



Evaluatie Beleidsmeetnet verdroging Noord-Brabant

Deelrapport 1: Methode-ontwikkeling

© 2009 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke

Provincie Noord-Brabant



Inhoud

1	Methode en methode-aanpassingen	1
1.1	Inleiding	1
1.2	Keuze meetpunten, verdeling in toestandmeetpunten en verklaarmetpunten	1
1.2.1	Bestaande methode	1
1.2.2	Aanpassingen in deze studie	1
1.3	Tijdreeksanalyse	2
1.3.1	Bestaande methode	2
1.3.2	Toepassing in deze studie	2
1.3.3	Aanpassing methode tijdreeksanalyse	3
1.4	Bepaling verdrogingscore op basis van grondwaterstanden	3
1.4.1	Bestaande methode	3
1.4.2	Aanpassing methode	5
1.5	Bepaling verdrogingscores op basis van stijghoogte, grondwaterkwaliteit en zuurgraad	7
1.5.1	Methode algemeen	7
1.5.2	Bepaling en interpretatie van stijghoogteverschillen	8
1.5.3	Interpretatie grondwaterkwaliteitgegevens	11
1.5.4	Interpretatie zuurgraadgegevens	15
1.5.5	Combinatie beoordelingen per factor	17
1.6	Bepaling scores voor oppervlaktewaterkwaliteit en overstroming	17
1.7	Bepaling totaalscores	18
1.8	Toepassing vegetatiegegevens looproutes	19
1.9	Discussie	20
1.9.1	Locatiespecifieke streefwaarden	20
1.9.2	Bepaling doelrealisatie kwel	21
1.9.3	Bepaling doelrealisatie oppervlaktewaterkwaliteit en overstroming	22
1.9.4	Tijdreeksanalyse	22
1.9.5	Algemene toepasbaarheid methode	26
2	Vergelijking met de duurlijnmethode provincie Limburg	27
2.1	Inleiding	27
2.2	Toelichting op de duurlijnmethode	27
2.3	Aanpassing duurlijnmethode	28
2.4	Uitwerking voor de Brabantse meetpunten	30
2.5	Resultaten	30
2.6	Discussie	33
2.7	Conclusie	35
Bijlage I	Ranges aan indicatiewaarden per vegetatietype	37
Bijlage II	pH-ranges vegetatietypen	47

1 Methode en methode-aanpassingen

1.1 Inleiding

In het Beleidsmeetnet verdroging wordt voor de evaluatie van de meetpunten uitgegaan van de methode zoals die door Stuurman et al. (2002) is ontwikkeld. De methode was echter nog niet op alle onderdelen volledig ingevuld. Wat met name ontbrak was een methode voor de evaluatie van gegevens die betrekking hebben op kwaliteitsaspecten (buffering door grond- en oppervlaktewater, verontreiniging). Ook was niet aangegeven hoe de gegevens uit de provinciale vegetatie-looproutes gebruikt kunnen worden bij de evaluatie van de gegevens uit de toestandmeetpunten. Deze onderdelen zijn verder ontwikkeld en uitgetest aan de hand van de gegevens uit de tien goed onderzochte gebieden. Daarnaast is nog een aantal veranderingen in de bestaande methode doorgevoerd op basis van de ervaringen opgedaan in de geëvalueerde gebieden

In dit hoofdstuk wordt per onderdeel ingegaan op de aanpassingen en uitbreidingen van de methode. Aan het begin van elke paragraaf wordt kort ingegaan op de bestaande methode. Voor een uitgebreide beschrijving daarvan wordt verwezen naar het rapport van Stuurman et al. (2002). Daarna volgt een beschrijving van de doorgevoerde veranderingen en aanvullingen. Aan het einde van het hoofdstuk volgt een discussie, waarin wordt ingegaan op de ervaringen met toepassing van de methode en aanbevelingen worden gedaan voor de toekomst. Voor een beknopte samenvatting van de methode inclusief de hier doorgevoerde veranderingen wordt verwezen naar hoofdstuk 2 uit het hoofdrapport.

1.2 Keuze meetpunten, verdeling in toestandmeetpunten en verklaarmetpunten

1.2.1 Bestaande methode

Op basis van een ecohydrologische systeemanalyse, die inzicht geeft in de relatie tussen waterhuishouding en vegetatie, worden per gebied één of meerdere meetpunten gekozen. Deze meetpunten geven een beeld van de waterhuishoudkundige factoren die voor de natuurdoelen het meest bepalend zijn. De meetpunten worden gekozen op plekken waar grondwaterafhankelijke natuur voorkomt. Hierbij wordt voorrang gegeven aan plekken waar de meest waardevolle grondwaterafhankelijke natuur voorkomt: in een gebied met broekbossen en natte schraalgraslanden zal bij voorkeur worden gekozen voor locaties waar (ook) natte schraalgraslanden voorkomen. Bij de keuze van meetpunten is ook rekening gehouden met praktische aspecten, zoals de aanwezigheid van bestaande buizen.

In het meetnet wordt onderscheid gemaakt tussen *toestandmeetpunten* en *verklaarmetpunten*. De toestandmeetpunten geven informatie over direct op de vegetatie inwerkende factoren zoals grondwaterstand, grondwatersamenstelling, bodemzuurgraad e.d. De verklaarmetpunten geven informatie over factoren die bepalend zijn voor de genoemde standplaatscondities. Bijvoorbeeld de stijghoogte in het diepere watervoerende pakket, die bepalend is voor het al dan niet optreden van kwel, of de oppervlaktewaterpeilen die zowel van invloed zijn op de grondwaterstanden als op de grondwaterstromingen binnen een gebied.

1.2.2 Aanpassingen in deze studie

Voor de evaluatie is uitgegaan van de meetpunten zoals die zijn gekozen bij de inrichting van het meetnet, en van de daarbij gebruikte onderverdeling in toestand- en verklaarmetpunten. Op dat laatste is één uitzondering gemaakt: in de Strabrechtse Heide blijkt zo'n sterke relatie te bestaan tussen de stijghoogte in het verklaarmetpunt enerzijds, en de freatische grondwaterstanden en oppervlaktewaterpeilen in de omringende toestandmeetpunten anderzijds, dat besloten is om één verdrogingsrelatie te gebruiken die is gebaseerd op de waarnemingen in het verklaarmetpunt. Daarmee heeft het verklaarmetpunt in feite de functie van de toestandmeetpunten overgenomen. In

het deelrapport met gebiedsbeschrijvingen wordt nader ingegaan op de gevolgde werkwijze en de aard van de resulterende verdrogingsrelatie.

1.3 Tijdreeksanalyse

1.3.1 Bestaande methode

Natte en droge jaren kunnen zorgen voor een vertekening: in natte jaren lijkt het of de verdroging meevalt, terwijl in droge jaren de verdroging plotseling sterk lijkt toe te nemen. Aangezien de provincie en de beheerders geïnteresseerd zijn in structurele veranderingen in de waterhuishouding, en niet in de effecten van toevallige natte of droge jaren, moet een correctie plaatsvinden voor weersomstandigheden. Deze correctie vindt plaats met behulp van tijdreeksanalyse, een methode waarbij het grondwaterstandverloop statistisch wordt verklaard uit onder meer neerslag en verdamping, en die de mogelijkheid biedt om de effecten van natte en droge jaren te scheiden van de effecten van structurele veranderingen (verhogingen of verlagingen) in de waterhuishouding. In het beleidsmeetnet is gekozen voor een bijzondere vorm van deze methode, waarin wordt gewerkt met een '5-jaarlijkse voortschrijdende tijdreeksanalyse'. In plaats van één tijdreeksmodel voor de hele meetperiode, wordt gebruik gemaakt van tijdreeksmodellen voor achtereenvolgende perioden van vijf jaar. Met deze methode wordt er rekening mee gehouden dat waterhuishoudkundige veranderingen ook van invloed kunnen zijn op de reactie van grondwaterstanden op neerslag en verdamping, en daarmee op de in het tijdreeksmodel gebruikte parameterwaarden.

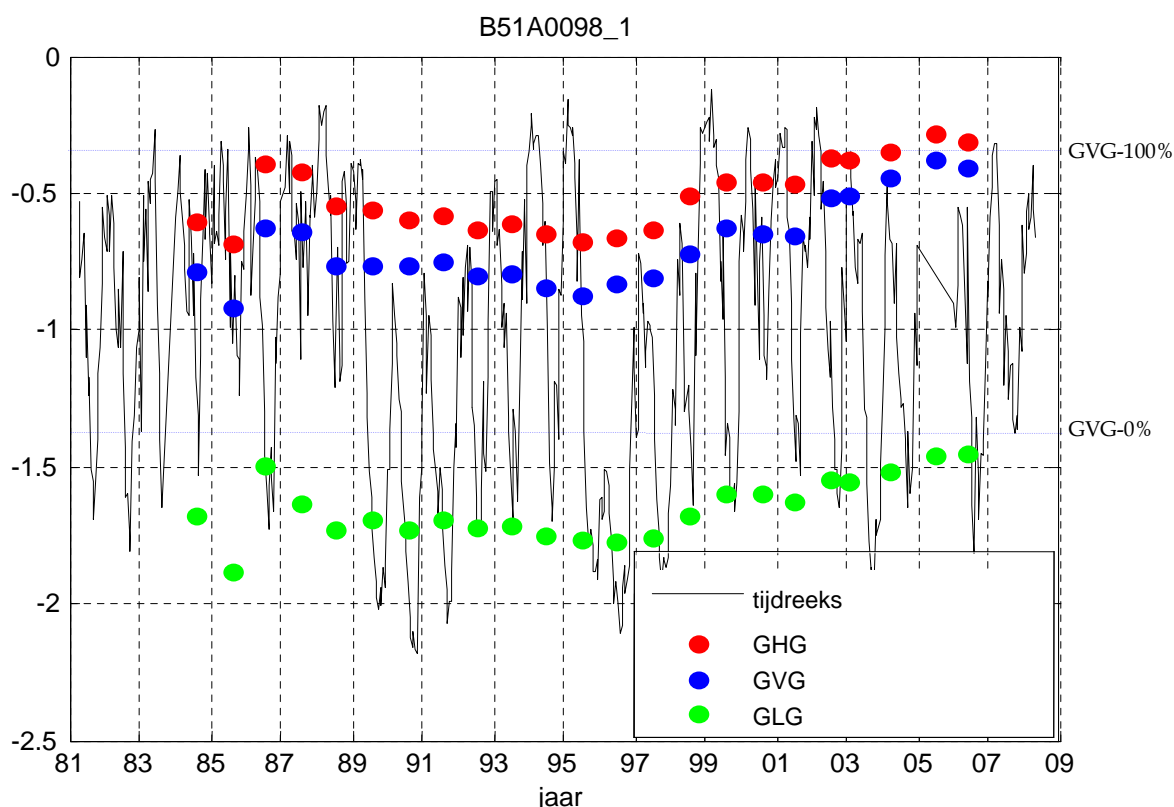
1.3.2 Toepassing in deze studie

Bij evaluatie van de gegevens uit de tien goed onderzochte gebieden is gebruik gemaakt van de tijdreeksanalysemethode zoals beschreven door Stuurman et al.. De grondwaterstanden en stijghoogten zijn uit Dino verzameld. In het programma Menyanthes (Von Asmuth et al. 2002, 2004) zijn de reeksen visueel beoordeeld op duidelijke uitschieters. Hierbij is gekeken naar metingen die duidelijk afwijken. Deze zijn indien mogelijk vergeleken met metingen van andere filters of putten om te bepalen of het echt om een foutieve meting gaat. De uitschieters zijn verwijderd. Vervolgens zijn de grondwaterstandreeksen (langer dan vijf jaar) met een voortschrijdend interval van één jaar opgedeeld in deelreeksen van 5 jaar. Met neerslag en verdamping als verklarende variabelen, is voor alle deelreeksen een tijdreeksanalyse uitgevoerd. De neerslag en verdamping zijn aangeleverd door de provincie of leden van de werkgroep. In deelrapport 2 staat per gebied aangegeven welke neerslag- en verdampingstations zijn gebruikt. Voor iedere reeks wordt zo een impuls respons functie voor zowel de neerslag als de verdamping gevonden. Met behulp van de impuls reponsfunctie en de neerslag en verdamping is vervolgens een langjarige reeks gesimuleerd. Op die manier worden langjarig gemiddelde grondwaterstanden gesimuleerd die horen bij de systeemeigenschappen zoals die zijn afgeleid uit de tijdreeks van 5 jaar. De lengte van de gesimuleerde reeks is afhankelijk van de periode waarvan neerslag en verdamping beschikbaar zijn. Van de gesimuleerde langjarige reeks zijn de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) bepaald. Deze worden beschouwd als representatief voor de vijfjarige periode waarvoor het tijdreeksmodel is opgesteld, uitgaande van gemiddelde meteorologische omstandigheden. Uiteraard is dit een hypothetisch gemiddelde (een gemiddeld meteorologisch jaar bestaat niet), maar wel één die gecorrigeerd is voor toevallige weersinvloeden en die dus een betere maat is voor het structurele grondwaterniveau dan de gemeten grondwaterstanden. De opbrengst van de tijdreeksanalyse is een voor neerslag en verdamping gecorrigeerde GxG waarde voor iedere reeks, per periode van 5 jaar. Door deze GxG waarden uit te zetten tegen de tijd kan een beeld worden verkregen van het structurele grondwaterstandverloop, gecorrigeerd voor invloed van natte en droge jaren. In Figuur 1-1 wordt een voorbeeld gegeven voor het grondwaterverloop in het toestandmeetpunt BMV15PT1 in de Kampina. Te zien is dat de grondwaterstanden in de periode tot 1997 stabiel zijn of licht dalen, om daarna te stijgen tot waarden die voor de GVG in de buurt liggen van de streefwaarde (GVG-100%). Doordat gecorrigeerd is voor weersinvloeden heeft het droge jaar 2003 geen invloed op deze stijgende lijn. Soortgelijke figuren zijn vervaardigd voor alle toestand- en verklaarmetpunten uit de 10 goed onderzochte gebieden. De meest relevante grafieken zijn opgenomen in de gebiedsbeschrijvingen in deelrapport 2.

1.3.3 Aanpassing methode tijdreeksanalyse

In de oorspronkelijke methode is geen rekening gehouden met de betrouwbaarheid van de modellen. Als een (deel)reeks niet betrouwbaar gemodelleerd kan worden met de beschikbare verklarende variabelen, zal er ook een onbetrouwbare simulatie van de langjarige reeks gemaakt worden. Deze onbetrouwbare gesimuleerde langjarige reeks geeft weer een onbetrouwbare GVG en GLG. Eigenlijk zouden deze reeksen buiten beschouwingen gelaten moeten worden.

