voeren (Gehrels et al., 2000). Bovendien hebben Royal Haskoning en WL|Delft Hydraulics hier een modelstudie uitgevoerd naar de waterkwaliteit van de Reeuwijkse Plassen (Van Leerdam et al., 2000).

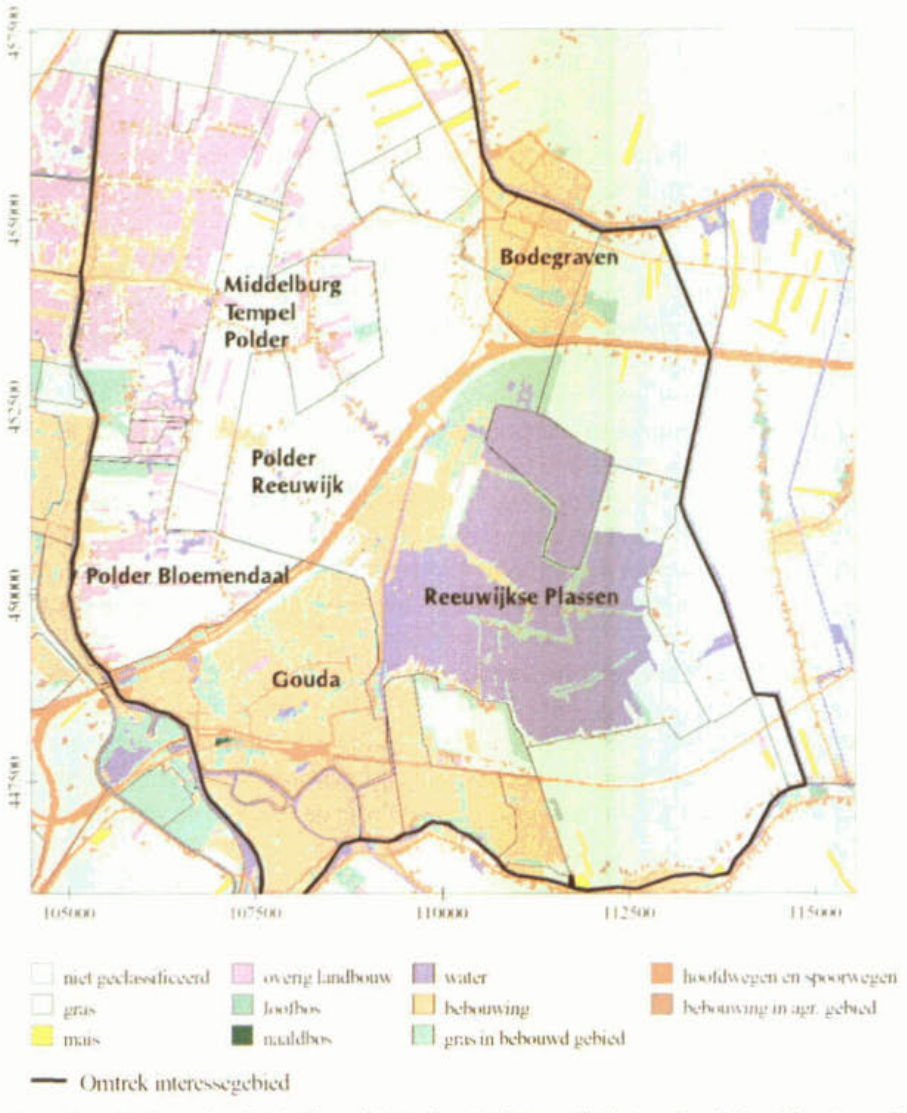
Dit hoofdstuk beschrijft eerst het studiegebied en het hydrologisch model van Reeuwijk en omgeving dat is gebruikt voor het schatten van het actuele regime. Daarna worden de natuurdoeltypen in het gebied besproken. Vervolgens wordt uitgewerkt hoe de standplaatseisen voor vegetaties uit de database zijn gebruikt om de actuele condities voor natuurdoeltypen te toetsen. Tenslotte worden de resultaten van de vergelijking getoond.

6.2 Holoceen proefgebied Reeuwijk

In het gebied Reeuwijk wordt een herinrichting voorbereid door de Provincie Zuid-Holland, het Hoogheemraadschap van Rijnland en het Waterschap Wilck & Wiericke. In het kader van deze herinrichting heeft TNO-NITG in 2000 een modelstudie uitgevoerd waarin is onderzocht op welke manier 'duurzaam waterbeheer' kan worden vormgegeven (Gehrels et al., 2000). Inrichting en waterbeheer dienen daarbij te worden gebaseerd op uitgangspunten uit het Provinciale beleid, zoals het beperken van de inlaat van gebiedsvreemd water en het tegengaan van verzilting.

Het studiegebied Reeuwijk is centraal gelegen in de Provincie Zuid-Holland en bestaat uit een aantal poldergebieden:
De Polder Reeuwijk bestaat voornamelijk uit landbouwgrond (grasland) met verspreid liggende percelen sierteelt (figuur 6.1). De drooglegging in het landbouwgebied is gering en eigenlijk onvoldoende voor een redelijke bedrijfsvoering. Ongeveer 30% van de landbouwgrond wordt onderbemalen. Een groot deel van de polder wordt gevormd door de Reeuwijkse Plassen.

De Polder Bloemendaal met ten zuiden van de A12 het stedelijke gebied van Gouda en ten noorden van de A12 agrarisch gebied inclusief sierteelt. In het midden van de polder ligt een reservaatgebied, beheerd door Staatsbosbeheer.
De Polder Middelburg en Tempelpolder is een laaggelegen droogmakerij in gebruik voor grasland en voor de sierteelt. Deze diepe polder heeft te kampen met aanzienlijke hoeveelheden kwelwater met een grote zoutbelasting.



Figuur 6.1: ligging en landgebruik van het studiegebied Reeuwijk, bestaande uit de polders Reeuwijk, Bloemendaal, en Polder Middelburg en Tempelpolder in het noordwesten van de Provincie Zuid-Holland.

Hydrologie

Het studiegebied wordt in het noorden begrensd door de Oude Rijn, in het zuiden door de Hollandsche IJssel, en in het oosten en westen door de boezems (de Wiericke en de Gouwe). Binnen de boezems en de grote rivieren ligt een stelsel van hoofdwatergangen dat het poldergebied verdeelt in peilvakken. In de peilvakken ligt een dicht netwerk van tertiaire waterlopen: de sloten rond de percelen.

Het hydrologische systeem in de poldergebieden van Reeuwijk, Bloemendaal en Middelburg-Tempel wordt vooral bepaald door een uitgebreid oppervlaktewaterstelsel, de hoogte van het maaiveld, de sterk wisselende weerstand van de deklaag en de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket. In alle watervoerende pakketten is de regionale grondwaterstromingsrichting van oost naar west. Uit peilbuismetingen blijkt dat de stijghoogte in de drie watervoerende pakketten nagenoeg gelijk zijn. Periodiek kan de grondwaterstand lager zijn dan de stijghoogte.
De polders Reeuwijk en Bloemendaal zijn veenweidegebieden waar vooral infiltratie plaatsvindt. In de huidige situatie wordt in de Polder Reeuwijk het overtollige water uitgeslagen op de Oude Rijn. Inlaat van water in zowel de Polder Bloemendaal als de Polder Reeuwijk vindt plaats vanuit de 'stadsboezem' in Gouda. De Polder Bloemendaal watert af op de Gouwe. Het 'stroomgebied' van de Polder Reeuwijk omvat ook het Reeuwijkse Plassengebied. In dit gebied ligt ook de diepe zandwinplas de Broekvelden/Vettenbroek waarin een vrij fluctuerend peil heerst. Het 'stroomgebied' van de Polder Bloemendaal omvat ook het stedelijk gebied van Gouda. De Middelburg-/Tempelpolder, de laaggelegen droogmakerij, slaat bijna het gehele jaar water uit op de Gouwe.

Waterkwaliteit
Het oppervlaktewater in de polders Reeuwijk en Bloemendaal heeft chlorideconcentraties van 100–200 mg/l. In de diepe droogmakerij lopen de waarden op naar 700–800 mg/l, met maxima tot ca. 1000 mg/l, als gevolg van kwelwater uit het onderliggende watervoerende pakket. Lokaal kunnen stikstof- en fosfaatconcentraties hoog zijn, maar over het algemeen komen in het oppervlaktewater geen hoge waarden voor. De fosfaatconcentraties van het grondwater in het eerste watervoerende pakket zijn zeer hoog in vergelijking met de oppervlaktewater-normen (MILBOA grenswaarden). De gemeten fosfaatconcentraties in het grondwater zijn een factor 10 hoger dan in het oppervlaktewater en een factor 100 hoger dan in de neerslag. Als dit nutriëntenrijk grondwater door kwel het oppervlaktewater bereikt, kan dit een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater.

Huidige natuur
In het gebied komen verschillende grasland-typen voor. In het bijzonder in de polder Bloemendaal komen plaatselijk nog elementen voor van dotterbloemhooilanden, witbolweiden en de grote-zeggengemeenschap met Moeraszegge. De vegetatie van de slootoevers is aanmerkelijk soortenrijker dan die van het overige grasland als gevolg van de geringere bemesting. Elementen van dotterbloemhooilanden en witbolweiden met enkele schraallandsoorten komen verspreid door het gebied voor. In de droogmakerijen (Middelburg- en Tempelpolders) is de natuurwaarde lager dan elders. De voedselrijkdom in de sloten is met uitzondering van de Polder Middelburg en de Tempelpolder iets hoger dan die van de slootoevers en ook hoger dan het provinciaal gemiddelde. In de watervegetatie in deze polders komt Gesteelde Zannichellia met Kransvederkruid (Tempelpolder) of met Schedefonteinkruid (Middelburg) voor. De aanwezige bosjes zijn in het algemeen soortenarm en veel zijn verdroogd.
Het gebied is rijk aan weidevogels, waaronder enkele minder algemene, kieskeurige soorten, zoals zwarte stern, zomertaling, watersnip, veldleeuwerik en graspieper. Deze meer kieskeurige soorten nemen echter in aantal af, terwijl de minder kieskeurige, vooral kievit en scholekster, dat niet doen. Ook de grutto komt in grote dichtheid als broedvogel voor. De weidevogelstand is in de Tempelpolder het laagst. In de polder Middelburg

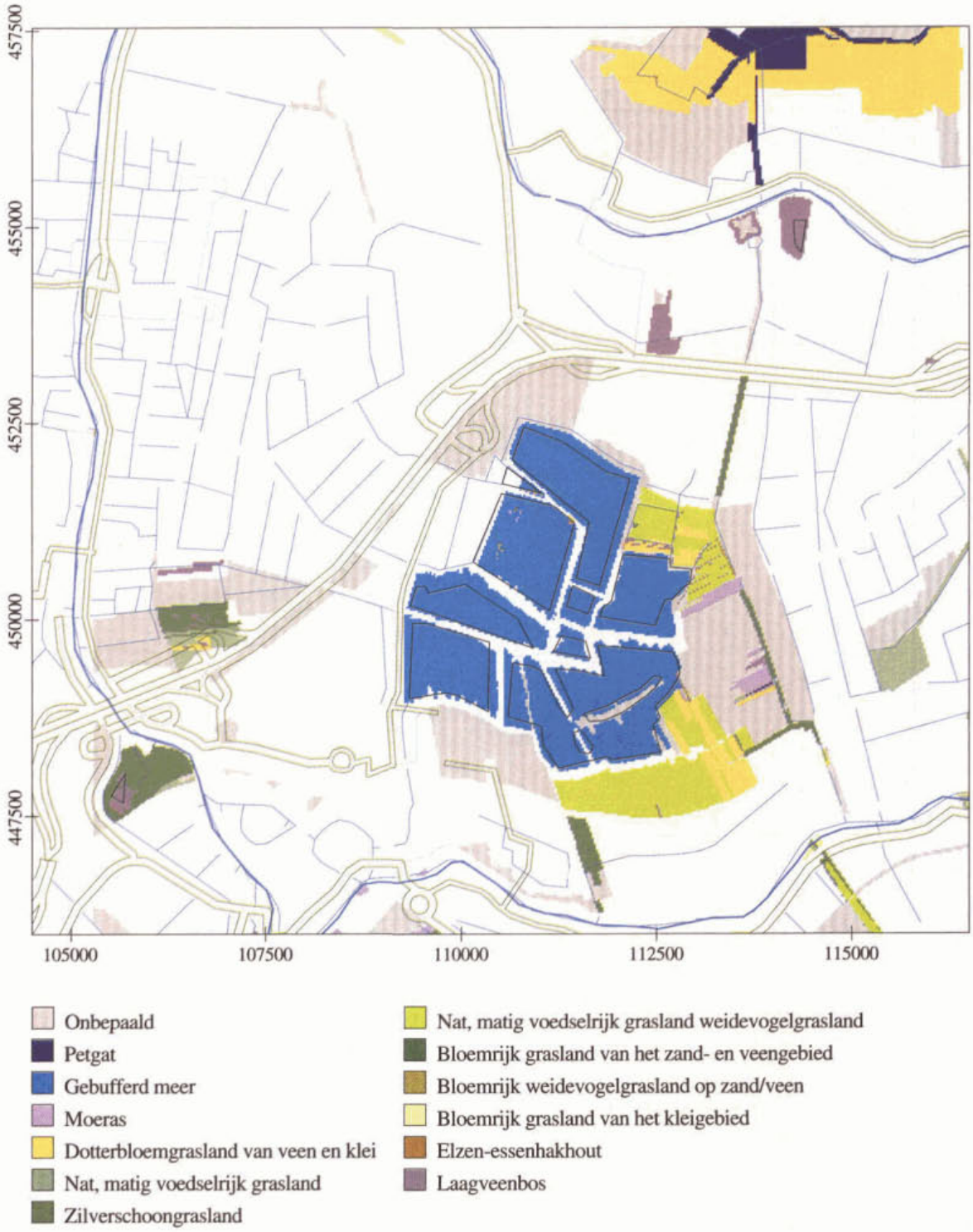
komen veel brede sloten met natte oevers voor, waar onder andere kluut en bergeend van profiteren.

6.3 Provinciale natuurdoelen

Voor de indeling van natuurdoeltypen in het gebied Reeuwijk is gebruik gemaakt van de natuurdoeltypenkaart van de Provincie (volgens het ontwerp van 4 juli 2000). In die natuurdoeltypenindeling komen echter gebieden voor waarin verschillende subdoeltypen niet nader zijn gespecificeerd.
Door de provincie Zuid-Holland worden de natuurdoelen op twee manieren aangeduid. Allereerst is voor presentatiedoeleinden het globale natuurdoeltype op kaart aangegeven, in termen als 'Nat schraalgrasland', 'Bloemrijk grasland'. Daarnaast wordt per gebied met een gedetailleerdere natuurdoeltype-indeling gespecificeerd wat de natuurdoelen zijn en welke oppervlaktes gerealiseerd dienen te worden. Deze oppervlaktes aan te realiseren Zuid-Hollandse natuurdoeltypen vormen de basis voor het beleid. Waar de natuurdoeltypen binnen het gebied worden gerealiseerd, wordt overgelaten aan de beheerders, die daarbij rekening kan houden met gebiedsspecifieke kenmerken.
De provincie heeft de betreffende natuurdoeltypen nader ingedeeld ten behoeve van de uitwerking in dit project. Deze indeling is in de verdere berekeningen gebruikt. Tabel 6.1 toont de lijst met voorkomende natuurdoelen. Figuur 6.2 toont een kaart met de ligging. De doelen zoals hier gebruikt, hebben geen enkele status en zijn uitsluitend bedoeld voor het gebruik in dit project. De doelen zijn het resultaat van een nog niet afgerond werktraject. Over de doelen moet nog overleg worden gevoerd met de respectievelijke beheerders (o.a. Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer).
In het bestand is niet goed te zien wat bestaande natuur is en wat nog ingericht moet gaan worden, maar in het algemeen is het zo dat perceelsgewijs weergegeven vlakken bestaande natuur betreffen. Grotere vlakken betreffen nog in te richten natuur. Voor de indeling in natuurdoeltypen is uitgegaan van het nieuwe (dit jaar te verschijnen) Handboek Natuurdoeltypen, waarbij echter in een aantal gevallen eigen varianten zijn onderscheiden (aangeduid met achtervoegsels a t/m c, zie tabel 6.1). Tabel 6.2 geeft een voorbeeld van de bij de natuurdoeltypen behorende vegetatietypen.

Tabel 6.1: terrestrische natuurdoeltypen die voorkomen in het gebied Reeuwijk

nummer	code	naam
3	3.24	Moeras
4	3.31	Dotterbloemgrasland van veen en klei
5	3.32	Nat, matig voedselrijk grasland
6	3.32a	Zilverschoongrasland
7	3.32c	Nat, matig voedselrijk grasland weidevogelgrasland
8	3.38	Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
9	3.38c	Bloemrijk weidevogelgrasland op zand/veen
10	3.39	Bloemrijk grasland van het kleigebied
11	3.57a	Elzen-essenhakhout
12	3.62	Laagveenbos



Figuur 6.2: Provinciale natuurdoeltypen in het proefgebied Reeuwijk

Tabel 6.2: voorbeeld van vegetatietypenindeling bij natuurdoeltypen (grijs aangegeven vegetatietypen ontbreken in de database)

Natuurdoeltype	Vegetatietype		
	code	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Dotterbloemgrasland van veen en klei	16Ab3b	Ass. van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi; subass. met Harlekijn	Lychnido-Hypericetum orchietosum morionis
	16Ab4	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	Ranunculo-Senecionetum aquatici
	16Ab3	Associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi	Lychnido-Hypericetum tetrapteri
	16Ab2	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Rhinantho-Orchietum morionis
	16Ab1	Veldrus-associatie	Crepido-Juncetum acutiflori
Nat, matig voedselrijk grasland	32-RG7-[32/12B]	Rompgemeenschap van Heelblaadjes	RG Pulicaria dysenterica-[Convolvulo-Filipenduletea/Agrostietalia stolonife
	12Ba2	Associatie van Moeraszoutgras en Fioringras	Triglochino-Agrostietum stoloniferae
	29Aa1	Associatie van Waterpeper en Tandzaad	Polygono-Bidentetum
	16-RG9-[16Ba/16A]	Rompgem. van Grote vossestaart en Echte koekoeksbloem	RG Alopecurus pratensis-Elymus repens-[Arrhenatheretalia]
	16-RG6-[16Ab]	Rompgemeenschap van Tweerijige zegge	RG Carex disticha-[Calthion palustris]
	16Ba1	Kievitsbloem-associatie	Fritillario-Alopecuretum pratensis
	12Ba1c	Ass. van Geknikte vossestaart; subass. met Lidrus	Ranunculo-Alopecuretum equisetetosum palustris
	12Ba1a	Ass. van Geknikte vossestaart; subass. met Akkerkers	Ranunculo-Alopecuretum rorippetosum
	16Ba2	Associatie van Grote pimpernel en Weidekervel	Sanguisorbo-Silaetum
	12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	Ranunculo-Alopecuretum geniculati
	12Ba1b	Ass. van Geknikte vossestaart; typische subass.	Ranunculo-Alopecuretum typicum

6.4 Oppervlaktewater-grondwatermodellering Reeuwijk

Voor het berekenen van de actuele standplaatscondities is een bestaand hydrologisch model gebruikt van Reeuwijk en omgeving, zie Gehrels et al. (2000). Dit model bestaat uit een tijdsafhankelijk MODFLOW-grondwatermodel in combinatie met een oppervlaktewatermodel. Het model is toegepast voor de periode 1991-1998. Deze periode bevat zowel natte als droge jaren en komt gemiddeld goed overeen met de periode 1960-1998 (gegevens de Bilt). De gridcelgrootte is in het centraal gelegen studiegebied 50x50 m. Het modelgebied is 20 bij 20 km groot.

Met het grondwatermodel worden stijghoogte, grondwaterstanden, en infiltratie- en kwelfluxen berekend. Het niet-stationaire model wordt gebruikt voor de GxGs en de stationaire versie voor de berekening van de infiltratie- en kwelfluxen. Het oppervlaktewatermodel is een reservoirmodel waarin over de rekenperiode water- en stofbalansen in het oppervlaktewaterstelsel worden berekend. Het model berekent de zoutbelasting van inlaat- en uitlaatwater op basis van de fluxen van infiltratie, kwel en inlaatwater door de peilvakken.

De deklaag is geschematiseerd op basis van het voorkomen van klei en veen in de ondiepe boringen in het gebied. De weerstand van de deklaag is afgeleid van de dikte van deze slecht doorlatende afzettingen. Het voorkomen van zandbanen in het gebied is in de deklaag verwerkt. De overige lagen zijn geschematiseerd op basis van de geohydrologische modellering van REGIS Zuid-Holland. In het model is de ondergrond in twee lagen verdeeld. De eerste laag representeert de weerstand van het oppervlaktewatersysteem en het freatische deel van de deklaag. In deze laag wordt de grondwaterstand berekend. De tweede laag representeert de deklaag en de daaronderliggende watervoerende pakketten. In deze laag wordt de stijghoogte onder de deklaag berekend. De stijghoogte in de diepere watervoerende pakketten verschilt zo weinig, dat hiervoor geen extra modellagen zijn opgenomen.

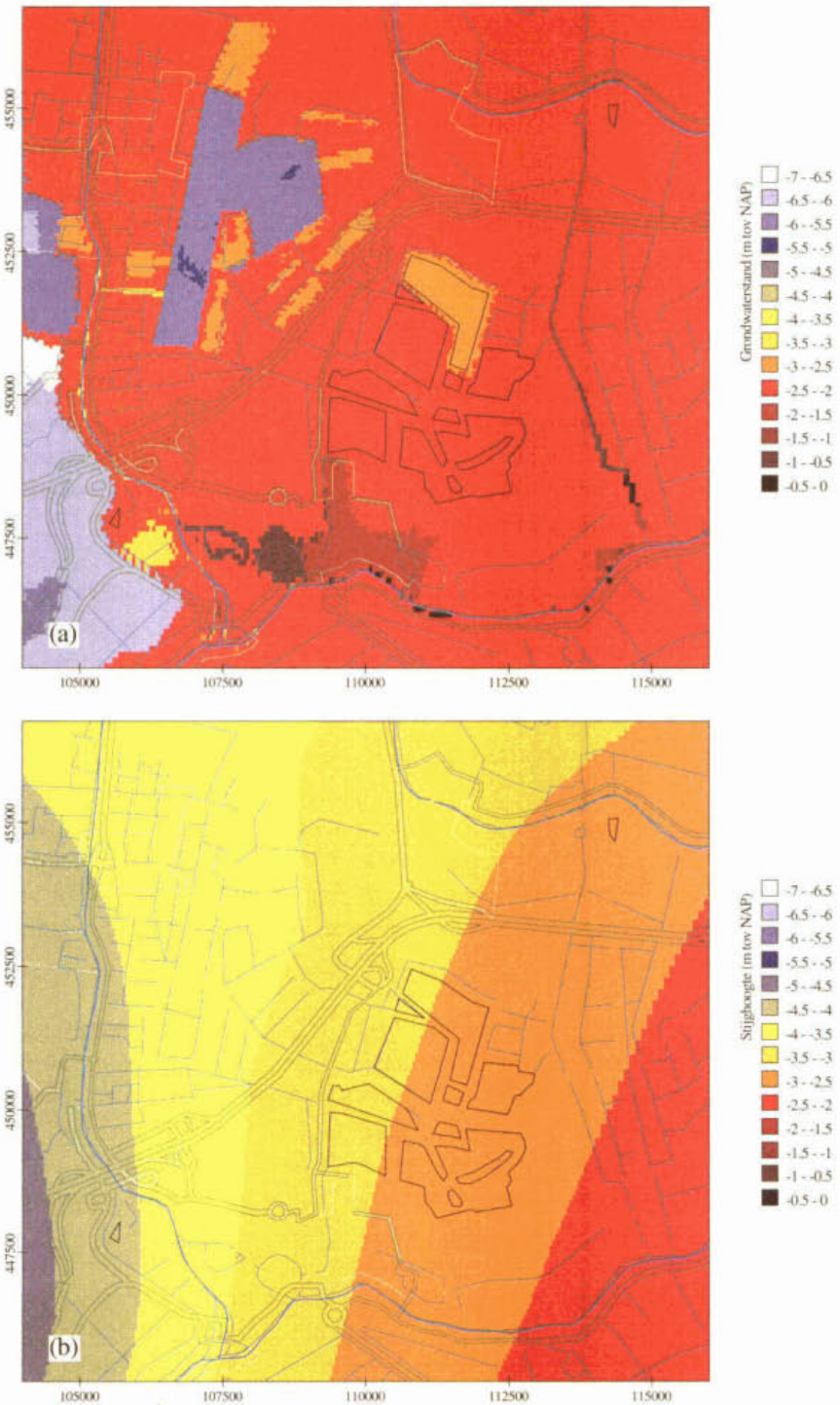
In het model wordt een neerslagoverschot ingevoerd, berekend als de neerslag minus potentiële gewasverdamping en interceptie. Gewas- en interceptiefactoren zijn gekoppeld aan het landgebruik en variëren tijdens een groeiseizoen. Landgebruikgegevens zijn ontleend aan het LGN3-landgebruiksbestand. De gegevens van grondwaterwinningen zijn verkregen van de Provincie Zuid-Holland.

De ligging van de hoofdwatergangen en de boezem is verkregen van de digitale keurkaart. Voor de drie poldergebieden in het centrale studiegebied zijn gegevens ingevoerd met daarop stroomrichtingen in de hoofdwatergangen, gemiddelde breedtes van de watergangen op het schouwpeil, bodembreedtes en waterdieptes.

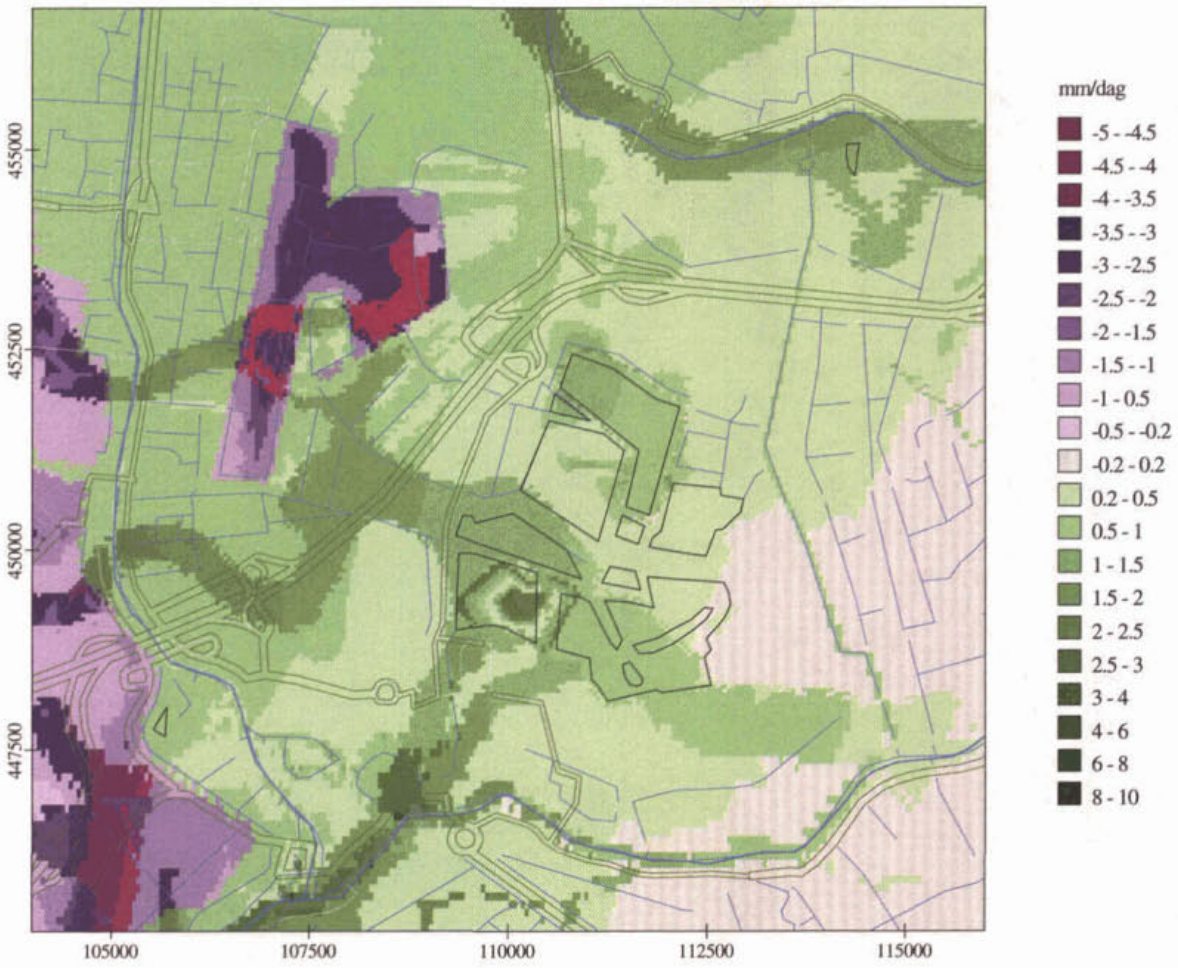
In het centraal gelegen studiegebied (figuur 6.1) wordt de grondwaterstand (drooglegging) berekend afhankelijk van de ontwateringsdiepte in het oppervlaktewaterstelsel. Buiten het in figuur 6.1 aangegeven centrale studiegebied is als bovenrandvoorwaarde een vast polderpeil in de deklaag gehanteerd in plaats van een relatie tussen drooglegging en ontwateringsdiepte. Gegevens over de ligging en karakteristieken van waterlopen zijn hier onvolledig. In het model zijn geen aparte, kleinschalige drainagesystemen opgenomen zoals buisdrainage.

Het actueel hoogtebestand van Nederland (AHN) is in dit deel van Nederland nog niet beschikbaar. Het waterschap Wilck & Wiericke heeft recente maaiveldgegevens (metingen uit 2000) beschikbaar die slechts een deel van het gebied bestrijken. Alleen voor dit gebied kunnen grondwaterstanden nauwkeurig worden bepaald. Om voor deze proefstudie toch een gebiedsdekkend beeld te krijgen, is voor de ontbrekende gebiedsdelen het maaiveld gebruikt dat in REGIS beschikbaar is. Dit is minder nauwkeurig en gedateerd (ca. 1960).

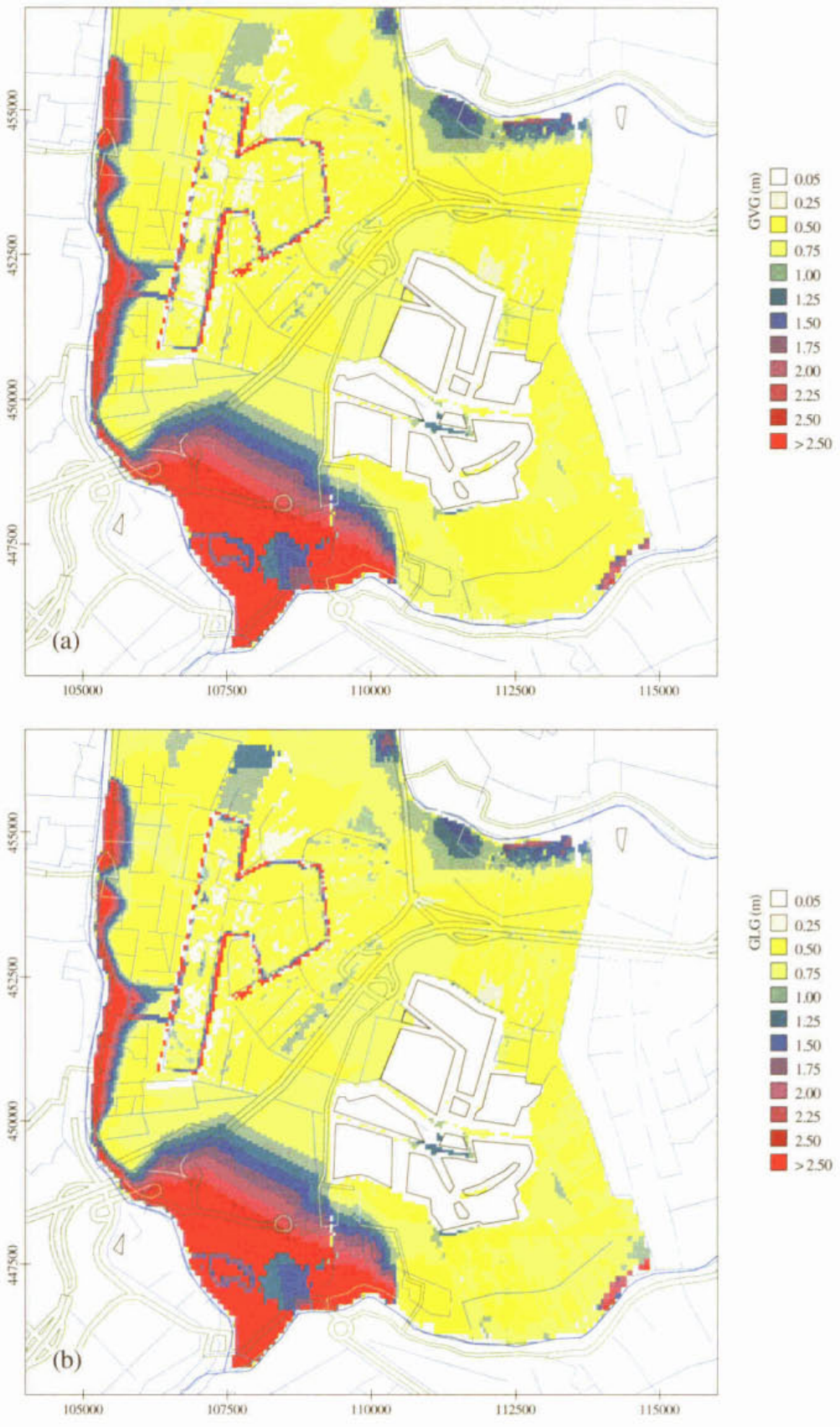
In enkele kaarten is de hydrologische situatie van het gebied Reeuwijk samengevat. Figuren 6.3(a) en (b) tonen de berekende stationaire grondwaterstand en stijghoogte. Figuur 6.4 toont de stationair berekende kwel en infiltratie. De variatie in kwel- en infiltratiefluxen is door het jaar heen gering. Er is een duidelijke indeling te maken in het hoger gelegen infiltratiegebied en de laaggelegen droogmakerijen waar kwel optreedt. Figuur 6.5 toont de berekende GVG en GLG.



Figuur 6.3: berekende grondwaterstanden (a) en stijghoogte (b)



Figuur 6.4: berekende stationaire kwel- en infiltratiefluxen (mm/d)



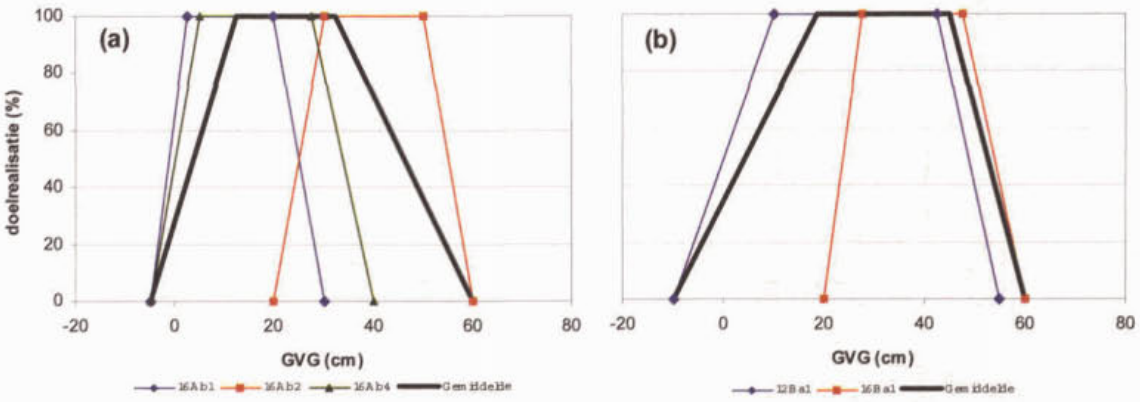
Figuur 6.5: berekende GVG (a) en GLG (b) (cm) berekend over de periode 1991–1998

6.5 Bepaling doelrealisatiefuncties terrestrische natuur

De database omvat kentallen voor standplaatsfactoren en hydrologische stuurvariabelen op vegetatieassociatie-niveau. Voor de berekening van de doelrealisatie per hydrologische stuurvariabele op doeltypeniveau zijn de vegetatietypen geaggregeerd naar natuurdoeltypen op basis van de in de database aanwezige vegetatietypen. De database is echter nog niet compleet en bevat alleen de belangrijkste vegetatietypen (zie bijvoorbeeld tabel 6.2), zodat per natuurdoeltype slechts op basis van de in de database voorkomende vegetatietypen de geschiktheid van de hydrologische omstandigheden kan worden geanalyseerd. Voor een aantal in de Provincie Zuid-Holland voorkomende vegetatietypen zijn nog geen eisen opgenomen. Bovendien bevat de database slechts een beperkt aantal subassociaties en geen rompgemeenschappen.

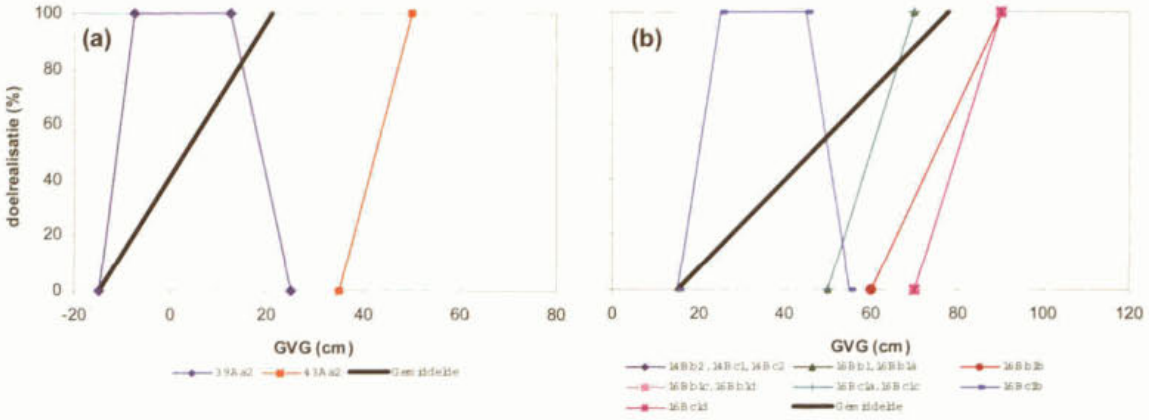
GVG

In figuur 6.6 staan enkele voorbeelden weergegeven van doelrealisatiefuncties voor vegetatietypen in Reeuwijk. De dikke lijn geeft de geaggregeerde doelrealisatiefunctie weer voor het natuurdoeltype. In deze proefstudie is er voor gekozen om voor alle natuurdoeltypen de 'gemiddelde grenzen' te gebruiken waarbij het gemiddelde is genomen voor b1 en b2 (de knikpunten bij 100%), en de buitengrenzen voor a1 en a2 (de eindpunten bij 0%) (zie hoofdstuk 4 voor wijze van aggregatie). Ondanks het soms geringe aantal vegetatietypen kan de spreiding in de vegetatiecurves nog groot zijn.