In overleg met de provincie is besloten om alle modellen mee te nemen, zoals in de oorspronkelijke methode, maar wel in deelrapport 2 per peilfilter aan te geven welk percentage van de deelreeksen betrouwbaar gemodelleerd kan worden. Een model wordt betrouwbaar geacht als de verklaarde variantie groter is dan 70% en de neerslag en verdamping een significant effect hebben op de grondwaterstand en de verdampingsfactor tussen 0,5 en 2 ligt. Als het model aan één van deze voorwaarden niet voldoet, is het onbetrouwbaar. In de discussie (par. 1.9.4) wordt nader ingegaan op de bepaling van de betrouwbaarheid van de modelleringen.



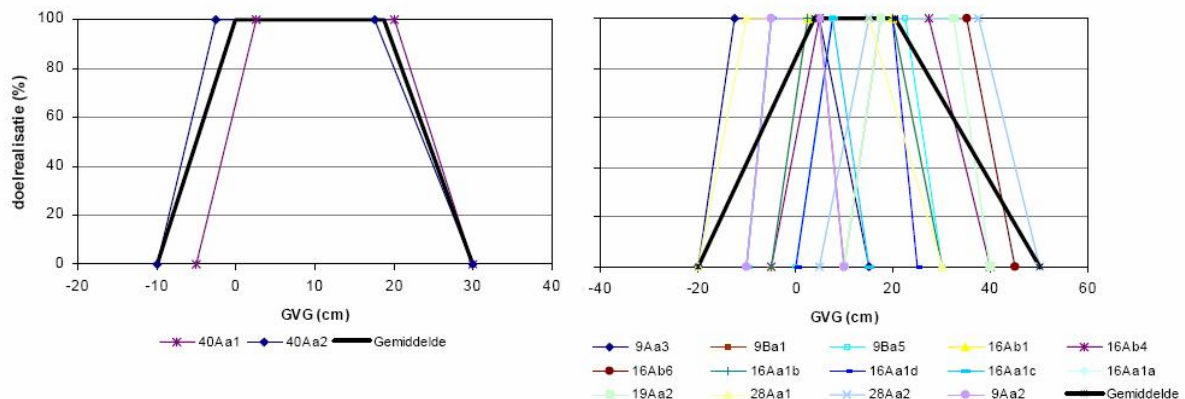
Figuur 1-1 Voorbeeld weergave tijdreeksen en met tijdreeksanalyse berekende gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden uitgezet tegen streefwaarden voor toestandmeetpunt BMV15PT1 in de Kampina

1.4 Bepaling verdrogingscore op basis van grondwaterstanden

1.4.1 Bestaande methode

Bij de evaluatie van de grondwaterstandgegevens worden de gemiddelde grondwaterstanden (GxG) uitgezet tegen referentiewaarden en streefwaarden. De *referentiewaarden* geven aan wat de grondwaterstand in het meetpunt bij benadering was in de historische referentiesituatie. Deze is geschat op basis van bodemkenmerken en oude gebiedsbeschrijvingen. In gebieden waar de referentie geheel of grotendeels is afgeleid uit fossiele hydromorfe bodemkenmerken is de referentieperiode niet op een jaartal vast te pinnen, het gaat om een grondwaterstand zoals die ongeveer geweest moet zijn in de periode 1850-1950. Waar aanwezig is ook gebruikt gemaakt van historische gebiedsbeschrij-

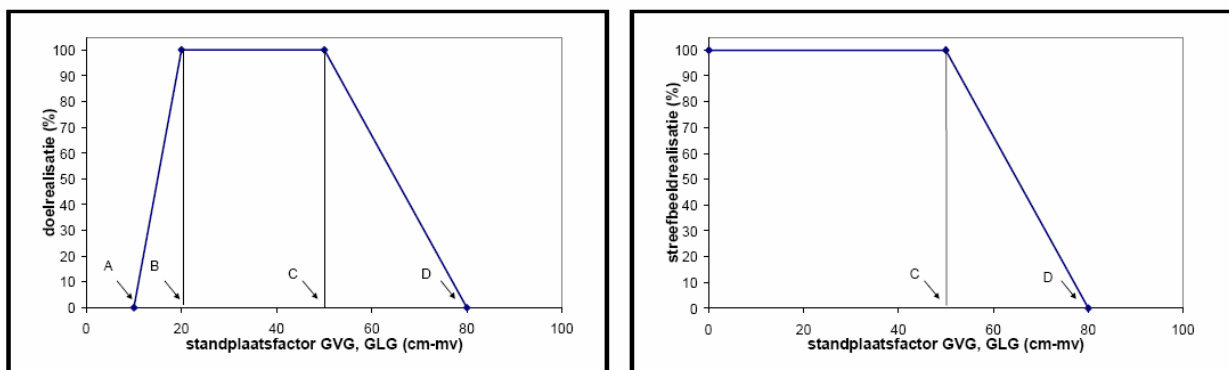
vingen uit de jaren 50, de periode waarin veel gebieden hun status als natuurreservaat hebben gekregen, maar effecten van grootschalige ontwateringswerken nog niet zichtbaar waren in de vegetatie of nog niet waren uitgevoerd.



Figuur 1-2 Voorbeelden van geaggregeerde doelrealisatiefuncties voor GVG voor doeltypen 'Berkenbroekbos' (links) en 'Vochtig schraalland' (rechts). Zwart: doelrealisatiefunctie natuurdoeltype. Geleurd: doelrealisatie-functies voor de vegetatietypen die deel uitmaken van het doeltype, met onder de figuren de codes van de vegetatietypen (codes op basis van De Vegetatie van Nederland). GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) in centimeter onder maaiveld. Uit: Stuurman et al. 2002.

De streefwaarden geven aan welke hydrologische voorwaarden nodig zijn voor de realisatie van de nagestreefde natuurdoelen. Voor bepaling van de streefwaarden wordt gebruik gemaakt van de doelrealisatiefuncties uit Waterlood (Runhaar et al. 2003), die per vegetatietype aangeven bij welke waarden van de hydrologische variabelen de condities geschikt zijn voor de ontwikkeling of het behoud van het type. Omdat de Brabantse natuurdoeltypen bestaan uit meerdere vegetatietypen wordt gebruik gemaakt van geaggregeerde doelrealisatiefuncties die zijn afgeleid uit de functies van de samenstellende vegetatietypen (Figuur 1-2). Bij de evaluatie van het meetnet wordt gebruik gemaakt van de 'gemiddelde' doelrealisatiefuncties zoals die door Ertsen et al. (2005) zijn afgeleid voor alle Brabantse natuurdoeltypen. Welke doelrealisatiefunctie wordt gebruikt is afhankelijk van het natuurdoeltype ter plekke van het meetpunt volgens de provinciale natuurdoeltypenkaart.

Bij de toetsing van de grondwaterstanden wordt alleen getoetst of de grondwaterstanden niet te laag zijn voor het doeltype, en niet of de grondwaterstanden te hoog zijn. Dat betekent dat alleen gebruik wordt gemaakt van het rechter deel van de functies die worden gedefinieerd door de c-waarde (grondwaterstanden waarboven het type optimaal ontwikkeld is, = $G \times G_{100\%}$) en de d-waarde (grondwaterstanden waar beneden het type niet kan bestaan, = $G \times G_{0\%}$) (Figuur 1-3).



Figuur 1-3 Links doelrealisatiefunctie en rechts streefbeeldrealisatiefunctie voor BMV. Uit: Stuurman et al. 2002

1.4.2 Aanpassing methode

Bij de opzet van het meetnet werd er van uitgegaan dat de streefwaarden in de meeste gevallen direct kunnen worden afgeleid uit het natuurdoeltype ter plekke van de peilbuis volgens de provinciale natuurdoeltypenkaart. In de praktijk blijkt dat echter niet het geval te zijn. Alleen in vlakke gebieden met een homogene bodemopbouw en ontwatering (Den Dulver en de Binnenpolder van Terheijden) kunnen de doelrealisatiefuncties rechtstreeks worden afgeleid uit het natuurdoeltype op de provinciale doeltypenkaart. In alle andere gebieden leidt directe toepassing van de doelrealisatiefuncties tot problemen omdat:

- er in de omgeving van peilbuis meerdere natuurdoeltypen voorkomen die verschillende eisen stellen aan de hydrologische condities;
- en/of het natuurdoeltype een te breed scala aan vegetatietypen omvat en de doelrealisatiefunctie daardoor de vereisten van de vegetatietypen die voor het gebied of de locatie specifiek zijn niet goed weergeeft;
- en/of het maaiveld ter plekke van de buis niet representatief is voor de standplaats van het doeltype;
- en/of het maaiveld zodanig heterogeen is dat er geen sprake is van één grondwaterstand maar van een grote variatie in grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld.

Een voorbeeld van ongewenste effecten bij het rechtstreeks afleiden van de doelrealisatiefuncties uit het provinciale natuurdoeltype vormt het toestandmeetpunt in het Groote Meer bij Ossendrecht, met als doeltype 'zwak gebufferd ven'. Uitgaande van de doelrealisatiefunctie voor dit doeltype in Ertsen et al. zou de doelrealisatie optimaal zijn bij een gemiddelde voorjaarswaterstand van 11 cm boven maaiveld/waterbodem, waarbij alleen in winter en voorjaar een ondiepe laag water aanwezig is. Deze benedengrens wordt grotendeels bepaald door een aantal voor venranden kenmerkende vegetaties zoals de Draadgentiaan-associatie en Grondster-associatie, die afhankelijk zijn van droogval in de zomer. Deze kritische grondwaterstand zou inderdaad gelden als het meetpunt in de randzone van het ven had gelegen. In werkelijkheid ligt het meetpunt echter in een relatief diep deel van het ven, dat idealiter niet of slechts in extreem droge jaren droog valt. Rechtstreekse afleiding van de kritische grenzen uit het natuurdoeltype in combinatie met de doelrealisatiefuncties door Ertsen et al. zou in dit geval dus leiden tot een positieve waardering van een situatie waarin hooguit af en toe in het centrum van het ven water staat, en kenmerkende venvegetaties grotendeels of geheel ontbreken. Ook in andere situaties leidt rechtstreeks uitgaan van het natuurdoel op de provinciale doeltypenkaart tot merkwaardige afwijkingen. Zoals bijvoorbeeld in de Strabrechtse Heide waarbij uitgaande van de bestaande methode in dezelfde locatie zowel een stijghoogte van meer dan 22.50 + NAP als van minder dan 22.00 m + NAP gerealiseerd zou moeten worden (Figuur 9.8 in deelrapport 2).

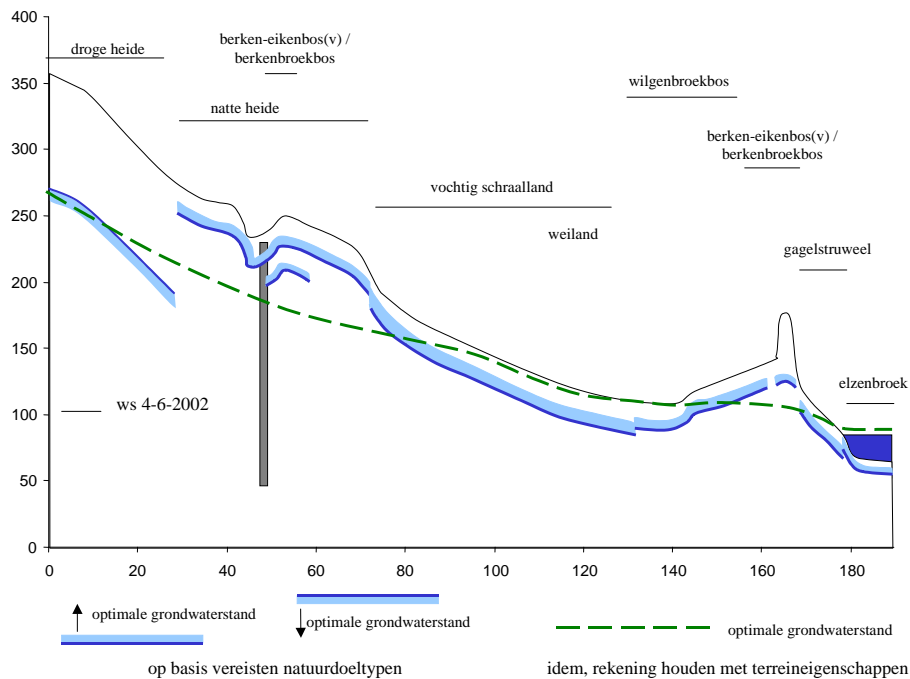
Vandaar dat is besloten tot een aanpak waarbij in principe *locatiespecifieke doelrealisatiefuncties* worden opgesteld, waarin rekening wordt gehouden met reliëf, grondwaterverhang, en de hydrologische eisen van de verschillende natuurdoeltypen in de omgeving van het meetpunt. Dit kan door:

- a) streefwaarden te bepalen voor die grondwaterstanden ter plekke van het meetpunt waarbij de nagestreefde grondwaterafhankelijke doelen in de omgeving van de peilbuis optimaal (100% doelrealisatie) dan wel in het geheel niet (0% doelrealisatie) kunnen worden gerealiseerd;
- b) daarbij rekening te houden met het gegeven dat de grondwaterstanden onderling afhankelijk zijn (geen sprongen in grondwaterstandverloop), en dat bij tegenstrijdige doelen dus niet altijd volledig aan de hydrologische vereisten van alle doeltypen kan worden voldaan (optimale doelrealisatie \neq maximale doelrealisatie);
- c) daarbij rekening te houden met het gegeven dat voor een goede ontwikkeling soms meerdere elementen uit een doeltype aanwezig moeten zijn (dus bij een ven niet alleen randvegetatie met pioniersoorten, maar ook watervegetaties);
- d) er daarbij rekening mee te houden dat niet alle vegetatietypen die genoemd worden als onderdeel van het natuurdoeltype ook ter plekke realiseerbaar of wenselijk zijn (alleen rekening houden met vegetatietypen die in het betreffend gebied daadwerkelijk kunnen voorkomen en passen binnen de hydrologische gradiënt waarin het meetpunt ligt);
- e) de streefwaarden in principe niet ondieper te nemen dan de historische referentie, er van uitgaande dat dit de meest natuurlijke dan wel maximaal haalbare situatie weergeeft (geldt niet

voor natuurontwikkelingsgebieden waar maaiveld en waterhuishouding drastisch zijn aangepast).