Figuur 6.6: voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GVG voor (a) Dotterbloemgrasland van veen en klei, (b) Nat, matig voedselrijk grasland; de dikke lijn geeft het gemiddelde verloop voor het natuurdoeltype.

De responscurves uit figuur 6.6 zijn gesloten (aan beide zijden begrensde) curves. Er zijn ook vegetatietypen met curves die aan slechts een kant begrensd zijn. Figuur 6.7 geeft voorbeelden van open curves die aan de onderkant onbegrensd zijn. Berekening van een gemiddelde is nu niet mogelijk en voor de geaggregeerde curve voor het natuurdoeltype moet worden gekozen voor of een gesloten curve op basis van de gesloten vegetatiecurves met uitsluiting van de open curve, of een open curve op basis van de open vegetatiecurve. Hier is gekozen is voor een open curve. Figuur 6.7 laat zien dat sommige vegetatietypen door de geaggregeerde curve slecht worden gerepresenteerd. In tabel 6.3 zijn de parameters voor de doelrealisatiefuncties voor GVG samengevat voor de doeltypen in Reeuwijk.



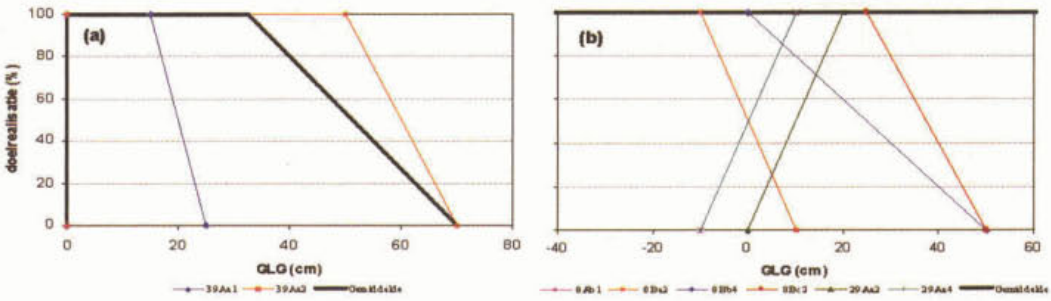
Figuur 6.7: voorbeelden van open doelrealisatiefuncties voor GVG voor (a) 'Elzen-essenhakhout', en (b) 'Bloemrijk grasland van het kleigebied'

Tabel 6.3: parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor GVG

	a1	b1	b2	a2	
Natuurdoel					
3.24	-300	-72	-23	10	Moeras
3.31	-5	13	33	60	Dotterbloemgrasland van veen en klei
3.32	-10	19	45	60	Nat, matig voedselrijk grasland
3.32a	-10	10	43	55	Zilverschoongrasland
3.32c	-10	10	43	55	Nat, matig voedselrijk grasland, weidevogelgrasland
3.38	15	78	open		Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
3.38c	15	50	open		Bloemrijk weidevogelgrasland op zand/veen
3.39	15	78	open		Bloemrijk grasland van het kleigebied
3.57a	-15	21	open		Elzen-essenhakhout
3.62	-15	-9	9	25	Laagveenbos

GLG

In het Reeuwijk-gebied speelt de GLG een minder belangrijke rol, in de zin dat de eisen die aan de GLG worden gesteld, voor de meeste natuurdoelen niet erg restrictief zijn. Voor slechts enkele vegetatietypen worden eisen gesteld, en dan vaak nog alleen aan de 'bovenkant' of alleen aan de 'onderkant'. Figuur 6.8(a) is een voorbeeld van een doeltype waarvoor de GLG niet te diep mag wegzakken. Figuur 6.8(b) laat zien dat er ook doeltypen voorkomen waaraan helemaal geen eisen worden gesteld. In dat geval is de doelrealisatie voor GLG altijd 100% en wordt de totale doelrealisatie voor dit doeltype niet beïnvloed door de waarde van de GLG. In tabel 6.4 staan de parameters voor de doelrealisatiefuncties voor GLG samengevat.



Figuur 6.8: voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GLG voor (a) Laagveenbos, en (b) Moeras

Tabel 6.4: parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor GLG

	a1	b1	b2	a2	
Natuurdoel					
3.24		open	open		Moeras
3.31	0	0	50	90	Dotterbloemgrasland van veen en klei
3.32	0	30	open		Nat, matig voedselrijk grasland
3.32a	0	30	open		Zilverschoongrasland
3.32c	0	30	open		Nat, matig voedselrijk grasland, weidevogelgrasland
3.38		open	open		Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
3.38c		open	open		Bloemrijk weidevogelgrasland op zand/veen
3.39		open	open		Bloemrijk grasland van het kleigebied
3.57a	0	0	50	70	Elzen-essenhakhout
3.62	0	0	32.5	70	Laagveenbos

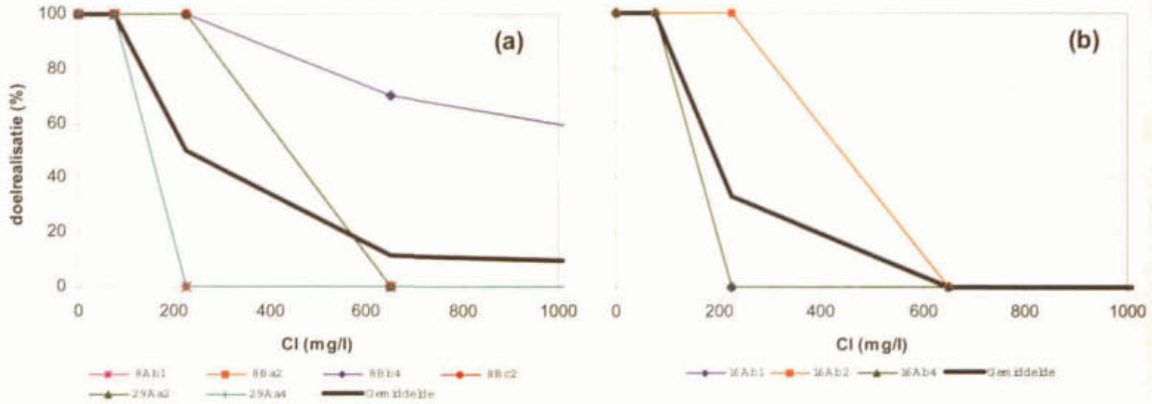
Droogtestress

De droogtestress speelt in Reeuwijk geen rol van betekenis. De meeste vegetatietypen stellen geen stringente eisen aan de droogtestress waaraan niet voldaan kan worden. In het gebied komen klei- en veengronden voor waarin bijna nooit droogtestress optreedt. In dit gebied is droogtestress daarom een variabele die niet hoeft te worden meegenomen voor de bepaling van de totale doelrealisatie voor terrestrische natuur. In het Pleistocene proefgebied speelt droogtestress wel een rol. In Hoofdstuk 7 wordt uiteengezet hoe droogtestress wordt betrokken bij de berekening van de doelrealisatie.

Choriniteit

Choriniteit (chlorideconcentratie in mg/l) speelt een duidelijke rol in Reeuwijk. Hoewel er in de database met hydrologische randvoorwaarden geen functies zijn opgesteld voor de doelrealisatie als functie van de choriniteit, wordt wel informatie gegeven over de zoutklassen waarbij de vegetatietypen voorkomen. Uit deze zoutklasse-verdeling op vegetatieniveau zijn hier als volgt doelrealisatiefuncties afgeleid op het niveau van natuurdoeltypen. De database hanteert per chlorideklasse drie kwalificaties: 0, 1 of 2. Bij 0 komt het vegetatietype niet voor, bij 1 is de ontwikkeling suboptimaal, en bij 2 optimaal. In deze studie is voor 2 een doelrealisatie aangehouden van 100%, voor 1 70%, en voor 0 0%.

Vervolgens zijn de waarden voor vegetatietypen per zoutklasse gemiddeld voor het natuurdoeltype. Figuur 6.9 laat zien hoe een geaggregeerde doelrealisatiefunctie er uit ziet voor twee doeltypen. Tabel 6.5 geeft een overzicht van de in Reeuwijk voorkomende doeltypen. Uit de tabel is duidelijk dat de meeste doeltypen, ook in dit gebied, optimaal gedijen onder zeer zoete omstandigheden. Licht brakke omstandigheden leiden vrijwel altijd tot een doelrealisatie van 0%.



Figuur 6.9: doelrealisatiefuncties voor Chloride voor (a) 'Moeras', en (b) 'Dotterbloemgrasland van veen en klei'

Tabel 6.5: parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor Chloride

	< 150	150 – 300	300 - 1000	1000 - 5000	5000 - 10000	>100000	
	zeerzoet	zoet	licht brak	brak	brak-zout	zout	
Ndt							
3.24	100	50	12	0	0	0	Moeras
3.31	100	33	0	0	0	0	Dotterbloemgrasland van veen en klei
3.32	100	50	0	0	0	0	Nat, matig voedselrijk grasland
3.32a	100	100	0	0	0	0	Zilverschoongrasland
3.32c	100	100	0	0	0	0	Nat, matig voedselrijk grasland, weidevogelgrasland
3.38	100	0	0	0	0	0	Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied
3.38c	100	0	0	0	0	0	Bloemrijk weidevogelgrasland op zand/veen
3.39	100	0	0	0	0	0	Bloemrijk grasland van het kleigebied
3.57a	100	0	0	0	0	0	Elzen-essenhakhout
3.62	100	0	0	0	0	0	Laagveenbos

Herkomst water

Zoals beschreven in de voorgaande hoofdstukken, wordt de afhankelijkheid van kwel en overstroming in de database kwalitatief aangegeven, omdat de relaties tussen kwel-/overstroming en de voor de vegetatie relevante standplaatscondities zuurgraad en voedselrijkdom zo complex zijn dat het niet mogelijk is om een voor alle situaties geldende kwantitatieve relaties op te stellen. Omdat overstroming en kwel deels uitwisselbaar zijn, zijn beide factoren in de database samengenomen onder de noemer 'Herkomst van water'.

De manier om in een gebied met deze hydrologische stuurvariabele om te gaan, is om voor elk natuurdoeltype en de daarin opgenomen vegetatietypen kwalitatief te beoordelen of in dit specifieke gebied een bepaalde afhankelijkheid bestaat voor kwel en/of overstroming.

In tabel 6.6 is voor de natuurdoeltypen in Reeuwijk aangegeven wat de bijbehorende associaties zijn en wat bij deze associaties in de database is opgenomen over de herkomst van water. Op basis hiervan is een schatting gemaakt van de kwel- en/of grondwaterafhankelijkheid van de natuurdoeltypen:
Het 'Dotterbloemgrasland van veen en klei' bestaat deels uit vegetaties die in Reeuwijk niet kunnen voorkomen: de Associatie van Harlekijn en Ratelaar (*Rhinantho-Orchietum morionis*) komt alleen voor in kustgebieden met brak grondwater, de Veldrus-associatie *(Crepido-Juncetum acutiflori)* alleen in het pleistoceen. Van de twee typen die wel in Reeuwijk zouden kunnen voorkomen kan de Associatie van Boterbloemen en *(Ranunculo-Senecionetum aquatici)* zowel op door kwel als door overstroming met hard water gebufferde standplaatsen voorkomen. De Associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi *(Lychnido-Hypericetum tetrapteri)* omvat volgens de toelichting bij herkomst water 'hooilanden op veen waar buffering optreedt door oppervlaktewater of waar bemesting met slootbagger optreedt'. De precieze aard van de buffering is niet geheel duidelijk. In de database wordt aangegeven: 'is kenmerkend voor niet-zure veengrond'; op welke manier buffering tot stand komt is niet geheel duidelijk; De Vegetatie van Nederland noemt invloed oppervlaktewater (voorkomen in zoom direct achter jonge rietbegroeiingen) en bemesting met slootbagger; kwel wordt niet als mechanisme genoemd. Omdat kwel in het gebied is uitgesloten (alle natuurdoelen liggen in de infiltratiegebieden bestaande uit boezem en veenpolders) is het type in Reeuwijk geheel afhankelijk van buffering met oppervlaktewater, hetzij direct door overstroming, dan wel door inzijging van oppervlaktewater in het perceel.
Het natuurdoeltype 'Nat matig voedselrijk grasland' bestaat voor twee derde uit vegetaties die strikt aan overstroming met oppervlaktewater gebonden zijn, en op grond daarvan zou dit type mogelijk als 'overstromingsafhankelijk' getypeerd kunnen worden. De betreffende vegetaties zijn echter weinig karakteristiek voor het Reeuwijkse laagveengebied. De Kievitsbloem-associatie *(Fritillario-Alopecuretum pratensis)* komt vooral voor in klei-op-veengebieden aan de benedenloop van rivieren (Vecht en Zwarte Water) voor en de Associatie van Grote pimpernel en Weidekervel *(Sanguisorbo-Silaetum)* komt voor op één plek in de Biesbosch, op kalkrijke zavel. De Associatie van Geknikte vossestaart *(Ranunculo-Alopecuretum geniculati)* is waarschijnlijk het type dat de opstellers van de natuurdoeltypekaart bij Reeuwijk voor ogen stond. Dit type kan van nature voorkomen op regelmatig met voedselrijk water overstroomde plekken zoals langs de grote rivieren, maar is in het veenweidegebied eerder gebonden aan matig intensief landbouwkundig beheer inclusief bemesting en bekalking.
Ook voor de overige voedselrijke graslandtypen ('Zilverschoongrasland', 'Nat, matig voedselrijk weidevogelgrasland', 'Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied', 'Bloemrijk weidevogelgrasland op zand/veen' en 'Bloemrijk grasland van het kleigebied') geldt dat voorzover het gaat om in het veengebied te verwachten vegetaties (vooral Glanshaver associatie en Associatie van Geknikte vossestaart) bemesting en bekalking belangrijker bronnen voor nutriëntenaanvoer en buffering zijn dan overstroming. De onder dit type vermelde vegetaties die kenmerkend zijn voor overstroomde standplaatsen (Associatie van Vetkruid en Tijm, Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver) komen alleen voor op oeverwallen in het rivierengebied en zijn voor Reeuwijk niet relevant.

In hoeverre het 'Elzen-Essenhakhout' en het 'Laagveenbos' afhankelijk zijn van buffering door grond- of oppervlaktewater hangt af van de vraag hoe kenmerkend de Rompgemeenschap met Grote brandnetel geacht wordt voor deze typen. Deze rompgemeenschap komt voor op verdroogde veengrond, waar de afbraak van veen zorgt voor een verhoogde voedselrijkdom. Voor niet verdroogde situaties zijn het Elzenzegge-Elzenbroek *(Carici elongatae-Alnetum)* en het Moerasvaren-Elzenbroek *(Thelypterido-Alnetum)* meer kenmerkend. Deze beide typen zijn oppervlaktewaterafhankelijk, waarbij het in veengebieden meestal niet gaat om overstroming maar om oppervlaktewater dat zijdelings in de kragge doordringt. Voorwaarde is dat de veenlaag dun is: anders ontstaan bossen met regenwaterlenzen die behoren tot het Zompzegge-Berkenbroek (*Carici curtae-Betuletum pubescentis).* Omdat verdroogde situaties moeilijk als natuurdoel kunnen worden opgevat wordt in Reeuwijk uitgegaan van oppervlaktewaterafhankelijkheid.

Samenvattend kan worden gesteld dat geen van de natuurdoeltypen in Reeuwijk direct afhankelijk is van grondwater. Het type 'Dotterbloemgrasland van veen en klei' is in Reeuwijk afhankelijk van overstroming. Het 'Elzen-Essenhakhout' en het 'Laagveenbos' zijn indirect afhankelijk van oppervlaktewater, en wel via indringing van oppervlaktewater via de kragge.

Tabel 6.6: overzicht van de in het Reeuwijk-gebied voorkomende Zuid-Hollandse natuurdoeltypen met de voor deze typen kenmerkende vegetaties. Aangegeven is de herkomst van water per vegetatietype volgens de Waternood-database voor terrestrische typen, en de daaruit afgeleide afhankelijkheid van de natuurdoeltypen voor kwel of overstroming met water.

Natuurdoeltype		Vegetatietype		Herkomst water	Kwel	Overstr.
3.31	16Ab1	Veldrus-associatie	41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater	(+)	+
Dotterbloemgrasland van	16Ab2	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	99	onbekend		
veen en klei	16Ab3	Associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	16Ab4	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
3.32	16Ba1	Kievitsbloem-associatie	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	(+)
Nat, matig voedselrijk	16Ba2	Associatie van Grote pimpernel en Weidekervel	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
grasland	12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
3.32a	12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	(+)
Zilverschoongrasland						
3.32c Nat, matig voedselrijk	12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	(+)
weidevogelgrasland						
3.38	16Bc1	Kamgrasweide	90	indifferent	-	(+)
Bloemrijk grasland van het	16Bc1a	Kamgrasweide, typische subassociatie	90	indifferent		
zand- en veengebied	16Bc1b	Kamgrasweide, subassociatie van Moerasrolklaver	90	indifferent		
	14Bc1	Associatie van Vetkruid en Tijm	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	14Bb1	Associatie van Schapegras en Tijm	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	16Bb1	Glanshaver associatie	90	indifferent		
	16Bb1a	Glanshaver associatie, typische subassociatie	90	indifferent		
	16Bb1c	Glanshaver associatie, subassociatie van Gewone veldbies	90	indifferent		
3.38c	16Bc1	Kamgrasweide	90	indifferent	-	(+)
Bloemrijk weidevogel-	16Bc1a	Kamgrasweide, typische subassociatie	90	indifferent		
grasland op zand/veen	16Bc1b	Kamgrasweide, subassociatie van Moerasrolklaver	90	indifferent		
	14Bb1	Glanshaver associatie	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
3.39	14Bc1	Associatie van Vetkruid en Tijm	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	(+)
Bloemrijk grasland van het	14Bc2	Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
kleigebied	16Bb1	Glanshaver associatie	90	indifferent		

	16Bb1a	Glanshaver associatie, typische subassociatie	90	indifferent		
	16Bb1b	Glanshaver associatie, subassociatie van Rietzwenkgras	90	indifferent		
	16Bb1c	Glanshaver associatie, subassociatie van Gewone veldbies	90	indifferent		
	16Bb1d	Glanshaver associatie, subassociatie van Sikkelklaver	90	indifferent		
	16Bc1	Kamgrasweide	90	indifferent		
	16Bc1a	Kamgrasweide, typische subassociatie	90	indifferent		
	16Bc1b	Kamgrasweide, subassociatie van Moerasrolklaver	90	indifferent		
	16Bc1c	Kamgrasweide, subassociatie van Veldgerst	90	indifferent		
	16Bc1d	Kamgrasweide, subassociatie van Ruige weegbree	90	indifferent		
	14Bb2	Duin-Struisgras-associatie	10	regenwatergevoed		
3.57a	39Aa2	Elzenzegge-Elzenbroek	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater	(+)	+*
Elzen-essenhakhout	43Aa2	Essen-lepenbos	90	indifferent		
	43-RG3-[43Aa	Rompgemeenschap met Grote brandnetel	90	indifferent		
3.62	39Aa1	Moerasvaren-Elzenbroek	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	(+)	+*
Laagveenbos	39Aa2	Elzenzegge-Elzenbroek	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	43-RG3-[43Aa	Rompgemeenschap met Grote brandnetel	90	indifferent		

*) geen overstroming, maar oppervlaktewaterafhankelijkheid via de kragge

6.6 Resultaten doelrealisatie terrestrische natuur

De eisen die de vegetatietypen stellen aan de hydrologische stuurvariabelen zijn vergeleken met de modelberekening van het actuele regime in Reeuwijk.

Berekening doelrealisatie voor GVG
De doelrealisatie voor GVG is berekend per natuurdoeltype op basis van de geaggregeerde responsfuncties zoals beschreven in de vorige paragraaf. De doelrealisatie is per gridcel (50x50 m) aangeduid in percentages (0% doel niet bereikt, 100% doel wel bereikt). Waar geen grondwaterstand of maaiveld beschikbaar is, is de aanduiding: onbekend. De resultaten zijn weergegeven in figuur 6.10(a). De doelrealisatie varieert tussen 0 en 100%. De grenzen tussen hoge en lage doelrealisaties lopen vaak langs doeltype-grenzen en perceelsgrenzen. Het zijn vooral 'Laagveenbos', 'Moeras', 'Nat, matig voedselrijk grasland' die slecht scoren. 'Dotterbloemgrasland van veen en klei' scoort zeer wisselend.

GLG
De GLG stelt voor slechts een gering aantal vegetatietypen strenge eisen aan de omstandigheden. Het gevolg is dat de doelrealisatie op basis van de GLG overwegend zeer hoog is (90–100%). Figuur 6.10(b) toont de resultaten. Voor slechts enkele percelen in de Polder Bloemendaal zien we een doelrealisatie van 0% voor 'Dotterbloemgrasland van veen en klei', doordat de GLG hier dieper is dan 90 cm (zie tabel 6.4). Ook in het zuidoosten is de doelrealisatie lager (ca. 50%).

Chlorideconcentratie op de percelen
De chlorideconcentratie op de percelen is met het oppervlaktewatermodel over de periode 1991–1998 berekend uit de massabalans tussen neerslag, kwel en oppervlaktewateraanvoer naar het perceel. Het oppervlaktewaterstelsel is verdeeld in segmenten en aan ieder segment grenst een perceel. De concentratie in de oppervlaktewatersegmenten wordt berekend door routing van het water door het poldersysteem en de daarbij optredende uitwisseling (drainage/infiltratie) met de aan de segmenten grenzende percelen.

Het gebied bestaat uit afvoereenheden die afwateren via een gemaal naar de boezem. Via dezelfde route wordt er ook water ingelaten naar de afvoereenheden. Dit betekent dat, uitgaande van de situatie dat er wateraanvoer mogelijk is naar alle afvoereenheden, gedurende een jaar het chloridegehalte varieert tussen die van het regenwater, kwelwater en het inlaatwater. De chlorideconcentraties van regenwater, kwelwater en inlaatwater zijn bekend verondersteld. Voor Reeuwijk is aangehouden: regenwater 10 mg/l, inlaatwater 180 mg/l en kwelwater 350 mg/l. In de afvoereenheden zonder kwel varieert het chloridegehalte tussen 10 mg/l en 180 mg/l en in de afvoereenheden met kwel varieert het chloridegehalte tussen ongeveer 100 mg/l en 350 mg/l.

Kwel van enige betekenis komt alleen voor in de diepe droogmakerij (de Middelburg-Tempel polder). In de overige poldergebieden heerst bijna uitsluitend een infiltratiesituatie. De natuurdoelen zijn uitsluitend gelegen in de infiltratiegebieden zonder noemenswaardige kwelcomponent. Uit de berekeningen blijkt dat de chlorideconcentraties hier een groot deel van het jaar (tijdens wateruitlaat) schommelt rond ca. 10 mg/l, en een klein deel van het jaar (tijdens inlaat) rond ca. 180 mg/l. De vraag is nu welke concentratie als representatief voor de AGOR moet worden aangehouden.

Hier is uitgegaan van de hoge concentraties tijdens waterinlaat, omdat de, weliswaar kortdurende, maar ongunstige concentraties bepalend zijn de voor de conditie van de planten.

Een onzekere factor is tenslotte of de zoutbelasting via het inlaatwater ook daadwerkelijk de wortelzone van de planten bereikt. Alleen dan zullen de planten er nadeel van ondervinden. Het inlaatwater infiltreert via het oppervlaktewater- en drainagesysteem naar het grondwater en kan vervolgens in de percelen indringen. Het inlaatwater zal alleen in de wortelzone doordringen, op percelen met intensieve drainagesystemen in periodes met een groot neerslagtekort. In andere situaties zal de concentratie in de wortelzone uitsluitend worden bepaald door het infiltrerende neerslagoverschot. Aangezien het niet goed mogelijk is om aan te geven waar en wanneer deze situaties zich voordoen, is de totale doelrealisatie voor natuur berekend zowel met als zonder chloriniteit. De werkelijke situatie zal zich tussen deze twee uitersten bevinden. Er zullen percelen zijn, waar chloride wel een rol speelt, maar ook percelen waar dat niet zo is. Op de schaal van deze studie is het niet mogelijk om aan te geven waar welke condities heersen.

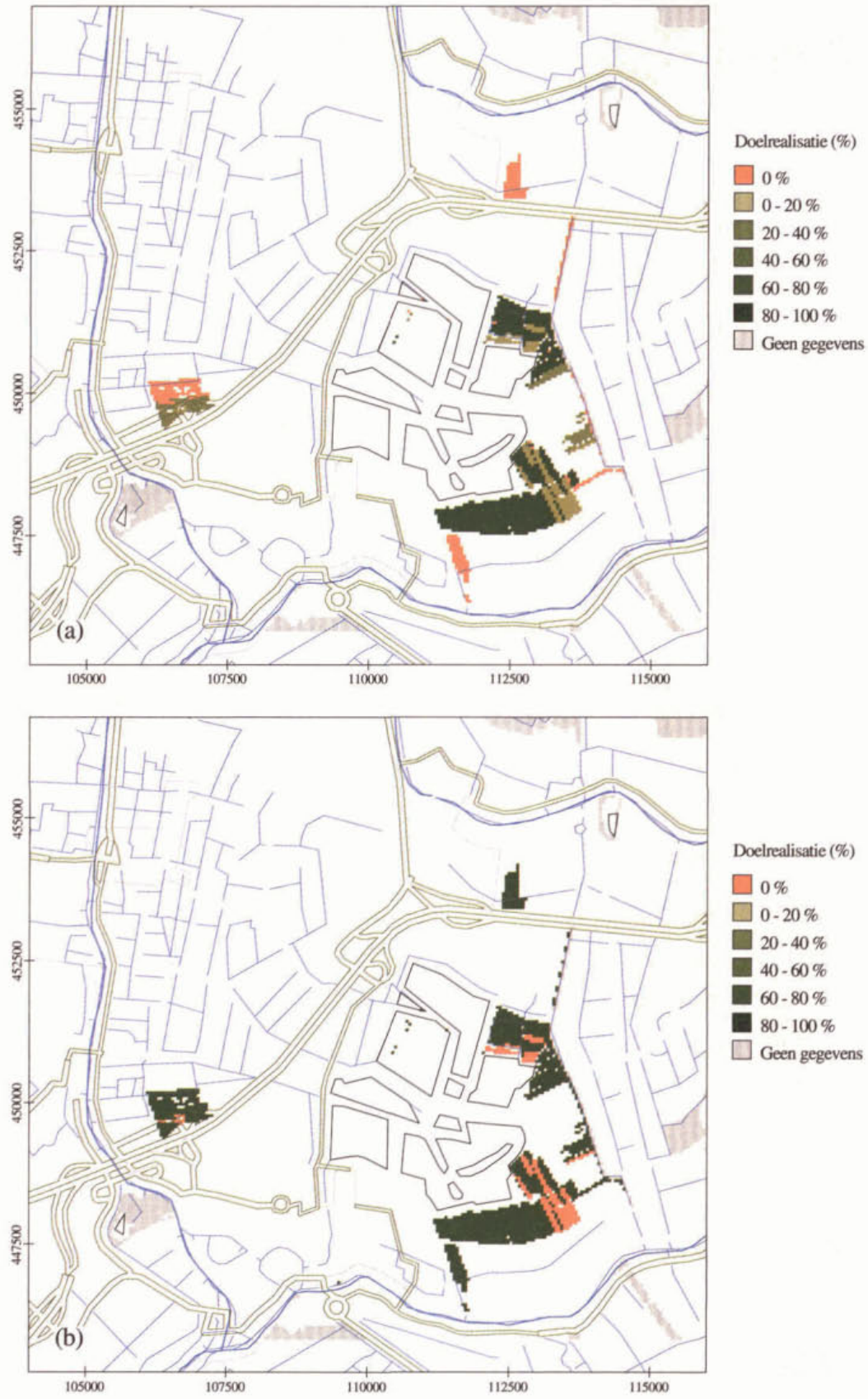
Figuur 6.11(a) toont de resultaten. De kaart laat zien dat de natuurdoeltypen die uitsluitend zeer zoete condities verdragen, zoals 'Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied' en 'Laagveenbos', een doelrealisatie van 0% hebben. 'Dotterbloemgrasland van veen en klei' heeft een doelrealisatie van 33%.

Kwel en overstroming door oppervlaktewater
Omdat alle natuurdoelen gelegen zijn in infiltratiegebieden speelt kwel geen rol in het studiegebied. Voorzover buffering door aangevoerd water vereist is kan dit alleen plaatsvinden via overstroming met oppervlaktewater of door zijdeling indringing van oppervlaktewater. Overstroming door oppervlaktewater kan in het algemeen met het huidige hydrologische modelinstrumentarium niet berekend worden. Ook met het in deze studie gebruikte grondwater-oppervlaktewatermodel kan niet worden bepaald waar en wanneer overstroming voorkomt. Toch kan in veel gevallen en ook in het specifieke geval in het studiegebied Reeuwijk wel een uitspraak worden gedaan over het voorkomen van overstroming. In dit gebied mag worden aangenomen dat onder normale omstandigheden (extreme situaties daargelaten) geen overstroming plaats vindt. Daarom is voor de doelrealisatie voor die natuurdoeltypen waarvoor overstroming is vereist, 0% aangehouden. In Reeuwijk geldt dit voor 'Dotterbloemgrasland van veen en klei'. Voor de overige natuurdoeltypen is voor de doelrealisatie voor overstroming 100% aangehouden, zie figuur 6.11(b).

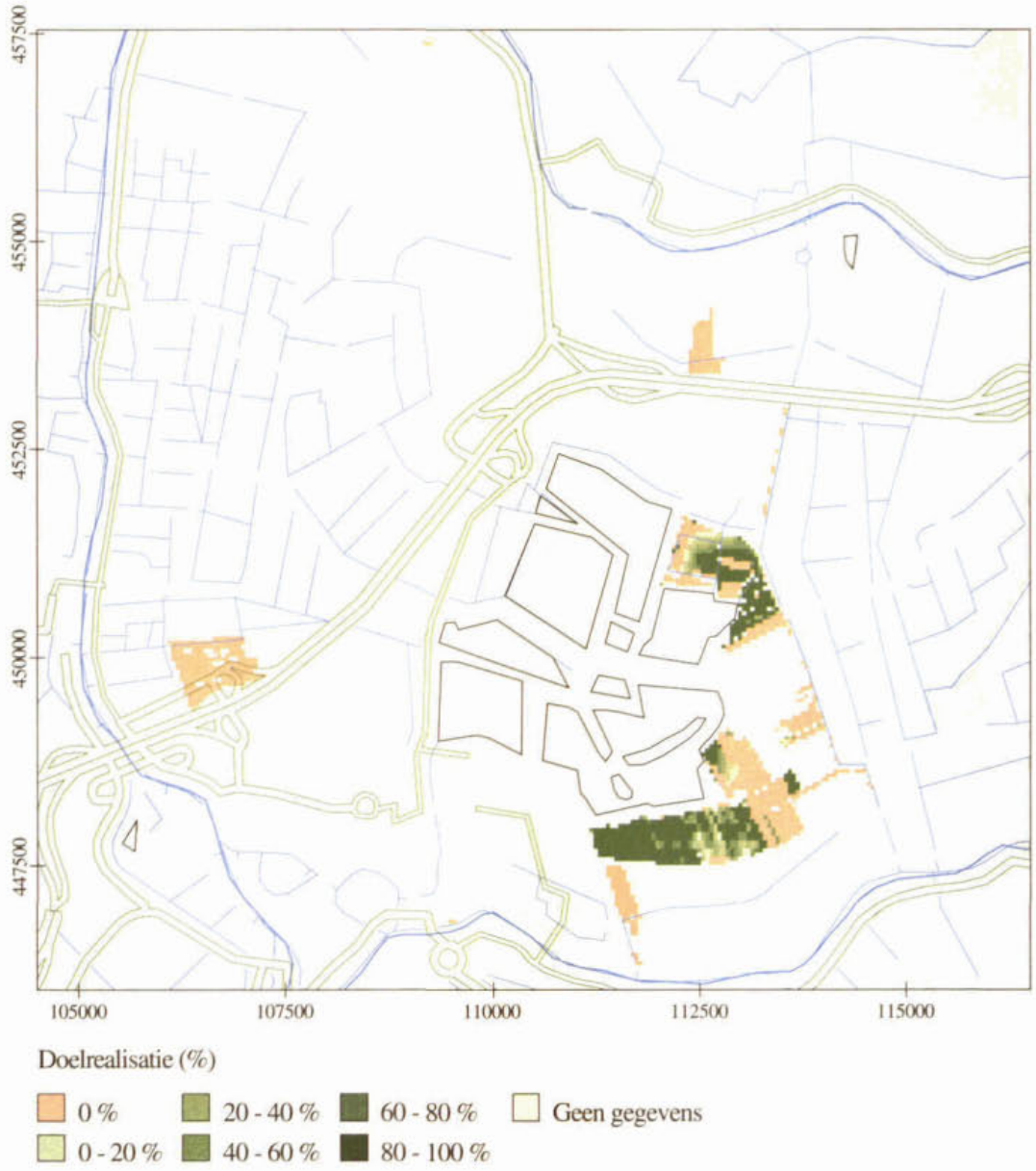
Totale doelrealisatie terrestrische natuur
De gecombineerde doelrealisatie voor terrestrische natuur is berekend door vermenigvuldiging van de doelrealisaties voor de afzonderlijke hydrologische stuurvariabelen. De totale doelrealisatie is berekend exclusief chloriniteit en inclusief chloriniteit. Figuur 6.12 toont de berekende doelrealisatie inclusief chloriniteit. De doelrealisatie is voor een groot areaal 0%. Dit geldt voor 'Moeras', 'Dotterbloemgrasland van veen en klei', 'Nat, matig voedselrijk grasland', 'Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied' en 'Laagveenbos'. Het enige doeltype dat hoog scoort is 'Nat, matig voedselrijk grasland, weidevogelgrasland'.

De berekende doelrealisatie exclusief chloriniteit (onder de aanname dat het ingelaten oppervlaktewater niet in de percelen indringt) is iets gunstiger. Het verschil is dat nu 'Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied' wel hoog scoort.

Figuur 6.10: berekende doelrealisatie (%) voor de hydrologische stuurvariabelen GVG (a) en GLG (b)



Figuur 6.11: berekende doelrealisatie (%) voor de hydrologische stuurvariabelen chloriniteit (a) en overstroming (b)



Figuur 6.12: berekende doelrealisatie (%) voor terrestrische natuur, opgebouwd uit de hydrologische stuurvariabelen GVG, GLG, chloriniteit en overstroming

6.7 Doelrealisatie aquatische natuur

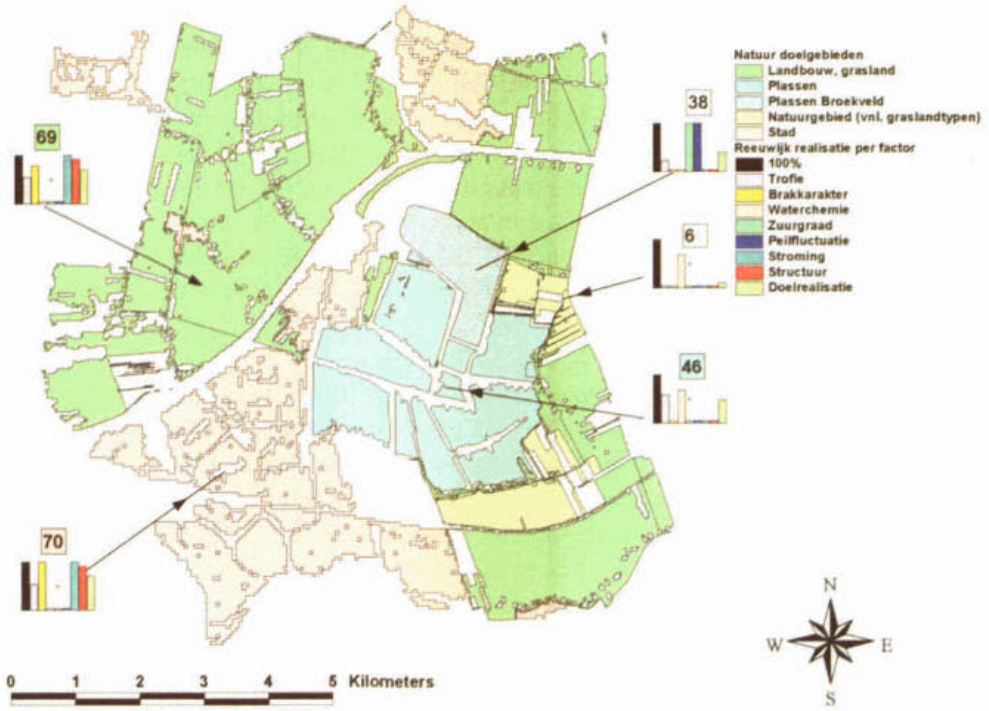
De geschatte doelrealisatie voor meren en sloten is te zien in figuur 6.13. In de grafiekjes met scorebalkjes bij elk deelgebied zijn zowel de scores voor doelrealisaties per factor zichtbaar als de totale doelrealisatie voor het natuurdoeltype. Het cijfer bij de scorebalkjes betreft de actuele doelrealisatie. Niet alle toestandsvariabelen zijn op elke locatie meegenomen omdat sommige gegevens ontbraken in de dataset. In figuur 6.13 is te zien dat voor de plassen de doelrealisatie niet optimaal is. Dit komt overeen met de beschrijving voor de actuele situatie in algemene termen. De plassen zijn te typeren als hypertroof met een beperkt doorzicht. De watervegetatie is zeer beperkt en de staat van de oevervegetaties gaat voortdurend achteruit. Overmatige algenbloei is een groot probleem in het plassengebied.