In vlakke gebieden met één nauw omschreven natuurdoeltype kán de locatiespecifieke doelrealisatiefunctie samenvallen met de doelrealisatiefunctie van het betreffende natuurdoeltype, maar dat is geen vereiste.

Een voorbeeld van de locatiespecifieke bepaling van de doelrealisatiefuncties wordt gegeven in Figuur 1-4, die betrekking heeft op het zuidelijke meetpunt in de Strijper Aa. Hier ligt het meetpunt in een vlak met doeltype natte heide, met als eis een voorjaarsgrondwaterstand minder dan 20 à 40 cm onder maaiveld. Omdat de peilbuis op een relatief hoog stuk langs een pad ligt, heeft de eis dat ter plekke van de peilbuis moet worden voldaan aan de voorwaarden voor natte heide extreme gevolgen. De grondwaterstand zou dan hoger moeten komen te liggen dan in de historische referentie, wat - tenzij damwanden worden geslagen - alleen mogelijk is door een groot deel van het beekdal permanent onder water te zetten.



Figuur 1-4 Transect door de zuidelijke meetlocatie in de Strijper Aa (Het Goor). Aangegeven is de optimale voorjaarsgrondwaterstand per natuurdoeltype zoals aangegeven op de doeltypekaart (blauw), en de optimale voorjaarsgrondwaterstand wanneer rekening worden gehouden met alle natuurdoelen in de omgeving en een realistisch grondwaterstandverloop. In dit geval komt het optimale grondwaterstandverloop overeen met de historische referentie. Bron: Runhaar et al (2005).

In de figuur is de optimale grondwaterstand aangegeven (in groen), rekening houdend met alle natuurdoelen in de omgeving en met gebiedspecifieke kenmerken. Het getekende verhang is daarbij realistisch omdat rekening is gehouden met het verhang zoals in boorgaten gemeten tijdens de ecohydrologische systeemanalyse, en met het verhang in de referentiesituatie zoals afgeleid uit historische beschrijvingen en bodemkenmerken. Voor de grootschalige ontwikkeling van natte heides zouden nog ondiepere grondwaterstanden wenselijk zijn, maar dat is niet realistisch omdat daarvoor waarschijnlijk het hele beekdal onder water moet worden gezet. Conform criterium (e) is hier de historische referentie als maximale (=meest ambitieuze) streefwaarde genomen.

Op basis van de doelrealisatiefuncties, en de met tijdreeksanalyse voor weersomstandigheden gecorrigeerde GxG-waarden, kunnen scores worden berekend die lopen van 1 (grondwaterstanden voldoende hoog voor realisatie natuurdoelen) tot 0 (doelen bij gegeven grondwaterstand niet te

realiseren). Een score 1 wordt gegeven wanneer de grondwaterstand gelijk is aan, of ondieper is dan de C-waarde uit Figuur 1-3 (= $G \times G_{100\%}$), een score 0 wanneer de grondwaterstand gelijk is aan of dieper is dan de D-waarde uit Figuur 1-3 (= $G \times G_0\%$). Voor tussengelegen grondwaterstanden is de score evenredig met de ligging tussen de C- en D-waarden (bij een ligging halverwege is de score 0,5, ligt de $G \times G$ op een derde dan is de score 0,33).

In deelrapport 2 wordt het verloop van de voor weersomstandigheden gecorrigeerde grondwaterstanden voor de gehele periode uitgezet tegen de referentie- en streefwaarden (Figuur 1-1), zodat een beeld wordt verkregen van het scoreverloop. In het hoofdrapport worden alleen de scores voor de periode 2002-2007 aangegeven (zie hoofdstuk 3, tabel 3.2). Voor de visuele weergave zijn de scores voor GVG en GLG in de tabellen samengevat in een vijftal klassen, die met kleuren en namen worden aangegeven (Tabel 1-1). Er worden geen doelrealisatiefuncties opgesteld voor de vochtleverantie. Waar de vochtleverantie een rol speelt worden met behulp van de reprofuncties die zijn ingebouwd in de Waternood-applicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' de vochtleverantie-eisen afhankelijk van het bodemtype vertaald naar GLG-eisen (zie Runhaar en Hennekens, 2005).

Tabel 1-1 Indeling doelrealisatiescores grondwaterstanden in klassen t.b.v. de weergave in overzichtstabellen

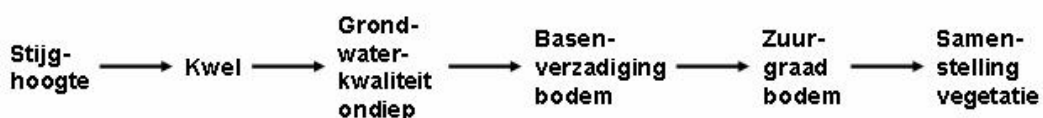
1	goed	0-0,2	sterk onvoldoende
0,8-1	bijna goed	0	slecht
0,2-0,8	onvoldoende	?	geen gegevens

1.5 Bepaling verdrogingscores op basis van stijghoogte, grondwaterkwaliteit en zuurgraad

1.5.1 Methode algemeen

Een aantal vegetatietypen, waaronder het type 'blauwgrasland', kan alleen voorkomen op plekken waar de pH relatief hoog is. Omdat de bodems in Brabant overwegend kalkarm zijn, betekent dit meestal dat basen dienen te worden aangevoerd via grond- of oppervlaktewater. Waar gestreefd wordt naar vegetaties die voor hun zuurbuffering afhankelijk zijn van aanvoer van grondwater dienen dus ook verdrogingscores voor kwel te worden opgesteld. Welke vegetatietypen (mogelijk) afhankelijk zijn van buffering door grondwater wordt aangegeven door Ertsen et al. (2005).

Door Stuurman et al. is niet aangegeven hoe verdrogingscores kunnen worden bepaald voor kwel. Er wordt volstaan met aan te geven dat op basis van stijghoogte, bodem-pH op verschillende dieptes en gebiedskennis moet worden bepaald of wordt voldaan aan de eisen ten aanzien van kwel. Voor de beoordeling van de doelrealisatie voor buffering door kwel is daarom een methode ontworpen, die hieronder zal worden beschreven.



Figuur 1-5 Ingreep-effect-keten kwel. Er kan op verschillende plekken in de keten gemeten worden om te bepalen of zuurbuffering door kwel potentieel dan wel actueel optreedt.

Bij de ontwikkeling van de methode is rekening gehouden met de onderlinge relaties tussen een aantal variabelen die zijn gerelateerd aan kwel en zuurbuffering (Figuur 1-5). De kweldruk (stijghoogte in de ondergrond ten opzichte van de freatische grondwaterstand) is de bepalende factor voor het al dan niet optreden van kwel. In hoeverre kwel leidt tot de gewenste buffering van de bovengrond is echter ook afhankelijk van de grondwaterkwaliteit, en de mate waarin grondwater kan doordringen tot in de wortelzone. In het meetnet wordt daarom zowel gemeten aan de ingreepkant (stijghoogte) als aan de effectkant (vegetatie), als aan tussenschakels (grondwaterkwaliteit en zuurgraad).

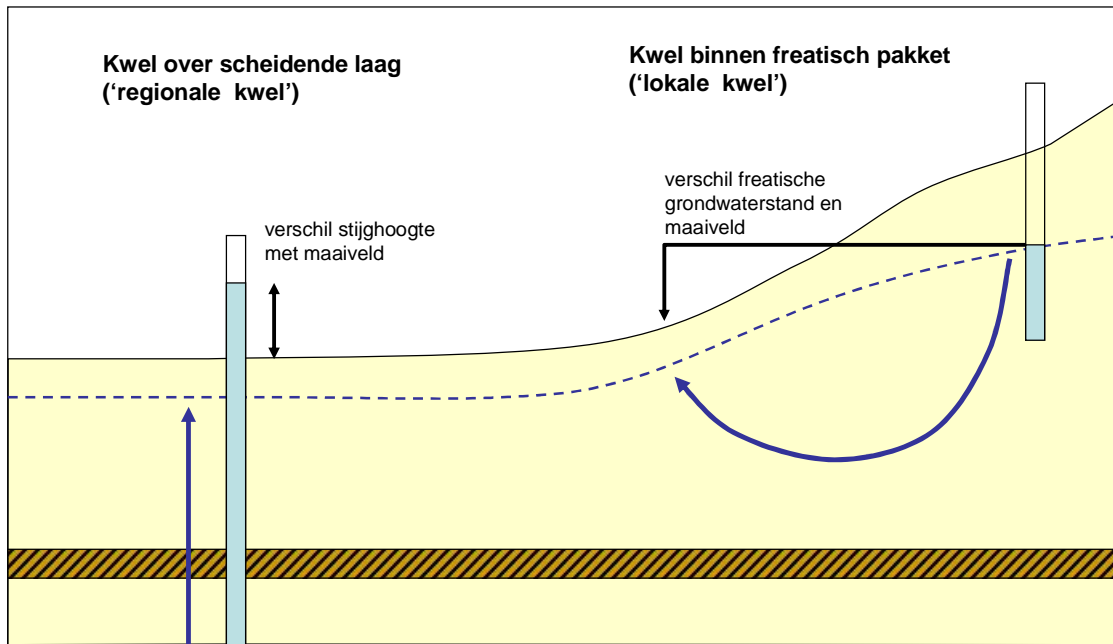
Metingen aan de stijghoogte zijn essentieel omdat deze de basis vormt voor het al dan niet optreden van kwel. Een voldoende kweldruk zegt echter niets over een eventuele kwelflux en is geen garantie dat het grondwater ook de standplaats van de vegetatie bereikt. Diepe ontwatering kan er voor zorgen dat het basenrijke grondwater direct wordt afgevoerd naar de ontwateringsmiddelen. Vandaar dat het ook belangrijk is om bij een voldoende kweldruk te controleren of het basenrijke grondwater daadwerkelijk de standplaats bereikt. Metingen aan de zuurgraad en de soortensamenstelling van de vegetatie zijn nodig om na te gaan of veranderingen in de stijghoogte ook leiden tot de gewenste zuurgraad en vegetatiesamenstelling. Deze metingen hebben dus vooral een controlerende functie. Voor het signaleren van problemen hebben de metingen minder betekenis, omdat tussen het wegvallen van kweldruk en uiteindelijke veranderingen in zuurgraad en vegetatiesamenstelling vele tientallen jaren kunnen liggen.

In onderstaande paragrafen (1.5.2 t/m 1.5.4) wordt voor de stijghoogte, de grondwaterkwaliteit en de bodem-pH aangegeven hoe de verzamelde informatie is gebruikt om de doelrealisatie ten aanzien van buffering door kwel te bepalen. Daarna wordt beschreven hoe de informatie over de verschillende deelaspecten zijn gecombineerd tot één beoordeling (paragraaf 1.5.5). Bij het onderdeel grondwaterkwaliteit wordt ook ingegaan op de wijze waarop het risico op verontreiniging door aanvoer van vervuild grondwater is geschat. Dit valt weliswaar strikt genomen niet onder het milieuthema verdroging, maar is wel zeer bepalend voor het al dan niet realiseren van natuurdoelen voor grondwaterafhankelijke systemen.

1.5.2 Bepaling en interpretatie van stijghoogteverschillen

Via grondwaterstandsmetingen in diepe peilbuizen is de stijghoogte goed te volgen, het is echter lastig de waarnemingen te interpreteren. Het is niet altijd duidelijk uit welk pakket het basenrijke grondwater afkomstig is (of was), en op welke diepte de stijghoogte dus moet worden gemeten. Bovendien is de afleiding van referentie- en streefwaarden moeilijk omdat historische metingen meestal ontbreken en er onvoldoende informatie is over weerstanden en doorlatendheden om te bepalen welke kweldruk nodig is voor voldoende aanvoer van gebufferd water.

Aanvoer van basenrijk grondwater hoeft bovendien niet altijd plaats te vinden uit diepere watervoerende pakketten. Als in het freatische pakket kalkhoudende lagen aanwezig zijn, kan lokale kwel vanuit aangrenzende hoger gelegen infiltratiegebieden ook voldoende zijn voor de buffering van de standplaats. Omdat de weerstanden in het freatische pakket soms zeer laag zijn, kan lokale kwel al optreden bij zeer geringe drukverschillen, die moeilijk met voldoende betrouwbaarheid en nauwkeurigheid zijn te meten met peilbuizen. In plaats van uit te gaan van drukverschillen binnen het freatische pakket (verschil tussen freatische grondwaterstand zoals gemeten in boorgat/buis met zeer ondiep filter en stijghoogte in buis met filter op paar meter diepte) kan in dat geval soms beter worden uitgegaan van de freatische grondwaterstand in het herkomstgebied als motor achter de lokale kwel (Figuur 1-6).



Figuur 1-6 Waar bij regionale kwel het verschil tussen stijghoogte en maaiveld een drijvende kracht is voor het optreden van kwel, is dat bij lokale kwel het verschil tussen de freatische grondwaterstand in het inzigtgebied en het maaiveld.

Idealiter zou in systemen die afhankelijk zijn van lokale kwel op drie plekken gemeten moeten worden:

1. grondwaterstand midden in het inzigtgebied (met hoogste grondwaterstanden ten opzichte van NAP);
2. grondwaterstand op de flank naar het beekdal/laagte;
3. grondwaterstand, stijghoogte en grondwaterkwaliteit in het beekdal/de laagte waar lokale kwel uitreedt of zou moeten uittreden.

De inrichting van het huidige meetnet voldoet veelal niet aan dit ideaalbeeld. In de zuidelijke locatie in de Strijper Aa is er wel een freatisch meetpunt op de flank van het beekdal, maar ontbreekt een meetpunt in het inzigtgebied en worden grondwaterstanden en grondwaterkwaliteit in het beekdal zelf (met beoogde blauwgraslanden) ook niet gemeten. In de Smalbroeken doet het omgekeerde probleem zich voor: hier worden wel de grondwaterstanden en de grondwaterkwaliteit gemeten in de schraalgraslanden en broekbossen die afhankelijk zijn van (lokale) kwel, maar is nagelaten de freatische grondwaterstanden te meten in het inzigtgebied waaruit het grondwater afkomstig is of zou moeten zijn.