Voor de plassen is de doelrealisatie voor peilfluctuatie altijd 0%, behalve voor de zandwinplas Broekvelden/Vettenbroek (doelrealisatie 38%, zie Fig. 6.5)). Deze plas is hydrologisch geïsoleerd van de andere plassen en heeft een natuurlijke peilfluctuatie. De doelrealisatie voor zuurgraad is ook 0% doordat de pH te hoog is. Deze hoge pH's zijn ondermeer het gevolg van de hoge pH in het inlaatwater (>7.6). De pH stijgt nog verder door overmatige algenbloei in de plassen. De doelrealisaties voor trofie en waterchemie scoren relatief het hoogst. Een analyse per plas wijst uit dat de scores voor trofie en waterchemie uiteen lopen van aanvaardbaar tot niet-aanvaardbaar (resultaten niet gepresenteerd). De deelrealisatie voor trofie scoort per plas sterk wisselend. De scores zijn representatief voor de mate van algenproblematiek in de verschillende plassen (Van Leerdam et al., 2000).

Uit een analyse van de doelrealisaties voor sloten per monsterpunt blijkt de doelrealisatie per monsterpunt uiteen te lopen van optimaal tot niet-aanvaardbaar (resultaten niet gepresenteerd). De kanttekening bij de situaties met een optimale doelrealisatie is dat de deelrealisatie voor trofie dan vaak ontbreekt. Aangezien de factorcomplexen stroming en structuur hoog scoren, lijkt de doelrealisatie dan aanvaardbaar. Echter, de doelrealisatie voor trofie scoort nagenoeg nooit aanvaardbaar en dit geldt ook de doelrealisatie voor waterchemie. Voor de actuele doelrealisatie is dus met name de waterkwaliteit een knelpunt. Wanneer per deelgebied een gemiddelde doelrealisatie wordt berekend, scoren sloten in landbouwgebied en in stedelijk gebied beide 70% (Tabel 6.7).

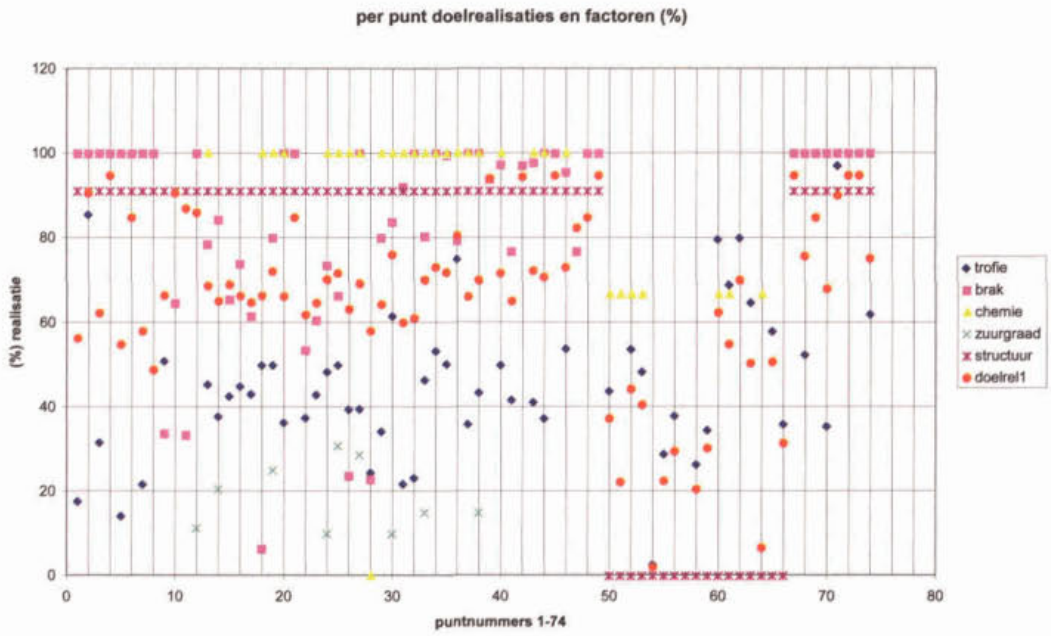
Tabel 6.7: Gemiddelde doelrealisaties voor de deelgebieden

locaties	doelrealisatie
sloten landbouw	69
veenplassen	46
zandwinplas	38
sloten natuur	6
sloten stedelijk	70



Figuur 6.13. Totale doelrealisatie en deelrealisaties voor het natuurdoeltype 'meren' en het middelste ecologische niveau van sloten. De doelrealisatie betreft de score voor meetlocaties van waterkwaliteit.

Om meer inzicht te krijgen in de beperkende factoren voor de actuele doelrealisaties zijn de deelrealisaties en de doelrealisaties per locatie uitgezet (Figuur 6.14).



Figuur 6.14. Doelrealisatie en deelrealisaties voor de verschillende factoren die zijn meegenomen in het bepalen van de doelrealisatie. Uitgezet is de doelrealisatie bepaald per punt volgens een gewogen gemiddelde van de afzonderlijke factoren.

Opvallend is dat het trofie-percentage vrijwel altijd beneden het doelrealisatiepercentage ligt. Omdat de weegfactoren voor de trofievariabelen ook nog relatief hoor zijn, is trofie hiermee de belangrijkste beperkende factor. Ook de mate van brakheid en zuurgraad (waar gemonsterd) spelen een rol. De punten in Fig. 6.14 met een score van 0% voor structuur zijn de monsterpunten in de Reeuwijkse plassen. De waarde van 0% is het gevolg van het ongunstige peilbeheer op de plassen bestaande uit sturing op een constant niveau. Peilbeheer is hiermee ook een belangrijke beperkende factor.

7 Voorbeeldtoepassing in Pleistoceen proefgebied Strijbeekse Heide

7.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de toepassing en uitwerking van het berekenen van de doelrealisatie voor terrestrische natuur in een Pleistoceen gebied in hoog-Nederland. In dit proefgebied zullen gedeeltelijk dezelfde, maar ook andere hydrologische stuurvariabelen een rol spelen dan in het Holocene proefgebied.

Voor het Pleistocene proefgebied is gekozen voor het gebied rond de Strijbeekse Heide in Noord-Brabant. Het is een gebied waarvan relatief veel bekend is. TNO-NITG heeft in 2000 in opdracht van Waterschap Mark & Weerijs en Staatsbosbeheer een ecohydrologische studie van de Strijbeekse Heide afgerond (De Louw et al., 2000). Het doel van deze studie was oorzaken van verdroging te kwantificeren en maatregelen voor te stellen ter bestrijding van de verdroging. Daartoe zijn uitgebreid veldmetingen verricht, is historisch materiaal verzameld en is een grondwatermodellering uitgevoerd.

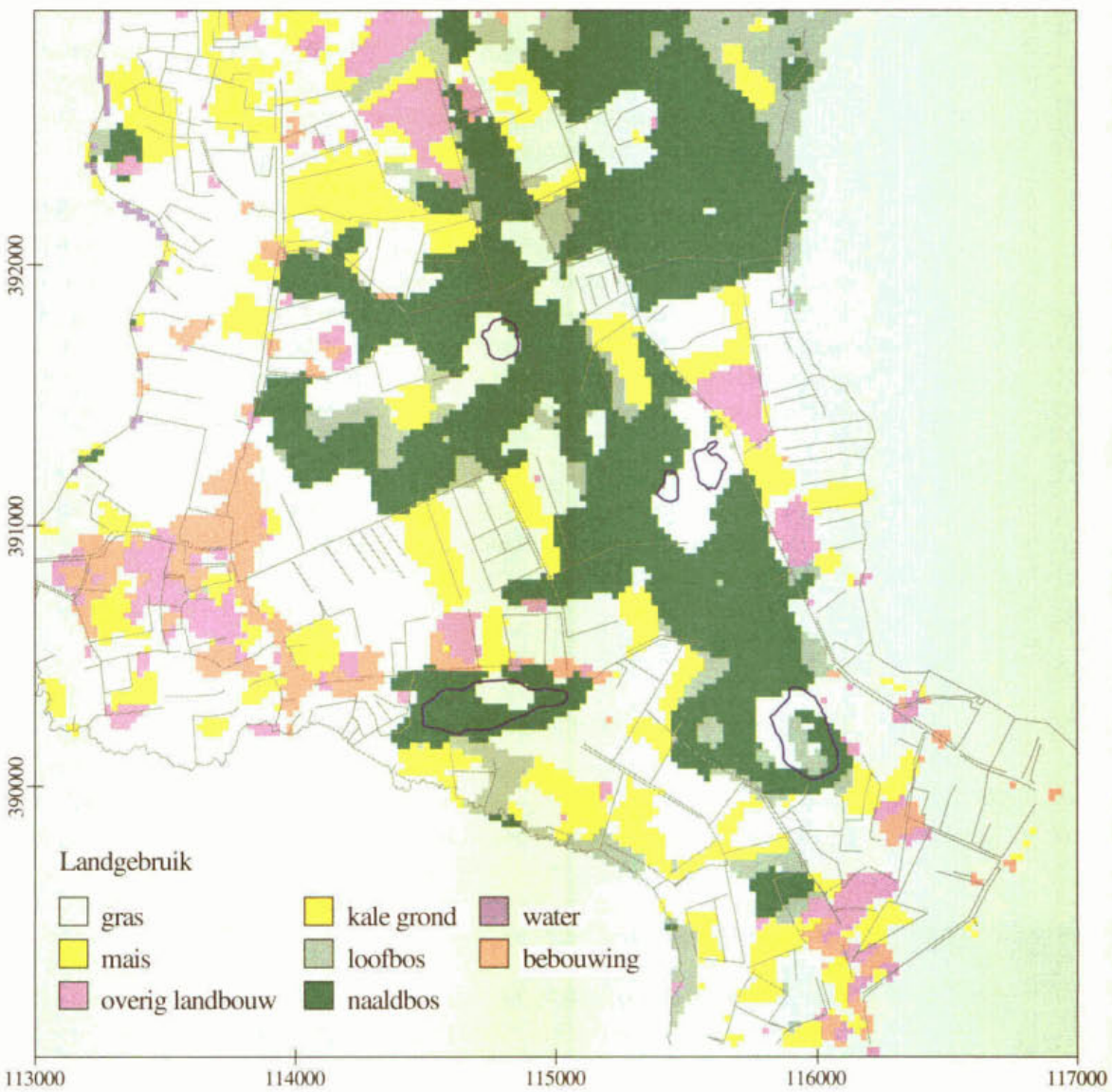
Dit hoofdstuk beschrijft eerst het studiegebied en het hydrologisch model van de Strijbeekse Heide en omgeving dat is gebruikt voor het schatten van het actuele regime. Daarna worden de natuurdoeltypen in het gebied besproken. Vervolgens wordt uitgewerkt hoe de standplaatseisen voor vegetaties uit de database moeten worden gebruikt om de actuele condities voor natuurdoeltypen te toetsen. Tenslotte worden de resultaten van de vergelijking getoond.

7.2 Pleistoceen proefgebied de Strijbeekse Heide

De Strijbeekse Heide ligt ten westen van Galder in Noord-Brabant, zie figuur 7.1. Het gebied wordt begrensd door de rivier de Mark in het westen, de Strijbeekse Beek in het zuiden en de Chaamse Beek in het oosten. Belangrijke natuurelementen vormen de (voormalige) Strijbeekse heide met vennen zoals het Rondven, Langven, Zwart Goor en Goudbergven en het beekdal van de Strijbeekse Beek (figuur 7.1). Het grootste deel van de natuurelementen zijn in bezit van Staatsbosbeheer.

In en rond de Strijbeekse Heide bestaan verschillende aanwijzingen dat het gebied droger is dan in het verleden het geval was. Mede als gevolg hiervan hebben vroegere grondwaterafhankelijke standplaatsen ook te lijden van verzuring. De belangrijkste aanwijzing vormt het regelmatig droogvallen van de verschillende vennen op de Strijbeekse Heide. Daarnaast zijn de laatste jaren enkele bijzondere, kwetsbare vegetatiesoorten en amfibieën verdwenen.

In de eerder uitgevoerde verdrogingsstudie is een tijdelijk hydrologisch meetnet geïnstalleerd waarin grondwaterstand, peilen en stijghoogte in het diepere watervoerend pakket werden gemeten. Daarnaast is ook gebruik gemaakt van bestaande of historische meetnetten. De regionale geologie en lokale geologie rondom de vennen is beschreven aan de hand van beschikbare boringen en aanvullende boringen in het veld. Alle waterlopen, sloten, greppels en drainages zijn in het veld gekarteerd met bijbehorende dimensies (diepte, breedte, drain-afstand). Ook beregeningsbuizen en beregende percelen zijn geïnventariseerd.



Figuur 7.1: ligging en landgebruik van het Pleistocene proefgebied de Strijbeekse Heide (N.B.: de klasse 'gras' bevat tevens 'overig landgebruik')

Hydrologie
Het gebied is een beekdallandschap, met hogergelegen infiltratiegebieden en daartussendoor beekdalen waar kwel kan optreden. Op regionaal niveau vindt op de Strijbeekse Heide infiltratie plaats naar het diepe watervoerende pakket. Lokaal treedt er toestroming van lokaal geïnfiltreerd grondwater naar de vennen (lokale kwel) op. De vennen worden echter voor het grootste deel (>80%) gevoed door regenwater dat direct in de vennen valt. In de zomerperiode staat de grondwaterstand lager dan het venpeil en neemt de wegzijging vanuit de vennen toe. De vennen vallen dan ook bijna elk jaar droog. Een ven dat nooit droogvalt is het Goudbergven.

Het gebied bestaat voornamelijk uit veldpodzolen met in de beekdalen beekeerd en veengronden. De overheersende grondwatertrappen zijn Gt V* en VI. Op de hogergelegen duinen in de omgeving van de vennen komen diepere en in de omgeving van de vennen en beekdalen ondiepere grondwaterstanden voor. In het beekdal komt kalkrijke kwel voor dat toestroomt vanuit het diepe watervoerende pakket. Lokaal kan de kwelintensiteit hoog zijn. De kwel is de laatste eeuw echter sterk afgenomen door de grondwaterontrekkingen en de intensieve ontwatering op de hogere gronden. Naast deze structurele afname zijn er periodes in de zomer waarin de kwel zelfs helemaal verdwijnt. Dit wordt veroorzaakt door de sterke, maar tijdelijke grondwateronttrekkingen voor beregening.

Het freatische eerste watervoerende pakket bestaat uit dunne dekzanden en fluviatiele zanden. Aan de onderkant wordt dit pakket begrensd door een vrijwel aaneengesloten pakket fijne zanden en compacte kleien. De lage ligging en de geringe dikte van het dekzand zijn de oorzaken voor het ontstaan en voorkomen van de vennen en natte plekken. Het diepe watervoerende pakket wordt gevormd door grove fluviatiele zanden.

Vegetatie en natuurwaarden
De Strijbeekse Heide bestaat voornamelijk uit heidevegetaties en heideontginningsbossen op leemarme, zure veldpodzolbodems. De belangrijkste natuurwaarden liggen nu in en rondom de door regenwater gevoede vennen, in het halfdrijvende hoogveentje en de vochtige heide van het permanent waterhoudende Goudbergven. De vegetatie van de bossen is soortenarm en wordt voornamelijk gekenmerkt door algemene soorten die geen hoge eisen aan de waterhuishouding stellen. Tussen het Goudbergven en de Strijbeekse beek komen in grasland en sloten een aantal plantensoorten voor die hier waarschijnlijk op enige kwel wijzen.

Het Goudbergven is van zeer groot belang voor de natuurbescherming vanwege de hoogveengemeenschappen en de goed ontwikkelde gradiënt tussen deze gemeenschappen en droge heide. Zowel Gagel als Beenbreek komen in Atlantische hoogvenen veelvuldig in de vegetatie voor. De incidenteel of periodiek droogvallende vennen en hun oevers zijn vooral van belang vanwege het voorkomen van natte, lokaal veenmosrijke dopheidegemeenschappen, de gemeenschap van Veelstengelige waterbies, en pioniergezelschappen van natte heide met Bruine snavelbies. In en om deze vennen zijn sinds 1990 veel herstelmaatregelen, zoals afplaggen, ontbossen en baggeren, genomen, waardoor het areaal droge en vochtige heide is toegenomen.

7.3 Provinciale natuurdoelen

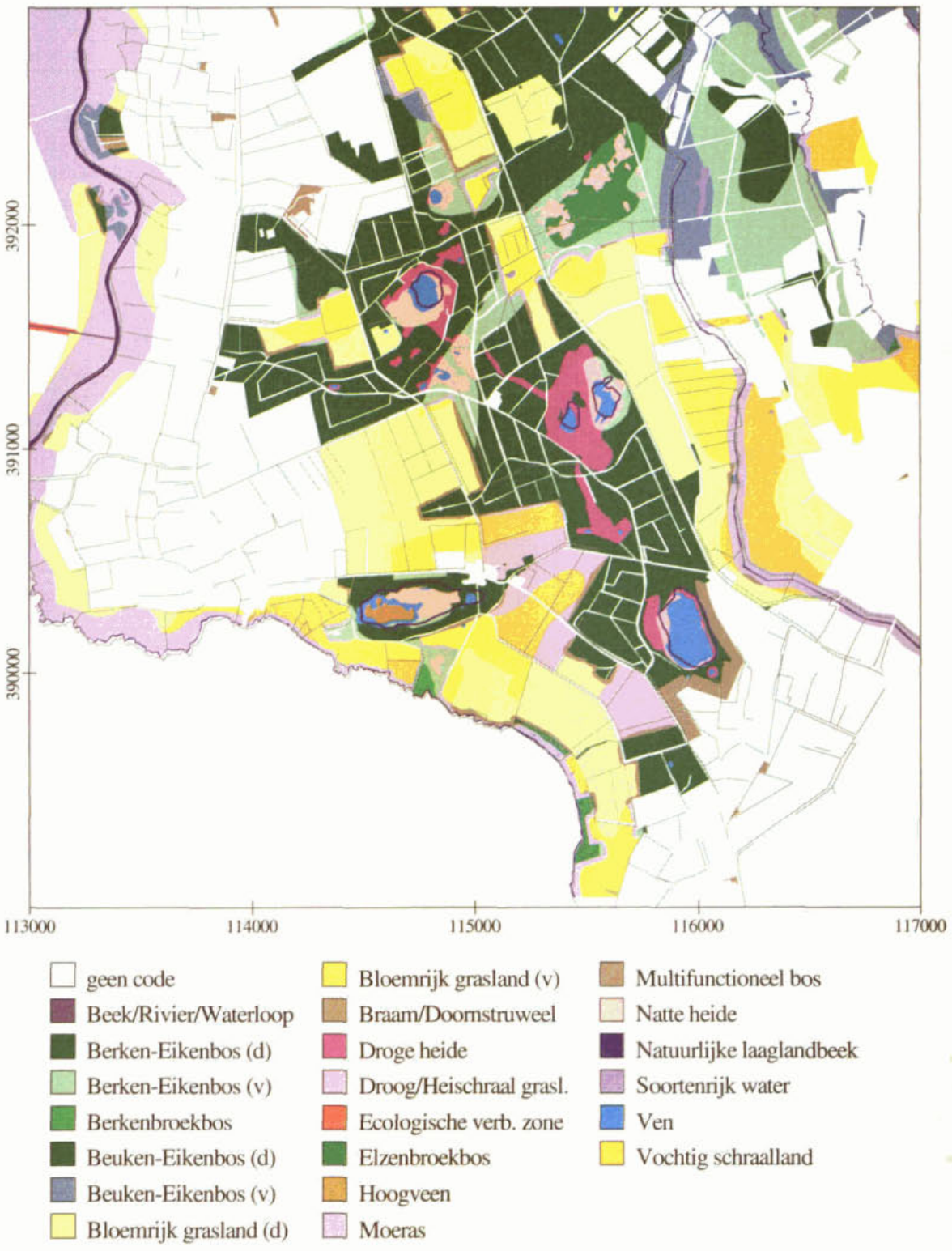
In figuur 7.2 is de ligging van de Provinciale natuurdoeltypen weergegeven. Vergeleken met de landelijke natuurdoeltypen zijn de provinciale doeltypen over het algemeen wat smaller gedefinieerd. De typen 'Bloemrijk grasland' en 'Berken-eikenbos' komen het meeste voor. Aan de beekdalen wordt veelal het natuurdoeltype 'Moeras' toegekend dat een veelomvattend, uiteenlopend natuurdoeltype is. Tabel 7.1 toont de lijst met voorkomende natuurdoelen. Tabel 7.2 geeft een voorbeeld van de bij de natuurdoeltypen behorende vegetatietypen.

Tabel 7.1: Provinciale natuurdoeltypen in het gebied van de Strijbeekse Heide

nummer	natuurdoeltype
1	Berken-eikenbos (d)
2	Berken-eikenbos (v)
3	Berkenbroekbos
4	Beuken-Eikenbos (d)
5	Beuken-eikenbos (v)
6	Eiken-Haagbeukbos
7	Vogelkers-Essenbos
8	Braam/doornstruweel
9	Bloemrijk grasland (d)
10	Bloemrijk grasland (v)
11	Droge heide
12	Droog heischraal grasland
13	Elzenbroekbos
14	Hoogveen
15	Moeras
16	Natte heide
17	Ven (ongebufferd)
18	Ven (gebufferd/ongebufferd)
19	Vochtig heischraal grasland en heide
20	Vochtig schraalland (combinatie van alle schaallanden)

Tabel 7.2: voorbeeld van een vegetatietypenindeling bij de Provinciale natuurdoeltypen (grijs aangegeven vegetatietypen ontbreken in de database)

Natuurdoeltype	Vegetatietype		
	code	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Droog heischraal grasland	14Aa1	Spergulo-Corynephoretum	Ass. v. Buntgras en Heidespurrie
	14Ba1	Ornithopodo-Corynephoretum	Vogelpootjes-Ass.
	14Bb1a	Festuco-Thymetum serpylli jasionetosum	Ass. v. Schapegras en Tijm (subass. met Zandblauwtje)
	14Bb1b	Festuco-Thymetum serpylli anthoxantosum	Ass. v. Schapegras en Tijm (subass. met Gewoon reukgras)
	19Aa1	Galio hercynici-Festucetum ovinae	Ass. v. Liggend walstro en Schapegras
	28Aa4	Digitario-Illecebretum	Grondster-Ass.
	RG	RG Cytisus scoparius-[Calluno-Ulicetea/Nardetea]	RG met Brem van de Klasse der droge heide Klasse der heischrale graslanden
	RG	RG Aira praecox-[Corynephoretea]	RG met Vroege haver v.d. Klasse der droge graslanden op zandgrond
	RG	RG Nardus stricta-[Nardetea]	RG met Borstelgras v.d. Klasse der heischrale graslanden
Hoogveen	10Aa1a	Sphagnetum cuspidato-obesi typicum	Waterveenmos-Ass. (typische subass.)
	10Aa2	Sphagno-Rynchosporetum	Ass. v. Veenmos en Snavelbies
	10Aa3	Caricetum limosae	Veenbloembies-Ass.
	10Ab1	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae	Ass. v. Draadzegge en Veenpluis
	RG	RG Carex rostrata-[Scheuchzerietea]	RG met Snavelzegge v.d. Klasse der hoogveenslenken
	RG	RG Sphagnum cuspidatum-[Scheuchzerietea]	RG met Waterveenmos v.d. Klasse der hoogveenslenken
	11Ba1	Erico-Sphagnetum magellanici	Ass. v. Gewone dophei en Veenmos
	RG	RG Eriophorum angustifolium-[Scheuchzerietea]	RG met Veenpluis en Veenmos v.d. Klasse der hoogveenslenken
	RG	RG Eriophorum vaginatum-Sphagnetea]	RG met Eenarig wollegras v.d. Klasse der hoogveenbulten en natte heiden



Figuur 7.2: Provinciale natuurdoeltypen in het proefgebied de Strijbeekse Heide

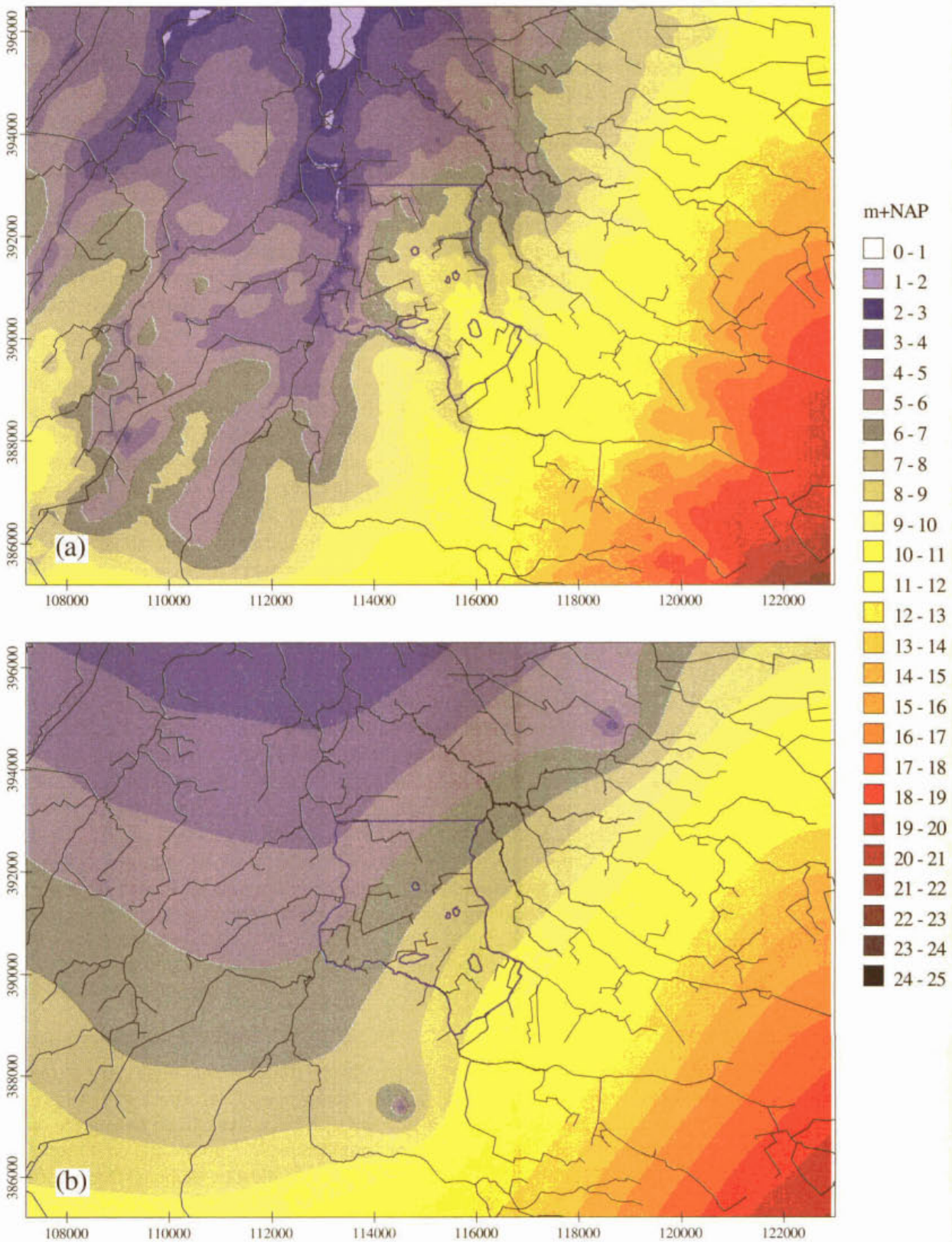
7.4 Grondwatermodellering Strijbeekse Heide

In deze proefstudie is een bestaand grondwatermodel gebruikt van de Strijbeekse Heide en omgeving. Het model is een tijdsafhankelijk MODFLOW-grondwatermodel (De Louw et al., 2000) gemaakt ten behoeve van de eerder vermelde antiverdrogingsstudie. Het model is verdeeld in een studiegebied met een discretisatie in cellen van 25x25 m en een randgebied met gridcellen van 250x250 m. De modelrand is ca. 5-6 km van het studiegebied verwijderd. Het model is doorgerekend over een achtjarige periode van 1990 tot 1998, met 24 stressperioden per jaar van ongeveer 2 weken.
Het is model opgedeeld in twee modellagen: modellaag 1 schematiseert het freatische watervoerende pakket en modellaag 2 het diepe watervoerende pakket. Binnen het studiegebied is de dikte van het freatische pakket nauwkeurig gekarteerd en in het model ingevoerd. Het regionale beeld van de dikte van het diepe watervoerende pakket is redelijk goed bekend.

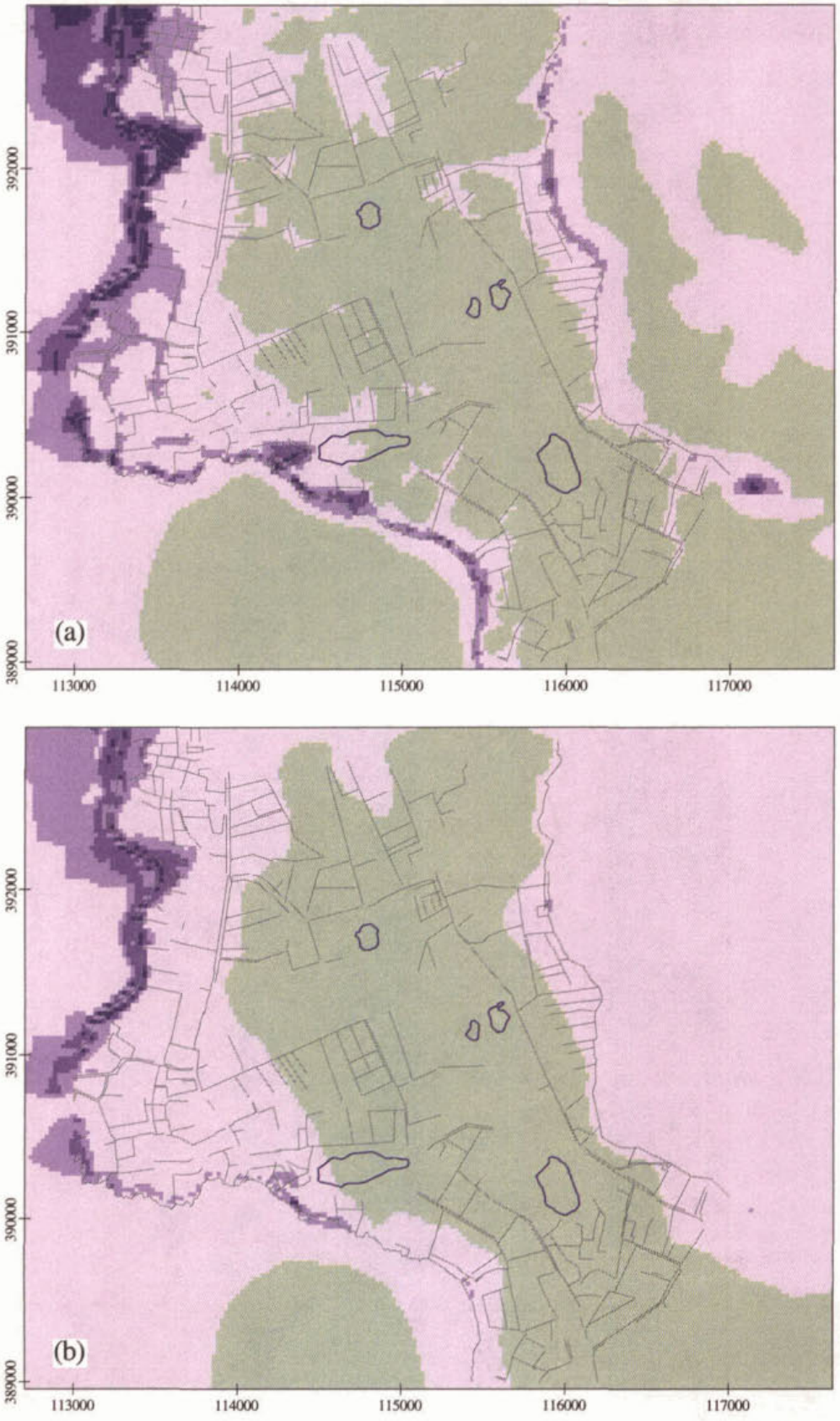
Alle in het veld gekarteerde waterlopen, sloten, greppels en drainagebuizen zijn in het model ingevoerd teneinde het freatische watersysteem gedetailleerd te kunnen modelleren. Grondwater dat boven het maaiveld uitstijgt, wordt gedraineerd. Voor het randgebied rondom het studiegebied is het ontwateringsysteem geschematiseerd met de grondwatertrappen-relatie volgens Awater en de Laat (1980). Het ontwateringsysteem is 'opgehangen' aan het maaiveld (drainagebasis is gelijk aan maaiveld minus slootdiepte). Voor de maaiveldhoogte is het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) gebruikt. Voor de neerslag- en verdampingsgegevens is gebruik gemaakt van het meteostation Gilze-Rijen. De grondwateraanvulling is berekend als de neerslag minus interceptieverdamping en potentiële gewasverdamping. Interceptie- en gewasfactoren, gekoppeld aan het landgebruik, zijn ontleend aan Gehrels (1999).

In het modelgebied zijn twee grote drinkwaterwinningen aanwezig en een serie industriële onttrekkingen met een kleiner debiet. Daarnaast wordt in de zomerperiode grondwater onttrokken uit het diepe watervoerende pakket voor beregening. Aangezien de effecten van deze beregening op de stijghoogte en de grondwaterstand in het beekdal groot kunnen zijn, zijn de 23 in het veld gekarteerde beregeningsputten in het model ingevoerd. Voor de debieten van deze putten is een schatting gemaakt.
Het model is gekalibreerd over de periode april 1998 t/m maart 1999 met behulp van veldmetingen van de grondwaterstand rondom de vennen en in het beekdal. Het doorlaatvermogen van modellaag 2 is aangepast, omdat deze parameter onzeker is en de stijghoogte en grondwaterstanden gevoelig zijn voor deze parameter. Voor 70% van de meetpunten is de afwijking tussen de berekende en gemeten freatische grondwaterstand minder dan 25 cm. Voor een verdere beschrijving van de kalibratie wordt verwezen naar De Louw et al. (2000).

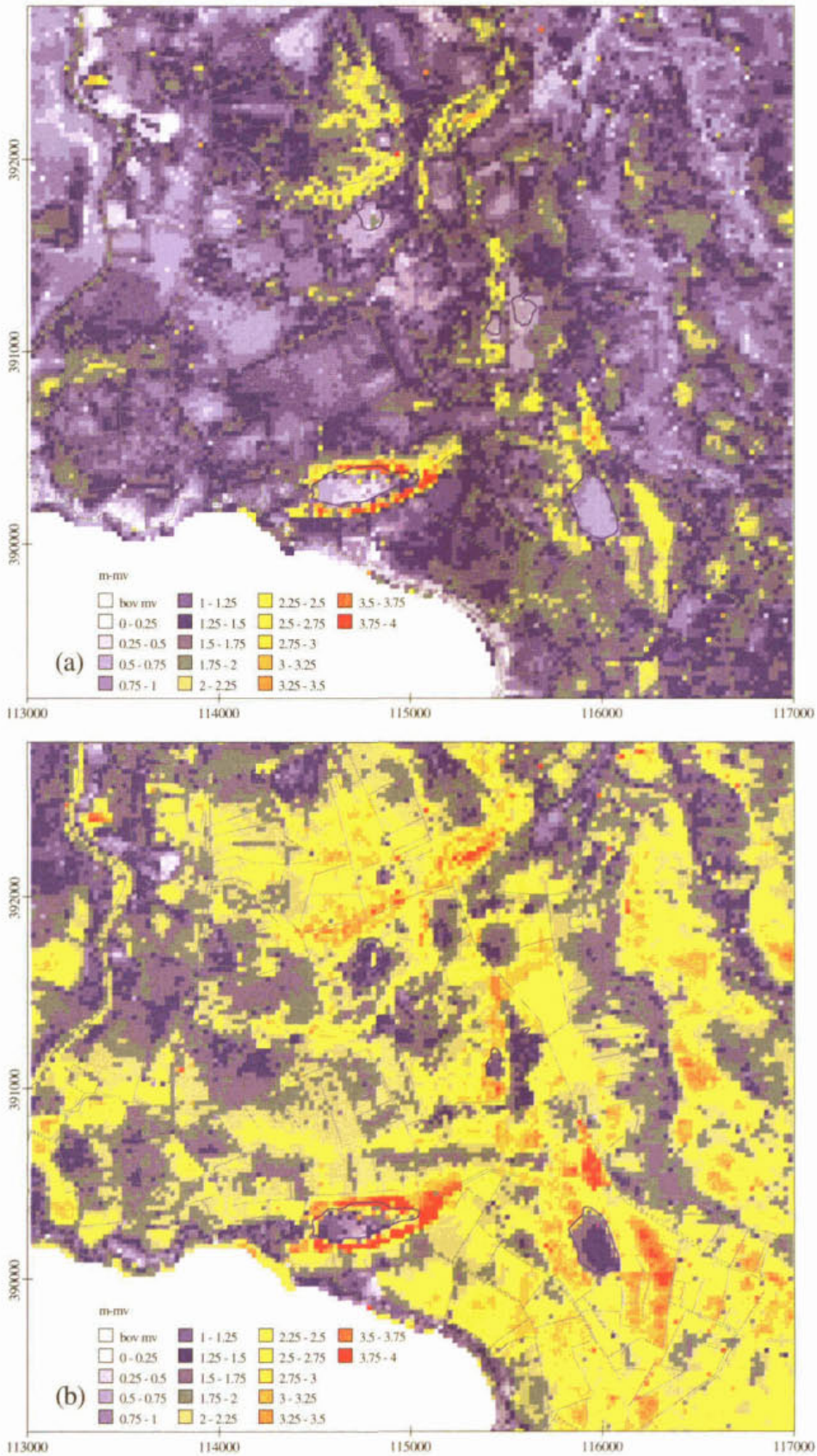
In figuur 7.3(a) en (b) staan de freatische grondwaterstand en stijghoogte voor de maand maart 1998 weergegeven voor het gehele modelgebied. Het effect van de grotere waterlopen op de grondwaterstand is duidelijk zichtbaar. Ook zijn de twee grote drinkwaterwinningen in het stijghoogtepatroon terug te vinden. Figuur 7.4(a) en (b) tonen de berekende kwel en infiltratie in de natste en droogste tijdstap. De hoogste kwelintensiteiten zijn te vinden in de beekdalen. In het beekdal van de Strijbeekse Beek varieert de kwelintensiteit van 1 tot 2.5 mm/d. Lokaal kan de kwelintensiteit groter zijn. Infiltratie vindt plaats in een zone tussen de beekdalen, op de Strijbeekse Heide. De berekende infiltratieintensiteit is niet hoger dan 0.5 mm/d.



Figuur 7.3: (a) freatische grondwaterstand en (b) stijghoogte in maart 1998



Figuur 7.4: kwel en infiltratie in (a) de natste en (b) droogste periode

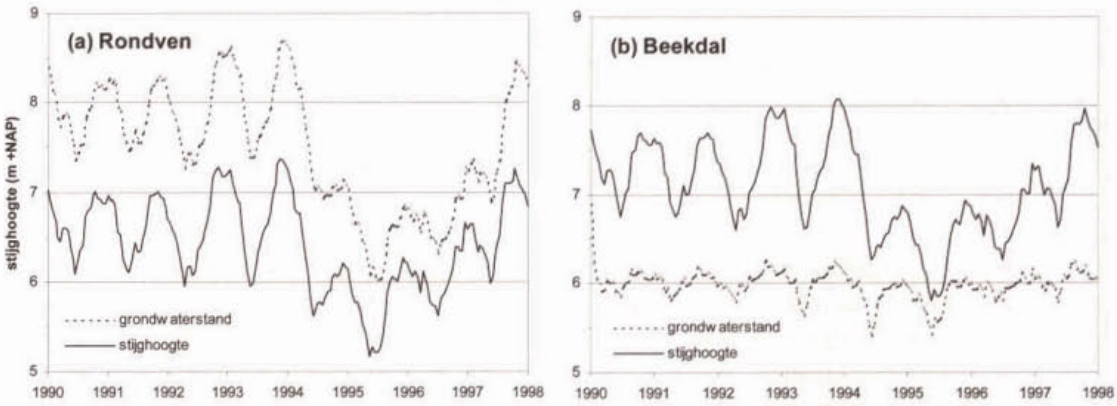


Figuur 7.5: (a) GVG en (b) GLG berekend over de periode 1990–1998

De kwel- en infiltratiegebieden komen goed overeen met de verbreiding zoals aangegeven in de Atlas Brabant (Stuurman et al., 2000). Dit betekent overigens niet dat het kwelwater ook in de wortelzone terecht komt. In de waterlopen is vaak wel de invloed van kwelwater uit het diepe watervoerende pakket te zien. In de beekdalen is er vaak wel sprake van kwel in de wortelzone.

In Figuur 7.5 staan GVG en GLG weergegeven voor het centrale studiegebied, bepaald uit de berekende grondwaterstanden over de achtjarige rekenperiode. De diepte van de freatische grondwaterstand is op de Strijbeekse Heide in de winter zeer gering. Er zijn hier weinig of geen ontwateringsmiddelen aanwezig die het freatische grondwater makkelijk kunnen afvoeren. De grondwaterstand varieert in de winter rondom de vennen van 1 m-mv tot aan maaiveld.
In de zomer blijft het rondom de vennen relatief nat (0.5–1.5 m-mv). Op de hoger gelegen zandverstuivingen ligt de grondwaterstand dan dieper dan 2 m.

De hoeveelheid gedraineerd grondwater door de beken, waterlopen, sloten en greppels varieert sterk gedurende het jaar. In de zomer zijn het alleen de beken en enkele waterlopen in het beekdal die het grondwater draineren en afvoeren. In de winterperiode draineren alle sloten grondwater. Figuur 7.6 toont twee tijdreeksen van de freatische grondwaterstand en stijghoogte voor twee locaties in het gebied. Duidelijk is het effect van de droge jaren 1995–1996. Deze droge jaren hebben een groot effect op de berekende GxGs.



Figuur 7.6: freatische grondwaterstand en stijghoogte weergegeven voor twee locaties; (a) bij het Rondven (infiltratiesituatie); (b) in het beekdal (kwelsituatie)

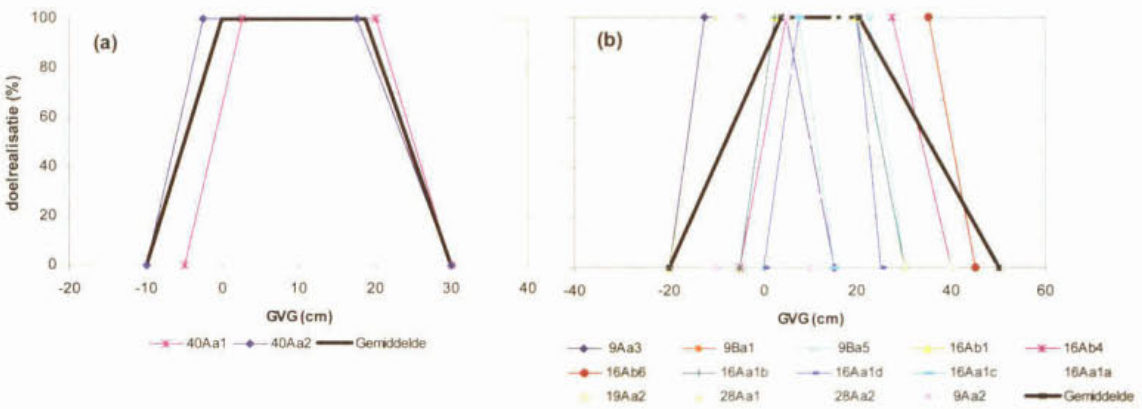
7.5 Bepaling doelrealisatie terrestrische natuur

De database omvat kentallen voor standplaatsfactoren en hydrologische stuurvariabelen op vegetatieassociatie-niveau. Voor de berekening van de doelrealisatie per hydrologische stuurvariabele op doeltypeniveau zijn de vegetatietypen geaggregeerd naar natuurdoeltypen op basis van de in de database voorkomende vegetatietypen. Voor een aantal in de Provincie Noord-Brabant voorkomende vegetatietypen zijn (nog) geen eisen opgenomen (zie bijvoorbeeld tabel 7.2). Bovendien bevat de database slechts een beperkt aantal subassociaties en geen rompgemeenschappen.

GVG

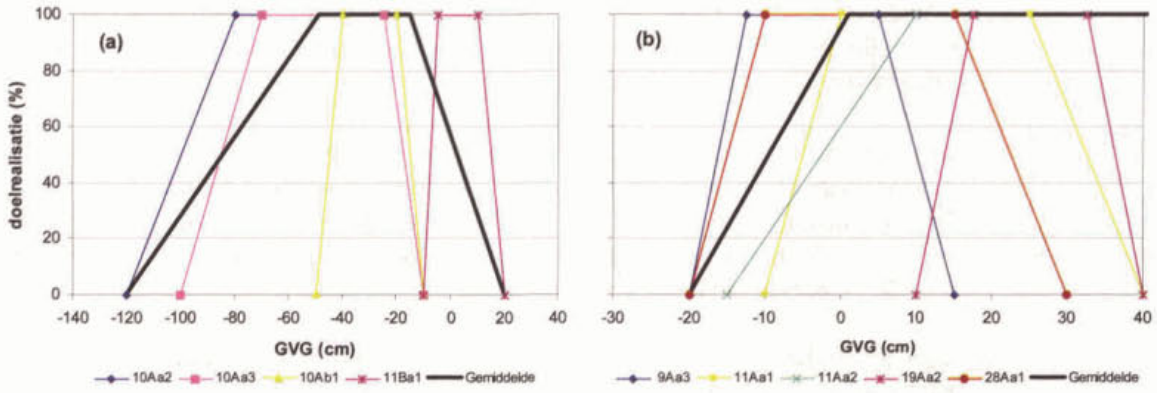
Figuur 7.7 geeft enkele voorbeelden van doelrealisatiefuncties voor vegetatietypen voor de hydrologische stuurvariabele GVG. De dikke lijn geeft de geaggregeerde (gemiddelde) doelrealisatiefunctie weer voor het natuurdoeltype. In deze proefstudie is er voor gekozen om voor alle natuurdoeltypen het gemiddelde te nemen voor b1 en b2 (de knikpunten bij 100%), en de buitengrenzen voor a1 en a2 (de eindpunten bij 0%).

Veel van de Noord-Brabantse natuurdoeltypen bevatten slechts een of enkele vegetatietypen, zoals in figuur 7.7(a), in welk geval het dus goed mogelijk is om de parameters voor het doeltype vast te stellen. In sommige gevallen is er juist een groot aantal vegetatietypen in een doeltype bijeengebracht. Zo lang de individuele eisen niet te sterk uiteenlopen, is het ook dan, zoals in figuur 7.7(b), goed mogelijk om het natuurdoeltype te definiëren.



Figuur 7.7: voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GVG voor (a) 'Berkenbroekbos' en (b) 'Vochtig schraalland'

Er zijn echter ook voorbeelden waarbij de spreiding groot is, en het niet goed mogelijk is om een gemiddelde curve te bepalen die alle vegetatietypes dekt. Figuur 7.8 toont de vegetatietypen voor 'Hoogveen' en 'Natte heide', waarin is te zien dat sommige vegetatietypen volledig buiten het bereik van het gemiddelde natuurdoeltype vallen. Hier zal de gebruiker moeten bepalen of het in dit geval noodzakelijk is om een dergelijk doeltype te splitsen in meerdere doeltypes om te voorkomen dat op een enkele locatie tegenstrijdige standplaatseisen worden geformuleerd.



Figuur 7.8: Voorbeelden van doelrealisatiefuncties voor GVG waarbij de eisen van de afzonderlijke vegetatietypen uiteenlopen; (a) 'Hoogveen' en (b) 'Natte heide'

In Tabel 7.3 zijn de parameters voor de doelrealisatiefuncties voor GVG samengevat voor de doeltypen in de Strijbeekse Heide.

Tabel 7.3: parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor GVG in de Strijbeekse Heide

Natuurdoel	a1	b1	b2	a2	Omschrijving natuurdoel
1	70	90	open		Berken-eikenbos (d)
2	30	40	60	70	Berken-eikenbos (v)
3	-10	0	19	30	Berkenbroekbos
4	45	90	open		Beuken-Eikenbos (d)
5	30	40	60	70	Beuken-eikenbos (v)
6	25	40	open		Eiken-Haagbeukbos
7	20	35	open		Vogelkers-Essenbos
8	40	75	open		Braam/doornstruweel
9	70	90	open		Bloemrijk grasland (d)
10	-10	17	43	55	Bloemrijk grasland (v)
11	70	90	open		Droge heide
12	50	81	open		Droog heischraal grasland
13	-15	-9	9	25	Elzenbroekbos
14	-120	-49	-15	20	Hoogveen
15	-100	-25	2	40	Moeras
16	-20	1	open		Natte heide
17	-120	-41	-8	40	Ven (ongebufferd)
18	-100	-44	-20	15	Ven (gebufferd/ongebufferd)
19	10	18	33	40	Vochtig heischraal grasland en heide
20	-20	4	20	50	Vochtig schraalland (combinatie van alle schaallanden

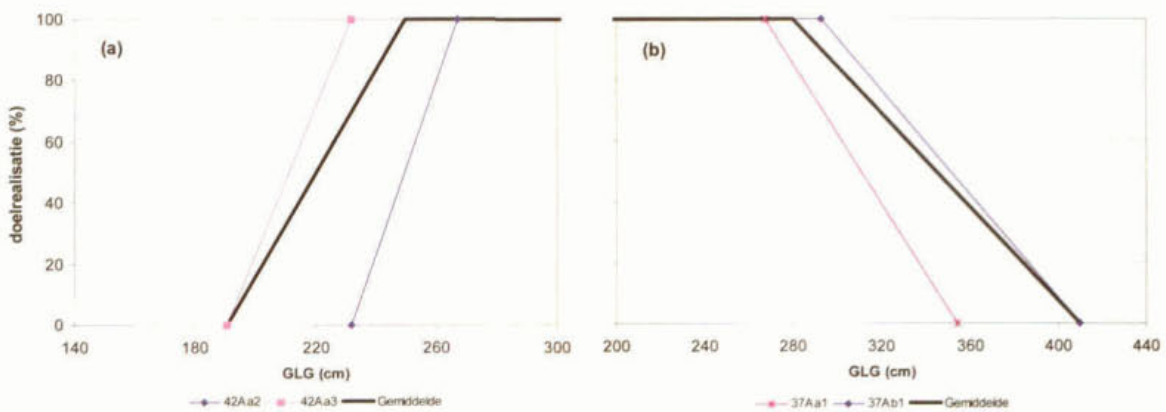
GLG in combinatie met Droogtestress

Toepassing van de GLG en de droogtestress is minder eenduidig dan voor de GVG. Voor veel vegetatietypes bevat de database óf een GLG-voorwaarde óf een droogtestress-voorwaarde, of een combinatie van twee open curves. Omdat de droogtestress en de GLG aan elkaar zijn gerelateerd, kunnen deze twee variabelen samen worden genomen tot één geaggregeerde standplaatsfactor voor het natuurdoeltype.

De droogtestress is een maat voor de vochtleverantie op de standplaats. De droogtestress is ondermeer afhankelijk van de laagste grondwaterstanden, gerepresenteerd door de GLG. In vochtige en droge systemen is de GLG dus indirect van invloed op de vegetatie, via de vochtleverantie. Deze relatie is afhankelijk van het bodemtype. In natte systemen is de GLG mogelijk van invloed op de aëratie.

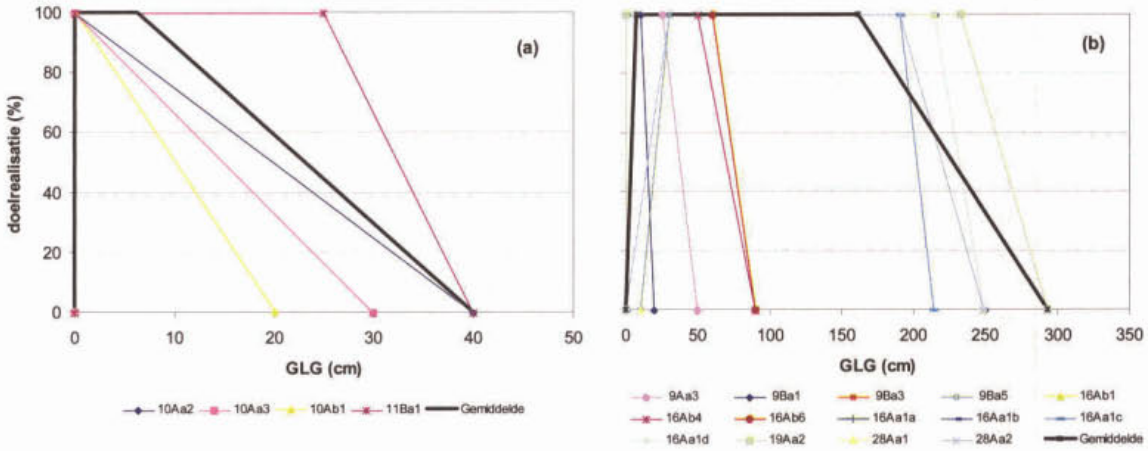
Voor de Strijbeek zijn de standplaatseisen voor droogtestress uitgedrukt in de GLG op basis van de in bijlage 3 beschreven procedure. Vervolgens zijn de vegetatietypen geaggregeerd naar natuurdoeltypen op dezelfde manier als is gedaan voor de GVG. Voor de bepaling van de doelrealisatie op een specifieke locatie is rekening gehouden met de daar aanwezige bodemeenheid door de bodemspecifieke relaties uit figuur 7.9 te gebruiken. De berekening van de doelrealisatie met behulp van de doeltypefuncties uitgedrukt in GLG zou hetzelfde moeten opleveren met functies uitgedrukt in droogtestress.

Figuur 7.9 geeft voorbeelden van combinaties van GLG en droogtestress. 'Beuken-Eikenbos (d)' (figuur 7.9(a)) is een voorbeeld van een doeltype waarvoor vereist is dat regelmatig droogtestress optreedt, minimaal 10 dagen gemiddeld per jaar en optimaal meer dan 20 dagen. Uitgedrukt in GLG-waarden betekent dat voor dit specifieke bodemtype grondwaterstanden dieper dan 250 cm. Voor 'Braam/doornstruweel' (figuur 7.9b) geldt een omgekeerde conditie: de droogtestress mag niet verder oplopen dan 20–25 dagen, overeenkomend met een GLG van 280 cm.



Figuur 7.9: voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GLG in combinatie met droogtestress voor (a) 'Beuken-Eikenbos (d)' en (b) 'Braam/doornstruweel', geldend voor grondsoort 2 ('sterk lemig fijn zand met matig dik dek')

'Hoogveen' (figuur 7.10(a)) is een voorbeeld van een doeltype waarvoor geen eisen aan de droogtestress worden gesteld, maar rechtstreeks aan de GLG, herkenbaar aan de ondiepe optimale grondwaterstanden. Figuur 7.10(b) laat zien dat voor bijvoorbeeld 'Vochtig schraalland' combinaties van eisen aan GLG en droogtestress een mix van ondiepe en diepe vereisten oplevert, hetgeen het opstellen van een gemiddelde curve moeilijk maakt. Overigens zou de combinatie van deze vegetatietypen ook tegenstrijdige eisen stellen aan de hydrologische condities op de betreffende standplaats, als GLG en droogtestress apart zouden worden genomen. De combinatie maakt echter de tegenstrijdige eisen in één figuur zichtbaar.



Figuur 7.10: voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GLG in combinatie met droogtestress voor (a) 'Hoogveen' en (b) 'Vochtig schraalland', geldend voor grondsoort 2 ('sterk lemig fijn zand met matig dik dek')

Tabel 7.4 geeft een samenvatting van de parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor GLG en droogtestress.

De gevolgde procedure wijkt iets af van de uiteindelijk gekozen procedure die in hoofdstuk 3 is beschreven, en waarbij afhankelijk van de samenstellende vegetatietypen ofwel eisen aan de GLG óf aan de droogtestress worden gesteld.

Tabel 7.4: parameters voor de geaggregeeerde doelrealisatiefuncties voor GLG in combinatie met droogtestress, voor grondsoort 2 ('sterk lemig fijn zand met matig dik dek')

Tab	a1	b1	b2	a2	Omschrijving natuurdoel
1	232	267	open		Berken-eikenbos (d)
2	232	267	open		Berken-eikenbos (v)
3	0	0	50	70	Berkenbroekbos
4	191	250	open		Beuken-Eikenbos (d)
5	232	267	open		Beuken-eikenbos (v)
6	0	0	214	267	Eiken-Haagbeukbos
7	0	0	214	267	Vogelkers-Essenbos
8	0	0	183	241	Braam/doornstruweel
9	267	360	open		Bloemrijk grasland (d)
10	0	35	191	214	Bloemrijk grasland (v)
11	267	355	open		Droge heide
12	232	345	open		Droog heischraal grasland
13	0	0	33	70	Elzenbroekbos
14	0	0	6	40	Hoogveen
15	-10	3	132	232	Moeras
16	0	12	184	293	Natte heide
17	-10	14	124	249	Ven (ongebufferd)
18	0	0	8	50	Ven (gebufferd/ongebufferd)
19	0	0	232	293	Vochtig heischraal grasland en heide
20	0	7	161	293	Vochtig schraalland (combinatie van alle schaallanden)

Herkomst water

De afhankelijkheid van kwel en overstroming wordt in de database voor alle vegetatietypen kwalitatief aangegeven. Beide factoren worden in de database samengenomen onder de noemer 'Herkomst van water'. Vervolgens is, net als in Hoofdstuk 6, op basis van deze informatie over de vegetatietypen, beoordeeld wat de afhankelijkheid is voor kwel en/of overstroming van het natuurdoeltype.

In tabel 7.5 is voor de natuurdoeltypen in het gebied van de Strijbeekse heide aangegeven wat de bijbehorende associaties zijn[1] en wat bij deze associaties in de database is opgenomen over de herkomst van water. Het op basis van deze informatie gevelde 'deskundigenoordeel' van de kwel- en/of grondwaterafhankelijkheid van de natuurdoeltypen is eveneens aangegeven:

- een aantal natuurdoeltypen omvat alleen regenwatergevoede associaties en is derhalve onafhankelijk van grond- of oppervlaktewater: 'Berken-Eikenbos droog' en 'vochtig', 'Beukenbos droog' en 'vochtig', 'Droge heide', 'Droog heischraal grasland' en 'Ven, ongebufferd'.
- het type 'Natte heide' omvat zowel vegetaties die kenmerkend zijn voor regenwatergevoede standplaatsen als vegetaties die afhankelijk zijn van lokale kwel met zacht grondwater. Aangezien de Associatie van Gewone dophei (*Ericetum tetralicis)* het meest kenmerkend is voor dit doeltype en in de praktijk het merendeel van het areaal aan natte heide zal beslaan, is dit type als maatgevend beschouwd.

1 Omdat de provincie geen omschrijving van de natuurdoeltypen geeft, is uitgegaan van een door de DLG-NBr aangeleverde vertaaltabel die is gebruikt bij de opstelling van de abiotische randvoorwaarden voor de Brabantse natuurdoeltypen (Gooijer 2001).

- het doeltype 'Vochtig heischraal grasland en heide' wordt daarentegen gekenmerkt door een type dat meestal gebonden is aan lokale kwel met zacht grondwater, daarom wordt voor dit type wel uitgegaan van buffering door kwel
- bij het vegetatietype Eiken-Haagbeukbos (*Stellario-Carpinetum)*, dat kenmerkend wordt geacht voor het natuurdoeltype 'Eiken-Haagbeukbos', staat de vermelding 'soms grondwaterafhankelijk' met als toelichting 'In het Pleistoceen is kwel (en vooral de afwezigheid van infiltratie) vaak noodzakelijk voor de instandhouding van basenrijke omstandigheden'. Daaruit kan worden afgeleid dat het type in het onderzoeksgebied afhankelijk is van kwel.
- bij het vegetatietype Vogelkers-Essenbos (*Pruno-Fraxinetum)*, dat kenmerkend wordt geacht voor het natuurdoeltype 'Vogelkers-Essenbos', staat de vermelding 'meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer' met als commentaar: 'Vooral op regelmatig overstroomde plekken in beekdalen, maar komt ook volgens De Vegetatie van Nederland ook wel buiten beekdalen voor op periodiek natte, voedselrijke standplaatsen (genoemd wordt keileem)'. Aangezien de in Brabant aanwezige leemgronden bij infiltratie met regenwater voedselarm en zuur zijn of worden, is voor duurzame instandhouding regelmatige overstroming met (schoon) beekwater nodig.
- Het type 'Braam/doornstruweel' is gekarakteriseerd met twee vegetatietypen die in het onderzoeksgebied niet voorkomen omdat ze gebonden zijn aan rivierklei en keileem. Aangenomen is dat dit type ruimer bedoeld is en dat ook allerlei vegetatiekundig niet nader te classificeren Braamstruwelen hier onder vallen. Kwel of overstroming spelen voor zover bekend geen rol.
- Het type 'Bloemrijk grasland droog' wordt gekenmerkt door een drietal vegetatietypen die kenmerkend zijn voor oeverwallen en rivierduinen die periodiek worden overstroomd. Door deze overstroming wordt verzuring van de bodem tegengegaan. Van de drie genoemde typen komt overigens alleen de Associatie van Schapegras en Tijm *(Festuco-Thymetum serpylli)* in het Pleistoceen voor, en dan nog in beperkte mate (Vooral langs de Dinkel en Overijsselse Vecht). Voorzover bekend komt het type in Brabant niet voor, waarschijnlijk vanwege het ontbreken van voldoende hoge oeverwallen of rivierduinen.
- Bij het 'Bloemrijk grasland vochtig' is een inschaling naar herkomst van water lastig omdat hier ook bemesting een rol speelt. Van nature komen de hier genoemde vegetaties alleen voor op voedselrijke natte plekken die regelmatig worden overstroomd met rivier- of beekwater. De hogere voedselrijkdom en zuurgraad kunnen echter ook worden gehandhaafd door extensief landbouwkundig beheer, waarbij met mate wordt bemest en bekalkt. Vanwege dat laatste is hier aangenomen dat het type niet afhankelijk is van overstroming.
- Van de onder 'Elzenbroekbos' genoemde vegetaties komt alleen het Moerasvaren-Elzenbroek *(Carici elongatae Alnetum)* in het Pleistoceen voor. Het type is in de database gekenmerkt als 'meestal afhankelijk van grond- of oppervlaktewater'. Buffering kan zowel door overstroming met schoon beekwater als door kwel plaatsvinden. Omdat de kwaliteit van het beekwater slecht is, speelt in het gebied alleen kwel een rol, alhoewel op lange termijn bij voldoende verbetering van de waterkwaliteit ook overstroming met beekwater een rol zou kunnen spelen. Voorlopig dient er echter van worden uitgegaan dat overstroming met beekwater de doelrealisatie negatief beïnvloedt.
- Het type 'Moeras' wordt vooral gekarakteriseerd door aquatische gemeenschappen die niet zijn opgenomen in de database. Het type is per definitie oppervlaktewaterafhankelijk, waarbij vooral de waterkwaliteit bepalend is voor de mate van doelrealisatie.

- De vegetaties die kenmerkend zijn voor het type 'Gebufferd ven' komen voor in voedselarme wateren die gebufferd worden toestroming van lokaal (zacht) grondwater of door aanvoer van oppervlaktewater. Gezien de slechte waterkwaliteit van de Brabantse beken is dat laatste alleen mogelijk wanneer aanvoer gecontroleerd plaatsvindt waarbij eerst voorbezinking plaatsvindt, zoals bij het Beuven.
- Het 'Vochtig schraalgrasland' omvat een grote verscheidenheid aan typen, waarvan echter slechts een beperkt aantal relevant zijn voor het studiegebied: de Veldrus-associatie (*Crepido-Juncetum acutiflori),* de Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid *(Ranunculo-Senecionetum)* en het Blauwgrasland (*Cirsio dissecti-Molinietum).* Het eerste vegetatietype komt alleen voor op plekken met kwel, en ook het Blauwgrasland is zoals in de toelichting bij de herkomst water aangegeven 'in pleistoceen (beekdalen) meestal grondwaterafhankelijk'. De Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid daarentegen komt vaak voor op plekken waar overstroming met schoon en hard oppervlaktewater plaatsvindt. Gezien de slechte beekwaterkwaliteit lijkt dat laatste voorlopig geen optie, en kan beter worden uitgegaan van volledige afhankelijkheid van kwel.

Tabel 7.5: overzicht van de in de Strijbeekse Heide voorkomende Noord-Brabantse natuurdoeltypen met de voor deze typen kenmerkende vegetaties. Aangegeven is de herkomst van water per vegetatietype volgens de Waternood-database voor terrestrische typen, en de daaruit afgeleide afhankelijkheid van de natuurdoeltypen voor kwel of overstroming met water.

Natuurdoeltype	associa			Herkomst water	Kwel	Overstromin
1 Berken-Eikenbos (d)	42Aa1	Berken-Eikenbos	10	regenwatergevoed	-	-
2 Berken-Eikenbos (v)	42Aa1d	Berken-Eikenbos, subassociatie met Pijpenstrootje	10	regenwatergevoed	-	-
3 Berkenbroekbos	40Aa1	Dophei-Berkenbroek	10	regenwatergevoed	-	-
	40Aa2	Zompzegge-Berkenbroek	20	regenwaterlenzen		
4 Beuken-Eikenbos (d)	42Aa2	Beuken-Eikenbos	10	regenwatergevoed	-	-
	42Aa3	Bochtige smele-Beukenbos	10	regenwatergevoed		
5 Beuken-Eikenbos (v)	42Aa2d	Beuken-Eikenbos, subassociatie met Pijpenstrootje	10	regenwatergevoed	-	-
6 Eiken-Haagbeukenbos	43Ab1	Eiken-Haagbeukenbos	30	soms grondwaterafhankelijk	+	-
7 Vogelkers-Essenbos	43Aa5	Vogelkers-Essenbos	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	+
8 Braam/Doornstruweel	37Aa1	Associatie van Fluweelbraam en Sleedoorn	10	regenwatergevoed	-	-
	37Ab1	Associatie van Sleedoorn en Eensteilige meidoorn	90	indifferent		
9 Bloemrijk grasland (d)	14Bb1	Associatie van Schapegras en Tijm	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	+
	14Bc1	Associatie van Vetkruid en Tijm	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	14Bc2	Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
10 Bloemrijk grasland (v)	12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	-
	12Ba3	Assiciatie van Aardbeiklaver en Fioringras	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	16Bc1b	Kamgrasweide, subassociatie met Moerasrolklaver	90	indifferent		
11 Droge heide	20Aa1	Associatie van Struikhei en Stekelbrem	10	regenwatergevoed	-	-
12 Droog Heischraal grasland	14Aa1	Associatie van Buntgras en Heidespurrie	10	regenwatergevoed	-	-
	14Ba1	Vogelpootjes-associatie	10	regenwatergevoed		
	14Bb1	Associatie van Schapegras en Tijm	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	19Aa1	Associatie van Liggend walstro en Schapegras	10	regenwatergevoed		
13 Elzenbroekbos	39Aa1	Moerasvaren-Elzenbroek	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	+	(+)
	39Aa2	Elzenzegge-Elzenbroek	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
14 Hoogveen	10Aa2	Waterveenmos-associatie	10	regenwatergevoed	-	-
	10Aa3	Veenbloembies-associatie	20	regenwaterlenzen		
	10Ab1	associatie van draadzegge en veenpluis	60	soms afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	11Ba1	Associatie van Gewone dophei en Veenmos	10	regenwatergevoed		

15 Moeras	8Ab1	Watertorkruid-associatie	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer	-	+
	9Aa2	Veenmosrietland	20	regenwaterlenzen		
	32Aa1	Associatie van Moerasspirea en Valeriaan	80	soms afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
16 Natte heide	9Aa3	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge	20	regenwaterlenzen	-	-
	11Aa1	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies	10	regenwatergevoed		
	11Aa2	Associatie van Gewone dophei	10	regenwatergevoed		
	19Aa2	Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras	41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
	28Aa1	Draadgentiaan associatie	31	soms grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
17 Ven (ongebufferd)	10Aa2	Associatie van Veenmos en Snavelbies	10	regenwatergevoed	-	-
	11Aa1	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies	10	regenwatergevoed		
18 Ven (ongebufferd-gebufferd)	6Aa1	associatie van biesvaren en waterlobelia	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater	+	(+)
	9Aa3	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge	20	regenwaterlenzen		
	10Ab1	associatie van draadzegge en veenpluis	60	soms afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
19 Vochtig heischraal grasland en heid	19Aa2	Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras	41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater	+	-
20 Vochtig schraalland	9Aa2	Veenmosrietland	20	regenwaterlenzen	+	(+)
	9Aa3	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge	20	regenwaterlenzen		
	9Ba1	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge	20	regenwaterlenzen		
	9Ba5	Associatie Bonte paardestaart Moeraswespenorchis	60	soms afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	16Ab1	Veldrus-associatie	41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
	16Ab4	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	16Ab6	Associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegg	42	meestal grondwaterafhankelijk, hard grondwater		
	16Aa1b	Blauwgrasland, typische subassociatie	50	meestal afhankelijk grond- of oppervlaktewater		
	16Aa1d	Blauwgrasland, subassociatie met Parnassia	42	meestal grondwaterafhankelijk, hard grondwater		
	16Aa1c	Blauwgrasland, subassociatie met Melkeppe	70	meestal afhankelijk van oppervlaktewateraanvoer		
	16Aa1a	Blauwgrasland, subassociatie met Borstelgras	40	meestal grondwaterafhankelijk		
	19Aa2	Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras	41	meestal grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
	28Aa1	Draadgentiaan associatie	31	soms grondwaterafhankelijk, zacht grondwater		
	28Aa2	Associatie van Borstelbies en Moerasmuur	60	soms afhankelijk grond- of oppervlaktewater		

Uit de beschrijving wordt duidelijk dat vegetatietypen soms tegenstrijdige eisen stellen, in welk geval voor het doeltype een keuze moet worden gemaakt tussen de eisen van het ene vegetatietype of het andere. Het is dan niet mogelijk om, zoals voor GVG en GLG, bijvoorbeeld een gemiddelde te berekenen.

De eisen lopen echter minder ver uiteen dan bij de doeltypen in Reeuwijk (hoofdstuk 6), die veel breder gedefinieerd zijn en zeer uiteenlopende vegetatietypen omvatten. Bovendien gaat het vaak om subtiele verschillen, die voor het schaalniveau waarop Waternood wordt toegepast naar verwachting minder relevant zijn. Een voorbeeld vormt het doeltype 'natte heide', dat zowel puur regenwater-gevoede vegetaties omvat (Associatie van Gewone dophei), als vegetaties die voorkomen op plekken met toestroming van zeer lokaal, zacht grondwater (Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras). Beide typen situaties komen voor binnen gebieden die volgens een hydrologisch model of grondwaterkartering op schaal 1:10.000 of kleiner naar verwachting in hun geheel als infiltratiegebied zullen worden aangeduid.

In tabel 7.5 is aangegeven in welke mate de doeltypen in het gebied de Strijbeekse Heide verondersteld worden afhankelijk te zijn van kwel of overstroming.

Van grondwaterkwel naar ecologisch relevante kwel
Om de voor plantengroei relevante kwelflux naar de wortelzone te schatten, is gebruik gemaakt van de met het grondwatermodel berekende grondwaterkwel. Met grondwaterkwel wordt hier bedoeld de met het model berekende kwelflux van het tweede watervoerende pakket naar de grondwaterspiegel. De grondwaterkwel is op zich niet relevant voor de plantengroei, maar is wel een noodzakelijke voorwaarde voor het optreden van kwel in de wortelzone. Het voorkomen van kwel in de wortelzone hangt verder af van de diepte van de grondwaterspiegel en de verhouding tussen het infiltrerende neerslagoverschot en de kwelflux.

In tabel 7.6 is aangegeven hoe voor het gebied de Strijbeekse heide de aanduidingen over 'Herkomst water' zijn vertaald naar kweleisen. In deze indeling kan voor de grondwaterafhankelijkheid een hoofdindeling worden gemaakt in vier categorieën, te weten, 'regenwatergevoed/regenwaterlenzen', 'afhankelijk van zacht grondwater' en 'afhankelijk van hard grondwater'. Voor deze categorieën zijn hier vereisten opgesteld waaraan de berekende grondwaterkwel dient te voldoen voordat wordt aangenomen dat deze kwel ook daadwerkelijk de wortelzone bereikt, zie tabel 7.7:

- Voor 'regenwatergevoed' worden aan de berekende grondwaterkwel geen eisen gesteld.
- Voor planten die gedijen in de categorie 'regenwaterlenzen' geldt dat weliswaar regenwater in de wortelzone mag voorkomen, maar dat er ook periodes moeten zijn waarin kwel in de wortelzone komt. In ons klimaat zullen de regenwaterlenzen zich vooral voordoen in de winter (neerslagoverschot), hetgeen betekent dat kwel vooral in de zomer (neerslagtekort) de wortelzone moet bereiken. De vereisten zijn daarom dat in de zomer grondwaterkwel voorkomt (te berekenen met het grondwatermodel) en tevens dat de GLG (de laagste grondwaterstanden in de zomer) zo ondiep moet zijn dat capillaire opstijging mogelijk is. Voor het laatste kan de kritieke z-afstand worden aangehouden (Wösten et al., 1994).

Voor vegetaties die grondwaterafhankelijk zijn, en dus geen regenwaterlenzen verdragen, dient niet alleen in de zomer kwel voor te komen, maar ook in de winter. De eisen zijn daarom strenger. Naast kwel in de zomer en een ondiepe GLG, moet nu ook kwel in de winter voorkomen, moeten de hoogste grondwaterstanden (GHG) bijna tot aan maaiveld komen, en dient de kwelflux tevens groter te zijn dan de infiltratie van het neerslagoverschot om de vorming van een regenwaterlens tegen te houden. Hier is nog een verder onderscheid gemaakt tussen:

- 'afhankelijk van zacht grondwater'; kalkarm, licht gebufferd, grondwater, afkomstig uit de directe omgeving, zonder dat kalk oplossing heeft kunnen gaan ('lokale kwel');
- 'afhankelijk van hard grondwater'; kalkrijk grondwater, afkomstig uit diepere kalkhoudende watervoerende pakketten ('regionale kwel').

Voor de berekening van de doelrealisatie worden de in tabel 7.7 aangegeven eisen geevalueerd, en vastgesteld of de kwel wel of niet aan de eisen voldoet. Voor de doelrealisatie wordt vervolgens aangehouden 0 of 100%.

Tabel 7.6: vertaling van de omschrijving van de herkomst van water naar vereisten voor kwel in de wortelzone; voor een verklaring, zie de tekst.

code	indeling naar herkomst water	type kwel	vereisten
10	regenwatergevoed	infiltratie / zuur / ongebufferd	---
20	regenwaterlenzen	intermediair	kwel in zomer én GLG < kritieke z-afstand
30	soms grondwaterafhankelijk.	lokale kwel	lokale kwel in winter > recharge én
31	soms grondwaterafh., zacht grondwater		GHG < ca. 10–30 cm én
40	meestal grondwaterafh.		lokale kwel in zomer én
41	meestal grondwaterafh., zacht grondwater		
32	soms grondwaterafh., hard grondwater	regionale kwel	diepe kwel in winter > recharge én
42	meestal grondwaterafh., hard grondwater	basisch / gebufferd	GHG < ca. 10–30 cm én
			diepe kwel in zomer én
50	meestal afh. grond- of oppervlaktewater		combinatie
60	soms afh. grond- of oppervlaktewater		
70	meestal afh. van oppervlaktewateraanvoer		kwalitatieve kartering; wel / geen aanvoer;
80	soms afh. van oppervlaktewateraanvoer		doelrealisatie = 0 / 1
90	indifferent	---	---
99	onbekend	---	---

7.6 Resultaten doelrealisatie terrestrische natuur

De eisen die de vegetatietypen stellen aan de hydrologische stuurvariabelen zijn vergeleken met de modelberekening van het actuele regime in de Strijbeekse Heide.

Berekening doelrealisatie voor GVG

Figuur 7.11(a) toont de berekende doelrealisatie voor GVG. Er is een duidelijk tweedeling te zien in gebieden met 100% en met 0%. De doelrealisatie is 100% voor de relatief drogere natuurdoeltypen zoals 'Berken-eikenbos'. Ook de condities voor droge heide worden veelal gehaald. Voor het natuurdoeltype 'Moeras', 'Vochtig schraalgrasland' en 'Natte heide' wordt meestal een doelrealisatie van 0% berekend. De doelrealisatie voor 'Bloemrijk Grasland' is in sommige delen 100%, maar in andere delen niet hoger dan 0%. De doelrealisatie in en rondom de vennen is 0%.

Droogtestress en GLG

Figuur 7.11(b) laat de berekende doelrealisatie zien voor de combinatie van de hydrologische stuurvariabelen GLG en droogtestress. De uitkomsten zijn vergelijkbaar met het patroon van de GVG, maar de doelrealisatie varieert nu meer tussen 0 en 100%. De doelrealisatie voor de natte natuur is meestal laag. 'Bloemrijk grasland' laat een grote spreiding zien tussen 0 en 100%.