Voor het bepalen van referentie- en streefwaarden voor de stijghoogte en freatische grondwaterstanden zou idealiter het volgende vragenschema doorlopen moeten worden:

- 1 Is vegetatietype/doeltype afhankelijk van aanvoer basenrijk grondwater?
- 2 Zo ja, wat is herkomst basenrijk grondwater?
- 3a Indien herkomst uit watervoerende pakket (regionale kwel):
 - wat was stijghoogte vroeger (historische referentie)?
 - welke stijghoogte is, op basis van de weerstand in de deklaag, minimaal nodig voor een voldoende kwelflux naar wortelzone?
 - gebruik de laatste waarde als streefwaarde tenzij er op basis van de historische referentie en ecohydrologische detailstudies reden zijn om daar van af te wijken.

- 3b Indien herkomst uit freatisch pakket (lokale kwel):
- wat was freatische grondwaterstand in herkomstgebied vroeger?
 - welke grondwaterstand in herkomstgebied is naar schatting minimaal nodig voor lokale basenrijke kwel op standplaats kwelafhankelijke doeltype?
- ad 1 Welke vegetatietypen/ doeltypen afhankelijk zijn van aanvoer van basenrijk grondwater is onder meer af te leiden uit de waternoodapplicatie 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' (Runhaar & Hennekens, 2005) en de webapplicatie 'Ecologische Vereisten Habitattypen' (Runhaar et al. 2009a) waar onder de noemer 'herkomst water', respectievelijk 'sturende processen zuurgraad', staat aangegeven in hoeverre het type afhankelijk is van basenrijk grondwater. Voor de Brabantse natuurdoeltypen is door Ertsen et al. (2005) geschat welke typen kwelafhankelijk zijn en welke niet. Het gaat echter om een indicatieve aanduiding, omdat het van de gebiedseigenschappen afhankelijk is of een type wel of niet kwelafhankelijk is. Zo kunnen sommige vegetaties op kalkarme bodem wel, en op kalkrijke bodem niet kwelafhankelijk zijn, en kan binnen bepaalde landschapstypen overstroming met schoon basenrijk water een alternatief zijn voor de buffering door grondwater. Bij een aantal typen is bovendien door Ertsen et al. bewust in het midden gelaten of het type wel of niet kwelafhankelijk is. Het is daarom per gebied nodig de kwelafhankelijkheid te bepalen. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van de volgende informatie:
- ecohydrologische systeemanalyses die informatie geven over huidige stromingspatronen en de samenhang tussen mate van buffering en grondwateraanvoer;
 - historische gegevens over kwel en overstroming;
 - uit bodemkenmerken af te leiden historische kwel- en infiltratiepatronen.
- In welke ecohydrologische systemen regionale dan wel lokale kwel van nature te verwachten is, wordt globaal aangegeven in hoofdstuk 4 van het rapport 'Beleidsmeetnet verdroging Noord-Brabant: Methodiek en eerste fase inrichting' (Stuurman et al. 2002).
- ad 2 Bepaling van de herkomst van het basenrijke grondwater is een lastige stap. Wanneer de freatische laag volledig ontkalkt is, ligt herkomst uit diepere mariene pakketten voor de hand. Wanneer echter in de freatische laag niet ontkalkt dekzand of leem voorkomt kan ook lokale kwel de belangrijkste bron van basen zijn of zijn geweest. Alleen een grondige ecohydrologische studie kan uitsluitsel geven over de herkomst van het grondwater. Voor de praktische uitwerking van een ecohydrologische systeemanalyse aan de hand van transecten wordt verwezen naar de methode die door Jalink et al. is (2005) is ontwikkeld in opdracht van Waterschap de Dommel.
- Ad 3a Door Rolf et al. (1993) is ten behoeve van de MBI-meetlat verdroging het criterium aangehouden dat bij kwelafhankelijke vegetaties of doeltypen de stijghoogte ten minste voldoende moet zijn voor een aanvoer van 0,2 mm kwel per dag naar de wortelzone (met grens wortelzone gesteld op 20 cm -mv), uitgaande van de weerstand tussen wortelzone en watervoerende pakket. Het gaat om een zeer ruwe schatting. In de eerste plaats wijkt de weerstand in een natuurgebied vaak af van de gemiddelde weerstand van de afdekkende laag in de regio, bijvoorbeeld doordat afdekkende lagen ter plekke dunner zijn of ontbreken. Bovendien wordt er geen rekening mee gehouden dat basenrijk grondwater ook via capillaire opstijging de wortelzone kan bereiken. Als er geen gedetailleerde informatie beschikbaar is uit ecohydrologische systeemstudies lijkt de methode Rolf, bij gebrek aan alternatieven, voorlopig de beste benadering om de minimale stijghoogte te bepalen.
- ad 3b Het is lastig om in het geval van lokale kwel te bepalen welke freatische grondwaterstanden in het aangrenzende inzijsgebied nodig zijn voor de instandhouding van gebufferde condities. Als benadering van de optimale situatie zouden de grondwaterstanden in de referentiesituatie kunnen worden genomen. Als nulpunt (geen lokale kwel) zou mogelijk kunnen worden uitgegaan van een situatie waarbij grondwaterstanden in het potentiële kwelgebied (vrijwel) gelijk zijn aan die in het aangrenzende inzijsgebied.

Zoals uit bovenstaande kanttekeningen duidelijk wordt zijn er nog veel methodische vragen rond de afleiding van de kritische stijghoogten en freatische grondwaterstanden die nodig zijn voor de instandhouding van kwelafhankelijke vegetaties. Daarom is er in deze studie van af gezien om kwantitatieve verdrogingscores te bepalen voor de stijghoogte. In plaats daarvan is op basis van expert-judgement een semi-kwantitatieve inschatting gemaakt in drie klassen:

goed	stijghoogte voldoende voor aanvoer van grondwater tot in de wortelzone
matig	stijghoogte voldoende voor periodieke aanvoer van grondwater tot in de wortelzone
slecht	stijghoogte onvoldoende voor aanvoer van grondwater tot in de wortelzone

Desgewenst kunnen in een later stadium, wanneer wel referentie- en streefwaarden bekend zijn, net als bij de freatische grondwaterstanden verdrogingscores worden bepaald door lineaire interpolatie tussen de streefwaarde/referentiewaarde en de waarde waarbij geen grondwaterinvloed meer te verwachten is.

1.5.3 Interpretatie grondwaterkwaliteitgegevens

In de zomer 2004 en 2006 zijn in toestandmeetpunten met grondwaterafhankelijke vegetaties monsters genomen van het freatische grondwater. In het veld zijn bicarbonaatgehalte, pH en geleidingsvermogen bepaald, na filtering (en bij fosfaat ook aanzuring) zijn in het laboratorium de gehalten aan overige macro-ionen bepaald.

De meetwaarden zijn gebruikt om te bepalen of:

- het grondwater voldoende baserijk is voor de gewenste buffering van de standplaats,
- er sprake is van verontreiniging van het grondwater die kan leiden tot ongewenste effecten op de vegetatie via vermesting en vergiftiging.

ad a) Streefwaarden buffering

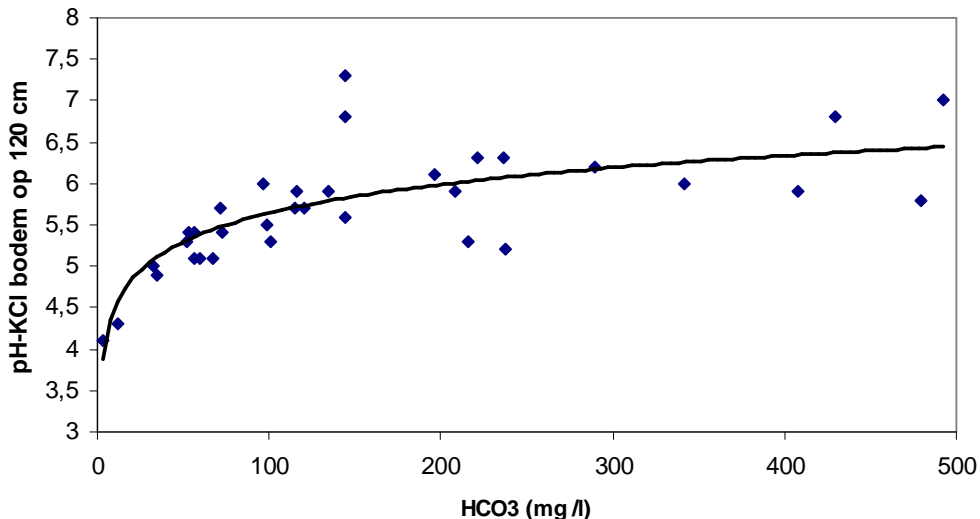
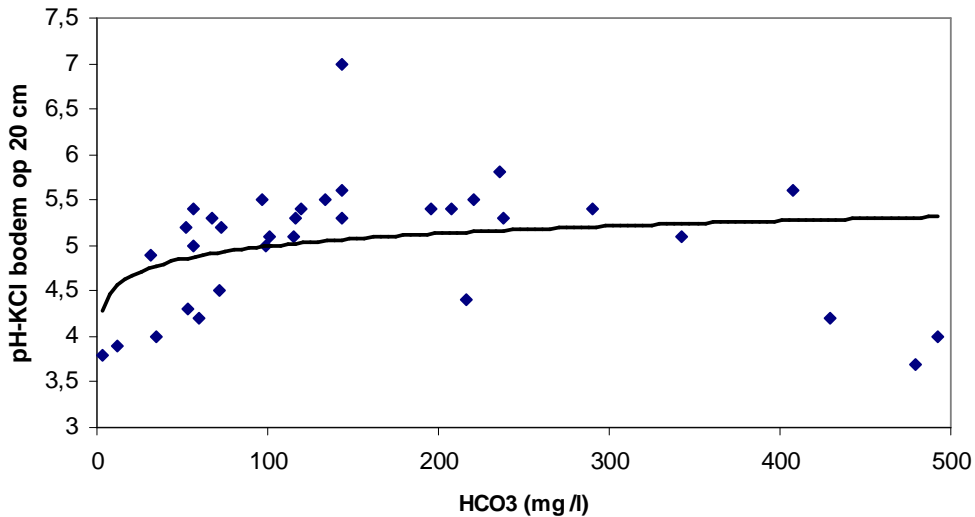
Bij de interpretatie van de grondwaterkwaliteitgegevens is onderscheid gemaakt tussen zwak gebufferde en sterk gebufferde systemen. Onder de *zwak gebufferde systemen* vallen vegetatietypen die normaliter voorkomen op plekken die worden gevoed door lokaal grondwater en/of op overgangen tussen kwel- en infiltratiegebieden, op plekken waar zich ondiepe regenwaterlenzen vormen. De zuurgraad in deze typen ligt in de bovengrond meestal rond de pH 5. Tot de zwak gebufferde systemen worden hier gerekend:

- 9Aa3 Ass. van Moerasstruisgras en Zompzegge
- 19Aa2 Ass. van Klokjesgentiaan en Borstelgras
- 28Aa1 Draadgentiaan-associatie
- 40Aa2 Zompzegge-berkenbroek

Gagelstruwelen zijn eveneens kenmerkend voor plekken met matig zuur, iets gebufferd water, maar zijn meer verzuringsresistent (en kunnen dus ook op inmiddels verzuurde standplaatsen groeien) en kunnen bovendien ook groeien in contactzones tussen regenwater en oppervlaktewater, aan de rand van beekdalen. Een lokale analyse is nodig om uit te maken of dit type wel of niet afhankelijk is van de aanvoer van (zeer) zwak gebufferd grondwater.

Onder de *sterk gebufferde systemen* vallen vegetatietypen die langdurig of permanent onder de invloed staan van grondwater en waarin de pH gebufferd wordt op waarden boven de pH 5. Tot de sterk gebufferde systemen worden hier gerekend:

- 9Ba2 Ass. van Vetblad en Vlozegge
- 16Aa1 Blauwgrasland
- 16Ab1 Veldrus-associatie
- 16Ab4 Ass. van Boterbloemen en Waterkruiskruid
- 16Ab5 Bosbies-associatie
- 39Aa2 Elzenzegge-elzenbroek
- 43Ab1 Eiken-Haagbeukenbos



Figuur 1-7 Relatie tussen pH-KCl van de bodem op resp. 20 en 120 cm diepte, en het bicarbonaatgehalte van het grondwater. De mate van buffering door bicarbonaat in het grondwater is sterk afhankelijk van de mate waarin het grondwater kan doordringen tot in de wortelzone. Waar er op 120 cm diepte nog een redelijk verband bestaat tussen bicarbonaatgehalte van het grondwater en de pH van de bodem, is dat verband bij de pH op 20 cm diepte vrijwel afwezig, met name als gevolg van het ontstaan van regenwaterlenzen. Bron: grondwaterkwaliteitgegevens beleidsmeetnet verdroging uit 2006.

Ook het merendeel van de grote-zeggenvegetaties is afhankelijk van (sterk) gebufferde omstandigheden. Buffering is hier echter niet altijd afhankelijk van grondwater maar vaak ook van baserijk oppervlaktewater. De associatie van *Stijve zegge* vormt een uitzondering, omdat deze ook in zwak gebufferd oppervlaktewater kan voorkomen.

De bufferende werking van het grondwater wordt vooral bepaald door het *bicarbonaatgehalte* van het grondwater. Het gehalte aan calcium zegt minder over de bufferende werking, omdat calcium zowel kan voorkomen in combinatie met bicarbonaat (waarmee het een sterke zuurbuffer vormt), als in combinatie met chloride en sulfaat (waarmee het geen buffer vormt).

In Figuur 1-7 is voor de Brabantse meetpunten de relatie tussen bicarbonaatgehalte van het grondwater en de bodem-pH op 20 resp. 120 cm diepte aangegeven. Op 120 cm diepte is er een duidelijk verband tussen bicarbonaatgehalte van het grondwater en de zuurgraad van de bodem. Zoals te zien is de relatie sterk logaritmisch. Bij lage bicarbonaatgehalten van minder dan 0,5 mM/l (31 mg/l) is het verband tussen pH en bicarbonaatgehalte zeer sterk, bij gehalten van meer dan 1 mM/l (61 mg/l) is er nauwelijks nog een relatie tussen bicarbonaatgehalte en pH. Op 20 cm diepte is er nauwelijks een verband tussen bicarbonaatgehalte en bodem-pH, en ligt de pH gemiddeld genomen veel lager dan op 120 cm diepte. Oorzaak hiervoor is dat de bovenste bodemlaag veel sterker onder invloed staat van zuur, koolzuurhoudend regenwater en van koolzuurafgifte van plantenwortels en bacteriën.