Kwel

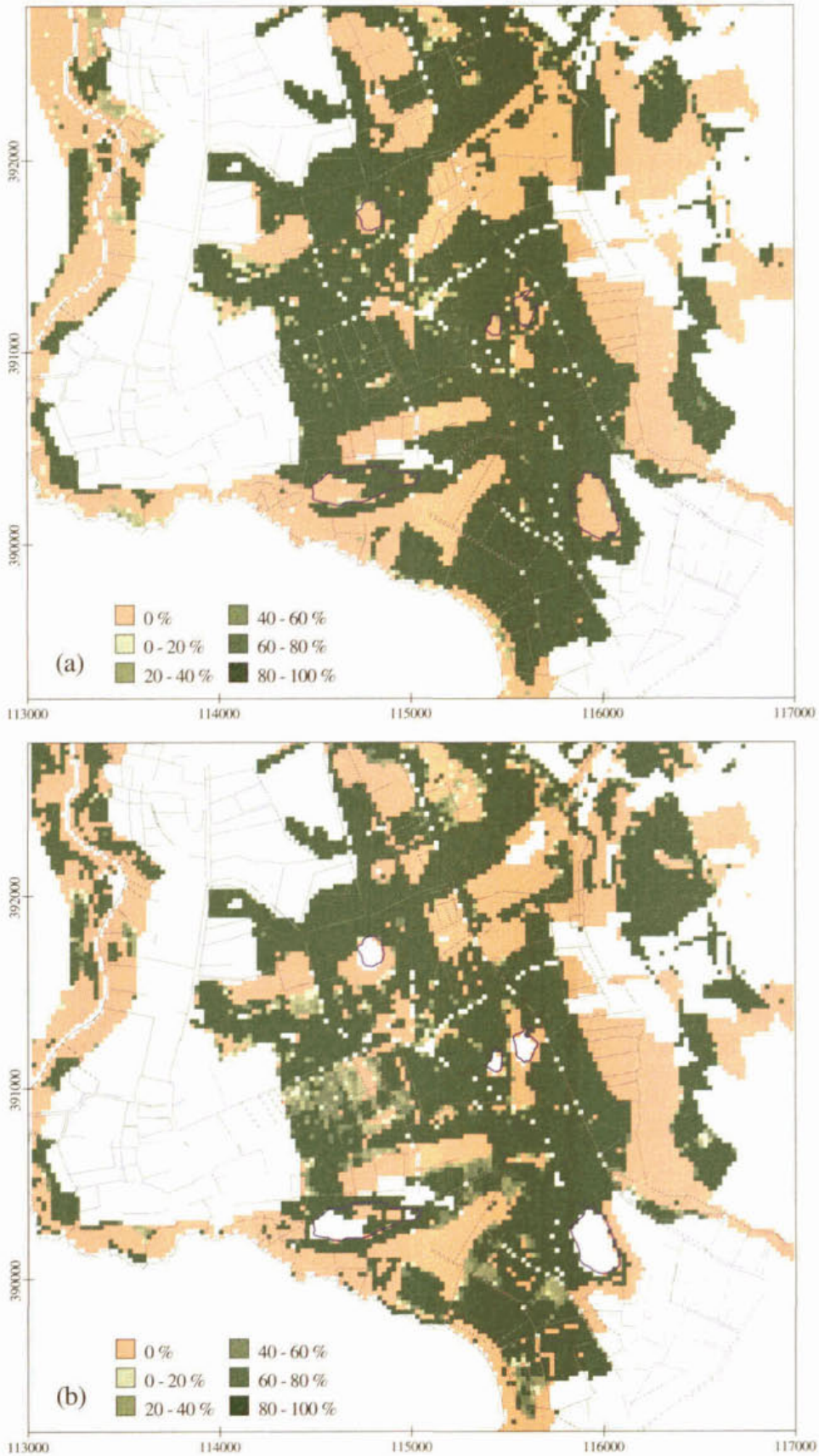
Figuur 7.12 toont de doelrealisatie voor kwel. De doelrealisatie is 0 of 100%: de kaart laat de gebieden zien waar wel en waar niet aan de eisen wordt voldaan. Met het huidige grondwatermodel wordt de 'diepe kwel' berekend vanuit het diepere watervoerende pakket naar de grondwaterspiegel. De 'lokale kwel', voorkomend in kleinschalige stromingssytemen (bijvoorbeeld naar depressies met 'Natte heide'), kan met de bestaande modelschematisatie niet worden berekend omdat het eerste watervoerende pakket niet is onderverdeeld in meerdere lagen. Daarom zijn alleen de GLG- en GHG-vereisten geevalueerd en is het voorkomen van lokale kwel beoordeeld op basis van veldkennis.

Overstroming door oppervlaktewater

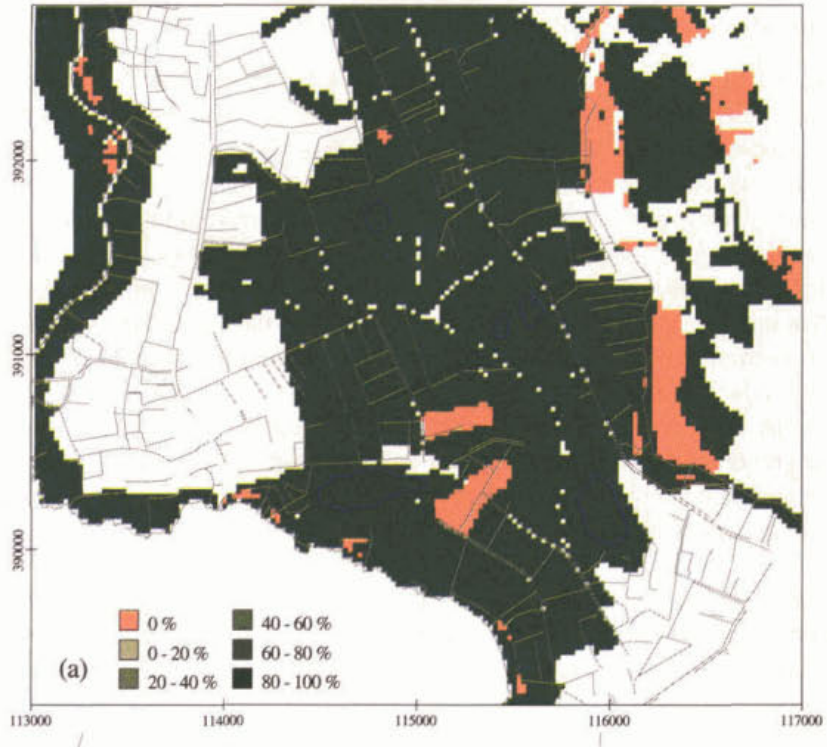
De overstroming door oppervlaktewater kan met het grondwatermodel niet worden berekend. Overstroming is hier vereist voor de natuurdoeltypen 'Vogelkers-essenbos', 'Bloemrijk grasland' en 'Moeras' en is daarmee een niet te verwaarlozen hydrologische stuurvariabele. Het is echter niet goed bekend waar en op welke manier in het gebied overstroming plaatsvindt, hetgeen in deze proefstudie reden is geweest om overstroming achterwege te laten. De factor overstroming zal niet alleen in dit gebied, maar waarschijnlijk in het algemeen een duidelijke hiaat vormen in de toepassing van Waternood.

Totale doelrealisatie terrestrische natuur

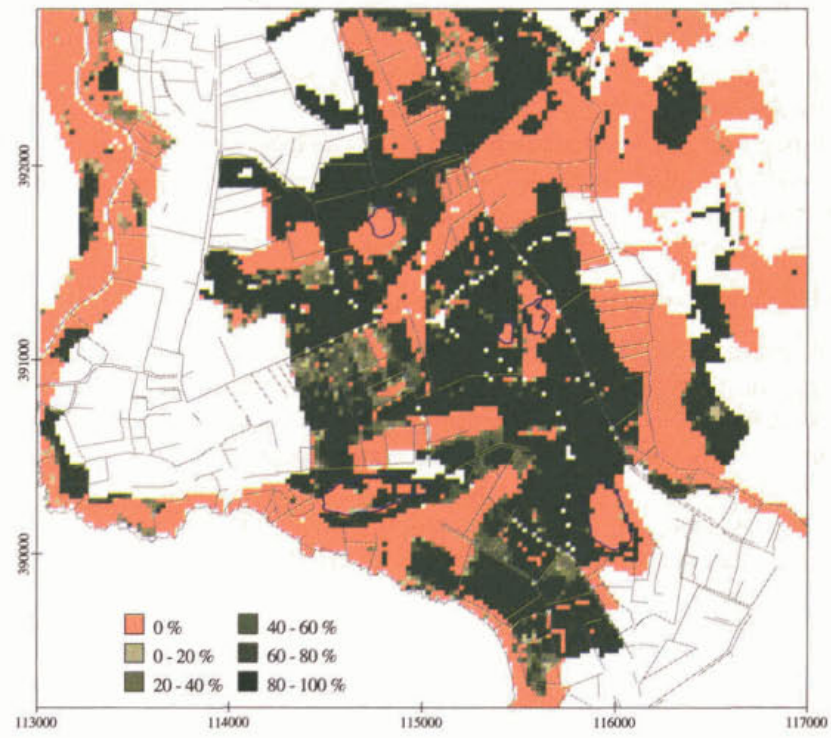
Het gecombineerde doelrealisatie voor terrestrische natuur is berekend door vermenigvuldiging van de natuurdoelrealisaties van de afzonderlijke hydrologische stuurvariabelen GVG, GLG en droogtestress, en kwel. Figuur 7.13 toont de totale doelrealisatie voor terrestrische natuur. De kaart laat zien dat voor alle natte en vochtige doeltypen (vochtige graslanden, de vencomplexen inclusief 'Natte heide', de beekdalen met 'Moeras', vochtige bossen) de doelrealisatie 0% is. De uitgestrekte droge bosgebieden en de 'Droge heide' rondom de vennen stellen nauwelijks eisen en hebben daarom een doelrealisatie van 100%.



Figuur 7.11: doelrealisatie terrestrische natuur voor (a) GVG en (b) GLG in combinatie met droogtestress



Figuur 7.12: doelrealisatie terrestrische natuur voor kwel



Figuur 7.13: totale doelrealisatie voor terrestrische natuur op basis van de hydrologische stuurvariabelen GVG, GLG en kwel

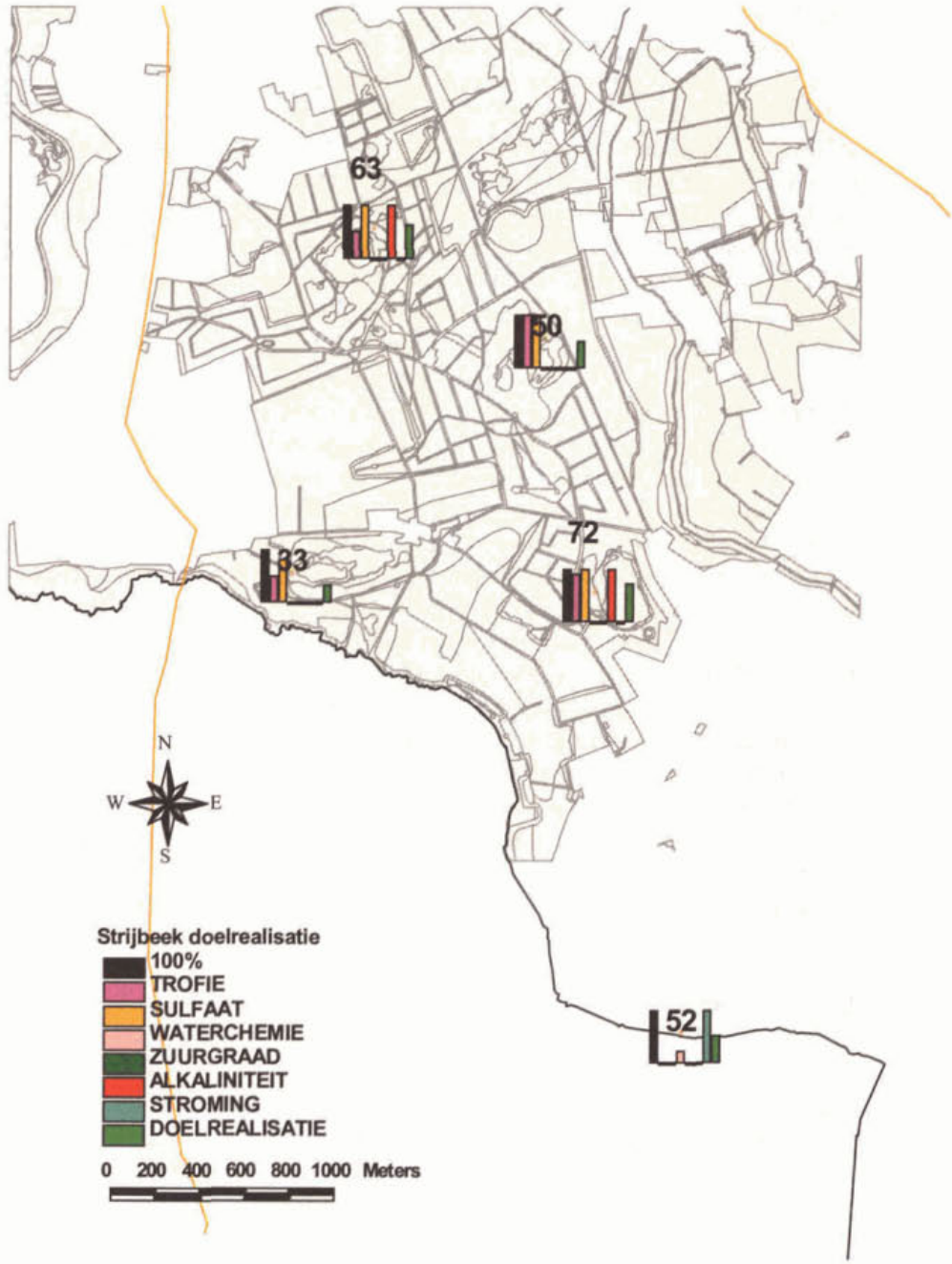
7.7 Resultaten doelrealisatie aquatische natuur

De doelrealisatie voor de aquatische natuurdoelen is bepaald met behulp van de in hoofdstuk 5 beschreven functies. De doelrealisaties voor vennen zijn te zien in figuur 7.14. De doelrealisaties voor de vennen vallen in de klasse niet-aanvaardbaar. De oorzaken hiervoor zijn de lage scores voor de deelrealisaties van alkaliniteit, trofie en buffering. Voor enkele vennen geldt dat de trofie en de pH te hoog zijn. Voor het Goudbergven met het natuurdoeltype ionenrijkere hoogveenvennen (meest zuidelijk gelegen ven) is de alkaliniteit te laag, voor het Langven (noordoostelijk gelegen ven) is de alkaliniteit juist te hoog. Voor de overige is de alkaliniteit wel optimaal. Het natuurdoeltype van matig zure vennen is gekozen omdat de vennen voornamelijk regenwaterafhankelijk zijn. Dit wordt ondersteund door de zeer lage tot lage alkaliniteit. Echter, bij dit type hoort een pH van lager dan 5.5. Dit wordt bij lange na niet gehaald. Mogelijk is er enige buffering door basenrijk grondwater, hoewel in dat geval de alkaliniteit naar verwachting een hogere waarde zou moeten hebben. Een verdere analyse van deze situatie vraagt een uitgebreidere studie dan mogelijk is in dit project.

De doelrealisatie voor de Strijbeekse beek is niet-aanvaardbaar. De oorzaak hiervoor zijn de slechte scores voor zowel het factorcomplex stoffen als stroming. Voor de beken vormen dus zowel de waterkwaliteitsfactoren als de stromingsfactoren een knelpunt. De lage score voor de waterchemie wordt bepaald door de beïnvloedingsfactoren trofie en geleidbaarheid. Beide zijn te hoog. De slechte score voor het factorcomplex stroming wordt bepaald door de diepte die te groot is. Het factorcomplex stroming bestaat nu uit diepte, breedte en gemiddelde stroomsnelheid. Belangrijk voor de habitatdiversiteit in een beek is verder bijvoorbeeld ook de variatie in stroomsnelheid over korte afstand binnen een beektraject. Ook het voorkomen van extreme afvoeren is belangrijk. Voor een optimale beschrijving van natuurdoeltypen van beken zou een uitbreiding van het factorcomplex stroming nuttig zijn. De vereisten aan toe te voegen factoren zijn op dit moment nog niet kwantitatief beschreven in de typologie. Een bijkomend probleem is dat de waterkwantiteitsfactoren zoals variatie in stroomsnelheden niet standaard worden meegenomen in de monitoring van de beek.

7.8 Effecten van maatregelen op aquatische natuur

Voor het gebied de Strijbeekse heide zijn ook een aantal maatregelen doorgerekend die er op zijn gericht om de verdroging tegen te gaan en de doelrealisatie voor terrestrische natuur te verhogen. In deze voorbeeldstudie is gebruik gemaakt van de door Van der Molen en Verdonschot (2001) ontwikkelde Waternoodprocedure om de effecten van waterhuishoudkundige maatregelen op de aquatische natuur weer te geven. Voor een uitgebreidere beschrijving van de maatregelen en de effecten op de natuur wordt verwezen naar het deelrapport over functieafweging (Gehrels et al. 2002 in prep).



Figuur 7.14 Totale doelrealisatie en deelrealisaties voor de natuurdoeltypen van vennen (ongebufferde ionenrijkere vennen met/zonder hoogveen) en laaglandbeek (langzaam stromende bovenloop). De doelrealisatie betreft de meetlocatie voor stroomsnelheid bij de stuw en zou representatief moeten zijn voor het beektraject uit het proefgebied.

7.8.1 *Effecten van maatregelen*

Voor het plangebied Strijbeek is in overleg met de waterbeheerders een variant geformuleerd gericht op vernatting van natuur in die gebieden waar de EHS is gepland. De natuurdoelen zoals aangegeven op de kaart in figuur 7.2 zijn nog lang niet volledig gerealiseerd. In veel van de gebieden is momenteel nog een drainagesysteem aanwezig, afgestemd op de huidige landbouwkundige functie, hetgeen verklaart waarom in een groot deel van het gebied verdroging optreedt en voor de natte en vochtige natuurdoelen een lage doelrealisatie wordt berekend. De vernatting wordt in de variant bereikt door de kleinere watergangen te dempen en de grotere watergangen ondieper te maken. De Mark wordt niet ondieper gemaakt, omdat deze buiten de EHS ligt. Er is niet gekeken naar andere maatregelen, zoals bijvoorbeeld verschraling van de toplaag door het afgraven van het maaiveld.

De 'Waternood' maatregelen resulteren in een afname van de ontwateringsdiepte. Voor de *vennen* betekent dit een verandering in de aanvoer van grondwater. In de huidige situatie zijn de relatief laag gelegen vennen voornamelijk regenwatergevoed met een geringe aanvoer van grondwater. Een stijging in de grondwateraanvoer heeft een sterkere mate van buffering tot gevolg in de vennen, zich uitend in hogere waarden voor de alkaliniteit en pH. Deze ontwikkeling is positief te noemen en als een verandering naar een natuurlijkere situatie. Echter, voor het knelpunt voor de actuele doelrealisatie is met name de trofie en veel minder de pH of alkaliniteit verantwoordelijk. De belangrijkste bron van voedingsstoffen in de vennen wordt gevormd door atmosferische depositie. De waterhuishoudkundige maatregelen hebben hier geen invloed op en de doelrealisatie zal daarom naar verwachting niet-aanvaardbaar blijven (0-75%). Naar verwachting zal de trofie niet nog verder toenemen aangezien in de variant uitgegaan wordt van een terrestrische natuurfunctie in de omgeving van de vennen waardoor een aanvoer van voedingsstoffen afkomstig van bemesting niet zal optreden. Het afnemen van de trofiegraad in de vennen is echter op korte termijn ook niet te verwachten, zolang atmosferische depositie de grootste bijdrage blijft leven aan het nutriëntenprobleem in de vennen.

De waterhuishoudkundige maatregelen in het Strijbeekse vennengebied hebben op de *beek* een veel minder grotere invloed dan op de vennen, aangezien de waterkwaliteit en afvoerdynamiek van de beek voornamelijk door het bovenstrooms gelegen gebied bepaald worden. Iets hogere grondwaterspiegels hebben op het beektraject in het proefgebied relatief weinig effect. Wel hebben inrichtingsmaatregelen bij de beek zelf groot effect. De voorgestelde maatregel om de beek te verontdiepen tot een natuurlijk dwarsprofiel is zeer gunstig voor de ecologie. De maatregel werkt het beste wanneer deze niet alleen in het proefgebied wordt doorgevoerd maar ook in het bovenstrooms gelegen gebied. Wanneer dit gebeurt, zal de doelrealisatie van de beek hiermee naar verwachting toenemen, mogelijk tot een aanvaardbaar niveau (75-90%), afhankelijk van de waterkwaliteit.

7.8.2 *Toepassing effectgerichte methode van Van der Molen & Verdonschot (2001)*

Bij de toepassing van de effectgerichte methode van Van der Molen & Verdonschot (2001) bleek dat de maatregelen gedefinieerd voor het proefgebied Strijbeekse Heide niet geheel overeen komen met de maatregelen uit deze effectgerichte methode. Vandaar dat tabel 7.7 een 'vertaling' geeft van de maatregelen in het proefgebied in maatregelen zoals ze bij de effectgerichte methode zijn aangegeven.

Tabel 7.7. Maatregelen in Strijbeekse beek (Varianten-maatregel) vertaald naar maatregelen zoals gedefinieerd voor de effectgerichte methode (Waternood-maatregel).

Varianten-maatregel	Waternood-maatregel
verontdiepen beek	verkleinen profiel
nieuw dwarsprofiel	accoladeprofiel
afname ontwateringsdiepte	verhogen omgevingspeil

Door *verkleining* van het doorstroomde profiel (natte doorsnede) gaat de gemiddelde stroomsnelheid omhoog en worden fluctuaties in de stroomsnelheid vergroot. Bij beken met een gering verhang kan bovenstrooms van de profielverkleining opstuwing optreden (waterconservering).
In een twee-fasen bedding (*accolade profiel*) wordt bij normale afvoer het water getransporteerd in een laagwaterbedding en bij piekafvoeren in een hoogwaterbedding. Op deze wijze is er bij hoge afvoeren meer ruimte beschikbaar voor de waterloop. Hierdoor kan tijdelijk meer water worden geborgen, maar treedt tevens meer stremming van de afwatering op tijdens lage afvoeren.
Door het *verhogen van het omgevingspeil* wordt de perifere afstroming (afvoer van grondwater naar naastgelegen terreinen met een lagere grondwaterstand) gereduceerd.

De maatregelen hebben elk een effect op stromings- en structuurfactoren. Voor sloten en beken zijn verschillende factoren onderscheiden binnen de hoofdfactoren hydrologie, dwarsprofiel, substraat (en lengteprofiel voor beken). In tabel 7.8 is voor de verschillende maatregelen aangegeven wat het effect van de betreffende maatregel is op de onderscheiden factoren die het beek- of slootsysteem definiëren.

Tabel 7.8. Effect van mogelijke Waternood maatregelen op stromings- en structuurfactoren in beken, waarbij -1: negatief effect, 0: geen effect en 1: positief effect.

hoofdfactoren	factoren	verkleining	accolade profiel	verhogen omgevingspeil
hydrologie	kwel	-1	0	1
	normaal waterpeil	1	1	1
	hoogwaterpeil	1	-1	1
	peildynamiek	1	-1	0
	permanentie	-1	1	1
	gemiddelde stroomsnelheid	1	0	1
	stroomsnelheid dynamiek (tijd)	1	1	0
	stroomsnelheid dynamiek (dwarsprofiel)	1	0	0
	basisafvoer	-1	1	1
	basisafvoer dynamiek	-1	1	1
	topafvoer	-1	-1	1
lengteprofiel	meanderend	1	1	-1
	vlechtend	-1	1	-1
	lengteprofiel dynamiek	0	0	-1
dwarsprofiel	dwarsprofiel dynamiek	1	0	0
	beschaduwing	nvt	0	nvt
substraat	mozaiek patroon dynamiek	1	1	-1
	vegetatie	1	1	-1
	organisch materiaal hout	1	1	0
	organisch materiaal blad/detritus	1	1	0

Met behulp van de informatie in deze tabel kan worden ingeschat wat de effecten van de varianten zijn op de kwaliteit van de aquatische natuurdoeltypen in de proefgebieden. Voor een totale beschrijving van deze methode wordt verwezen naar Van der Molen en Verdonschot (2001). Per stromings- en structuurfactor wordt bekeken of de bestaande situatie binnen de range ligt van de gekozen referentie. Hierbij worden een fictieve beste en slechte maatregel gedefinieerd die worden gebruikt om een relatieve schaal op te stellen waarbinnen de daadwerkelijke maatregelen worden geprojecteerd. Hierbij is de slechtst mogelijke maatregel gedefinieerd als '-1', gelijkblijvende situatie als '0' en '1' als de maatregel die leidt tot een referentiesituatie. De bestaande maatregel wordt met behulp van wegingsfactoren en afstand tot de referentiesituatie bepaald en op de schaal tussen -1 en 1 geprojecteerd.

Tabel 7.9 geeft een overzicht van de maatregelen die genomen worden in de variant voor de Strijbeekse beek. Voor deze maatregelen zijn de relatieve richtingscoëfficiënten bepaald. Wanneer de effectgerichte benadering wordt gebruikt om te bepalen welke de beste maatregel zal zijn, blijkt dat voor de Strijbeekse beek alleen de maatregel accoladeprofiel positief scoort. De andere twee genoemde maatregelen scoren negatief.

Tabel 7.9. Similariteitsanalyses volgens Van der Molen & Verdonschot voor Strijbeekse beek (nb de factor basisafvoer is voor beken niet omschreven. Omdat dit een belangrijke sturende factor kan zijn voor de levensgemeenschappen in beken, zal uit toekomstig onderzoek moeten blijken welke ranges kunnen worden omschreven voor de verschillende beektypen. Afstand tot referentie geeft per factor aan of de factor zou moeten afnemen, gelijk blijven of toenemen (1,0,-1) ten opzichte van de referentie. Voor verkleining is de berekening weergegeven.

hoofdfactor	weging	factor	weging	Beektype langzaam stromende bovenloop	huidige situatie	afstand tot de referentie	theoretisch beste maatregel	Theoretisch slechtste maatregel	Verklei-ning	Ver-schil/2	gewogen gemiddelde (factor)	Accolade profiel	Verhogen Omge-vingspeil
hydrologie	5	kwel	4	aanwezig	in mindere mate aanwezig	1	1	-1	-1	1		0	1
		normaal waterpeil (cm)	2	< 40	<40	0	0	1	1	0.5		1	1
		hoogwaterpeil (cm)	2	< 80	150	-1	-1	1	1	1		-1	1
		peildynamiek	3	constant peil	te dynamisch	-1	-1	1	1	1		-1	0
		permanentie	5	ja	ja	0	0	1	-1	0.5		1	1
		gemiddelde stroomsnelheid (cm/s)	3	10-50	15	0	0	1	1	0.5		0	1
		stroomsnelheid dynamiek (tijd)	5	matig	groot	-1	-1	1	1	1		1	0
		stroomsnelheid dynamiek (dwarsprofiel)	3	groot	groot	0	0	1	1	0.5		0	0
		basisafvoer dynamiek	5	constant	vrij constant	1	1	-1	-1	1		1	1
		topafvoer	4	nauwelijks	sterk	-1	-1	1	-1	0	0.689	-1	1
lengteprofi	4	meanderend	3	ja (sterk)	ja (sterk)	0	0	1	1	0.5		1	-1
		vlechtend	3	nauwelijks	afwezig	0	0	1	-1	0.5		1	-1
		lengteprofiel dynamiek	4	laag	laag	0	0	1	0	0	0.30	0	-1
dwarsprofi	3	dwarsprofiel dynamiek	3	nauwelijks	sterk	-1	-1	1	1	1		0	0
		beschaduwing	2	volledig	matig	1	1	-1	nvt	-	0.6	0	nvt
substraat	2	mozaiek patroon dynamiek	2	constant	constant	0	0	1	1	0.5		1	-1
		vegetatie bedekking (%)	1	< 20	?	?	?	-	1	-		1	-1
		organisch materiaal hout	2	veel	weinig	1	1	-1	1	0		1	0
		organisch materiaal blad/detritus	2	veel	voldoende	1	1	-1	1	0	0.167	1	0
		totaal					0	0.66			0.48	0.274	0.417
		relatieve richtingscoefficient					1	-1			-0.48	0.17	-0.27

8 Discussie

8.1 Doelrealisatie terrestrische natuur

Voor de terrestrische natuur is gekozen voor een functionele benadering, waarbij de doelrealisatie wordt berekend op grond van hydrologische stuurvariabelen die bepalend geacht worden voor de ontwikkeling van het natuurtype. Voordeel van deze benadering is dat de doelrealisatie kan worden weergegeven in vergelijkbare eenheden als voor de functie landbouw, namelijk in de actuele 'productie' in vergelijking met de 'productie' die mogelijk is bij optimale hydrologische omstandigheden. Door expliciet rekening te houden met de vochtleverantie kan bovendien rekening worden gehouden met het feit dat de relatie tussen grondwaterstanden en vegetatie sterk bodemafhankelijk is.

Een voorwaarde voor deze benadering is wel dat de functionele relaties tussen waterhuishouding en soortensamenstelling voldoende bekend zijn. Aan deze voorwaarde wordt ten dele voldaan. De relatie tussen voorjaarsgrondwaterstand, de aëratie aan het begin van het groeiseizoen en het voorkomen van hygrofyten is relatief duidelijk en gebaseerd op een vrij groot aantal waarnemingen, en ook de relatie tussen kwel, grondwatersamenstelling en de zuurgraad van de bovengrond lijkt redelijk duidelijk. De relatie tussen droogtestress en het voorkomen van xerofyten is ook tamelijk eenduidig, zij het dat het aantal waarnemingen waarop de relatie tussen droogtestress en het aandeel xerofyten is gebaseerd gering is (17 waarnemingen, Jansen et al. 2000).

Onduidelijk is echter op welke manier de laagste grondwaterstanden in natte systemen via aëratie en vochtvoorziening van invloed zijn op de soortensamenstelling van de vegetatie. In potentieel veenvormende systemen als grote-zeggenmoerassen en broekbos is er van uitgegaan dat de laagste grondwaterstanden kritisch zijn omdat te langdurige aëratie gedurende het groeiseizoen leidt tot afbraak van organisch materiaal. In hoeverre dat ook werkelijk het geval is, en op welke manier een toegenomen afbraak van organisch materiaal leidt tot veranderingen in de soortensamenstelling, is echter onduidelijk. Ook is niet duidelijk of de GLG-eisen moeten worden gekoppeld aan het doeltype (potentieel veenvormende systemen), aan het bodemtype (onveraarde veengrond), of aan de combinatie van beide.
In de niet-veenvormende natte systemen is aangenomen dat de hier aanwezige hygrofyten zeer gevoelig zijn voor droogtestress en zijn kritische droogtestressgrenzen aangehouden van 1 tot 5 dagen. Omdat het onderzoek naar vochtleverantie, droogtestress en soortensamenstelling van Jansen et al. zich volledig heeft gericht op vochtige en droge systemen (verhouding aandeel mesofyten-xerofyten) is niet bekend of en in welke mate droogtestress ook in natte systemen relevant is. Mogelijk treedt in natte systemen droogtestress al op bij veel hogere vochtspanningen dan nu gebruikt bij de definiëring van droogtestress in vochtige en droge systemen.

Ondanks deze onzekerheden lijkt de keuze voor een functionele benadering gerechtvaardigd. Het alternatief zou zijn om geen doelrealisatie te berekenen, en te volstaan met aan te geven gedurende hoeveel dagen de grondwaterstand afwijkt van een als referentie gekozen grondwaterregime. Het nadeel daarvan is dat het voor de waterbeheerder niet duidelijk is wat de consequenties zijn van de geconstateerde afwijkingen voor de gekozen doelstellingen (kan het type wel of niet gerealiseerd worden?). Een goede afweging met andere functies is daardoor niet mogelijk. Bovendien is de vereenvoudiging die in een referentiebenadering meestal wordt gemaakt door alleen te kijken naar de grondwaterstanden niet zonder gevaren. Hierdoor kan het gebeuren dat vanwege de lage zomergrondwaterstanden standplaatsen op leemgrond ongeschikt worden geacht voor de ontwikkeling van vochtminnende vegetaties, ondanks het feit dat juist deze bodems zeer gunstige vochtleverende eigenschappen hebben. Weliswaar zakt in leemgrond –als gevolg van het relatief geringe poriënvolume en de grote verdamping - het grondwater in de zomer ver weg, maar dit wordt meer dan gecompenseerd door de grote hoeveelheid hangwater en de grote capillaire opstijging. Het alternatief is om als referentie alleen regimecurves te gebruiken die afkomstig zijn uit situaties die qua bodemopbouw en grond- en oppervlaktewater-samenstelling volledig overeen komen met de te beoordelen situatie. Dat betekent echter dat er zeer veel referentie-waarnemingen nodig zijn, en dat er regelmatig geen bruikbare referenties aanwezig zullen zijn.

Een beperking aan de huidige methode is dat de doelrealisatie alleen voor de optimale situatie eenduidig is gedefinieerd in termen van vegetatiesamenstelling. Gesteld dat alle andere factoren (bodem, aanwezigheid zaad) geschikt zijn mag worden aangenomen dat onder optimale waterhuishoudkundige omstandigheden (doelrealisatie = 100%) een vegetatie ontwikkeld kan worden zoals beschreven in De Vegetatie van Nederland. Hoe de vegetatie er uit ziet in niet-optimale omstandigheden (doelrealisatie 0-100%) is echter niet aangegeven. Vanuit de begeleidingscommissie is de wens geuit om indien mogelijk ook deze niet-optimale situaties te beschrijven in termen van soortensamenstelling. Op deze wijze kan de beheerder nagaan in hoeverre de feitelijke doelrealisatie spoort met de voorspelde doelrealisatie op basis van het grondwaterregime. Daartoe zouden verdrogings- en vernattingsreeeksen kunnen worden opgesteld vergelijkbaar met de ontwikkelingsreeksen uit 'Wegen naar natuurdoeltypen' (Schaminée, et al. 1998, 2001).

De grootste knelpunten bij de bepaling van de doelrealisatie voor terrestrische natuur vormen de factoren kwel en overstroming. Bij kwel is het probleem dat de voor de vegetatie relevante kwelstroom, namelijk de hoeveelheid kwel naar de wortelzone, moeilijk is te kwantificeren. In de studiegebieden is dit voorlopig opgelost door de met een grondwatermodel berekende kwelflux te vertalen naar kwel in de wortelzone door extra eisen te stellen aan de grootte van de kwelflux en de diepte van de grondwaterstand. Een verdere uitwerking is echter wenselijk.
Een tweede probleem is dat de relatie tussen kwel en soortensamenstelling zo indirect is dat het niet mogelijk is om algemeen geldende doelrealisatiefuncties op te stellen. Een doeltype dat op kalkloos zand kwelafhankelijk is kan op kalkrijk zand kwelonafhankelijk zijn. En waar in het geval van hard grondwater een halve millimeter kwel per dag misschien al ruim voldoende is voor de gewenste zuurbuffering, kan op plekken met zacht grondwater twee millimeter nog onvoldoende zijn. In eerste instantie is getracht om dit probleem provisorisch op te lossen door de kwelafhankelijkheid van vegetatietypen te definiëren per fysisch-geografische regio of bodemtype. De variatie in minerale samenstelling van bodem en grondwater binnen de fysisch-geografische regio's en binnen de

bodemeenheden is echter zo groot dat het ook in deze aanpak niet mogelijk is om algemeen geldende uitspraken te doen zonder de werkelijkheid overmatig te simplificeren. Daarom is in overleg met de begeleidingscommissie besloten om het voorlopig aan de gebruiker over te laten om te bepalen in hoeverre de in zijn gebied voorkomende doeltypen kwelafhankelijk zijn. Dit betekent een beperking aan de algemene toepasbaarheid van het Waternood-instrumentarium. Bovendien ontstaat daarmee het risico dat de waterbeheerders zich zullen beperken tot de bepaling van de doelrealisatie als functie van de grondwaterstand en de relatie met de –ecologisch gezien vaak veel kritischer- factor kwel zullen negeren.

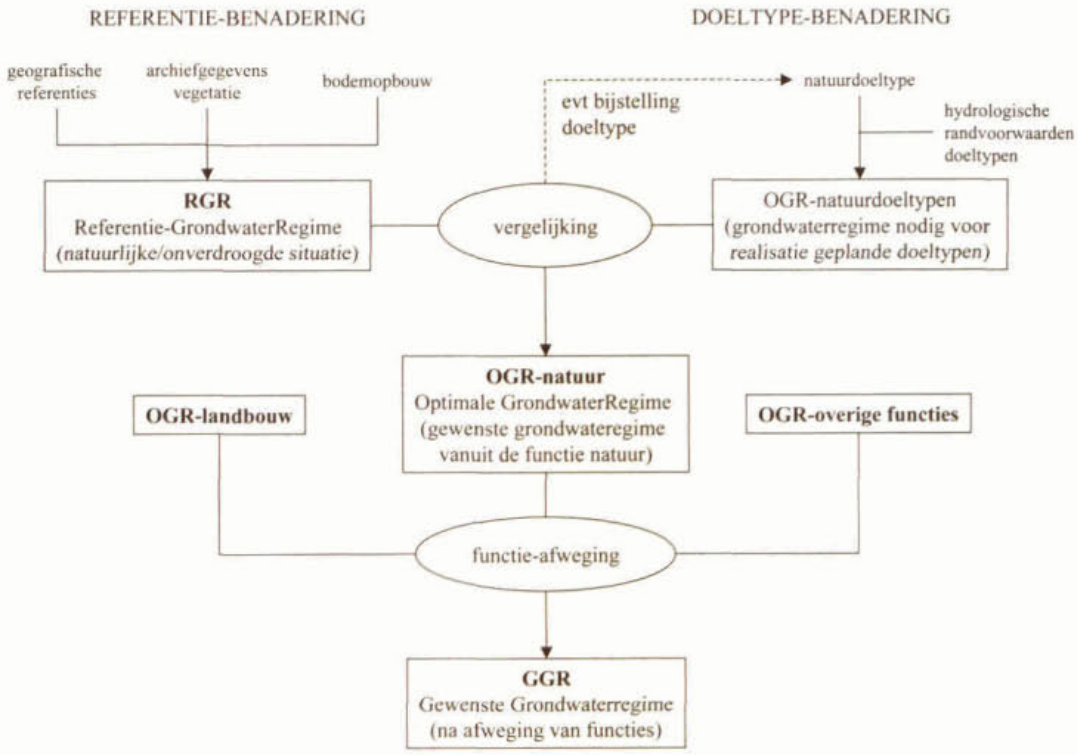
Het hiervoor beschreven probleem, dat kwel en overstroming te indirect inwerken op de standplaatscondities om algemene relaties aan te kunnen geven, zou kunnen worden opgelost door in de database alleen de relatie met operationele standplaatsfactoren aan te geven (aëratie, vochtvoorziening, zuurgraad, voedselrijkdom en chloriniteit).
Daarnaast zouden in het Waternood-instrumentarium aparte modules moeten worden opgenomen die het mogelijk maken om de operationele standplaatsfactoren te berekenen als functie van de hydrologie.
Voor de factor vochtvoorziening is dit in feite al gebeurd. In de database wordt per vegetatietype aangegeven welke eisen het stelt aan de vochtvoorziening. Met behulp van de met SWAP berekende functies kan vervolgens afhankelijk van het bodemtype en het neerslagoverschot worden bepaald welke grondwaterstanden nodig zijn om die vochtvoorziening te realiseren. Een soortgelijke benadering zou ook kunnen worden gebruikt voor het koppel zuurgraad-kwel. Met behulp van het bodemmodel SMART (Kros 2002) kunnen functies worden opgesteld die het mogelijk maken om –afhankelijk van het bodemtype, de grondwaterkwaliteit en de atmosferische depositie- te bepalen welke kwelflux nodig is om een bepaalde zuurgraad te realiseren.