Voor sterk gebufferde systemen is een minimumgrens van 0,5 mMol HCO₃⁻/l aangehouden (=30 mg/l) en voor zwak gebufferde systemen een minimumgrens van 0,1 mMol (=6 mg/l). De grens van 0,5 mMol is lager dan de grens van 1 mMol die Bloemendaal en Roelofs voor oppervlaktewater aanhouden tussen zacht en hard water, maar komt goed overeen met de grens van 0,5 mMol die De Mars en Wortel (2003) aanhouden voor gebufferde systemen als gewoon elzenbroek. Op basis van de relatie in Figuur 1-7 is deze alkaliteit bovendien (in de ondergrond) voldoende voor een buffering op een pH-KCl van ca 5, ofwel een pH-H₂O van meer dan 5,5. De grens van 0,1 mMol HCO₃⁻ komt overeen met de grens van 0,1 mMol die Bloemendaal en Roelofs voor oppervlaktewater aanhouden tussen zure en zeer zachte wateren, en met de grens van 0,1 mMol die De Mars en Wortel aanhouden voor zwak gebufferde systemen als berken-elzenbroek. Deze grenzen liggen relatief laag. Daarvoor is bewust gekozen omdat de pH van de bodem niet alleen afhangt van het bicarbonaatgehalte van het grondwater, maar ook van de fluxen. Dat betekent dat ook bij matige bicarbonaatgehalten sterke buffering kan optreden, mits de kwelflux voldoende hoog is. Bij geringe kwelfluxen kan dit een te positieve beoordeling opleveren. Bij de uiteindelijke beoordeling wordt echter op meerdere aspecten gescoord (stijghoogte, grondwaterkwaliteit en bodem-pH, zie 0Figuur 1-5), zodat de kans klein is dat een te positieve beoordeling op basis van de grondwaterkwaliteit leidt tot een te positieve totaalbeoordeling.

Tabel 1-2 Indeling grondwater naar buffering

	gehalte HCO ₃ ⁻ (mM/l)	
	zwak gebufferde systemen	(sterk) gebufferde systemen
voldoende	> 0,1	> 0,5
onvoldoende/ slecht	<0,1	< 0,5

b) Risico op verontreiniging

Het risico op verontreiniging is bepaald op basis van de gehalten aan stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat), sulfaat en chloride.

Ammonium en *nitraat* werken direct eutrofiërend op de vegetatie en zijn in natuurlijk grondwater vrijwel afwezig. Door bemesting van het inzigtgebied kan het nitraatgehalte in lokaal grondwater zijn verhoogd. Wanneer er voldoende organisch materiaal in de bodem aanwezig is zal onder anoxische omstandigheden een groot deel van het nitraat weer verdwijnen door denitrificatie. Wanneer stroombanen kort zijn en de bodem arm aan organisch materiaal bestaat het risico dat het nitraat de kwelplekken bereikt. Ammonium werkt niet alleen vermestend, in hoge concentraties is het ook voor veel plantensoorten toxisch.

Sulfaat werkt vooral indirect door op de voedselrijkdom, omdat het in anaerobe milieus de rol van zuurstof als oxidator overneemt en daarmee de afbraak van organisch materiaal stimuleert. Bij die afbraak van organisch materiaal komen weer nutriënten ter beschikking van de plantengroei. Bij

sulfaatreductie wordt in aanwezigheid van ijzer ijzersulfide gevormd. Doordat daarbij ijzer wordt weggevangen kan aan ijzer gebonden fosfaat in oplossing gaan, wat eveneens bijdraagt aan een toename van de voedselrijkdom. Bij sulfaatreductie in een ijzerarm milieu kan giftig waterstofsulfide worden gevormd.

Chloride is in lage gehalten vooral een indicator voor verontreiniging omdat het normaliter in het ondiepe Brabantse grondwater nauwelijks voorkomt. In kustgebieden kan aanvoer van brak of zout grondwater ook een voorwaarde zijn voor de instandhouding van binnenlandse zoutvegetaties. Dit speelt echter in de provincie Noord-Brabant nauwelijks een rol (alleen in kreken in ZW-Brabant).

Tabel 1-3 Indeling van grondwater naar verontreiniging

	Referentie- waarden*	Matig verontreinigd		Sterk verontreinigd
		korte vegetaties	bossen	
sulfaat (mg SO ₄ /L)	≤ 10	> 20	>40	> 100
chloride (mg Cl/L)	≤ 15	>20	>40	> 200
N (mg N/L)	0	> 0,5		> 1

* waarden niet-verontreinigd grondwater volgens Jalink en van Beek, 2000.

In Tabel 1-3 staat aangegeven bij welke gehalten aan sulfaat, chloride en stikstof het grondwater is ingedeeld bij matig of sterk verontreinigd grondwater. Het grondwater wordt aangeduid als 'matig verontreinigd' wanneer de gehalten aan potentieel eutrofiërende of toxische stoffen duidelijk verhoogd is ten opzichte van natuurlijk grondwater, maar nog niet zo hoog zijn dat per se negatieve effecten optreden. Het risico is echter wel verhoogd dat nu of op korte termijn negatieve effecten op treden. Het grondwater wordt aangeduid als 'sterk verontreinigd' wanneer de gehalten zodanig hoog zijn dat directe effecten op standplaatscondities en plantengroei te verwachten zijn. Daarbij moet de kantekening worden gemaakt dat over de kwantitatieve effecten van grondwaterkwaliteit op standplaatscondities en vegetatie weinig bekend is, en de grenswaarden tussen matig en sterk verontreinigd daarmee het karakter hebben van een 'best guess'.

Voor sulfaat en chloride is bij de bepaling van de grenzen tussen niet en matig verontreinigd uitgegaan van de grenswaarden die Jalink en van Beek (2000) hebben afgeleid voor niet-verontreinigd grondwater in Noord-Brabantse natuurgebieden onder korte vegetaties. Met name voor sulfaat zijn echter hogere waarden genomen omdat rekening te houden met het feit dat in het meetnet alleen het bovenste grondwater wordt bemonsterd. Behalve door indamping kan het sulfaatgehalte in het ondiepe grondwater ook beïnvloed zijn door landgebruik, oxidatie en atmosferische depositie. Voor bossen zijn de grenswaarden voor zowel chloride als sulfaat verdubbeld omdat hier door indamping in het ondiepe grondwater de concentraties sterk kunnen toenemen.

De grenzen tussen matig en sterk verontreinigd water zijn gelegd bij concentraties waarbij de betreffende stoffen naar verwachting leiden tot ongewenste effecten op de vegetatie door eutrofiering, vergiftiging en verzilting. Voor chloride is uitgegaan van de grenswaarde die voor veel zoetwaterplanten kritisch is (Runhaar et al. 1997), er van uitgaande dat deze waarden ook voor de meest gevoelige landplanten kritisch is. Of dat laatste ook daadwerkelijk het geval is, kan niet worden nagegaan omdat er over de gevoeligheid van landplanten voor licht verhoogde chloridegehalten in het wortelmilieu vrijwel niets bekend is. Voor sulfaat geldt iets soortgelijks: in oppervlaktewateren is bekend dat gehalten van ca 100 mg SO₄ voldoende kunnen zijn om te leiden tot eutrofiëringsproblemen (zie Lamers 2001), maar of dit ook in terrestrische milieus het geval is onbekend.

Fosfaatgehalten zijn niet gebruikt bij de indeling naar verontreiniging omdat (a) doorslag van fosfaat uit landbouwbemesting bij stroombanen van meer dan enkele meters nauwelijks te verwachten is en (b) natuurlijke fosfaatgehalten in grondwater relatief hoog kunnen zijn ten opzichte van gehalten aan

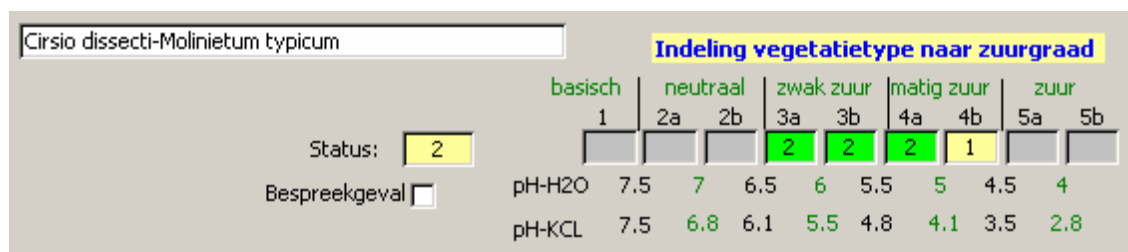
stikstof zonder dat dit hoeft te leiden tot eutrofiëringverschijnselen (door stikstofbeperking of vastlegging aan ijzer).

Op basis van de grenswaarden in Tabel 1-3 wordt de mate van verontreiniging/de waterkwaliteit ingeschaald in de klassen goed, onvoldoende of slecht. Wanneer kritieke waarden slechts in één van de twee metingen wordt overschreden kunnen ook, net als bij de beoordeling van de grondwaterstanden, de klassen 'bijna goed' en 'sterk onvoldoende' worden gebruikt.

Bij de indeling op basis van chloride en sulfaat is uitgegaan van grondwater afkomstig uit pleistocene of holocene pakketten. De grenswaarden zijn niet bruikbaar bij de beoordeling van grondwater afkomstig uit fossiele of recente mariene afzettingen, waarin van nature hoge gehalten aan sulfaat en chloride aanwezig kunnen zijn. Dergelijke situaties komen in de onderzochte meetnetlocaties echter niet voor.

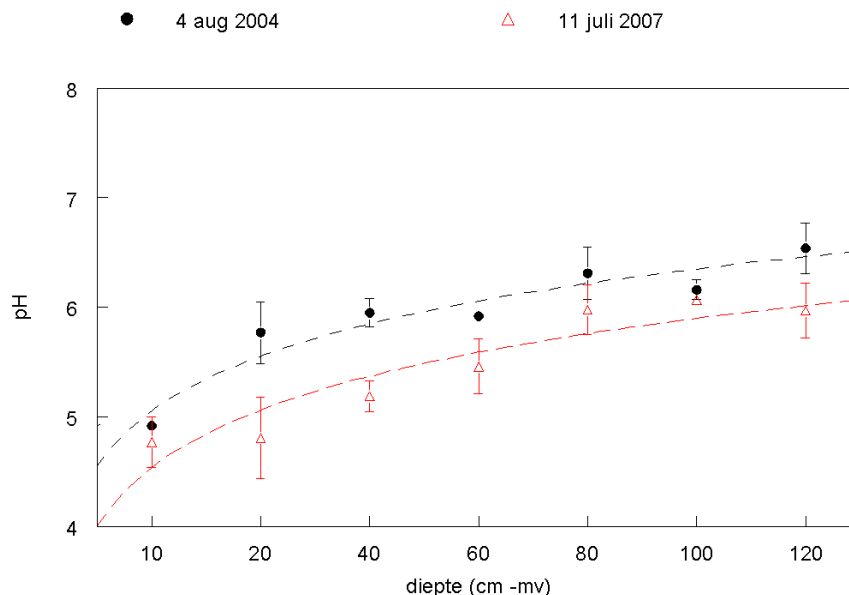
1.5.4 Interpretatie zuurgraadgegevens

Voor de zuurgraadbuffering is het niet voldoende dat het bovenste grondwater voldoende baserijk is, maar is het ook van belang dat het grondwater de wortelzone bereikt. Dit kan worden gecontroleerd aan de hand van de zuurgraad van de bovengrond. In het meetnet wordt daarom ook de zuurgraad van de bodem bepaald. Daarbij wordt in een straal van 10 meter in de omgeving van de buis op drie verschillende plekken geboord tot 120 cm diepte en de pH-KCl bepaald op een aantal dieptes (10, 20, 40, 60, 80 en 120 cm). Welke zuurgraad vereist is voor de realisatie en instandhouding van vegetatietypen kan worden afgeleid uit de database 'Ecologische Vereisten Habitattypen' (Runhaar et al. 2009) waarin het optimale en suboptimale bereik per zuurgraadklasse staat aangegeven voor alle vegetatietypen die voorkomen binnen de Nederlandse habitattypen. Deze database is ontwikkeld ten behoeve LNV en bouwt voort op gegevens die eerder in het kader van Waternood zijn verzameld. In bijlage II wordt een overzicht gegeven van de zuurgraadranges volgens de database Ecologische Vereisten. Een beperking is dat een aantal voor Brabant relevante vegetatietypen nog niet zijn uitgewerkt omdat ze geen deel uitmaken van habitattypen (met name ontbreken dotterbloemhooilanden). Bij de interpretatie dient er verder rekening mee te worden gehouden dat de pH-KCl gemiddeld lager is dan de pH-H₂O (Figuur 1-8).



Figuur 1-8 Weergave ecologische vereisten blauwgrasland (*Cirsio-dissecti molinietum*) voor zuurgraad in de database Ecologische Vereisten Habitattypen. Groen: optimale bereik. Geel: suboptimale bereik.

De aanduidingen 'optimaal' en 'suboptimaal' uit de database Ecologische Vereisten kunnen direct worden vertaald naar de klassen 'goed' en 'onvoldoende' die in het meetnet worden gebruikt voor de beoordeling van de zuurgraad.



Figuur 1-9 Voorbeeld zuurgraadmetingen Binnenpolder Terheijden met afname van de pH tussen 2004 en 2006.

Bij de evaluatie van de zuurgraadgegevens is uitgegaan van de zuurgraad in de eerste 20 cm van de bodem. Een probleem bij de interpretatie van de pH-gegevens is dat in bijna alle punten een pH-daling van ongeveer een halve pH-eenheid optreedt tussen 2004 en 2006 (Figuur 1-9). Het is niet duidelijk wat de oorzaak is van deze daling. Er is een verandering in de methode tussen beide meetjaren, maar de veranderingen zijn zo beperkt (10 ml monster in 50 ml 1M KCl in 2004, 30 ml monster in 150 ml 1M KCl in 2006) dat het onwaarschijnlijk is dat dit de oorzaak is voor de waargenomen pH-daling. Vanwege de onduidelijkheid over de juistheid van de meetgegevens is alleen ingedeeld bij de klassen slecht of onvoldoende wanneer waarnemingen in beide meetjaren daartoe aanleiding geven.

Omdat de natuurdoeltypen soms vrij breed zijn gedefinieerd is bij de interpretatie van de gegevens uitgegaan van het vegetatietype dat als onderdeel van het natuurdoeltype ter plekke van het meetpunt actueel voorkomt of het meest waarschijnlijk is.