Bij overstroming is het grootste knelpunt het gebrek aan kennis. Dat overstroming met oppervlaktewater leidt tot een verhoging van de productiviteit van de vegetatie als gevolg van de aanvoer van voedingsstoffen is duidelijk. Hoe groot die aanvoer van stoffen echter is, en wat de belangrijkste mechanismen daarbij zijn (aanvoer via sediment of aanvoer middels opgeloste stoffen) is echter niet duidelijk (Sival et al. 2002). Daardoor is niet aan te geven in welke situaties overstroming gunstig is voor het bereiken van de gewenste natuurdoelen, en in welke situaties juist een bedreiging. Omdat er vanuit het beleid gezocht wordt naar waterbergingsgebieden, en daarbij veelal gedacht wordt aan een functiecombinaties van waterberging en natuur, is deze vraag extra urgent.

In het overzicht met hydrologische randvoorwaarden zijn niet alle vegetatietypen opgenomen omdat is uitgegaan van de selectie die eerder is gebruikt voor de bepaling van de abiotische randvoorwaarden van de landelijke natuurdoeltypen. Omdat daarbij is gekozen voor de vegetatietypen die het meest bepalend zijn voor de landelijke natuurdoelen hoeft deze inperking geen grote consequenties te hebben, tenzij regionaal zeer afwijkende natuurdoelen worden nagestreefd. Wezenlijker is de keuze om in het overzicht alleen goed ontwikkelde vegetatietypen op te nemen zoals die zijn gedefinieerd in De Vegetatie van Nederland. Bij de definiëring van met name provinciale natuurdoelen worden vaak ook minder goed ontwikkelde vegetaties tot het natuurdoeltype gerekend. In De Vegetatie van Nederland worden die omschreven als rompgemeenschappen. Een principiële vraag is of het terecht is om dergelijke slecht ontwikkelde vegetaties, veelal degradatiestadia die zijn ontstaan door verdroging of wegvallen van beheer, als doel te

stellen, en of het derhalve zinvol is om ook rompgemeenschappen op te nemen in het overzicht met hydrologische randvoorwaarden. Een aanvullende vraag van meer praktische aard is of de hydrologische randvoorwaarden van rompgemeenschappen wel vast te stellen zijn. Grondwaterstandsmetingen hebben vooral plaatsgevonden op plekken met goed ontwikkelde vegetaties. Daarnaast kunnen rompgemeenschappen op vele manieren ontstaan (verdroging, vermestig, verzuring, wegvallen beheer, te grote dynamiek) en hebben ze vaak betrekking op niet-evenwichtsituaties. Het is daarom de vraag of wel aan te geven is bij welke hydrologische omstandigheden de rompgemeenschappen duurzaam ontwikkeld kunnen worden.

In de studie is geen verdere aandacht besteed aan het gebruik van referentiegrondwaterstanden voor de bepaling van het optimale grondwaterregime. In de database met hydrologische randvoorwaarden is wel een overzicht opgenomen met grondwaterkarakteristieken, die aangeven welke grondwaterstanden binnen een bodemtype verwacht kunnen worden in natuurlijke situaties, waarbij hydrologie en bodemvorming in evenwicht verkeren. Deze informatie is echter in de proefgebieden niet gebruikt.



Figuur 8.1 Gebruik van een referentiegrondwaterregime als aanvullende informatie in de Waternood-methode voor de bepaling van het optimale grondwaterregime. Op basis van een vergelijking met de referentiesituatie kan de haalbaarheid en het ambitieniveau van de natuurdoelen worden bepaald. Op basis van deze informatie kan het natuurdoel eventueel worden veranderd of nauwkeuriger worden gedefinieerd, waarna verder de standaard Waternood-procedure kan worden gevolgd.

Hoewel het gebruik van historische referenties strikt genomen geen onderdeel uitmaakt van de Waternood-procedure, kan uit referenties wel waardevolle aanvullende informatie worden afgeleid die inzicht geeft in de geografische en historische passendheid en het ambitieniveau van de natuurdoelen (Jansen et al. 2000). Figuur 8.1 geeft aan hoe een uit bodemgegevens, historische beschrijvingen of uit geografische vergelijkingen afgeleide referentie gebruikt zou kunnen worden in de Waternoodprocedure om de natuurdoelen te toetsen en waar nodig bij te stellen en te detailleren..
Er zijn inmiddels diverse methoden ontwikkeld om op basis van de lijst met grondwaterkarakteristieken, de bodemkaart en het AHN-hoogtebestand referentie-grondwaterstanden af te leiden in termen van GHG, GVG en GLG (van Ek et al. 1997, Peereboom 1999, Projectgroep GGOS en classificatie, 1999). Overwogen zou kunnen worden om in het Waternood-instrumentarium ook een applicatie op te nemen die het mogelijk maakt om op grond van de bodemkaart, een hoogtebestand en de tabel met grondwaterkarakteristieken een referentiegrondwaterstand te bepalen. Daarbij kan gedacht worden aan het inbouwen van de door waterschap Reest en Wieden ontwikkelde methode (Projectgroep GGOS en classificatie, 1999).

8.2 Aquatische natuur

Voor de aquatische natuur bestaat in het huidige instrument geen mogelijkheid voor een doelbenadering, waarbij de doelrealisatie wordt berekend op grond van hydrologische stuurvariabelen die bepalend geacht worden voor de ontwikkeling van het natuurtype. Aangezien aquatische systemen vaak een belangrijke plaats innemen in natuurplannen, is een dergelijke benadering wel nodig. Daarom is in dit project een eerste aanzet gedaan tot een doelbenadering, welke specifiek gericht is op de twee proefgebieden.

De opgezette methode is zeer eenvoudig en maakt gebruik van de referentiewaarden beschreven in de Aquatische supplementen bij het Handboek Natuurdoeltypen. De factoren die zijn meegenomen om tot een actuele doelrealisatie te komen zijn: peilfluctuatie, breedte-diepte verhouding, taludvorm, talud, permanentie, diepte, trofie (ammonium-N, Nitraat-N + Nitriet-N, ortho-fosfaat, totaalfosfaat) brakkarakterisitek (chlorideconcentratie), zuurgraad, geleidingsvermogen, calcium en IR/EGV. Behalve van hydrologische factoren is dus ook gebruik gemaakt van waterkwaliteitsfactoren en hydromorfologische factoren. Waterkwaliteitsfactoren zijn meegenomen omdat de waterkwaliteit zeer belangrijk is voor de doelrealisatie van aquatische natuurdoeltypen en deze in sterke mate beïnvloed wordt door de hydrologie.

Voor bovenstaande factoren zijn eenvoudige optimumfuncties opgesteld op basis van de tabellen met ranges in standplaatsfactoren uit de Aquatische supplementen. De waarden uit de Aquatische supplementen zijn echter niet zonder meer bruikbaar omdat ze niet gedefinieerd zijn in termen van doelrealisatie. Is de doelrealisatie 100% binnen de opgegeven range? En hoe snel daalt de doelrealisatie bij waarden buiten de opgegeven range? Omdat informatie hierover ontbreekt, is in dit project in het algemeen een afstand van 10% genomen aan beide zijden van de range waarin de realisatie van 100% naar 0% daalt. Duidelijk is dat die niet altijd terecht is. Bijvoorbeeld bij het type 'Gebufferd meer' waar nu wordt uitgegaan van een doelrealisatie van 0% wanneer er geen peilfluctuatie optreedt. Voor de bepaling van kritische grenzen waaronder of waarboven het type niet meer ontwikkeld kan worden is aanvullend onderzoek nodig.

Bij het bepalen van de actuele doelrealisaties zijn weegfactoren gekozen voor de verschillende individuele factoren en de factorcomplexen. Dit is gedaan omdat niet alle factoren van even groot belang zijn bij de bepaling van de kwaliteit van het natuurtype. Het aggregeren van realisaties van individuele factoren naar een doelrealisatie is complex en hangt af van de ecologische interactie van verschillende factoren. Het is de vraag of de factor met de laagste score ook werkelijk de bepalende factor is. Ook kunnen negatieve effecten elkaar in sommige gevallen versterken. Het is dan ook de vraag of twee lage scores van factoren zorgen voor een doelrealisatie die nog lager is.

Dit project heeft niet beoogd om bovenstaande vragen en onzekerheden op te lossen. Het studie-onderdeel aquatische ecologie had vooral een verkennend karakter, bedoeld om knelpunten op te sporen. Er is gekozen voor een simpele benadering door de doelrealisatie te berekenen als gewogen gemiddelde van de individuele factoren. De bepaling van de weegfactoren is op basis van expert judgement gedaan. Het opstellen van goed onderbouwde optimumfuncties met medenemen van onderlinge afhankelijkheid van factoren maakt onderdeel uit van de ontwikkeling van een gedegen doelbenadering in de toekomst.

De gebruikte methode voor doelbenadering is alleen toegepast voor de bepaling van de actuele doelrealisatie. Voor de inschatting van de doelrealisatie na maatregelen zijn voorspellingen nodig van de abiotische toestandsvariabelen. De beïnvloeding van waterecosystemen gebeurt via complexe procesketens waarbij waterkwaliteitsparameters een belangrijke rol spelen. Voor het analyseren van deze procesketens zijn ecologische en hydromorfologische modellen onontbeerlijk. Deze zijn echter momenteel nog niet ver genoeg ontwikkeld om de waterkwaliteit na ingrepen te kunnen voorspellen. Daarom is voor de inschatting van de effecten van de maatregelen in de varianten expert judgement gebruikt.

Daarnaast is ook de effectgerichte methode van Van der Molen en Verdonschot toegepast om de effecten van de maatregelen te bepalen. In deze methode mist het aspect waterkwaliteit, welke een belangrijke rol speelde in de variant voor het proefgebied Reeuwijk. Een ander probleem dat bij de toepassing ondervonden werd, was een verschil tussen maatregelen gedefinieerd in dit project en die zoals geformuleerd als Waternoodmaatregelen in de effectgerichte methode. Deze knelpunten kunnen mede verklaren waarom de resultaten van de effectgerichte methode deels afweken van de inschatting op basis van expert judgement. Voor een verdere toepassing van de effectgerichte methode zou hier rekening mee gehouden moeten worden.

Met betrekking tot de effectgerichte methode zijn nog de volgende aanvullende opmerkingen te maken:

- De maatregelen zijn alleen gedefinieerd voor beken en sloten. De meren en vennen kunnen dus nog niet op deze manier worden beoordeeld.
- De beoordeling van de huidige situatie moet gedaan worden op basis van inschattingen aangezien er veel kwalitatieve factoren in de beschrijving zitten.
- De effectgerichte benadering rust sterk op expert-judgement. De formalisatie van de afwegingsprocedure draagt bij aan een zekere standaardisatie, maar de uitkomst blijft sterk afhankelijk van de deskundigheid en de inzichten van de gebruikers.

Met de waarderingen -1, 0 en 1 in de maatregelbeschrijvingen is niet altijd goed recht te doen aan de vaak graduele verschillen tussen effecten en aan lokale verschillen binnen een gebied. Gebiedsafhankelijke kenmerken (bijv. kwel) kunnen op de ene plek van grote invloed zijn terwijl zij op een andere locatie veel minder invloed hebben.
Betekent een negatieve waarde voor de relatieve richtingscoefficient ook een negatief advies met betrekking tot de uitvoering van de desbetreffende maatregel? (zeker ook als de maatregel niet alleen effect heeft op bijv. de beek, maar ook op de omliggende terrestrische ecosystemen)

8.3 Toepassing in de voorbeeldgebieden

8.3.1 Strijbeekse heide

In de Strijbeekse Heide is voor het actuele grondwater- en oppervlaktewaterregime (AGOR) de doelrealisatie voor terrestrische natuur berekend. De Waternood-benadering is in dit Pleistocene gebied goed toepasbaar gebleken. Ook zijn knelpunten naar voren gekomen.

De hydrologische stuurvariabelen die hier in ogenschouw zijn genomen, zijn GVG, GLG in combinatie droogtestress, en kwel. Deze factoren zijn bepalend voor het functioneren van de natuur. Factoren uit de database die hier niet zijn meegenomen, zijn overstroming, chloriniteit en voedselrijkdom. Chloriniteit speelt in dit gebied geen enkele rol, maar overstroming is een factor die zeker van belang is.

Berekening van de doelrealisatie voor GVG is goed uitvoerbaar. Voor de belangrijke vegetatietypen is informatie beschikbaar over de standplaatsvereisten voor GVG en de GVG voor de actuele situatie kan goed geschat worden met een grondwatermodel, zoals in dit geval, of anders door middel van een GT-kartering. De uitkomsten zijn eenduidig.

In de voorbeeldtoepassing zijn de standplaatseisen voor GLG gecombineerd met die voor droogtestress, door de laatste –afhankelijk van het bodemtype- te vertalen in eisen aan de GLG. Voordeel van deze benadering is dat het snel duidelijk wordt als vegetatietypen uiteenlopende eisen stellen aan de laagste grondwaterstanden De geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor natuurdoeltypen voor de gecombineerde parameter GLG-inclusief-droogtestress laten vaker dan bij de GVG een brede range voor de GLG zien, waarin vegetatietypen sterk uiteenlopende eisen stellen.
In het Waternood-instrumentarium is deze aanpak echter niet overgenomen. Dat is deels gebeurd vanuit theoretische overwegen: vereisten voor droogtestress zijn gebaseerd op andere fysische processen dan vereisten aan de GLG (afbraak organisch materiaal). Meest bepalend is echter het praktische bezwaar dat een combinatie van GLG en droogtestress alleen per bodemtype kan gebeuren, en dat dus afzonderlijke doelrealisatiefuncties per combinatie van bodemtype en vegetatietype zouden moeten worden opgesteld.
Bovendien is deze aanpak strijdig met het ideaalbeeld dat eisen vanuit de vegetatie zoveel mogelijk worden gesteld in termen van operationele standplaatsfactoren (aëratie, vochtleverantie, zuurgraad, chloriniteit, voedselrijkdom) en dat er gebruik wordt gemaakt van afzonderlijke modules om te bepalen op welke wijze deze operationele standplaatsfactoren samenhangen met grondwaterstanden, kwel, overstroming, bodemtype en waterkwaliteit.

Het voornaamste knelpunt bij de berekening van de doelrealisatie is in dit Pleistocene studiegebied de bepaling van de ecologisch relevante kwel. De kwel in de wortelzone is geschat door de berekende grondwaterkwelflux vanuit het watervoerende pakket te nemen en daaraan extra eisen te stellen met betrekking tot de grootte van de flux en de diepte van de grondwaterstand in de zomer en in de winter. Het is waarschijnlijk de beste manier waarop met de huidige kennis een schatting kan worden gemaakt, en het is goed mogelijk dat het een redelijke benadering is, maar dat is in deze studie niet gevalideerd met bijvoorbeeld veldwaarnemeningen of aanvullende berekeningen met modellen van de onverzadigde zone. Bovendien zijn het meer benaderende vuistregels dan procesmatige kennis. Een verdere uitwerking van dit onderdeel is daarom wenselijk.
Aangezien het niet bekend is of, en zo ja, hoeveel en waar, overstroming plaatsvindt, is er in deze studie geen rekening gehouden met overstroming. Uit de inventarisatie in tabel 7.5 blijkt dat voor enkele natuurdoeltypen (Vogelkers-Essenbos, Bloemrijk Grasland (d), Moeras) overstroming vereist is. De eenvoudigste manier om hiermee toch rekening te houden is door overstroming op dezelfde manier mee te nemen als in Reeuwijk (hoofdstuk 6) en uit te gaan van het ontbreken van overstroming in het gehele gebied. De doelrealisatie voor deze vegetatietypen wordt dan 0%. De fout die dan gemaakt wordt, omdat bijvoorbeeld langs de oevers van de Strijbeekse Beek toch soms overstroming plaatsvindt, is waarschijnlijk kleiner dan die nu gemaakt wordt. Omdat waterberging zo'n belangrijk beleidsthema is, is een dergelijke oplossing echter op zijn minst onbevredigend te noemen.

8.3.2 Reeuwijk

In Reeuwijk is voor het actuele grondwater- en oppervlaktewaterregime (AGOR) de doelrealisatie voor terrestrische natuur berekend. De Waternood-benadering is voor de terrestrische natuur in dit Holocene gebied goed toepasbaar gebleken, maar daar moet meteen bij vermeld worden dat in deze benadering geen rekening wordt gehouden met aquatische natuur en oppervlaktewaterkwaliteit.
De hydrologische stuurvariabelen die in Reeuwijk zijn meegenomen, zijn GVG, GLG, chloriniteit en overstroming. Deze factoren zijn bepalend voor het functioneren van de terrestrische natuur. Factoren uit de database die hier niet zijn meegenomen, zijn droogtestress, voedselrijkdom en kwel. Droogtestress speelt in dit veen- en kleigebied geen rol van betekenis. Kwel is niet aan de orde omdat de voorkomende natuurdoelen geen kwel vereisen en het veenweidegebied een infiltratiegebied is.

Berekening van de doelrealisatie voor GVG is goed uitvoerbaar. Voor de belangrijke vegetatietypen is informatie beschikbaar over de standplaatsvereisten voor GVG en de GVG voor de actuele situatie kan goed geschat worden met een grondwatermodel. Een GT-kartering is voor dit gebied niet beschikbaar.
Berekening van de doelrealisatie voor GLG is voor slechts een klein aantal vegetatietypen relevant. Meestal zijn de vereisten voor de GLG niet erg restrictief.
Chloriniteit kon goed worden meegenomen omdat de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater redelijk kon worden ingeschat. Onduidelijk blijft echter nog in hoeverre de geschatte chlorideconcentraties in oppervlaktewater doordringen in de percelen en de wortelzone van de betreffende vegetatietypen. Om deze onzekerheid mee te nemen, is de totale doelrealisatie twee keer berekend, een keer met en keer zonder chloride mee te nemen. Het werkelijke effect zal zich hier tussen in bevinden.
De hydrologische stuurvariabele overstroming kan niet worden berekend, geschat of bepaald. Wel kan worden gesteld dat in het gebied bij het huidige waterbeheer eigenlijk

geen (regelmatige) overstroming voorkomt. Daarom is de eenvoudigste manier om overstroming mee te nemen in de bepaling van de doelrealisatie door uit te gaan van het totaal ontbreken van overstroming in het gehele gebied. Uit de inventarisatie in tabel 6.5 blijkt dat er een natuurdoeltype is, waarvoor overstroming echt een vereiste is (Dotterbloemgrasland van veen en klei). De doelrealisatie voor dit vegetatietype is daarom gelijkgesteld aan 0%.

Op basis van de aanduidingen over de herkomst van het water in de database lijkt een redelijke schatting te maken van de kwel- dan wel overstromingsafhankelijkheid van de natuurdoeltypen. Deze inschatting is echter niet te formaliseren omdat de kwel- en of overstromingsafhankelijkheid sterk afhangen van de bodemopbouw en hydrologie van het betreffende gebied. Een complicerende factor is dat bij de omschrijving van de natuurdoeltypen soms vegetaties worden genoemd die in de betreffende gebieden niet voorkomen. Dit kan niet-vegetatiekundigen makkelijk op het verkeerde been zetten. Dit geldt met name voor de Zuid-Hollandse natuurdoeltypen, die zeer ruim zijn gedefinieerd qua kenmerkende vegetatietypen. Hier kan de vermelding van vegetaties uit het rivierengebied makkelijk aanleiding geven tot de veronderstelling dat de betreffende natuurdoeltypen gebonden zijn aan overstroming. Een vooraf uitgevoerde inperking tot vegetaties die daadwerkelijk in het betreffende gebied kunnen voorkomen is hier gewenst.

Het voornaamste knelpunt bij de berekening van de doelrealisatie voor natuur blijft in dit Holocene studiegebied het feit dat het hier niet uitsluitend gaat om de terrestrische natuurdoelen, maar dat ook aquatische natuur en oppervlaktewaterkwaliteit een belangrijke rol spelen. De huidige doelrealisatiefuncties, die zijn opgesteld voor terrestrische vegetatie-doeltypen, zijn hiervoor niet bruikbaar. Het huidige Waternood-instrumentarium is daarmee niet geschikt voor toepassing in gebieden (in laag-Nederland) waar aquatische natuur en oppervlaktewaterkwaliteit domineren. Verder onderzoek om ook voor deze aspecten een doelrealisatie-gerichte benadering mogelijk te maken, is daarom wenselijk. Vraag is of het wel haalbaar is om de doelrealisatie op een zelfde kwantitatieve manier te bepalen als voor de terrestrische natuur. Mogelijk dat een eenvoudiger, kwalitatieve benadering nodig is.

8.3.3 *Benodigde gegevens voor het bepalen van AGOR, VGR en doelrealisatie*

In tabel 8.1 staan de hydrologische stuurvariabelen die in de database voor terrestrische natuur worden gebruikt. Sommige van de hydrologische stuurvariabelen kunnen met behulp van metingen van hulpvariabelen worden bepaald, maar voor enkele van de factoren lijkt een hydrologische modelberekening onontkoombaar.

Tabel 8.1. Benodigde hydrologische stuurvariabelen en de manier waarop deze kunnen worden bepaald; voor een verklaring, zie de tekst.

hydrologische stuurvariabele	af te leiden uit metingen	af te leiden uit modelberekening
GVG	ja	ja
GLG	ja	ja
droogtestress	via reprofuncties uit GLG	via reprofuncties uit GLG
kwelflux	nee	ja
overstroming	nee	nee
chloriniteit	aquatisch: ja / terrestrisch:nee	ja

GVG en GLG kunnen op puntniveau direct worden berekend uit peilbuismetingen van de grondwaterstand, mits de meetreeks minmaal 8 jaar lang is en de maaiveldhoogte bekend is. De GLG wordt berekend op basis van het gemiddelde van de drie laagste grondwaterstanden per jaar. De GVG wordt dan meestal berekend met regressieformules op basis van de GHG en GLG, bijvoorbeeld voor poldergebieden, als:

$$GVG = 0.12 + 0.96 \cdot GHG + 0.17 \cdot (GLG - GHG) \qquad (6.1)$$

Een gebiedsdekkende kartering van de GVG en GLG is in delen van Nederland beschikbaar. De GVG en GLG kunnen eveneens worden berekend met een grondwatermodel, als dat een tijdsafhankelijk model is waarmee de grondwaterstand over een periode van minimaal 8 jaar wordt berekend.

De *droogtestress* kan slechts zeer omslachtig *direct* worden gemeten of berekend. Voor meting van de droogtestress zou de vochtspanning in de wortelzone moeten worden gemeten. Directe berekening vereist een onverzadigde zone-model. In de hier gehanteerde aanpak wordt de droogtestress gekoppeld aan de GLG via de door Jansen & Runhaar (2001) beschreven reprofuncties. De database bevat de reprofuncties tussen GLG en droogtestress voor een aantal grondsoorten in Nederland. Wat dus benodigd is voor het bepalen van de droogtestress, is de GLG en de ligging van de grondsoorten in een gebied.

De *kwelflux* kan niet direct worden gemeten of berekend. De ligging van kwel- en infiltratiegebieden kan worden bepaald uit het verschil tussen de grondwaterstand en de stijghoogte. Voor de berekening van de flux is het bovendien nodig om de verticale hydraulische weerstand tussen grondwaterstanden stijghoogte te kennen. Het is denkbaar om uit deze informatie de kwelflux te schatten zonder daarbij een grondwatermodel te gebruiken, maar in de meeste gevallen zal het toch praktischer zijn om dat met een grondwatermodel te doen. Het grondwatermodel dient dan wel de grondwaterstand te berekenen (in poldergebieden wordt soms 'het polderpeil' als bovenrandvoorwaarde ingevoerd en vervolgens alleen de stijghoogte berekend). De hier bedoelde kwelflux is overigens de gemiddelde kwelflux, volgend uit een stationaire modelberekening. Zoals opgemerkt bij de toepassing in de studiegebieden, dient uit de berekende grondwaterkwel een schatting te worden gemaakt van de kwelflux in de wortelzone.

Het proces van *overstroming* kan eigenlijk niet worden gemeten of berekend. Zoals opgemerkt bij de toepassing in de studiegebieden, kan wel worden waargenomen en gekarteerd waar in het verleden overstroming heeft plaatsgevonden, hetgeen als indicator kan dienen om het gebied te verdelen in delen met overstroming en delen zonder overstroming. Het proces van overstroming kan niet met een grondwatermodel worden berekend.

De *chloriniteit* kan worden geschat met behulp van concentratiemetingen van het oppervlaktewater. Het is echter niet goed mogelijk om een ruimtelijke verdeling van de chloriniteit in terrestrische standplaatsen te bepalen. Met een grondwatermodel kan een conservatieve massabalans worden bijgehouden op basis infiltratie- en kwelfluxen op perceelsniveau. Hiervoor geldt wel hetzelfde als voor de kwelflux: we beschikken over de concentraties op perceelschaal, maar nog niet over de concentraties in de wortelzone. In sommige situaties kan dat voldoende zijn, bijvoorbeeld als uitsluitend infiltratie of

uitsluitend kwel optreedt, maar in situaties waarin beide voorkomen, kunnen we slechts een bandbreedte aangeven. Eventuele aanvoer van inlaatwater is een derde component die de chlorideconcentratie op een perceel bepaalt. Deze term kan niet met een grondwatermodel worden berekend, maar vereist een oppervlaktewatermodel. Op perceelsniveau kan dan een massabalans worden opgesteld op basis van drie termen.

Om de hydrologische stuurvariabelen op de beschreven manier te kunnen bepalen, is en aantal gegevensbronnen benodigd. In het Waternood Instrumentarium wordt uitgegaan van een aantal basisbestanden, waarvan wordt aangenomen dat deze bij waterschappen beschikbaar zijn. Dit zijn:
Gebiedsondergrond (Top10)
Hoogtekaart (AHN)
Bodemkaart (Bodem en Gt)
Grondgebruik (LGN3)
Afwateringseenheden (informatie van waterschappen)
Oppervlaktewatersysteem
Ligging (TOP10, legger)
Kenmerken (Legger, informatie van waterschappen)
(streef)peilen (informatie van waterschappen)
Geohydrologie (Hydrotypen informatie)
Kwel/wegzijging; gemiddelde en amplitude

Verder is dus voor enkele stuurvariabelen een grondwater- of oppervlaktewatermodel benodigd, zeker als behalve naar de actuele situatie ook naar varianten wordt gekeken. In dat geval is eveneens aanvullende informatie nodig over de opbouw van de ondergrond, parameterwaarden voor doorlatendheden en hydraulische weerstanden en informatie over randvoorwaarden.

8.4 Keuze natuurdoeltypen

Het detailniveau waarop de doeltypen zijn omschreven en ruimtelijk toegekend verschilt in de twee proefgebieden. De doeltypen die zijn gebruikt in de Strijbeekse Heide zijn vrij nauw omgrensd en het is dan ook meestal goed aan te geven welke hydrologische voorwaarden de typen stellen. De doeltypen die zijn gebruikt in het proefgebied Reeuwijk zijn veel breder gedefinieerd. Wordt uitgegaan van dergelijke breed gedefinieerde doeltypen, dan moet er rekening mee worden gehouden dat in de omschrijving van het doeltype vegetatietypen kunnen staan die in de betreffende regio niet voor komen. In het geval van kwel en overstroming kunnen makkelijk verkeerde conclusies worden getrokken als hiermee geen rekening wordt gehouden.

In beide proefgebieden blijkt dat de doelrealisatie zeer sterk afhankelijk is van de keuze van het doeltype. Is het type nauw gedefinieerd dan is de doelrealisatie over het algemeen laag, is het type ruim omschreven dan is de doelrealisatie meestal hoog. Dit sluit aan bij de resultaten uit de studie "Waternood De Leijen" (Finke et al. 2000), waarin bleek dat de verschillen in doelrealisatie veel meer worden bepaald door verschillen in doeltype dan door verschillen in hydrologie.

Strikt genomen vormt de keuze van het doeltype geen onderdeel van de Waternood-procedure. Omdat deze keuze van het doeltype zo bepalend blijkt te zijn voor de resulterende doelrealisatie zou hieraan in toekomstige Waternood-studies mogelijk wel aandacht moeten worden besteed. Het detailniveau waarop de doeltypen zijn omschreven en ruimtelijk toegekend sluit niet altijd aan bij het schaalniveau waarop water- en terreinbeheerders moeten werken (Runhaar 2001). Een detaillering van de doelen zal daarom vaak nodig zijn. Zoals in par. 8.1 aangegeven kan daarbij behalve van lokale gebiedskennis ook gebruik worden gemaakt van kennis over geografische en historische referenties gebruikt (figuur 8.1).

9 Conclusies en aanbevelingen

9.1 Conclusies

Terrestrische ecologie

- Met de ontwikkeling van doelrealisatiefuncties voor de terrestrische natuur is een belangrijke stap gezet in de ontwikkeling van een algemeen toepasbaar Waternood-instrumentarium. Door uit te gaan van causale relaties tussen hydrologie, standplaats-condities en vegetatie is het mogelijk om de doelrealisatie voor de functie natuur te bepalen in vergelijkbare eenheden als voor de functie landbouw (productie bij gemeten of voorspelde hydrologische omstandigheden ten opzicht van productie bij optimale hydrologische omstandigheden). Hoewel er nog onzekerheden zijn ten aanzien van sommige relaties levert deze aanpak naar verwachting betrouwbaarder en bruikbaarder resultaten op dan een benadering waarin regimecurves afkomstig van referentieplekken worden gebruikt als norm.
- De relaties met kwel en overstroming zijn in het huidige overzicht slechts summier uitgewerkt. Voornaamste probleem vormt het feit dat kwel en overstroming slechts indirect van invloed zijn op de vegetatie, en dat er dus geen algemeen geldende relaties zijn aan te geven. Dit probleem zou kunnen worden opgelost door in de database alleen de relatie met operationele standplaatsfactoren aan te geven (aëratie, vochtvoorziening, zuurgraad, voedselrijkdom en chloriniteit), en aparte modules in het Waternood-instrumentarium op te nemen die het mogelijk maken om de operationele standplaatsfactoren te berekenen als functie van de hydrologie.
- Voor de factor vochtvoorziening is een dergelijke aanpak al gevolgd en ook voor de zuurgraad lijkt een dergelijke benadering op korte termijn haalbaar. Met behulp van bestaande modellen kunnen functies worden opgesteld die het mogelijk maken om – afhankelijk van het bodemtype, de grondwaterkwaliteit en de atmosferische depositie- te bepalen welke kwelflux nodig is om een bepaalde zuurgraad te realiseren
- Voor de factor overstroming is een dergelijke aanpak echter niet mogelijk omdat basale kennis over de effecten van overstroming op de voedselrijkdom ontbreekt. Omdat waterberging een belangrijk thema is in het waterbeheer is deze kennis onontbeerlijk.
- Onvoldoende duidelijk is nog wat in natte systemen (met grondwaterstanden dicht bij maaiveld in winter en voorjaar) de betekenis is van de laagste grondwaterstanden. Zijn de laagste grondwaterstanden kritisch, en zo ja via welke mechanismen ?

Aquatische ecologie

- Om het waternoodinstrumentarium bruikbaar te maken in gebieden waar waternatuur een belangrijke rol speelt is het nodig ook voor aquatische natuur een doelbenadering uit te werken, waarmee het mogelijk is de doelrealisatie van aquatische natuurdoelen te bepalen als functie van onder meer de oppervlaktewaterkwaliteit.

- De eerste aanzet tot doelbenadering van aquatische natuur in de proefgebieden bleek goed bruikbaar als knelpuntenanalyse. De schattingen van de actuele doelrealisatie zijn een redelijke weergave van de huidige toestand van de aquatische natuur.
- Met de in het Waternoodproject 'Aquatische ecologie' ontwikkelde effectgerichte benadering is een zekere standaardisatie mogelijk van de beoordeling van de effecten van inrichtingsmaatregelen op de aquatische natuur. Omdat het gaat om een semi-kwantitatieve methode die sterk leunt op deskundigenoordeel blijven de uitkomsten echter sterk afhankelijk van de inzichten en de kennis van de gebruiker.

Toepassing in de proefgebieden

- Voor de terrestrische natuurdoelen lijkt de Waternood-benadering goed uitvoerbaar op basis van de huidige, in het Waternood-instrumentarium ingebouwde kennis. Wel zal de beschikbaarheid van basisgegevens soms een knelpunt kunnen vormen.
- Basisvoorwaarde is in ieder geval dat er actuele en voldoende gedetailleerde gegevens zijn over de grondwaterstanden. Indien maatregelen doorgerekend dienen te worden is de beschikbaarheid van een grondwatermodel bijna onontbeerlijk.
- Voornaamste knelpunt in het Pleistocene gebied vormde de berekening van de ecologisch relevante kwel, omdat het met het huidige hydrologische modelinstrumentarium onvoldoende mogelijk is onderscheid te maken tussen kwel naar de drainagemiddelen en kwel naar de wortelzone. Daarnaast is het ook niet goede mogelijk de overstromingsintensiteit te voorspellen. Aangezien de relatie tussen overstroming en doelrealisatie bij gebrek aan gegevens niet is uitgewerkt vormt dat laatste (nog) geen knelpunt.
- In het Holocene proefgebied is de oppervlaktewaterkwaliteit de meest bepalende variabele. Voor de bepaling van de doelrealisatie in de huidige situatie kan worden uitgegaan van waterkwaliteitsmetingen. De doelrealisatie na uitvoering van waterhuishoudkundige ingrepen is echter veel lastiger te bepalen omdat het met het huidige modelinstrumentarium niet goed mogelijk is de waterkwaliteit te voorspellen. De doelrealisatie na ingrepen is daarom alleen kwalitatief te bepalen.
- De mate van doelrealisatie voor de functie natuur wordt sterk bepaald door de keuze van het doeltype: verschillen in doeltype zijn meer bepalend voor de doelrealisatie dan verschillen in hydrologie. De keuze van het doeltype is daarom een cruciale stap in de bepaling van de doelrealisatie. Het detailniveau waarop de doeltypen zijn omschreven en ruimtelijk toegekend sluit niet altijd aan bij het niveau van het operationele water- en terreinbeheer. Een detaillering zal daarom vaak nodig zijn.

9.2 Aanbevelingen

Terrestrische ecologie

- In de database met doelrealisatiefuncties zijn voorlopig alleen de vanuit natuurbehoudsoogpunt meest relevante vegetatietypen opgenomen. Door de begeleidingscommissie van het project is de wens geuit om ook voor fauna-doelen realisatiefuncties op te stellen. Daarbij werd vooral gedacht aan weidevogels, die met name in laag-Nederland vaak een belangrijke doelcomponent vormen. Daarnaast verdient het aanbeveling om het overzicht uit te breiden tot alle vegetatietypen uit De Vegetatie van Nederland. In de huidige versie zijn alleen de meest beeldbepalende typen opgenomen. In hoeverre ook rompgemeenschappen dienen te worden meegenomen is nog een punt van discussie.
- De doelrealisatie is nu alleen voor optimale omstandigheden (doelrealisatie = 100%) beschreven in termen van soortensamenstelling. Om na te kunnen gaan in hoeverre de vegetatie-ontwikkeling in een terrein spoort met de voorspelde ontwikkeling in doel-

realisatie zou ook aangegeven moeten worden hoe de vegetatie er uit ziet in sub-optimale omstandigheden (doelrealisatie 0-100%). Daartoe zouden verdrogings- en vernattingsreeeksen kunnen worden opgesteld vergelijkbaar met de ontwikkelingsreeksen uit 'Wegen naar natuurdoeltypen'.

- Aanbevolen wordt om ook standplaatseisen te formuleren in termen van zuurgraad en aansluitend daarop functies op te stellen die het mogelijk maken om –afhankelijk van het bodemtype, de grondwaterkwaliteit en de atmosferische depositie- te bepalen welke kwelflux nodig is om de gewenste zuurgraad te realiseren.
- Om uitspraken te kunnen doen over de doelrealisatie als functie van overstroming is het nodig om de komende jaren onderzoek te doen naar de relaties tussen de productiviteit van vegetatie en de overstromingsduur, kwaliteit, slibgehalte en stroomsnelheid van het oppervlaktewater. Gezien de geringe kennis kan daarbij niet worden volstaan met literatuurstudie of 'kennismontage', maar zal gebruik moeten worden gemaakt van veldstudies en experimenten.
- Onderzocht dient te worden wat in natte systemen (met grondwaterstanden dicht bij maaiveld in winter en voorjaar) de betekenis is van de laagste grondwaterstanden. Zijn de laagste grondwaterstanden kritisch, en zo ja via welke mechanismen? Op dit terrein is behoefte aan zowel theorievorming als aan empirisch onderzoek gericht op falsificatie dan wel bevestiging van de ontwikkelde hypotheses.
- Hoewel de bepaling van het doeltype strikt genomen geen onderdeel uitmaakt van de Waternoodprocedure is deze stap dermate cruciaal voor de uitkomsten dat hieraan in de verdere methode-ontwikkeling aandacht zou moeten worden besteed.
- Aanbevolen wordt om in het Waternood-instrumentarium ook een applicatie op te nemen die het mogelijk maakt om op grond van de bodemkaart, een hoogtebestand en de tabel met grondwaterkarakteristieken een referentiegrondwaterstand te bepalen. Deze referentiegrondwaterstand kan gebruikt worden om de geografische passendheid en het ambitieniveau van de natuurdoelen te toetsen en de doelen waar nodig te detailleren.