	Toestand		Trend
	op basis van vergelijking met referentie	op basis van vergelijking met streefbeeld	
BMV22PK2 vochtig heischraal grasland			
Stijghoogte	referentie onbekend	grondwaterstand aan beekdalflank lijkt voldoende voor optreden lokale kwel	onbekend (meetreeks te kort)
Samenstelling ondiepe grondwater	referentie onbekend	voldoende basenrijk voor buffering (mogelijk te basenrijk voor heischraal grasland), hoge chloride- en sulfaatgehalten wijzen op verontreiniging	onbekend (meetreeks te kort)
Zuurgraad	referentie onbekend	voldoende hoge pH (mogelijk te hoog voor heischraal grasland)	dalend?? (ws meetfout)

Eindbeoordeling	buffering	verontreiniging
	voldoende (te?) gebufferd	sterk

Figuur 1-10 Schema voor de beoordeling van de buffering door en verontreiniging van grondwater (monsterpunt PK2 in de Urkhovense Zegge).

1.5.5 Combinatie beoordelingen per factor

Omdat stijghoogte, kwel en zuurgraad geen zelfstandige en onafhankelijk van elkaar op de vegetatie inwerkende factoren zijn, maar onderdeel vormen van de ingreep-effect-keten tussen grondwater en soortensamenstelling (Figuur 1-5), is het van belang bij de presentatie van de gegevens deze samenhang ook zichtbaar te maken. Daartoe wordt gebruik gemaakt van een schema zoals aangegeven in Figuur 1-10. Daarbij wordt bovenaan met de kleuren geel, groen en rood aangegeven wat de scores zijn voor stijghoogte, grondwaterkwaliteit en bodem-pH volgens de criteria zoals behandeld in de vorige paragrafen.

Aanvullend wordt (indien bekend) informatie gegeven over trends en het verschil met de referentiesituatie. Onderaan wordt een eindbeoordeling gegeven voor de buffering door grondwater en de mate van verontreiniging. De eindbeoordeling vindt plaats in de kleuren groen, geel en rood, die staan voor klassen goed, matig en slecht. De eindbeoordeling is gelijk aan de laagste score voor de drie afzonderlijke beoordelingsaspecten.

1.6 Bepaling scores voor oppervlaktewaterkwaliteit en overstroming

Een aantal meetpunten is gelegen in oppervlaktewateren (Groote Meer, Beuven, Waschmeer). Hier is een zelfde systematiek gevolgd als bij grondwater: er is gescoord op mate van buffering en verontreiniging. Voor de kritische waarden kan worden uitgegaan van de ranges volgens het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen. Voor vennen is in deze studie gebruik gemaakt van de uitgebreidere Staalkaart Vennen (Grontmij | Aquasense en Alterra 2005). Op basis van deze laatste bron is in deze studie nagegaan wat optimale waarden zijn voor zuurgraad en alkaliniteit (buffering) en ortho-fosfaat, nitraat en sulfaat (verontreiniging). Er wordt in de Staalkaart alleen aangegeven wat optimale waarden zijn waarbij het doeltype ontwikkeld of behouden kan worden. Kritische grenswaarden waarboven het type in het geheel niet meer te realiseren is worden niet gegeven. In de KRW-maatlat voor vennen (Van der Molen en Pot, 2007) worden wel kritische grenswaarden voor een slechte situatie gegeven. Deze grenswaarden liggen echter bij waarden die zelfs voor matig voedselrijke wateren aan de hoge kant liggen (0,40 mg P-tot/l en 3,8 mg N/l, duidelijk hoger dan de MTR-waarden van 0,15 mg P en 2,2 mg N/l die gelden voor Nederlandse oppervlaktewateren in het algemeen). De bruikbaarheid van deze normen voor de beoordeling van de waterkwaliteit in voedselarme vennen is daarmee twijfelachtig. De keuze of de grenswaarden zodanig worden overschreden dat de waterkwaliteit moet worden beoordeeld als onvoldoende of als slecht is in deze studie gemaakt op basis van deskundigenschatting, maar zou bij een verdere uitwerking moeten worden gestandaardiseerd. Ook voor de afweging hoe vaak de grenswaarden moeten worden overschreden om een beoordeling onvoldoende of slecht te geven zouden idealiter nog criteria moeten worden ontwikkeld.

In de onderzochte gebieden komen geen locaties voor waar de vegetatie afhankelijk is van overstroming met (schoon) gebufferd water. In de Smalbroeken kwamen vroeger wel regelmatig overstromingen voor, maar vanwege de slechte waterkwaliteit is de waterhuishouding nu zo ingericht dat in principe geen overstromingen meer plaatsvinden, en buffering dus geheel afhankelijk is geworden van grondwateraanvoer.

In locaties die voor hun buffering wel afhankelijk zijn van overstroming kan in principe dezelfde methodiek worden gevolgd als voor buffering en verontreiniging door grondwater en buffering en verontreiniging in oppervlaktewater. Probleem daarbij is wel dat het veel moeilijker is kritische waarden te definiëren en te meten. De bufferende en eutrofiërende werking van oppervlaktewater is niet alleen afhankelijk van de oppervlaktewaterkwaliteit, maar ook de frequentie van overstromingen en van de hoeveelheid en samenstelling van het sediment dat daarbij wordt afgezet (Runhaar et al. 2004). Slibkwaliteit en slibafzetting worden normaliter niet gemeten. Bij gebrek aan deze informatie is mogelijk wel een schatting te maken op basis van gegevens over waterkwaliteit, frequentie van overstroming en soortensamenstelling van de vegetatie. Echter ook deze gegevens worden niet standaard in het meetnet verzameld. Een eerste prioriteit is daarom er voor te zorgen dat in locaties waar overstromingen (mogelijk) een rol spelen tenminste de waterkwaliteit, frequentie van overstroming en soortensamenstelling van de vegetatie worden gemeten.

BMV22PK2 Vochtig heischraal grasland

Aspect	Toestand		Trend	
	op basis van vergelijking met referentie	op basis van vergelijking met streefbeeld		
	Score	Beschrijving		
Grondwaterstanden				
GVG	?	1	↑?	ws lichte vernatting, reeks te kort voor kwantificering
Grondwaterkwaliteit				
Kwelaanvoer en zuurbuffering	?	grondwaterstanden aan beekdalflank lijken voldoende voor lokale kwel	?	
Verontreiniging	?	hoge chloride- en sulfaatgehalten wijzen op verontreiniging	?	
Eindbeoordeling	slecht			

Figuur 1-11 Voorbeeld van de bepaling van de totaalscore per toestandmeetpunt op basis van de beoordeling per deelaspect. In dit voorbeeld is de totaalscore slecht vanwege het ontbreken van kwel.

1.7 Bepaling totaalscores

Voor de bepaling van de totaalscores per toestandmeetpunt wordt conform de omschrijving in Stuurman et al. uitgegaan van de laagste score voor respectievelijk de kwantiteit (grondwaterstanden), grondwaterkwaliteit (zuurbuffering en verontreiniging) en oppervlaktewaterkwaliteit (zuurbuffering en verontreiniging). Daarbij wordt gebruik gemaakt van dezelfde klassen als voor de grondwaterstanden (Tabel 1-1). Een complicatie is dat bij de scores voor grondwaterstanden wordt gewerkt met een wat uitgebreidere schaal (5-delig) dan bij de beoordeling van de kwaliteitsaspecten (3-delig). De klasse 'onvoldoende' uit de kwaliteitsbeoordeling komt overeen met de klassen 'bijna goed', 'onvoldoende' en 'sterk onvoldoende' in de beoordeling van de grondwaterstanden. Wanneer voor de kwaliteitsaspecten de score 'onvoldoende' is, en voor de (grond)waterstanden 'bijna goed' of 'sterk onvoldoende', wordt in de totaalbeoordeling uitgegaan van de laagste beoordeling.

In Figuur 1-11 wordt een voorbeeld gegeven van de beoordeling van toestandmeetpunt BMV22PK2 uit de Urkhovense Zeggen. In dit voorbeeld zijn de grondwaterstanden voldoende, en is de beoordeling voor kwelaanvoer en zuurbuffering 'goed'. Op basis van de hoge chloride- en sulfaatgehalten, die wijzen op verontreiniging van het grondwater, is de totale verdrogingscore echter 'slecht'.

In één situatie wordt afgeweken van de regel dat de laagste score bepalend is voor de totaalscore. Dat is in voormalig landbouwkundig gebruikte gebieden, waar de verontreiniging van het ondiepe grondwater in de meeste gevallen primair een gevolg is van de vroegere bemesting. Omdat dit met verdroging weinig van doen heeft wordt in die gevallen de slechte grondwaterkwaliteit minder zwaar meegerekend in de totaalbeoordeling (één klasse gunstiger).

Er is afgezien van de afleiding van totaalscores per gebied op basis van de scores per locatie. Dat heeft alleen zin wanneer de meetlocaties representatief zijn voor alle natte natuur in de onderzochte gebieden. Vooral in de grotere natuurgebieden is dat een eis waar niet aan kan worden voldaan. Bovendien is het aantal locaties per gebied zo beperkt (gemiddeld iets meer dan twee locaties) dat een samenvatting van de gegevens per gebied niet echt noodzakelijk is.

1.8 Toepassing vegetatiegegevens looproutes

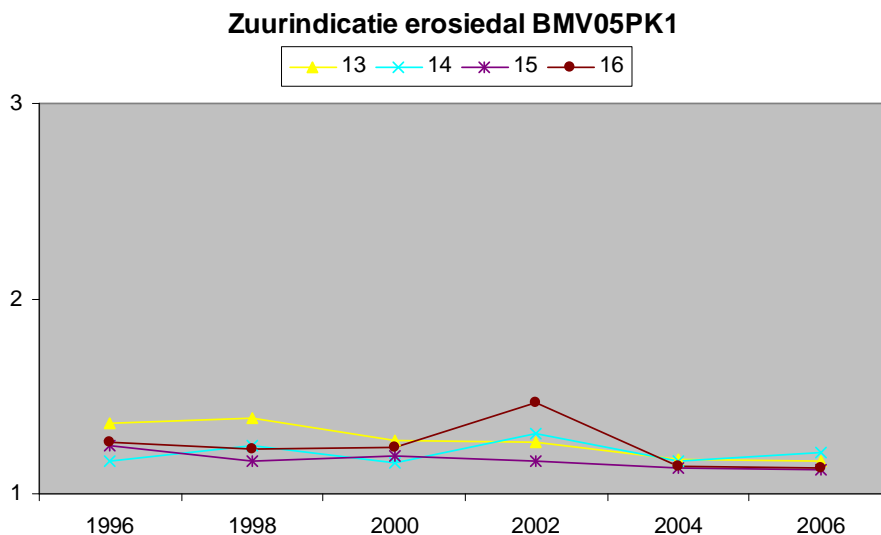
Door de provincie wordt de vegetatieontwikkeling gevolgd in zogenaamde looproutes. Dat zijn vaste routes, waarin per deel van de route (de zogenaamde secties) genoteerd wordt welke soorten voorkomen en hoe algemeen ze voorkomen. Daarbij worden alleen provinciale aandachtsoorten genoteerd, soorten die minder algemeen zijn en soorten die indicatief zijn voor veranderingen in beheer en milieucondities.

Door de provincie zijn op basis van de in de secties voorkomende soorten ook gemiddelde indicatiewaarden berekend voor voedselrijkdom, vochttoestand en zuurgraad. Daarbij is gebruik gemaakt van indicatiewaarden die zijn afgeleid van de indeling in ecologische soortengroepen volgens Runhaar et al. (1987). De betekenis van de indicatiewaarden per soort zijn:

vocht	voedselrijkdom	zuurgraad
1: aquatisch	1: voedselarm	1: zuur
2: nat	2: matig voedselrijk	2: zwak zuur
3: vochtig	3: zeer voedselrijk	3: basisch
4: droog		

Bij de berekening van de gemiddelde indicatiewaarden per soort wordt via weegfactoren rekening gehouden met het aantal planten van de betreffende soort dat in de sectie is aangetroffen, waarbij soorten die zijn aangeduid als 'zeldzaam' de laagste weegwaarde krijgen en soorten die zijn aangeduid als 'dominant' de hoogste weegwaarde.

In de overzichtskaartjes per meetpunt staat aangegeven waar de secties liggen. Bij de interpretatie van de vegetatiegegevens is gebruik gemaakt van secties die in de buurt liggen van het meetpunt en die qua vegetatie het meest overeenkomen met het natuurdoeltype ter plekke van het meetpunt. Door de indicatiewaarden van de looproutesecties uit te zetten tegen de tijd kan een beeld worden verkregen van eventuele trends in vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (Figuur 1-12).



Figuur 1-12 Zuurgraadindicatie van de secties 13 t/m 16 uit looproute 5013 in de omgeving van meetpunt BMV05PK1 in De Lange Maten en Ketelmeren. Op de y-as de zuurgraadindicaties op basis van de plantensoorten in de secties, lopen van 1 (zuur) tot 3 (basisch).

De vegetatiegegevens worden gebruikt als aanvullende informatie bij de bepaling van de scores voor grondwaterstanden (indicaties voor vochttoestand) en voor de bepaling van de scores voor zuurbuffering en verontreiniging van grond- en oppervlaktewater (indicaties voor zuurgraad en voedselrijkdom). Het berekenen van zelfstandige scores op basis van de vegetatie is minder zinvol

omdat (a) het gaat om indicaties en niet om harde meetgegevens, en (b) ook andere factoren dan de waterhuishouding van invloed zijn op de standplaatscondities en de soortensamenstelling van de vegetatie. Hoewel ze niet worden gebruikt als zelfstandige variabele waarop wordt gescoord, kunnen de vegetatiegegevens wel een doorslaggevende rol spelen wanneer de andere gegevens ontbreken of niet eenduidig zijn. Zo hebben de lage zuurgraadindicaties uit Figuur 1-12 de doorslag gegeven in de beoordeling of in meetpunt BMV05PK1 wel of niet sprake is van buffering door kwel: de zuurgraadindicatie is zo laag dat buffering door grondwater vrijwel is uitgesloten. In geval dat de gegevens uit de looproutes heel andere condities indiceren dan de overige metingen kan dat reden zijn om de abiotische metingen nog eens kritisch te bekijken, en bij ernstige twijfels de betreffende scores weg te laten of te voorzien van een vraagteken. Bij de evaluatie van de 10 onderzochte gebieden zijn dat soort situaties echter niet voorgekomen.

Om de interpretatiemogelijkheden van de vegetatiegegevens te vergroten zijn door KWR per vegetatietype ranges bepaald die aangeven binnen welke indicatiewaarden-grenzen de meerderheid van de opnamen van een vegetatietype vallen. Op deze manier kan worden nagegaan hoe groot het verschil is tussen de geïndiceerde vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom, en de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom die nodig zijn voor de ontwikkeling en instandhouding van de gewenste vegetatietypen.

Voor de bepaling van de ranges is gebruik gemaakt van een door Alterra aangeleverde dataset met de vegetatie-opnamen die zijn gebruikt om in De Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995, 1996, 1998, Stortelder et al. 1999) de vegetatietypen te definiëren. Per opname zijn de indicatiewaarden berekend voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom. Per vegetatietype zijn vervolgens de 10-percentiel, het gemiddelde en de 90-percentiel bepaald van de indicatiewaarden van de opnamen die tot het type behoren.

De berekening van de indicatiewaarden per opname is uitgevoerd op een vergelijkbare manier als door de provincie. Er zijn echter een aantal veranderingen doorgevoerd ten opzichte van de tot nu toe door de provincie uitgevoerde berekeningen:

- Voor de indicatiewaarden per soort wordt uitgegaan van de meest recente indeling van soorten in ecologische soortengroepen (Runhaar et al. 2004);
- bij de bepaling van de gemiddeld indicatiewaarden per opname wordt géén rekening gehouden met de bedekking van de soort;
- bij de indeling naar zuurgraad wordt géén rekening gehouden met de indeling van soorten bij soortengroepen kenmerkend voor voedselrijke milieus (in de ecologische soortengroepen wordt binnen voedselrijke milieus geen onderscheid gemaakt naar zuurgraad).

In bijlage 1 staan de ranges in indicatiegetallen per vegetatietype, met een verantwoording van de afleiding van de ranges.

In de in deelrapport 2 beschreven analyses wordt nog uitgegaan van de eerder door de provincie berekende indicatiewaarden op basis van de indeling in ecologische soortengroepen uit 1987. De verschillen met de nieuw berekende indicaties zijn echter over het algemeen gering.

1.9 Discussie

De methode voor de evaluatie van de meetnetgegevens is ten opzichte van de beschrijving in Stuurman et al. (2002) op een groot aantal punten aangepast. Deels omdat onderdelen nog niet waren ingevuld en deels omdat onderdelen in de praktijk anders uitpakten dan vooraf bij de opzet van het meetnet was voorzien. Hieronder wordt kort stilgestaan bij de voornaamste aanpassingen en de consequenties van die aanpassingen, en bij de knelpunten die nog opgelost moeten worden om een goede evaluatie van de meetnetgegevens mogelijk te maken.

1.9.1 Locatiespecifieke streefwaarden

De meest ingrijpende verandering is dat bij bepaling van streefbeeld niet strikt wordt uitgegaan van de hydrologische vereisten van het natuurdoeltype op de 1:50.000 doeltypenkaart in combinatie met de maaiveldhoogte bij de buis, maar rekening wordt gehouden met variatie in reliëf en hoogteligging

en onderlinge afhankelijkheid van natuurdoeltypen door locatiespecifieke doelrealisatiefuncties op te stellen. Dit maakt de bepaling van de streefwaarden niet alleen lastiger maar introduceert ook een subjectief element omdat het vraagt om een locatiespecifieke invulling van de natuurdoelen. Dat laatste is echter niet te vermijden omdat de provinciale natuurdoelen qua schaal en interne heterogeniteit veel te grof zijn om op zeer gedetailleerd schaalniveau (schaal 1:1.000 of groter) uitspraken te doen over de gewenste hydrologische condities, en dus een nadere detaillering van de doelen nodig is.

Een alternatieve methode om rekening te houden met de ruimtelijke variabiliteit binnen de natuurdoeltypevlakken is om te werken met een aselechte steekproef, waarbij per natuurdoeltypevlak een aantal toestandmeetpunten worden geselecteerd die samen representatief zijn voor de grondwaterstand in het vlak. Dit vraagt echter een zeer grote meetinspanning, die bovendien volstrekt onnodig is omdat (a) de grondwaterstanden binnen een vlak onderling nauw gecorreleerd zijn, en (b) de variabele die het meest bepalend is voor de verschillen in grondwaterstand ten opzichte van maaiveld, te weten de maaiveldhoogte, goed bekend is.

Bij de detaillering van de globale natuurdoelstellingen op schaal 1:50.000 naar specifieke doelstellingen op schaal 1:1000 moeten tal van subjectieve keuzen worden gemaakt, die van invloed kunnen zijn op de uitkomst van de evaluatie en de beoordeling van het meetpunt. Daarom is het belangrijk dat deze keuzen worden genomen in overleg met, of tenminste worden geaccordeerd door, de provincie en de betrokken terreinbeheerder.

Een voorwaarde voor de bepaling van gebiedspecifieke streefwaarden is verder dat er een goed inzicht bestaat in de relatie tussen de grondwaterstanden in het meetpunt en de grondwaterstanden en de doelrealisaties in de direct aangrenzende terreindelen. Dat is niet altijd het geval. Een ecohydrologische analyse maakt weliswaar deel uit van de methode, maar is niet altijd uitgevoerd of is soms onvoldoende gedetailleerd. Vooral bij achteraf geplaatste meetpunten ontbreekt vaak essentiële informatie die nodig is om de gegevens uit het meetpunt te kunnen interpreteren (zoals maaiveldhoogte of in het geval van peilschalen hoogte ten opzichte van de waterbodem). Het kan niet voldoende herhaald worden dat een goede ecohydrologische analyse onontbeerlijk is voor een goede inrichting van het meetnet en voor de mogelijkheden om de gegevens achteraf te kunnen interpreteren.

1.9.2 Bepaling doelrealisatie kwel

De bepaling van de doelrealisatie voor de buffering door kwel is bijzonder lastig, onder meer doordat bij kwelafhankelijke natuurdoelen vaak niet bekend is uit welk pakket de kwel afkomstig is of zou moeten zijn, en welke stijghoogte (of bij lokale kwel: welke grondwaterstand in het aangrenzende inzigtgebied) nodig is om te zorgen voor voldoende aanvoer van het kwelwater. Bovendien is een voldoende hoge stijghoogte nog geen garantie voor zuurbuffering door kwel, omdat diepe ontwatering in de omgeving er voor kan zorgen dat het kwelwater niet doordringt in de wortelzone, maar wordt afgevoerd naar de sloten. Het is daarom goed dat in het meetnet ook metingen worden gedaan aan andere variabelen die informatie geven over het al dan niet optreden van zuurbuffering door kwel, te weten de samenstelling van het ondiepe grondwater, de bodem-pH en de vegetatiesamenstelling. Op basis van de gecombineerde informatie uit deze metingen is het in de meeste gevallen wel mogelijk om in te kunnen schatten of er al dan niet voldoende buffering is door basenrijk grondwater.

Wel zou het prettig zijn geweest als er in alle gevallen vooraf een goede analyse was verricht van de herkomst van het water, met een schatting van de benodigde stijghoogte. Verder zou het de interpretatie van de gegevens aanzienlijk vereenvoudigen als niet alleen het bovenste grondwater, maar ook het grondwater op een paar meter diepte (bijvoorbeeld 3 m onder maaiveld) zou zijn bemonsterd om zo een beter beeld te krijgen van de samenstelling van het aangevoerde grondwater. Nu is het vaak niet mogelijk na te gaan in hoeverre verhoogde gehalten aan macro-ionen veroorzaakt worden door verontreiniging van het aangevoerde grondwater of door lokale invloeden (uitwisseling met bodem, invloed voormalig landgebruik, oxidatieprocessen etc.). Ook gegevens over de grondwaterkwaliteit uit de pakketten waaruit het grondwater afkomstig is, of zou moeten zijn, worden node gemist.

1.9.3 Bepaling doelrealisatie oppervlaktewaterkwaliteit en overstroming

Voor beoordeling van oppervlaktewateren is een systematiek gebruikt die zoveel mogelijk aansluit bij die voor grondwaterafhankelijke terrestrische systemen, zij het met iets andere variabelen:

- waterstanden in plaats van grondwaterstanden en
- alkaliniteit en verontreiniging oppervlaktewater in plaats van alkaliniteit en verontreiniging grondwater.

Voor de beoordeling van de waterkwaliteit is gebruik gemaakt van gegevens uit onder meer het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen en de Staalkaart Vennen. Als in de toekomst bij een uitbreiding van het meetnet meer oppervlaktewatermeetpunten worden ingericht dan is een verdere standaardisatie van de methode gewenst. Op het moment is het aantal oppervlaktewatermeetpunten echter zo gering dat een verdere standaardisatie niet nodig lijkt.

In systemen die voor buffering afhankelijk zijn van overstroming en/of die nu regelmatig overstromen, is het gewenst om een soortgelijke evaluatie uit te kunnen voeren als voor grondwater en oppervlaktewater: in hoeverre is er voldoende buffering door overstroming met basenrijk grondwater, en in hoeverre bestaat er risico op eutrofiering en vergiftiging? Dit vraagt echter meer kennis over de relaties tussen overstroming, sedimentatie, eutrofiering en vergiftiging dan nu aanwezig is. Op basis van gegevens over overstromingsfrequentie, oppervlaktewaterkwaliteit en vegetatiesamenstelling zou mogelijk wel een eerste indruk kunnen worden verkregen van de bufferende en eutrofiërende invloed van overstroming. Op dit moment ontbreken echter vaak nog de meest basale gegevens: de oppervlaktewaterpeilen en de informatie bij welke waterpeilen overstroming van de locatie optreedt. Voordat verder wordt gedacht aan de ontwikkeling van methoden om te scoren voor overstroming zou eerst aandacht moeten worden besteed aan het inwinnen van dergelijke basale gegevens.

1.9.4 Tijdreeksanalyse

Bij de uitwerking van de tijdreeksanalyse is slechts één kleine aanvulling uitgevoerd; voor iedere peilbuis is aangegeven welk percentage van de deelreeksen betrouwbaar gemodelleerd kan worden. Een onbetrouwbaar model geeft een onbetrouwbare GVG en GLG, die eigenlijk niet gebruikt zou mogen worden bij het beoordelen van de hydrologische toestand. In deze evaluatie zijn dus wel alle resultaten, zowel van de betrouwbare als onbetrouwbare modelleringen gebruikt. Er zijn een aantal punten waarop de tijdreeksanalyse verbeterd zou kunnen worden, deze worden hierna besproken.

Lengte deelreeksen

Bij het opstellen van het BMV is al onderkend dat het zaak is om voor de korte perioden een betrouwbaar transfermodel te bepalen; dit is alleen niet verder uitgewerkt. Er wordt van uitgegaan dat in de regel een periode van vijf jaar voldoende lang is. Voor een snel systeem, waar het effect van neerslag en verdamping snel is uitgewerkt zal dit ook kloppen, maar voor een trager systeem kan 5 jaar te kort zijn. Als vuistregel wordt aangehouden dat de lengte van een grondwaterreeks twee tot drie keer de traagheid van het systeem zou moeten zijn. Eigenlijk zou dus eerst de hele reeks gemodelleerd moeten worden, hieruit kan de reactietijd van het systeem bepaald worden, waarmee bekeken kan worden of de periode van vijf jaar voldoende is.

Bij het uitwerken van de methode is dit niet gecontroleerd, maar het lijkt erop dat de lengte van 5 jaar in de meeste gevallen voldoende is.

Betrouwbaarheid van de modellen

De betrouwbaarheid van de modellen is een belangrijk punt dat niet is meegenomen in de methode. Om de betrouwbaarheid van het tijdreeksmodel te controleren kijken we naar de verklaarde variantie, het effect van de neerslag en verdamping en de verdampingsfactor. Een model is betrouwbaar als:

1. de verklaarde variantie groter is dan 70%;
2. en het effect van de neerslag en verdamping significant zijn
3. en de verdampingsfactor (uit Menyanthes) ligt tussen 0,5 en 2

ad1) Als maat voor hoe goed de grondwaterstand gemodelleerd kan worden met de meegegeven verklarende reeksen, wordt de verklaarde variantie gebruikt. De verklaarde variantie geeft aan hoe

goed de gemodelleerde waarden 'passen' op de gemeten waarden. Als vuistregel wordt aangehouden dat een reeks bevredigend gemodelleerd is als het percentage verklaarde variantie boven de 70% ligt.

ad2) Uit het model komt het effect van de neerslag en de verdamping op de grondwaterstand of stijghoogte. In een goed model moet dit effect significant zijn. In Nederland geldt dat het effect van de neerslag en verdamping nagenoeg overal terug te vinden is, ook in diepe, afgesloten watervoerende pakketten.

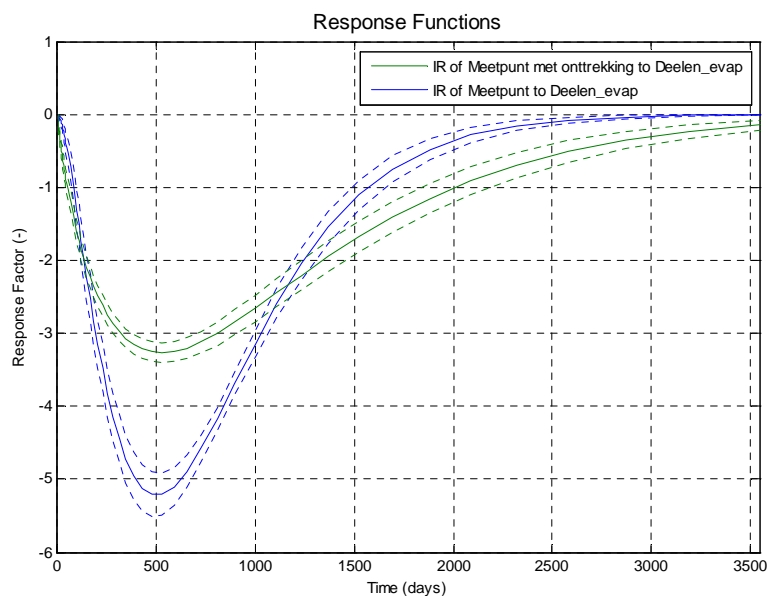
Ad3) Verder kan ook de verdampingsfactor die *Menyanthes* schat gebruikt worden voor controle van de modellen. De verdampingsfactor geeft de gemiddelde verhouding tussen de actuele en de referentieverdamping voor een bepaalde peilbuis. De verdampingsfactor kan worden gebruikt als indicator of het aandeel van de neerslag en verdamping correct is gemodelleerd. De verdampingsfactor moet niet verward worden met de gewasfactor, die de verhouding aangeeft tussen potentiële verdamping en de referentie-gewasverdamping. De verdampingsfactor zal in het algemeen lager uitvallen dan de gewasfactor. Exacte cijfers zijn niet voorhanden, maar we houden een verdampingsfactor tussen de 0.5 en 2 aan; wijkt de verdampingsfactor hier sterk vanaf, dan klopt het model waarschijnlijk niet. De bandbreedte is zeer ruim gekozen, een verdampingsfactor van 0.5 betekent in de praktijk dat er sprake moet zijn van kaal zand of bestrating. Om een goede schatting van de mogelijke verdampingsfactor te kunnen maken zou per buis het landgebruik moeten worden beschouwd. Om grote hoeveelheden data in batch te kunnen beoordelen wordt een ruime marge aangehouden.