Aquatische ecologie

- Aanbevolen wordt om voor alle aquatische natuurdoeltypen doelrealisatiefuncties op te stellen op een vergelijkbare manier als is gebeurd voor de terrestrische natuur. Voor de ontwikkeling van doelrealisatiefuncties kan niet worden volstaan met de normen uit het STOWA-beoordelingssysteem en aquatisch supplement, aangezien deze alleen informatie geven over het optimum en niet over kritische waarden waarboven of waar beneden het type niet meer kan worden gerealiseerd.

Toepassing instrumentarium

- Om het Waternoodinstrumentarium optimaal te kunnen gebruiken verdient het aanbeveling om gebruik te maken een grondwatermodel voor het onderzoeksgebied. Daarbij zal aandacht moeten worden besteed aan een uitbreiding van bestaande hydrologische modellen zodanig dat de voor de natuur relevante hydrologische parameters, zoals de kwel naar de wortelzone of de overstroming met oppervlaktewater, berekend kunnen worden.
- Een aanbeveling is om daarnaast te investeren in ontwikkeling van hydromorfologische modellen en waterkwaliteitsmodellen die gebruikt kunnen worden om de veranderingen in oppervlaktewaterkwaliteit als gevolg van waterhuishoudkundige maatregelen te kunnen voorspellen.

Gezien de knelpunten bij toepassing in het Holoceen proefgebied is een discussie nodig over de vraag of de Waternood-methode in zijn huidige opzet wel goed uitvoerbaar is in laag-Nederland, en welke aanpassingen/uitbreidingen nodig zijn in het Waternood-instrumentarium daarvoor geschikt te maken.

Literatuur

Aggenbach, C.J.S., A.J.M. Jansen, W.Pik en W.J.M.K. Senden, 1995. Onderzoek naar de gewenste grond- en oppervlaktewatersituatie in de hydrologisch gevoelige natuurgebieden in de provincie Limburg. Rapport KOA 95.052. KIWA, Nieuwegein.

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.

Awater, R.H.C.M. & P.J.M. de Laat (1980); Groundwater flow and evapotranspiration, a simulation model. Part 1: theory. Commissie bestudering waterhuishouding Gelderland, Arnhem.

Bakel, P.J.T. van en J. Huygen (2001) Technisch document: Doelrealisatie landbouw in De Leijen. Een aanzet tot invulling en operationalisering van de methode Waternood. Bijlage op CD-ROM in: Finke et al. 2001.

Bal, D., Beije, H. M., Hoogeveen, Y. R., Jansen, S. R. J., and Van der Reest, P. J. (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Wageningen, IKC-rapport 11.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. EC-LNV, Wageningen.

Blokland, K.A. & R.J.M. Kleijberg. De gewenste grondwatersituatie voor terrestrische natuurdoelen. Holoceen Nederland 1997. NOV-rapport 3.2. STOWA.

Dam, J.C. van (2000) Field-scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Proefschrift, Universiteit Wageningen.

De Louw, P.G.B., R.J. Stuurman & G. Van Wirdum (2000); Ecohydrologische systeemanalyse van de Strijbeekse Heide; bestrijding van verdroging vennen en beekdal. TNO-rapport NITG 00-212-B, Delft, 158 pp.

Finke, P.A., W.P.C. Zeeman, G. Schouten, J. Runhaar, P. van der Molen, W. van der Meer, J.J. de Gruijter, M.F.P. Bierkens, P.J.T. van Bakel, J. Hoeks (2001) Beter werken met Watenood. Een proeftoepassing in De Leijen. Alterra-rapport 267. Alterra, Wageningen.

Finke, P.A., T. Hoogland, M.F.P. Bierkens, D.J. Brus en F. de Vries (1999) Pilot naar grondwaterkaarten in het Weerijsgebied.

Gehrels, J.C. (1999); Groundwater level fluctuations; separation of natural from anthropogenic influences and determination of groundwater recharge in the Veluwe area, the Netherlands. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam, 269 pp.

Gehrels, J.C., A.H.M. Kremers, C.B.M. te Stroet, P.T.M. Vermeulen, G. van Wirdum, J.A.M. van der Gun & G. de Lange (2000); Uitwerking duurzaam waterbeheer in het Herinrichtinggebied Reeuwijk; Bruisend Water als leidraad voor waterberging en dynamisch peilbeheer. TNO-rapport NITG-00-128-B, Delft, 100 pp.

Gehrels, J.C., J. Runhaar, G. van der Lee, W. van der Linden & P.G.B. de Louw, 2002. Waternood. Deelrapport: Functieafweging op basis van doelrealisatie en waardering. Methode en toepassing. STOWA, Utrecht.

Gooijer 2001. Abiotische randvoorwaarden voor de Brabantse natuurdoeltypen. Stageverslag. DLG, Tilburg/Hogeschool Zeeland.

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.

Higler, L. W. G. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren. Wageningen, Rapport EC-LNV nr. AS-07.

Hoogland, T., J. Runhaar en M.F.P Bierkens (2001) DOENAT: Een applicatie voor de allocatie van natuurdoeltypen en berekening van de doelrealisatie. Modelbeschrijving en toepassingen. Alterra-rapport 400, Alterra, Wageningen.

IWACO, 2000. Gewenste grond- en oppervlaktewaterregime in Flevoland, pilotgebied Knardijk. Eindrapportage.

Jaarsma, N. G. and Verdonschot, P. F. M. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 10, Regionale kanalen. Wageningen, Rapport EC-LNV nr AS-10.

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.

Jansen, P.C., F. De Vries & J. Runhaar, 1998. Grondwaterkarakteristieken van bodemeenheden. Toelichting bij de aanpassingen ten behoeve van de provincie Gelderland, Waterschap Rijn en IJssel en Waterschap Vallei en Eem. Interne mededeling 531. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Jansen, P.C., F. De Vries & J. Runhaar, 1998a. Grondwaterkarakteristieken van bodemeenheden. Toelichting bij de aanpassingen ten behoeve van het Waterschap Wolt en Wieden en Waterschap Meppelerdiep. Interne mededeling 536. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Jansen, P.C., F. de Vries en J. Runhaar, 1999. Grondwaterkarakteristieken van bodemeenheden. Het oorspronkelijke grondwaterregime ontleend aan bodemkenmerken. Rapport 694. Staring Centrum, Wageningen.

Jansen, P.C., J. Runhaar, J.P.M. Witte & J.C. van Dam (2000) Vochtindicatie van grasvegetaties in relatie tot de vochttoestand van de bodem. Alterra-rapport 57. Alterra, Wageningen.

Jansen, P.C. en J. Runhaar, 2000. Afwegingen bij het vaststellen van het optimale grondwaterregime voor natuurgebieden. Stromingen 6: 22-32.

Jansen, P.C. en J. Runhaar, 2001. Droogtestress als functie van grondwaterstand en bodemtype, Rapport 367, Alterra, Wageningen.

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.

Kros, J., 2002. Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. Alterra Scientific contributions 7. Alterra, Wageningen.

Leerdam, A. van, M. Limbeek, H. Los, M. Ouboter (2000); Ecohydrologisch herstel Reeuwijkse Plassen. IWACO/WL | Delft Hydraulics, Rotterdam, 36 pp.

Nijboer, R. C. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, Sloten. Wageningen, EC-LNV nr. AS-06

Peereboom, I., 1999. Gewenste grond- en oppervlaktewaterregime Noord-Brabant. Toepassing van de methode 'Gewenste grondwatersituatie Noord-Brabant' voor het bepalen van de optimale grondwaterstanden voor de sectoren natuur, landbouw, multifunctioneel bos en bebouwing. Werkdocument 99.168x. RIZA, Lelystad.

Projectgroep GGOS en classificatie, 1999. Gewenste Grond- en Oppervlaktewater-Situatie voor Bos- en Natuurgebieden. Waterschap Reest en Wieden, Meppel.

Projectgroep Waternood (1998) Grondwater als leidraad voor het oppervlaktewater. DLG-publicatie 1998/2. DLG, Utrecht.

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: 277-359.

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., R. Van Ek, F. Klijn, R.E. Ruijtenberg & R.J. Stuurman, 1998. Gewenste grondwatersituatie natuur. Bepaling van de optimale grondwatersituatie op provinciale schaal. Landschap 15: 181-194.

Runhaar, J. Definitiestudie OGR: deelrapport ecologie, 2001 Advies aan werkgroep GGOR van provincies Groningen, Drenthe en Overijssel en de inliggende waterschappen. Alterra, Wageningen.

Runhaar, J., P.J.T. van Bakel, M.F.P. Bierkens en P.A. Finke, 2002. Werken met Waternood. Proeftoepassing in het gebied De Leijen. Stromingen 8:15-31.

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.

Schaminée, J. en A.J.M. Jansen (red), 1998. Wegen naar natuurdoeltypen 1. Ontwikkelingsreeksen ten behoeve van het herstelbeheer en natuurontwikkeling sporen A en B. Rapport 26. IKC-natuurbeheer, Wageningen.

Schaminée, J., A.J.M. Jansen, C.J.S. Aggenbach, R. Haveman, H. Sierdsema, N.A.C. Smit, R. van 't Veer, 2001. Wegen naar natuurdoeltypen 2. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling sporen B en C. Rapport 46, EC-LNV, Wageningen.

Sival, F.P., P.C. Jansen, B.S.J. Nijhof en A.H.,Heidema, 2002 in prep. Overstroming en vegetatie. Literatuurstudie over de effecten van overstroming op voedselrijkdom en zuurgraad. Alterra, Wageningen.

Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée en P.W.F.M. Hommel (1999). De vegetatie van Nederland. Deel 5: Ruigten, struwelen en bossen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

STOWA, 1993. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën. Rapport 93-14. STOWA, Utrecht.

STOWA, 1993a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten. Rapport 93-15. STOWA, Utrecht.

STOWA, 1999. STOWA onderzoeksprogramma Waternood. STOWA, Utrecht.

Stuurman, R.J., G. van Beusekom & J. Reckman (2000); Watersystemen in beeld; een beschrijving en kaarten van de grond- en oppervlaktewatersystemen van Noord-Brabant. TNO-rapport NITG 00-10-A, Delft, 67 pp.

Van der Molen, J.S. en P.F.M Verdonschot, 2002. Waternood. Deelrapport: Effecten op aquatische ecosystemen. STOWA, Utrecht.

Van Ek, R.., F. Klijn, J. Runhaar, R. Stuurman, W. Tamis en J. Reckman, 1997. Gewenste grondwatersituatie Noord-Brabant. Deelrapport 1: Methodeontwikkeling voor het bepalen van de optimale sectorale grondwatersituatie voor de natuur. RIZA, Lelystad.

Verdonschot P. et al, 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. WEW-06, STOWA 95-03, Utrecht.

Wamelink, W. en J. Runhaar, 2000. Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen. Rapport 181. Alterra, Wageningen.

Witte, J.P.M. en J. Runhaar (2000) Planten als indicatoren voor water; in: Stromingen, 6(1): 5-21

Wolfswinkel , R., K. Sloots, T Tiebosch en E. van den Berg, 2001. Methodiek voor het vaststellen van het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime. H2O 4: 13-15.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman & J. Stolte (1994); Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. DLO-Staring Centrum, Techn. Doc. 18, Wageningen, 66 pp.

Bijlage 1 Begrippenlijst

grond – en oppervlaktewaterregime (AGOR)
Het grond- en oppervlaktewaterregime in de huidige situatie

Aquatisch
Aan oppervlaktewater gebonden. Heeft betrekking op systemen die het merendeel van het jaar onder water staan en hooguit kortstondig droogvallen.

Chloriniteit
Het gehalte aan chloride van grond- of oppervlaktewater.

Doelrealisatie
Mate waarin een gepland doel wordt bereikt. In Waternood gedefinieerd als het quotiënt van de werkelijke productie bij een bepaalde vorm van bodemgebruik potentiële en de productie bij hetzelfde bodemgebruik onder hydrologisch ideale omstandigheden, uitgaande van veeljarige gemiddelde omstandigheden. Voor de natuur in deze studie gedefinieerd als de mate waarin het geldende natuurdoeltype ontwikkeld kan worden. Bij terrestrische natuurdoelen gedefinieerd in de vorm van een vegetatietype is de doelrealisatie 100% als het betreffende vegetatietype in goed ontwikkelde vorm (dat wil zeggen zoals beschreven in De Vegetatie van Nederland) voorkomt. Bij natuurdoeltypen omschreven als combinaties van vegetatietypen is de doelrealisatie afhankelijk van de interpretatie van het natuurdoeltype. Wordt gekozen voor een ruime interpretatie dan is de doelrealisatie 100% wanneer ten minste één van de vegetatietypen in goed ontwikkelde vorm kan voorkomen. Als het type smal wordt geïnterpreteerd is de doelrealisatie pas 100% wanneer een redelijk deel of alle vegetatietypen uit het doeltype goed ontwikkeld kunnen voorkomen.

Doelrealisatieklasse
Mate van doelrealisatie weergegeven in klassen. Bij klasse A (optimaal) is de doelrealisatie meer dan 90%, bij klasse B (aanvaardbaar, niet optimaal) 75-90% en bij klasse C (niet aanvaardbaar) minder dan 75 %. In het Waternoodrapport worden ook wel grondwaterstanden ingedeeld in doelrealisatieklassen (zie par. 2.3 en figuur 2.6), maar dat is strikt genomen niet juist omdat er geen eenduidige verband bestaat tussen de grondwaterstand op een bepaalde datum en de uiteindelijke doelrealisatie (heeft betrekking op een veeljarige gemiddelde). Het is daarom beter de doelrealisatieklassen alleen te betrekken op de doelrealisatie zelf.

Doelrealisatiefunctie
Functie die de mate van doelrealisatie geeft op basis van de waarde van een hydrologische stuurvariabele.

Doeltypebenadering
Benadering waarbij het optimale grond- en oppervlaktewaterregime voor de functie natuur wordt afgeleid uit de geplande doeltypen.

Droogtestress
De stress die onstaat doordat onvoldoende water beschikbaar is voor verdamping. In deze studie gedefinieerd als het gemiddeld aantal dagen per jaar dat de vochtspanning in de wortelzone (op 12.5 cm onder maaiveld) lager is dan –12 m, uitgaand van een standaard grasbegroeiing.

Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG)
De langjarig gemiddelde grondwaterstand in de periode maart-april of op 1 april (afhankelijk van precieze definiëring).

Gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG)
Het langjarig gemiddelde van de drie hoogste grondwaterstandsmetingen uit een jaar bij meting eens in de 14 dagen.

Gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG)
Het langjarig gemiddelde van de drie hoogste grondwaterstandsmetingen uit een jaar bij meting eens in de 14 dagen

Gewenst grond – en oppervlaktewaterregime (GGOR)
Het grond- en oppervlaktewaterregime dat na afweging van de verschillende belangen wordt gedefinieerd als de gewenste situatie, en dat richtinggevend is voor het grondwater- en oppervlaktewaterbeheer.

Grond- en oppervlaktewaterregime
Een beschrijving van de waterhuishoudkundige omstandigheden en de variatie daarin op een bepaalde plek.

Hydrologische (rand)voorwaarde
Waterhuishoudkundige eisen waaraan een standplaats moet voldoen vanuit de geplande functie. Binnen natuurbeheer is het gebruikelijk om te spreken van abiotische randvoorwaarden. Strikt genomen is het beter te spreken van voorwaarden (de relatie met de waterhuishouding staat centraal in deze studie), maar vanwege de herkenbaarheid is de term randvoorwaarden gehandhaafd.

Hydrofyt
Een plant of plantensoort die is aangepast aan het groeien in water (=waterplant).

Hygrofyt
Een plant of plantensoort die is aangepast aan het groeien op langdurig met water verzadigde of geïnundeerde bodems. Hieronder vallen onder meer planten die in staat zijn met luchtweefsels zuurstof naar de wortels te transporteren (riet, zeggen, biezen).

Inundatie
Het onder water staan of komen te staan van terrestrische standplaatsen. Inundatie kan plaatsvinden met van elders aangevoerd oppervlaktewater, met neerslagwater of met uittredend grondwater.

Overstroming
Het onder water staan of komen te staan van terrestrische standplaatsen met van elders aangevoerd oppervlaktewater.

Kwel
Het uittreden van grondwater. Het water kan uittreden via sloten en grotere watergangen, of via het maaiveld en greppels. Voor terrestrische vegetaties is vooral het grondwater van belang dat uitreedt via het maaiveld en de greppels, of dat wordt afgevoerd via capillaire opstijging en verdamping.

Mesofyt
Een plant of plantensoort die voorkomt op standplaatsen die niet langdurig onder water staan en die niet of slechts in geringe mate bestand is tegen droogtestress.

Natuurdoeltype
Een omschrijving van het type natuur dat voor een bepaald gebied wordt nagestreefd. Wordt voor terrestrische systemen meestal gedefinieerd in termen van vegetatietypen, soms ook in termen van fauna (weidevogelgraslanden).

Omgevingsfactor
Een eigenschap van het abiotische deel van een ecosysteem die bepalend is voor het functioneren van de in het ecosysteem voorkomende organismen. In terrestrische systemen wordt hiervoor vaak het smaller gedefinieerde begrip 'standplaatsfactor' gebruikt.

Optimale grond- en oppervlaktewaterregime (OGOR)
Het grond en oppervlaktewaterregime dat vanuit de betreffende functie als optimaal wordt ervaren.

Regimecurve
Grafiek waarin per datum de langjarig gemiddelde (grond)waterstand op die datum wordt weergegeven.

Referentie
Een situatie uit een ander gebied (geografische referentie) of een andere tijd (historische referentie) die dient als vergelijkingsbasis voor de onderzochte situatie. Een referentie kan dienen om een bepaald systeem beter te begrijpen (hoe ziet een gebied er uit in een onverdroogde situatie?) en kan dienen als basis voor het streefbeeld.

Referentiebenadering
Benadering waarbij het optimale grond- en oppervlaktewaterregime voor de functie natuur wordt afgeleid uit een vergelijking met een referentie.

Referentiegrond- en oppervlaktewaterregime (RGOR)
Het grond- en oppervlaktewaterregime in de referentiesituatie. Meestal gaat het om een historische referentie, waarbij de waterhuishouding in verleden wordt gebruikt als basis voor een vergelijking met de huidige situatie.

Rompgemeenschap
Een type vegetatie waarin de meer kritische soorten die onderscheidend zijn voor vegetatietypen op het niveau van associaties ontbreken. Het gaat meestal om relatief soortenarme vegetaties, vaak door verstoring (verdroging, verzuring, vermesting) ontstaan uit vegetaties waarin deze differentiërende soorten wel voorkwamen.

Standplaats
De directe omgeving van een plant waarbinnen min of meer homogene groeiomstandigheden worden aangetroffen.

Standplaatsfactor
Een eigenschap van een standplaats die bepalend is voor het functioneren van planten en daarmee uiteindelijk voor de soortensamenstelling van de vegetatie. Kan worden onderscheiden in operationele standplaatsfactoren (aëratie, vochtleverantie, zuurgraad, chloridegehalte, voedselrijkdom) die meer direct inwerken op de vegetatie, en conditionerende standplaatsfactoren die werken via de operationele factoren (bijvoorbeeld de grondwaterstand en de bodemtextuur die bepalend zijn voor de vochtleverantie).

Stuurvariabele
Een door het beheer (in dit geval: waterbeheer) te sturen variabele die direct of indirect van grote invloed is op de doelvariabele (in dit geval: natuur).

Terrestrisch
Aan land gebonden. Heeft betrekking op systemen die het merendeel van het jaar droog staan.

Tijdstijghoogtereeks
Grafiek of tabel waarin per datum de grondwaterstand op die datum wordt aangegeven.

Vegetatietype
Een karakterisering van een bepaalde combinatie van plantensoorten zoals die op één of meerdere plaatsen buiten kan worden aangetroffen. Voor de indeling naar vegetatietypen is hier uitgegaan van het standaardwerk 'De Vegetatie van Nederland'. Het is een hiërarchisch systeem waarin typen worden onderscheiden op het niveau van sub-associaties, associaties, verbonden, orden en klassen. In De Vegetatie van Nederland wordt aangegeven welke soorten kenmerkend zijn voor welke vegetatietypen.

Verwachte grond- en oppervlaktewaterregime (VGOR)
Het grond- en oppervlaktewaterregime zoals dat voorspeld wordt in een situatie na het nemen van maatregelen.

Xerofyt
Een plant of plantensoort die is aangepast aan het groeien op standplaatsen met droogtestress.

Bijlage 2 Overzicht vegetatietypen opgenomen in database met hydrologische randvoorwaarden

In de onderstaande tabel staat aangegeven voor welke vegetatietypen uit De Vegetatie van Nederland de hydrologische randvoorwaarden zijn uitgewerkt. Uitgegaan is van de selectie van typen zoals gebruikt in het project 'Abiotische Randvoorwaarden Natuurdoeltypen (Wamelink en Runhaar 2001). Een aantal met een * aangeduide typen zaten niet in het originele bestand van het project abiotische randvoorwaarden en zijn in het kader van dit project toegevoegd. De randvoorwaarden zijn i.t.t. de overige niet door een deskundigen panel geschat, maar alleen op basis van literatuur en de expertkennis van beide bovengenoemde auteurs.

associatie	wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
6Aa1*	Isoeto-Lobelietum	associatie van biesvaren en waterlobelia
6Ab1*	Echinodoro-Potametum graminei	associatie van ongelijkbladig fonteinkruid
6Ac3	Eleocharitetum multicaulis	Associatie van Veelstengelige waterbies
6Ac4	Samolo-Littorelletum	Associatie van Waterpunge en Oeverkruid
7Aa2	Pellio epiphyllae-Chrysosplenietum oppositifolii	Associatie van Paarbladig goudveil
8Ab1	Rorippo-Oenanthetum	Watertorkruid-associatie
8Ba2	Cicuto-Caricetum pseudocyperi	Associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge
8Bb4	Typho-Phragmitetum	Riet-associatie
8Bc1*	Caricetum Ripariae	Oeverzegge-associatie
8Bc2	Caricetum gracilis	Associatie van Scherpe zegge
9Aa1	Caricetum trinervi-nigrae	Associatie van Drienervige zegge en Zwarte zegge
9Aa2	Pallavicinio-Sphagnetum	Veenmosrietland
9Aa3	Carici curtae-Agrostietum caninae	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge
9Ba1	Scorpidio-Caricetum diandrae	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge
9Ba3	Parnassio-Juncetum atricapilli	Associatie van Duinrus en Parnassia
9Ba4	Junco baltici-Schoenetum nigricantis	Knopbies associatie
9Ba5	Equiseto variegati-Salicetum repentis	Associatie Bonte paardestaart Moeraswespenorchis
10Aa1	Sphagnetum cuspidato-obesi	Waterveenmos-associatie
10Aa2	Sphagno-Rynchosporetum	Associatie van Veenmos en Snavelbies
10Aa3	Caricetum limosae	Veenbloembies-associatie
10Ab1*	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae	associatie van draadzegge en veenpluis
11Aa1	Lycopodio-Rhynchosporetum	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies
11Aa2	Ericetum tetralicis	Associatie van Gewone dophei
11Aa2a	Ericetum tetralicis sphagnetosum	Associatie van Gewone dophei, veenmosrijke subassociatie
11Aa2b	Ericetum tetralicis vaccinietosum	Associatie van Gewone dophei, subassociatie met Bosbes en Vossebes
11Aa2c	Ericetum tetralicis typicum	Associatie van Gewone dophei, typische subassociatie

11Aa2d	Ericetum tetralicis cladonietosum	Associatie van Gewone dophei, korstmosrijke subassociatie
11Aa2e	Ericetum tetralicis orchietosum	Associatie van Gewone dophei, orchideeënrijke subass.
11Aa3	Empetro-Ericetum	Associatie van kraaihei en Gewone dophei
11Ba1	Erico-Sphagnetum magellanici	Associatie van Gewone dophei en Veenmos
11Ba2	Sphagno palustris-Ericetum	Moerasheide
12Ba1	Ranunculo-Alopecuretum geniculati	Associatie van Geknikte vossestaart
12Ba3	Trifolio fragiferi-Agrostietum stoloniferae	Assiciatie van Aardbeiklaver en Fioringras
13Aa1	*Cerastietum pumili*	Associatie van Tengere veldmuur
14Aa1	Spergulo-Corynephoretum	Associatie van Buntgras en Heidespurrie
14Aa2	Violo-Corynephoretum	Duin-buntgras associatie
14Ba1	Ornithopodo-Corynephoretum	Vogelpootjes-associatie
14Bb1	Festuco-Thymetum serpylli	Associatie van Schapegras en Tijm
14Bb2	Festuco-Galietum veri	Duin-Struisgras-associatie
14Bc1	Sedo-Thymetum pulegioides	Associatie van Vetkruid en Tijm
14Bc2	Medicagini-Avenetum pubescentis	Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver
14Ca1	Phleo-Tortuletum ruraliformis	Duinsterretjes-associatie
14Ca2	Sileno-Tortuletum ruraliformis	Kegelsilene-associatie
14Cb1	Taraxaco-Galietum veri	Duin-paardebloem associatie
14Cb2	Anthyllido-Silenetum	Associatie van Wondklaver en Nachtsilene
15Aa1	Gentiano-Koelerietum	Kalkgrasland
16Aa1	Cirsio dissecti-Molinietum	Blauwgrasland
16Aa1a	Cirsio dissecti-Molinietum nardetosum	Blauwgrasland, subassociatie met Borstelgras
16Aa1b	Cirsio dissecti-Molinietum typicum	Blauwgrasland, typische subassociatie
16Aa1c	Cirsio dissecti-Molinietum peucedanetosum	Blauwgrasland, subassociatie met Melkeppe
16Aa1d	Cirsio dissecti-Molinietum parnassietosum	Blauwgrasland, subassociatie met Parnassia
16Ab1	Crepido-Juncetum acutiflori	Veldrus-associatie
16Ab2	Rhinantho-Orchietum morionis	Associatie van Harlekijn en Ratelaar
16Ab4	Ranunculo-Senecionetum	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid
16Ab6	Angelico-Cirsietum oleracei	Associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge
16Ba1	Fritillario-Alopecuretum pratensis	Kievitsbloem-associatie
16Bb1	Arrhenatheretum elatioris	Glanshaver associatie
16Bb1a*	*Arrhenatheretum elatioris typicum*	*Glanshaver associatie, typische subassociatie*
16Bb1b*	Arrhenatheretum elatioris festucetosum arundinaceae	Glanshaver associatie, subassociatie met Rietzwenkgras
16Bb1c*	Arrhenatheretum elatioris luzuletosum campestris	Glanshaver associatie, subassociatie met Gewone veldbies
16Bb1d*	Arrhenatheretum elatioris medicaginetosum falcatae	Glanshaver associatie, subassociatie met Sikkelklaver
16Bc1	Lolio-Cynosuretum	Kamgrasweide
16Bc1a*	Lolio-Cynosuretum typicum	Kamgrasweide, typische subassociatie
16Bc1b*	Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi	Kamgrasweide, subassociatie met Moerasrolklaver
16Bc1c*	Lolio-Cynosuretum hordeetosum	Kamgrasweide, subassociatie met Veldgerst
16Bc1d*	Lolio-Cynosuretum plantaginetosum mediae	Kamgrasweide, sunassociatie met Ruige weegbree
17Aa1a	Rubo-Origanetum typicum	Associatie van Dauwbraam en Marjolein, typische subassociatie
17Aa1b	Rubo-Origanetum festucetosum arundinaceae	Associatie van Dauwbraam en Marjolein, subassociatie met Rietzwenkgras
17Aa2	Polygonato-Lithospermetum	Associatie van Parelzaad en Salomonszegel
18Aa1	Hyperico pulchri-Melampyretum pratensis	Associatie van Hengel en Witbol
18Aa2	Hieracio-Holcetum mollis	Associatie van Boshavikskruid en Gladde witbol

19Aa1	Galio hercynici-Festucetum ovinae	Associatie van Liggend walstro en Schapegras
19Aa2	Gentianeto pneumonanthes-Nardetum	Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras
19Aa3	Botrychio-Polygaletum	Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem
20Aa1	Genisto anglicae-Callunetum	Associatie van Struikhei en Stekelbrem
20Ab1	Carici arenariae-Empetretum	Associatie van Zandzegge en Kraaihei
20Ab2	Polypodio-Empetretum	Associatie van Eikvaren en Kraaihei
20Ab3	Salici repentis-Empetretum	associatie van Kruipwilg en Kraaihei
20Ab4	Pyrolo-Salicetum	Associatie van Wintergroen en Kruipwilg
25Aa2	Salicornietum brachystachyae	Associatie van Kortarige zeekraal
26Ab1	Puccinellietum distantis	Associatie van Stomp kweldergras
26Ac1	Juncetum gerardi	Associatie van Zilte rus
27Aa2	Centaurio-Saginetum	Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia
28Aa1	Cicendietum filiformis	Draadgentiaan associatie
28Aa2	Isolepido-Stellarietum uliginosi	Associatie van Borstelbies en Moerasmuur
29Aa2	Rumicetum maritimi	Associatie van Goudzuring en Moerasandijvie
29Aa4	Eleocharito acicularis-Limoselletum	Slijkgroen associatie
30Aa1	Kickxietum spuriae	Stoppelleeuwebekjes-associatie
30Aa2	Papaveri-Melandrietum noctiflori	Nachtkoekoeksbloem-associatie
30Ab1	Veronico-Lamietum hybridi	Associatie van Grote ereprijs en Witte krodde
30Ab3	Chenopodio-Oxalidetum fontanae	Associatie Korrelganzevoet Stijve klaverzuring
30Ba1	Scleranthο annui-Arnoseridetum	Korensla associatie
30Ba2	Papaveretum argemones	Associatie van Ruige klaproos
30Bb1	Spergulo arvensis-Chrysanthemetum	Associatie van Gele ganzebloem
31Aa1	Bromo-Corispermetum	Vlieszaad-associatie
31Aa2	Erigeronto-Lactucetum	Associatie van Raketten en Kompassla
31Ab3	Balloto-Arctietum	Associatie van Ballote en andere Netels
31Ba1	Echio-Verbascetum	Slangekruid-associatie
32Aa1	Valeriano-Filipenduletum	Associatie van Moerasspirea en Valeriaan
32Ba2a	Soncho-Epilobietum hirsuti	Moerasmelkdistel-associatie (subass. a)
32Ba3	Oenantho-Althaeetum	Associatie van Strandkweek en Heemst
35Aa1	Rubetum grati	Associatie van Bronskleurige bosbraam
35Aa2	Rubetum silvatici	Associatie van Witte bosbraam
36Aa1	Salicetum auritae	Associatie van Geoorde wilg
36Aa2	Salicetum cinereae	Associatie van Grauwe wilg
37Aa1	Pruno-Rubetum vestiti	Associatie van Fluweelbraam en Sleedoorn
37Ab1	Pruno-Crataegetum	Associatie van Sleedoorn en Eensteilige meidoorn
37Ab2	Roso-Juniperetum	Associatie van Hondsroos en Jeneverbes
37Ac1	Hippophao-Sambucetum	Associatie van Duindoorn en Vlier
37Ac2	Hippophao-Ligustretum	Associatie van Duindoorn en Liguster
37Ac3	Rhamno-Crataegetum	Associatie van Wegedoorn en Eenstijlige meidoorn
37Ac4	Pruno spinosae-Ligustretum	Associatie van Rozen en Liguster
37Ac5	Orchio-Cornetum	Associatie van Hazelaar en Purperorchis
38Aa2	Irido-Salicetum albae	Lissen-ooibos
39Aa1	Thelypterido-Alnetum	Moerasvaren-Elzenbroek
39Aa2	Carici elongatae Alnetum	Elzenzegge-Elzenbroek
40Aa1	Erico-Betuletum pubescentis	Dophei-Berkenbroek
40Aa2	Carici curtae-Betuletum pubescentis	Zompzegge-Berkenbroek

41Aa1	Dicrano-Juniperetum	Gaffeltandmos-Jeneverbesstruweel
41Aa2	Cladonio-Pinetum sylvestris	Korstmossen-Dennenbos
41Aa3	Leucobryo-Pinetum	Kussentjesmos-Dennebos
42Aa1	Betulo-Quercetum roboris	Berken-Eikenbos
42Aa1d	Betulo-Quercetum roboris molinietosum	Berken-Eikenbos, subassociatie met Pijpenstrootje
42Aa2	Fago-Quercetum	Beuken-Eikenbos
42Aa2d	Fago-Quercetum molinietosum	Beuken-Eikenbos, subassociatie met Pijpenstrootje
42Aa3	Deschampsio-Fagetum	Bochtige smele-Beukenbos
42Ab1	Luzulo luzuloides-Fagetum	Veldbies-Beukenbos
43Aa1	Violo odoratae-Ulmetum	Abelen-Iepenbos
43Aa2	Fraxino-Ulmetum	Essen-Iepenbos
43Aa3	Crataego-Betuletum pubescentis	Meidoorn-Berkenbos
43Aa5	Pruno-Fraxinetum	Vogelkers-Essenbos
43Ab1	Stellario-Carpinetum	Eiken-Haagbeukenbos

Bijlage 3 Afleiding GVG en droogtestress uit aandeel hygrofyten en xerofyten in de vegetatie.

Bepaling aandeel hygrofyten en xerofyten

Voor de bepaling van het aandeel hygrofyten en xerofyten is gebruik gemaakt van de opnamen die in De Vegetatie van Nederland zijn gebruikt om het betreffende vegetatietype te definiëren. Voor bepaling van het aandeel hygrofyten wordt gebruik gemaakt van de in Runhaar et al. (1997) beschreven methode. Op basis van de indeling in ecologische soortengroepen (Runhaar et al. 1987) zijn soorten ingedeeld in:

- *obligate hygrofyten*, soorten die volgens de indeling in ecologische soortengroepen kenmerkend zijn voor natte standplaatsen;
- *facultatieve hygrofyten*, soorten die zowel op natte als vochtige standplaatsen kunnen voorkomen;
- *mesofyten*, soorten kenmerkend voor vochtige standplaatsen
- *facultatieve xerofyten*, soorten die op zowel vochtige als droge standplaatsen kunnen voorkomen;
- *xerofyten*, soorten die gebonden zijn aan droge standplaatsen.

Met behulp van het programma VEGTOOL (Van 't Zelfde en Runhaar) is vervolgens het aandeel hygrofyten in de vegetatie bepaald als:

$$\frac{\text{(aantal obligate hygrofyten)}}{\text{(aantal obligate hygrofyten + mesofyten + facultatieve xerofyten + xerofyten)}}$$

Het aandeel xerofyten wordt op een vergelijkbare manier bepaald als:

$$\frac{\text{(aantal obligate xerofyten)}}{\text{(aantal obligate hygrofyten + facultatieve hygrofyten + mesofyten + xerofyten)}}$$

Schatting GVG uit aandeel hygrofyten

Tussen het aandeel hygrofyten en de GVG bestaat een sigmoidaal verband (figuur 2.3), dat benaderd kan worden met de formule:

perc.hygrofyten = 100/(1+EXP((GVG-a)/b))

Om uit het percentage hygrofyten de grondwaterstanden te schatten dient gebruik te worden gemaakt van de inverse relatie, die als vorm heeft:

GVG = a + b*LOG((100-perc.hygrofyten)/perc.hygrofyten)

Deze functie is opnieuw met behulp van GENSTAT gefit door de data uit figuur 2.3. Omdat de functie niet gedefinieerd is voor een percentage hygrofyten van 0 of 100 is de vergelijking iets aangepast:

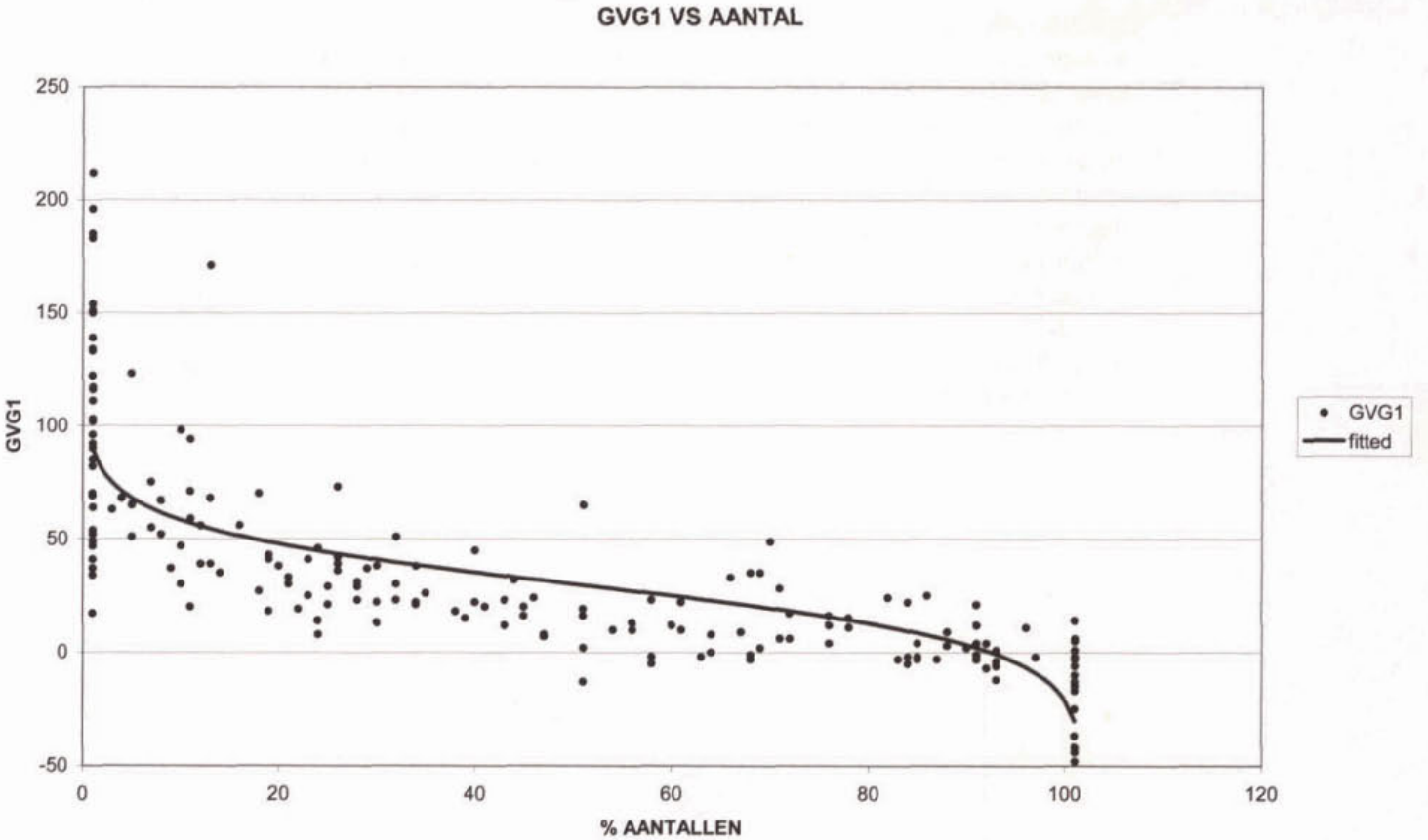
GVG = a + b*LOG(((102-(perc.hygrofyten+1))/(perc.hygrofyten+1))

Dit levert waarden op voor a en b die in geringe mate afwijken van de waarden in de oorspronkelijke functie (tabel B3-1) omdat op een andere manier gefit wordt (minimaliseren $GVG_{voorspeld}$ - GVG in plaats van minimaliseren $perc.hygrofyten_{voorspeld}$ - perc.hygrofyten).

Tabel B3-1. Regressieparameters voor respectievelijk de relatie tussen het aandeel hygrofyten en de GVG en de inverse relatie.

invoer-variabele	parameter	oorspronkelijke functie (aandeel hygrofyten als functie van GVG)	inverse functie (GVG als functie van aandeel hygrofyten)
presentie hygrofyten	a	24	29.6
	b	15	13.0
bedekking hygrofyten	a	23	30.1
	b	9	9.1

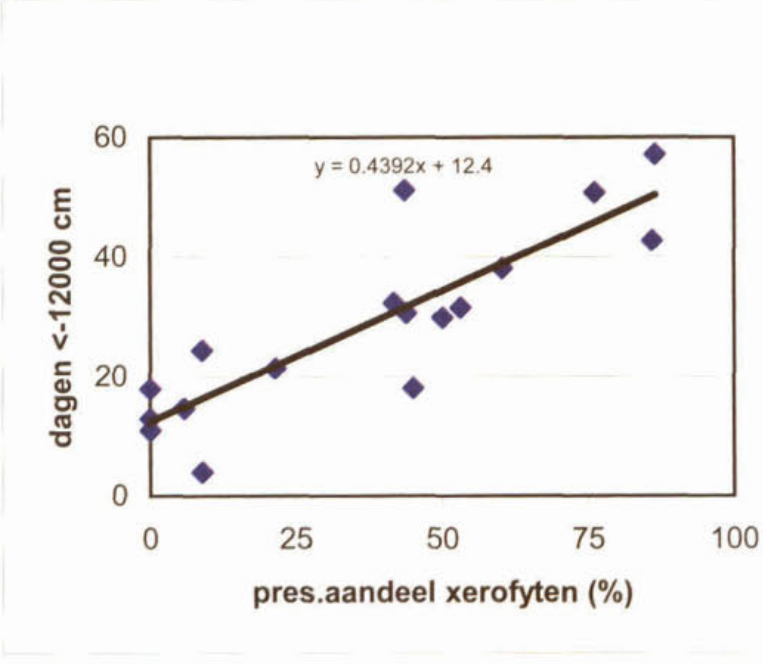
In figuur B3-1 is voor het presentie-aandeel hygrofyten de gefitte lijn weergegeven.



*Figuur B3-1 GVG als functie van het percentage hygrofyten (presentie-aandeel) en de gefitte functie : GVG = 29.6 + 13.0*LOG(((102-(perc.hygrofyten+1))/(perc.hygrofyten+1))*

Schatting droogtestress uit aandeel xerofyten

In figuur 2.4 is de relatie aangegeven tussen de droogtestress en het bedekkingsaandeel xerofyten. Omdat bij de schatting van de GVG uit het aandeel hygrofyten is uitgegaan van het presentieaandeel hygrofyten is vanwege de onderlinge consistentie besloten ook bij de schatting van de droogtestress uit het aandeel xerofyten uit te gaan van het presentie-aandeel in plaats van het bedekkingsaandeel. De relatie tussen het aantal dagen droogtestress en de het presentie-aandeel xerofyten volgt de vergelijking y = 0.44x + 12.4 (figuur B3-2). De verklaarde variantie is iets minder dan voor de relatie met het bedekkingsaandeel (74% ipv 85%), maar daar staat tegenover dat de inzichtelijkheid voor de gebruikers van de database groter is wanneer net als bij de schatting van de GVG uit het aandeel hygrofyten wordt uitgegaan van het relatieve aantal soorten en niet van de relatieve bedekking.



Figuur B3-2 Aantal dagen droogtestress als functie van het aandeel xerofyten.

Bijlage 4 Afleiding kritische GLG-waarden uit droogtestress, bodemtextuur en weertype.

Door Jansen & Runhaar (2001) zijn reprofuncties opgesteld om GLG-waarden om te rekenen in droogtestress-waarden. De functie kan echter net zo goed gebruikt worden om droogtestress om te rekenen in GLG-waarden. Immers, als een eenduidige functie kan worden gebruikt om twee variabelen in elkaar uit te drukken, is er geen principieel verschil tussen het gebruik van hetzij de ene of de andere variabele.

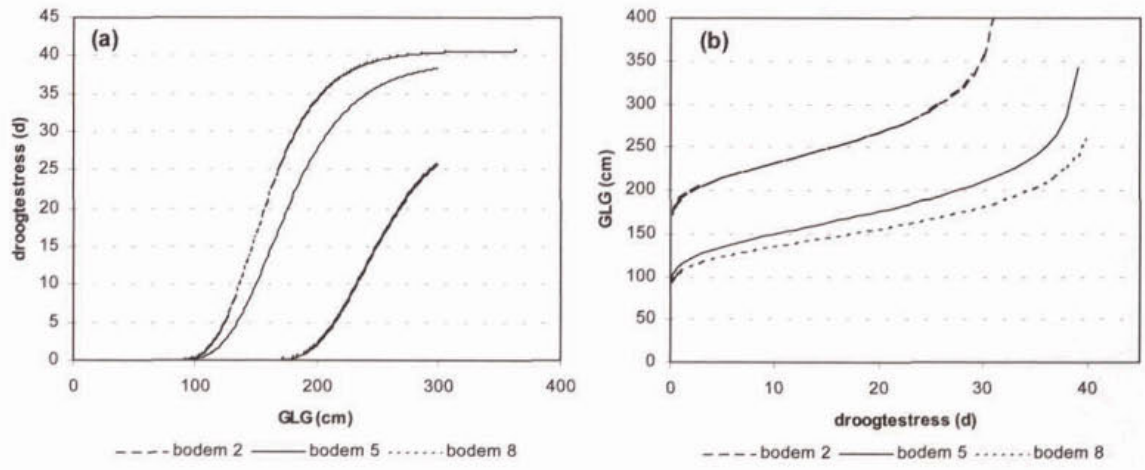
De reprofuncties zijn gedefinieerd als:

$$ds = C\exp\{-\exp[-B(\mathrm{GLG} - M)]\} \qquad (1)$$

waarin *ds* de droogtestress is, en *C*, *B* en *M* bodemspecifieke parameters. Omgekeerd kan de GLG als functie van de droogtestress worden beschreven als

$$\mathrm{GLG} = -\frac{1}{B}\ln(\ln C - \ln ds) + M \qquad (2)$$

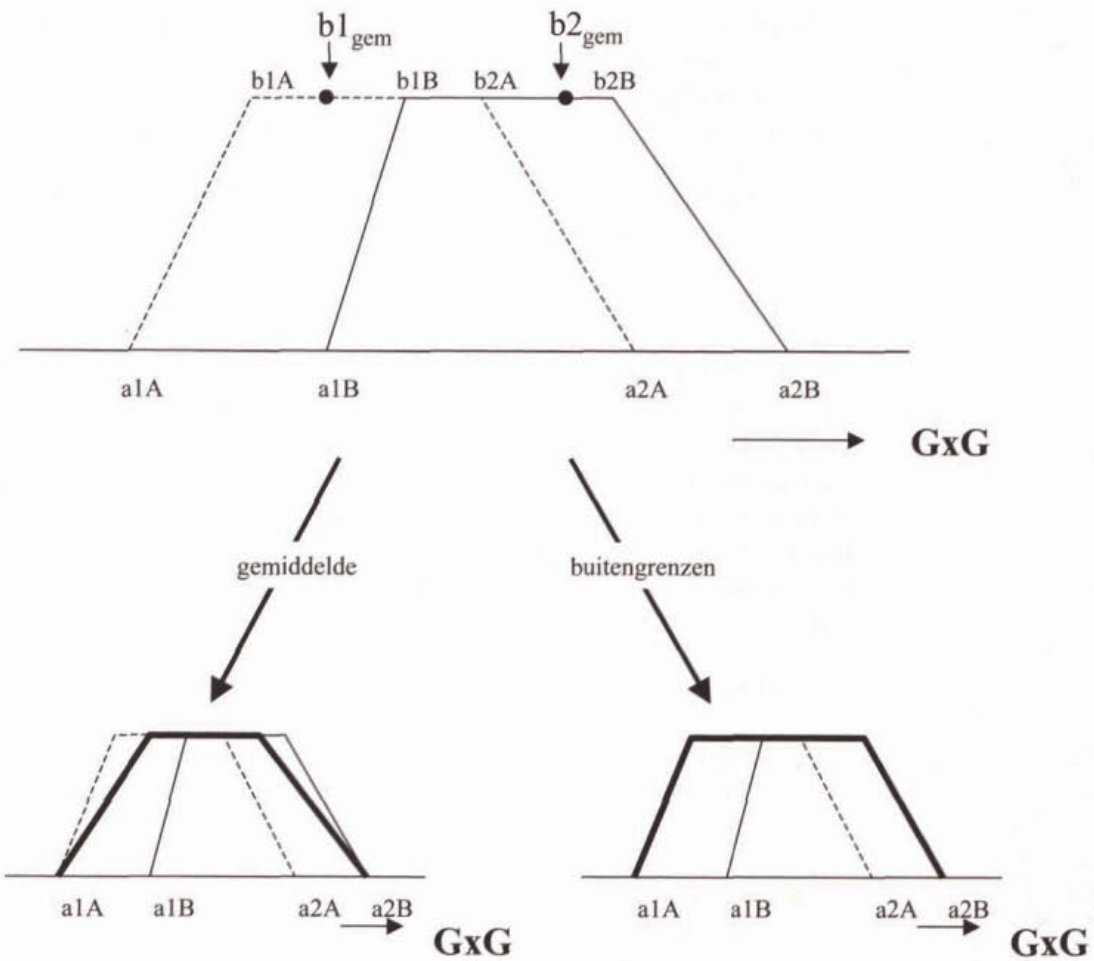
Figuur B4-1(a) toont voor de drie bodemeenheden die voorkomen in het gebied van de Strijbeek de droogtestress volgens vergelijking (1) en figuur B4-1(b) de GLG volgens vergelijking (2).



Figuur B4-1: (a) reprofuncties met droogtestress als functie van GLG volgens vergelijking (1); (b) GLG volgens vergelijking (2), voor de drie grondsoorten in de Strijbeekse Heide

Figuur B4-1(a) laat zien dat als GLG-waarden tot ca. 100 of soms 200 cm worden omgerekend naar droogtestress, het resultaat altijd 0 dagen is. Voor veel natte vegetatietypen die ondiepe grondwaterstanden vereisen zal bij de uitdrukking van GLG-waarden in droogtestress het onderscheid in grondwaterstanden tot ca. 100–200 cm verdwijnen. Omgekeerd, als de droogtestress wordt omgerekend naar GLG, levert dit grondwaterstanden op van meer dan 100–200 cm bij droogtestress groter dan 0. Op deze manier gaat dus geen inzichtelijke informatie verloren.

Bijlage 5 Aggregatie van hydrologische randvoorwaarden per vegetatietype naar hydrologische randvoorwaarden per natuurdoeltype



Voor de GVG, de GLG en de droogtestress zijn de doelrealisatiefuncties vastgelegd met behulp van de parameterwaarden voor a1, a2, b1 en b2. Een natuurdoeltype kan meerdere vegetatietypen omvatten met elk eigen parameterwaarden. Voor type A zijn dat de waarden a1A, b1A, b2A, a2A, voor type N de waarden a1N, b1N, b2N en a2N. Als de functie aan de linkerzijde niet begrensd is ontbreken de waarden voor a1 en b1 (hieronder aangegeven met –999), als de functie aan de rechterzijde niet begrensd is ontbreken de waarden voor a2 en b2 (hieronder aangegeven met +999).

Aggregatie functies GVG

Voor de GVG is het algoritme voor de aggregatie als volgt:

Voor de linkergrens (a1 en b1):

Als alle functies links begrensd zijn (a1A t/m a1N > -999) dan wordt a1 de minimale waarde van (a1A t/m a1N) en b1 de minimale of gewogen gemiddelde waarde van (b1A t/m b1N).

Anders als de meerderheid van de functies links begrensd is (aantal begrensde functies > Drempelwaarde GVG-links*) negeer dan de niet-begrensde functies en bepaal dan de waarde voor a1 en b1 op basis van de resterende functies

Anders is de totaalfunctie links onbegrensd (a1 en b1 zijn –999)

Voor de rechtergrens (a2 en b2):

Als alle functies rechts begrensd zijn (a2A t/m a2N < 999) dan wordt a2 de maximale waarde van (a2A t/m a2N) en b2 de maximale of gewogen gemiddelde waarde van (b2A t/m b2N)

Anders als de meerderheid van de functies rechts begrensd is (aantal begrensde functies > Drempelwaarde GVG-rechts*) negeer dan de niet-begrensde functies en bepaal dan de waarde voor a2 en b2 op basis van de resterende functies

Anders is de totaalfunctie onbegrensd (a1 en b1 zijn 999)

* Drempelwaarde GVG-links en GVG-rechts: 0.67

Droogtestress en GLG

Voor de droogtestress en de GLG is de aggregatie moeilijker omdat ze onderling afhankelijk zijn. Om te voorkomen dat dubbeltellingen plaatsvinden is het niet toegestaan om minimum- of maximumeisen aan zowel de GLG als de droogtestress te stellen. Wel zijn combinaties soms zinnig, bijvoorbeeld minimale drooglegging in de zomer (linkergrens GLG) in combinatie met maximale droogtestress (rechtergrens droogtestress). De omgekeerde combinatie (ondiepe GLG om afbraak veen te voorkomen, in combinatie met minimale droogtestress) is echter onzinnig.

Voor de linkergrens:

Als de meerderheid van de functies linksbegrensd is (aantal links begrensde functies voor GLG en/of droogtestress > Drempelwaarde GLG/droogtestress-links**) dan

Als aantal linksbegrensde GLG-functies > aantal linksbegrensde droogtestressfuncties bepaal dan de linker-GLG grenzen a1 en b1 op basis van de GLG functies als beschreven voor de GVG en stel geen eisen aan de droogtestress (a1 en b1 voor droogtestress zijn dan –999)

Anders: bepaal de linkergrens voor de droogtestress op basis van de droogtestressfuncties als beschreven voor de GVG en stel geen eisen aan de GLG (a1 en b1 voor GLG zijn dan –999).

Anders: stel linkergrenzen voor zowel GLG als droogtestress op min oneindig (a1 en b1 -999)

Voor de rechtergrens:

Als de meerderheid van de functies rechtssbegrensd is (aantal rechts begrensde functies voor GLG en/of droogtestress > Drempelwaarde GLG/droogtestress-rechts**) dan

Als aantal rechtsbegrensde GLG-functies > aantal rechtsbegrensde droogtestressfuncties bepaal dan de rechter-GLG grenzen a2 en b2 op basis van de GLG functies als beschreven voor de GVG en stel geen eisen aan de droogtestress (a2 en b2 voor droogtestress zijn dan 999)

Anders: bepaal de rechtergrens voor de droogtestress op basis van de droogtestressfuncties als beschreven voor de GVG en stel geen eisen aan de GLG (a2 en b2 voor GLG zijn dan 999).

Anders: stel rechtergrenzen voor zowel GLG als droogtestress op min oneindig (a1 en b1 999)

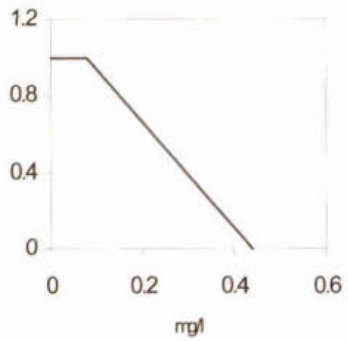
**) Drempelwaarde GLG/droogtestress-links en GLG/droogtestress-rechts = 0.67

Bijlage 6 Doelrealisatiefuncties aquatische natuur

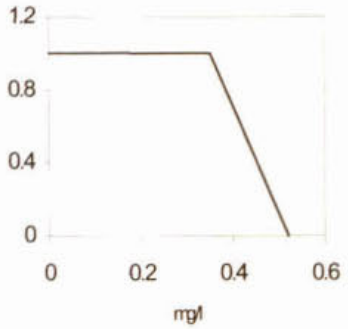
In de ze bijlage wordt aangeven welke optimumfuncties zijn gebruikt om in de proefgebieden Reeuwijk en Strijbeekse Heide de doelrealisatie voor aquatische natuur te bepalen. In de grafieken staat op de horizontale as de waarde voor de betreffende hydrologische stuurvariabele, en op de verticale as de mate van geschiktheid, lopend in een schaal van 0 (ongeschikt) tot 1 (optimaal).
De doelrealisatie wordt berekend als het gewogen gemiddelde van de geschiktheden per hydrologische stuurvariabele. Aan het einde van de bijlage wordt aangegeven welke weegfactoren zijn toegekend aan de hydrologische stuurvariabelen.

Meren: laagveenplassen

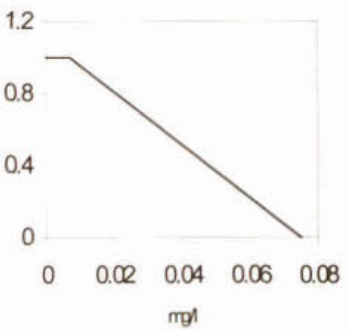
ammonium, meren



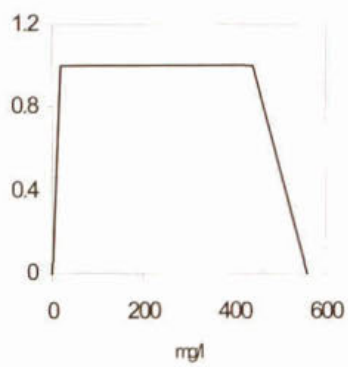
nitraat, meren



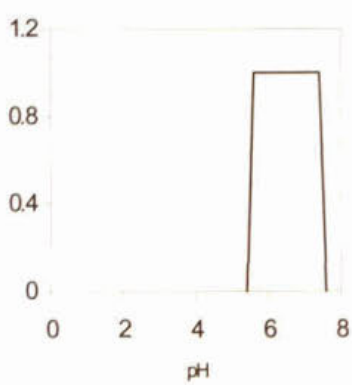
orthoP, meren



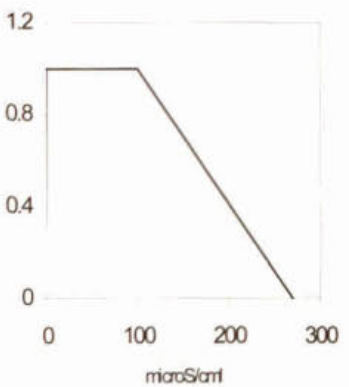
chloride, meren



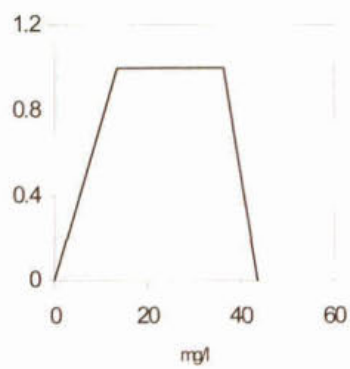
zuurgraad, meren



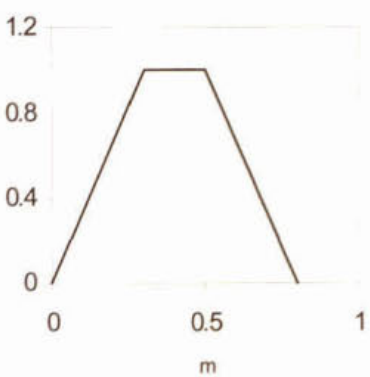
geleidingsvermogen, meren



calcium, meren

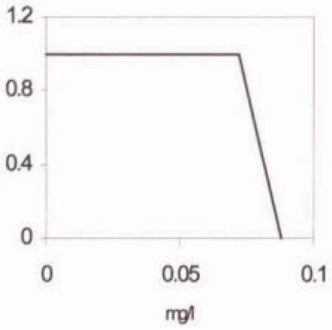


peilfluctuatie, meren

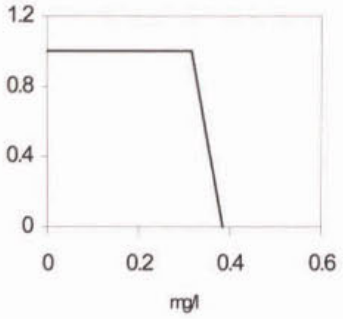


Meren: wingat

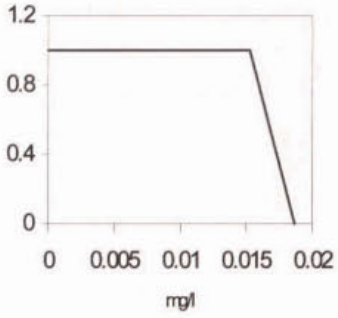
ammonium, meren



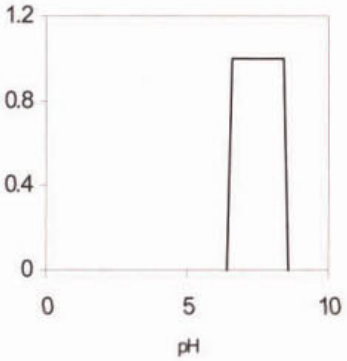
nitraat, meren



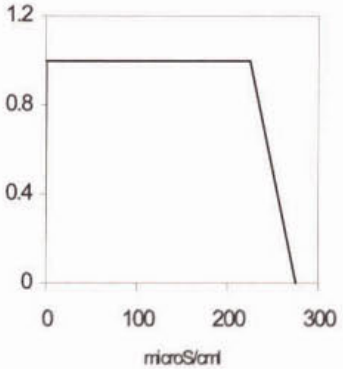
orthoP, meren



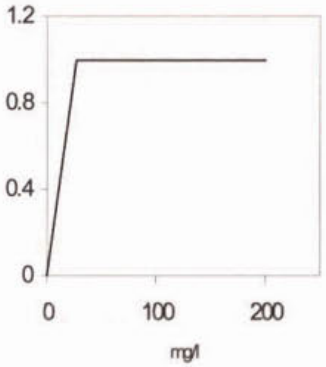
zuurgraad, meren



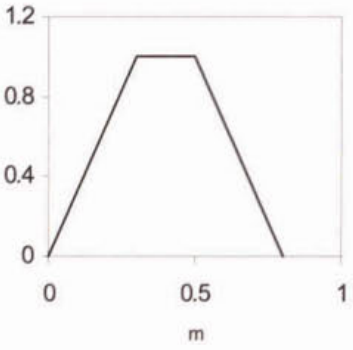
geleidingsvermogen, meren



calcium, meren

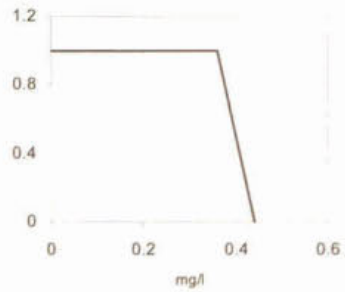


peilfluctuatie, meren

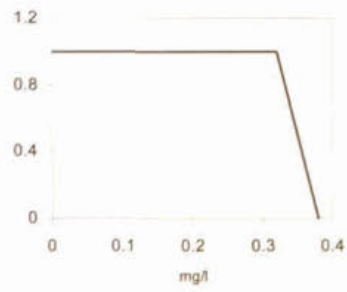


Beken

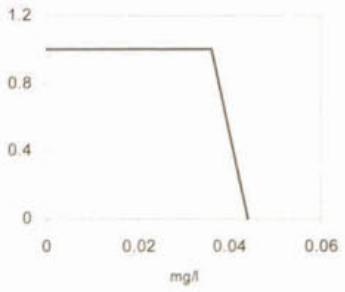
ammonium, beken



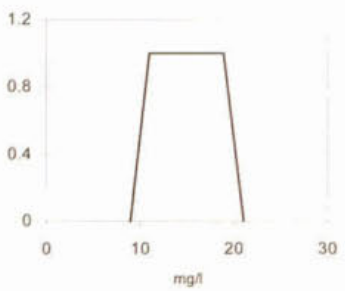
nitraat, beken



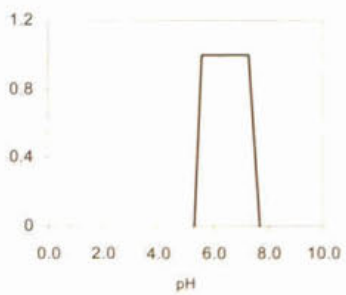
totaalP, beken



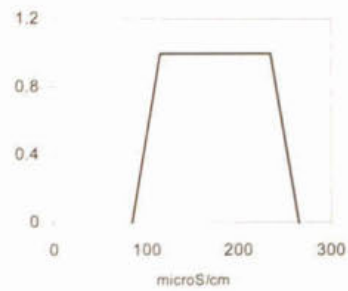
chloride, beken



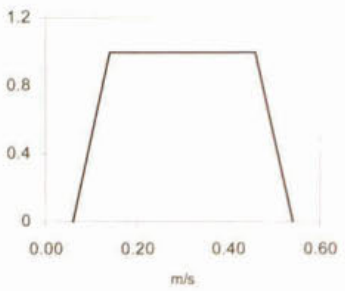
zuurgraad, beken



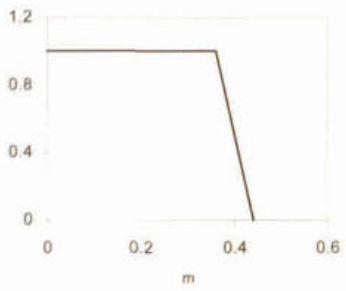
geleidingsvermogen, beken



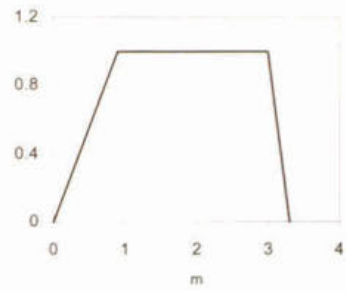
stroomsnelheid



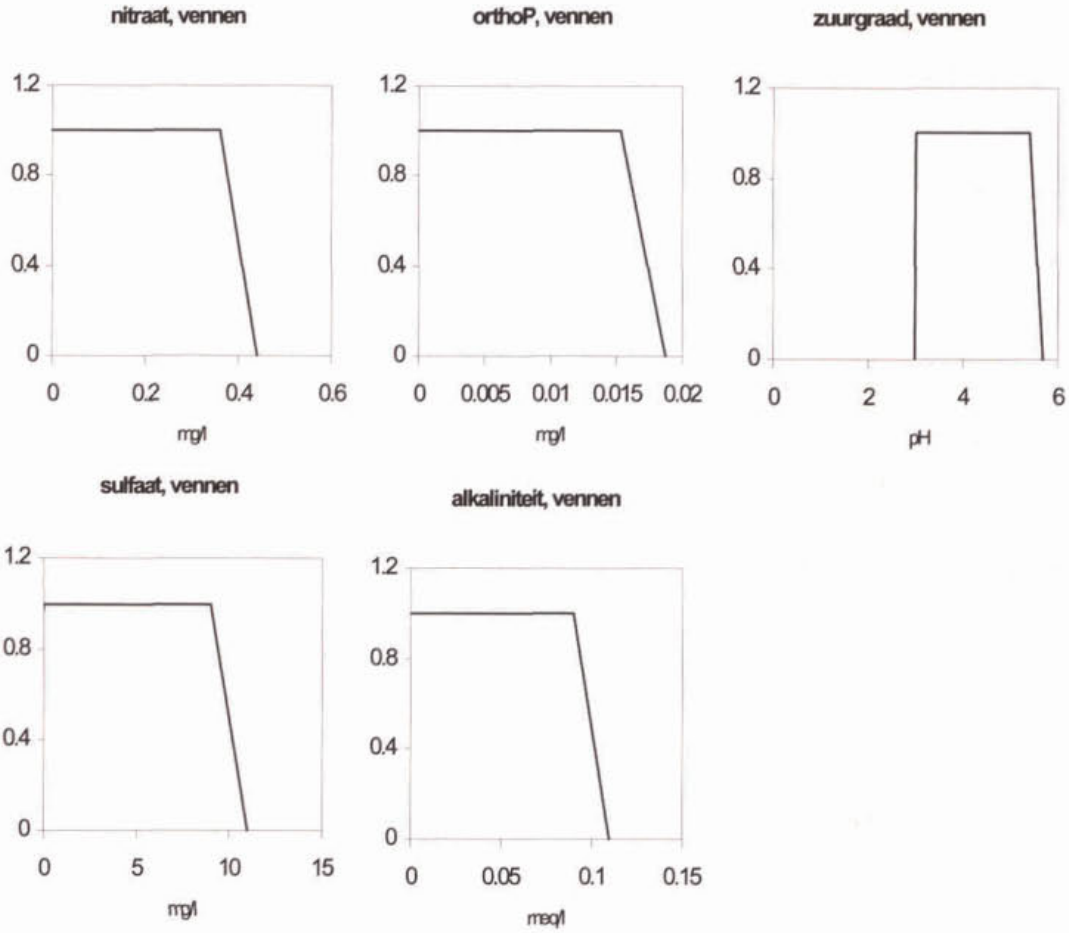
diepte, beken



breedte, beken

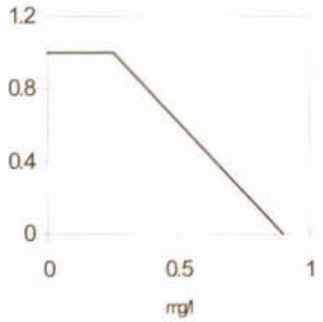


Vennen

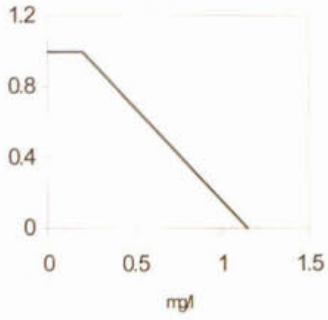

nitraat, vennen
1.2
0.8
0.4
0
0
0.2
0.4
0.6
mg/l
orthoP, vennen
1.2
0.8
0.4
0
0
0.005
0.01
0.015
0.02
mg/l
zuurgraad, vennen
1.2
0.8
0.4
0
0
2
4
6
pH
sulfaat, vennen
1.2
0.8
0.4
0
0
5
10
15
mg/l
alkaliniteit, vennen
1.2
0.8
0.4
0
0
0.05
0.1
0.15
meq/l

Sloten

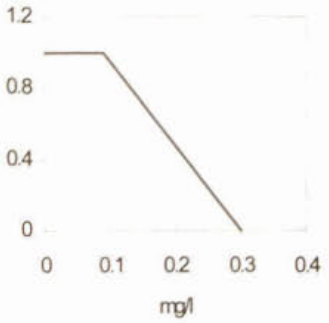
ammonium, sloten



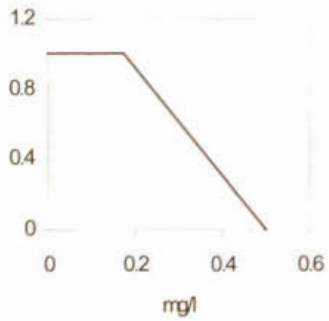
nitraat, sloten



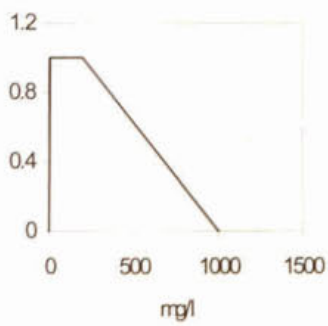
orthoP, sloten



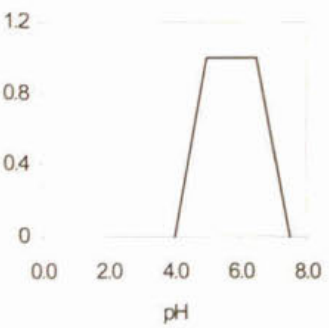
totaalP, sloten



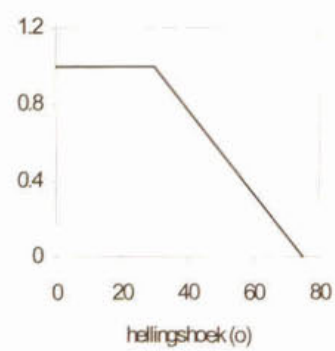
chloride, sloten



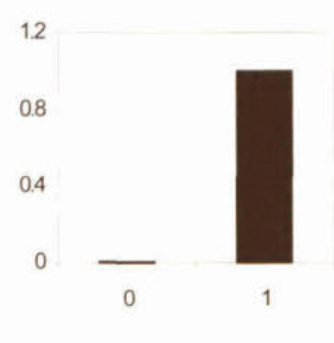
zuurgraad, sloten



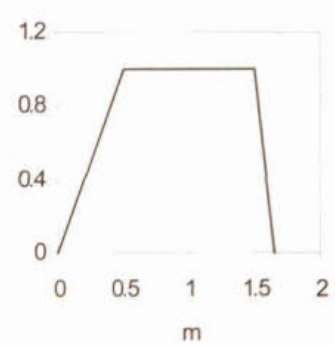
talud, sloten



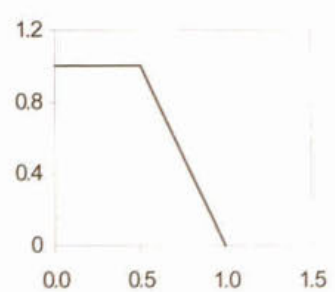
permanentie, sloten

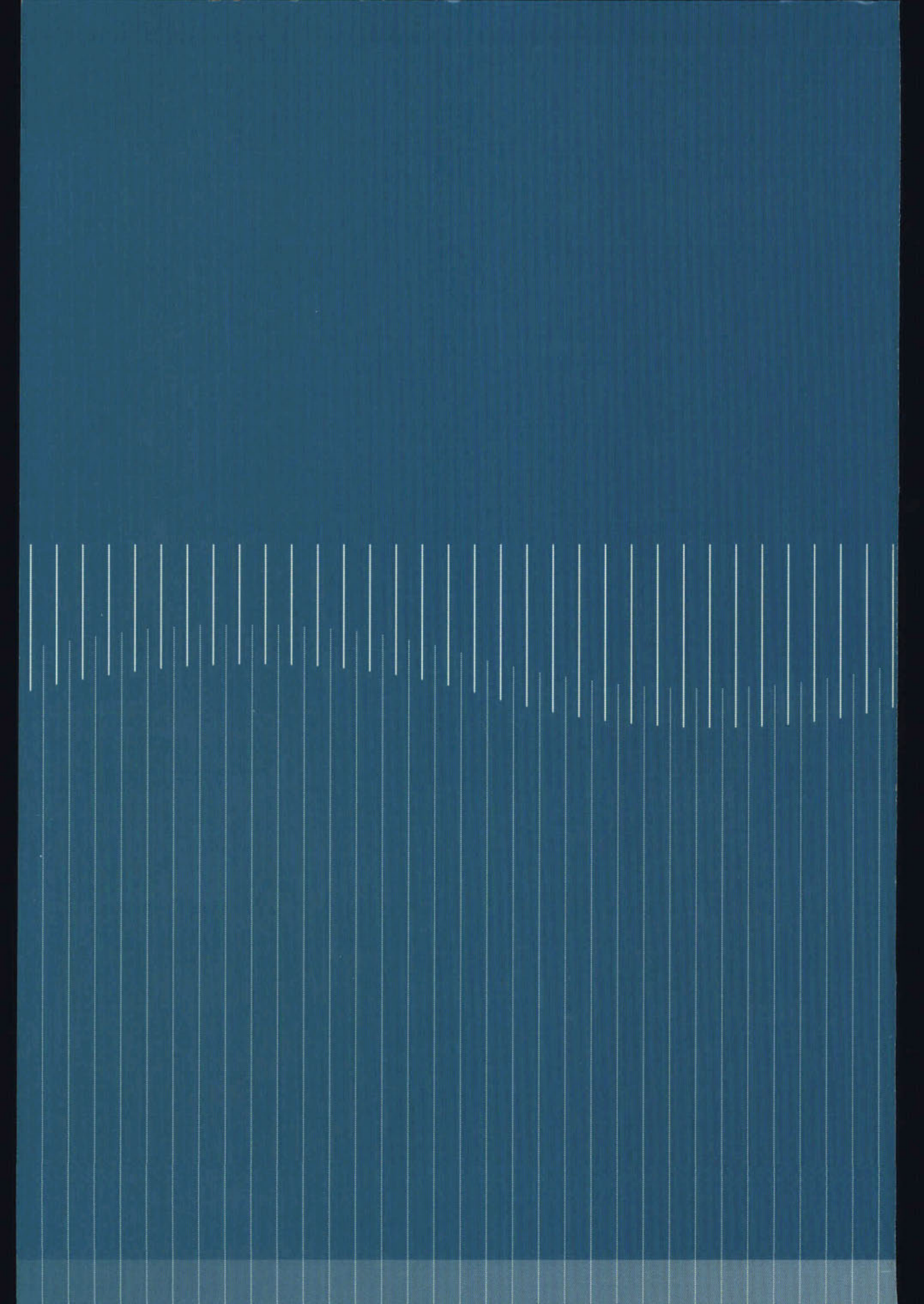


diepte, sloten



IR/EGV, sloten



Weegfactoren

Factorcomplex	Beïnvloedingsfactor		Sloten	Beek	Vennen	Laagveenplassen	Wingat
Stoffen	Trofie	NH_4	0.10	0.07		0.47	0.47
		NO_3	0.10	0.07	0.13	0.16	0.16
		orthoP	0.10		0.13	0.16	0.16
		totaalP	0.10	0.07			
	Sulfaat	SO_4			0.25		
	Waterchemie	IR/EGV	0.06				
		Cl	0.06	0.04		0.04	
		Ca				0.04	0.06
		EGV		0.04		0.04	0.06
	Zuurgraad	pH	0.06	0.04	0.25	0.11	0.11
	Buffering	Alkaliniteit			0.25		
Stroming	Peilfluctuatie	Peilfluctuatie				0.11	0.11
	Permanentie	Permanentie	0.07	0.22			
	Diepte	Diepte	0.07	0.22			
	Stroomsnelheid	Stroomsnelheid		0.22			
Structuur	Oevervorm	Talud	0.29