Overige invloeden

Het uitgangspunt van de methode (Stuurman et al.) is om de reeksen alleen te modelleren met de neerslag en verdamping als verklarende variabelen. Op diverse plaatsen spelen andere invloeden ook een belangrijke rol in het verloop van de grondwaterstand, zoals een onttrekking of het peil van nabijgelegen oppervlaktewater. Met alleen de neerslag en verdamping als verklarende variabele kan hier geen goed model gemaakt worden, daarvoor zouden ook de overige invloeden als verklarende variabelen meegenomen moeten worden. Een duidelijk voorbeeld is het diepe filter op de Kampina, waar een duidelijke invloed van winningen te zien is. Het effect van deze winning(en) wordt nu niet meegenomen, wat er voor zorgt dat de modellering onbetrouwbaar wordt. Door het achterwege laten van overige invloeden wordt de betrouwbaarheid vaak slecht en kan een deel van de invloed ten onrechte door de neerslag en verdamping kan worden verklaard. Dit kan een over- of onderschatting van het effect van de neerslag en verdamping tot gevolg hebben.

Als voorbeeld dient de Impuls-Respons (IR) functie van de verdamping (Figuur 1-13) op een meetpunt dat zowel met als zonder onttrekking is gemodelleerd. Zonder onttrekking wordt er een veel groter effect van de verdamping gemodelleerd, maar dit komt dus doordat het effect van de onttrekking (die niet is meegenomen) deels wordt verklaard door de verdamping. In dit geval is de verdampingsfactor 2,5 en is het model dus niet betrouwbaar. Nog een reden om de betrouwbaarheid van de modellering mee te nemen.

Om de modellering van meetpunten die onder invloed van een winning (of oppervlaktewaterpeil) staan goed te krijgen is het dus nodig om deze als verklarende variabele mee te nemen. Het nadeel is een minder lange reeks gesimuleerd kan worden; de lengte van een simulatie wordt beperkt door de kortste verklarende reeks en van onttrekkingen en peilen zijn vaak kortere reeksen beschikbaar.



Figuur 1-13 Impuls-respons functie van de verdamping, bij wel (blauw) en niet (groen) meenemen van nabijgelegen onttrekking. Bij het niet meenemen van de grondwateronttrekking als verklarende factor wordt een te grote invloed toegekend aan de verdamping.

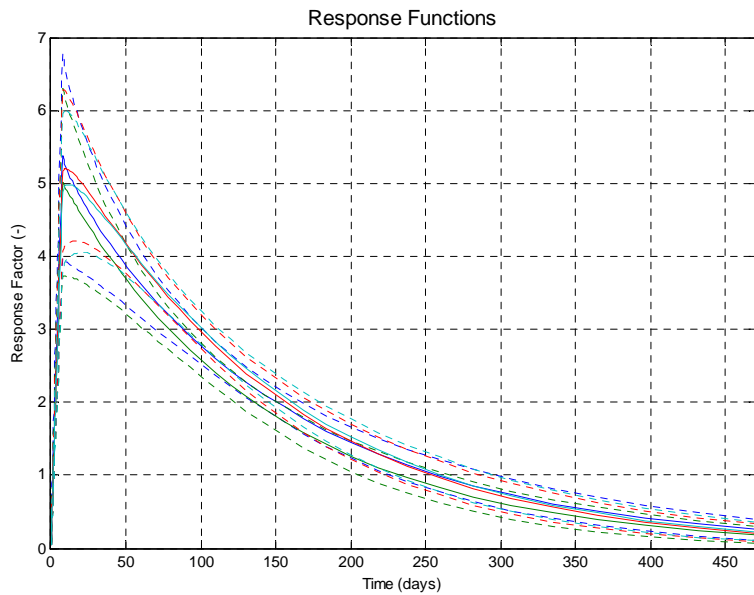
Oppervlaktewater

In de praktijk blijkt dat het vaak moeilijk is om peilen van oppervlaktewater te modelleren. Er is wel een relatie met neerslag en verdamping, maar vaak zijn andere invloeden (ook) van groot belang voor de fluctuaties; vooral stuwhoogtes en inlaat van water. In die gevallen dat peilbeheer bepalender is voor de standen dan neerslag en verdamping kan mogelijk beter worden uitgegaan van de niet met tijdreeksanalyse gecorrigeerde reeksen omdat daarmee het risico op schijn correlaties afnemen. Een ander probleem is dat in oppervlaktewateren relaties vaak niet-lineair zijn: in het geval van vennen bijvoorbeeld zal de impuls op de neerslag afnemen naarmate de venpeilen hoger worden (en daarmee de oppervlakte van het ven groter worden en er een groter volume water nodig is voor een stijging van de peilen). In de huidige tijdreeksmodellen zijn er nog onvoldoende mogelijkheden om met dergelijke niet-lineaire relaties rekening te houden.

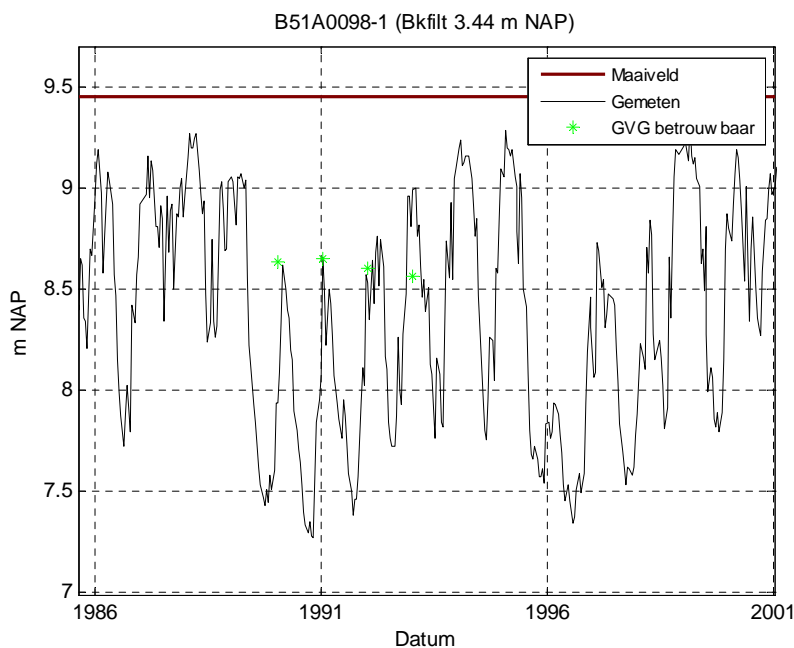
Verschillen tussen de modellen

De methode gaat er vanuit dat in een niet veranderend systeem de invloed van de neerslag en verdamping op de grondwaterstand gelijk blijft, hetgeen impliceert dat de berekende impuls-responsfuncties gelijk zouden moeten blijven. In de praktijk blijken de modelleringen verschillende impuls-responsfuncties op te leveren, ook als er geen redenen zijn om aan te nemen dat het systeem is veranderd. Deze verschillende impuls-responsfuncties resulteren in verschillende waarden voor de GxG. Het is nog niet goed onderzocht waar deze verschillen door ontstaan. Het is mogelijk dat veel systemen in werkelijkheid niet (volledig) lineair reageren; in een droge periode is het effect van de neerslag en verdamping dan anders dan in een natte periode. Dit laatste treedt vrijwel zeker op in het droge jaar 2003. De modellen in de periode rond 2003 geven vaak afwijkende resultaten die niet samenhangen met veranderingen in het systeem maar met de afwijkende condities in dat jaar.

In de huidige methode is ook niet voorzien in een controle op de variatie in impuls-responsfuncties. De berekende impuls-responsfunctie heeft een zekere bandbreedte. Twee verschillende impuls-responsfuncties kunnen binnen dezelfde bandbreedte vallen en daarmee niet significant verschillend zijn. Eigenlijk zouden deze dan ook dezelfde GxG-waarden moeten opleveren.



Figuur 1-14 Impuls respons van de neerslag in 4 opeenvolgende perioden



Figuur 1-15 GVG uit gesimuleerde reeks

Als voorbeeld kijken we naar vier perioden van B51A0098, filter 1. Voor alle 4 de opeenvolgende perioden (tussen 1990 en 1997) kon een betrouwbaar model gemaakt worden. In Figuur 1-14 zien we de impuls respons functie van de neerslag in de vier perioden. De vier functies vallen (zeker in de eerste 50 dagen) volledig binnen dezelfde bandbreedte, maar zijn wel een beetje verschillend. Deze kleine verschillen in IR functie resulteren in verschillen in de gesimuleerde reeks, die weer zorgt voor een afwijking in de GVG, zoals de zien is in Figuur 1-15. De GVG varieert tussen 8,58 en 8,68 m NAP, terwijl deze 10 cm afwijking mogelijk alleen een artefact is. Nader onderzocht zou moeten worden hoe vaak dit optreedt, en hoe hiervoor gecorrigeerd kan worden.

1.9.5 Algemene toepasbaarheid methode

Zoals blijkt uit de lengte van dit hoofdstuk is de methode voor de inrichting en evaluatie van het beleidsmeetnet tamelijk complex, en de complexiteit is met de in dit hoofdstuk beschreven uitbreidingen van de methode alleen maar toegenomen. Dit leidt tot de vraag of de methode nog wel voldoende reproduceerbaar en inzichtelijk is.

De reproduceerbaarheid van de methode is toegenomen doordat een aantal stappen, die nog niet of slechts indicatief waren omschreven, nu alsnog zijn ingevuld, inclusief de criteria en drempelwaarden die gebruikt dienen te worden bij de evaluatie van de gegevens. Een uitzondering vormt de bepaling van de streefwaarden voor de grondwaterstanden. Daar is complexiteit toe-, en de reproduceerbaarheid afgenomen, omdat streefwaarden niet meer 1: 1 worden afgeleid uit de streefwaarden van het provinciale natuurdoeltype. Het opstellen van locatiespecifieke streefwaarden is echter onvermijdelijk omdat provinciale natuurdoelen te weinig gedetailleerd zijn voor een afleiding van de gewenste grondwaterstanden op de schaal van een vierkante meter. In de rapportages per gebied (deelrapport 2) is duidelijk aangegeven hoe de locatiespecifieke streefwaarden zijn afgeleid uit provinciale natuurdoelen, zodat helder is welke keuzen zijn gemaakt. Het is aan de provincie om accoord te gaan met de hier voorgestelde locatiespecifieke invulling van de provinciale doelen dan wel in overleg met andere betrokkenen (waterschappen en terreinbeheerders) de doelstellingen bij te stellen.

Het probleem van de complexiteit en inzichtelijkheid is lastiger op te lossen omdat dit voor een deel gekoppeld aan de complexiteit van het verschijnsel verdroging. Bij de relatie tussen waterhuishouding en soortensamenstelling gaat het meestal om indirecte relaties, waardoor de doorwerking van waterhuishoudkundige ingrepen op standplaatscondities en vegetatie sterk afhankelijk is van de lokale omstandigheden (geohydrologie, reliëf, bodemopbouw). Daarbij komt dat de vegetatie via veel verschillende mechanismen wordt beïnvloed (via verdroging in strikte zin, en via verzuring en eutrofiering), en dat zowel mechanismen op regionaal schaalniveau (stijghoogte) als op lokaal niveau (vorming regenwaterlenzen) een rol spelen.

Gegeven het feit dat het gaat om een complex probleem zijn er zijn grofweg twee manieren om de complexiteit van de methode te verminderen. De meest eenvoudige oplossing is het simpelweg negeren van de complexiteit van het probleem. Bestuurlijk is dat zeer aantrekkelijk omdat het leidt tot kostenbesparing en grotere transparantie van de methode. Zo is het erg aantrekkelijk om de streefwaarden direct af te leiden uit het natuurdoeltype ter plekke van de peilbuis in combinatie met de maaiveldhoogte uit DINO. Zoals eerder in dit hoofdstuk aangegeven leidt dat echter in de meeste gevallen tot onzinnige resultaten. Een andere versimpeling is om de beoordeling te baseren op de waterkwantiteit en kwaliteitsaspecten buiten beschouwing te laten. Dat levert echter een vertekend beeld op, omdat in de praktijk juist de waterkwaliteit het grootse probleem is (zie hoofdrapport, hoofdstuk 3).

Een andere strategie om de complexiteit te verminderen is om beter inzicht te verkrijgen in de aard van het waterhuishoudkundig systeem en de relaties met het voorkomen van planten en dieren. Naarmate meer bekend is over het functioneren van het systeem is het eenvoudiger om aan te wijzen welke factoren bepalend zijn voor het realiseren van de beoogde natuurdoelen, en kan op een verantwoorde manier worden vereenvoudigd. Een voorbeeld vormt de centrale heidelocatie in de Strabrechtse Heide, waar blijkt de grond- en oppervlaktewaterstanden sterk worden bepaald door de stijghoogte in de ondergrond (zei gebiedsbeschrijving in deelrapport 2). Op basis van deze kennis was het mogelijk om de evaluatie zodanig te versimpelen dat de potentiële doelrealisatie kan worden bepaald op basis van één variabele gemeten op één meetpunt (de GVG in het stijghoogtmeetpunt).

Het zal duidelijk zijn dat onze voorkeur uitgaat naar de tweede oplossing. Een goed inzicht in de relatie tussen waterhuishouding vraagt soms om gedetailleerder onderzoek vooraf en is daarom duurder. Het is echter een investering die zich uiteindelijk dubbel uitbetaalt, omdat goed inzicht in het functioneren van het systeem niet alleen nodig is voor de inrichting en evaluatie van het meetnet, maar ook onontbeerlijk is om de juiste maatregelen te kunnen nemen. Onze voorkeur kan worden samengevat in de schijnbare contradictie 'Simpel is ingewikkeld'. Ofwel: je kunt een probleem pas versimpelen als je er veel van weet.

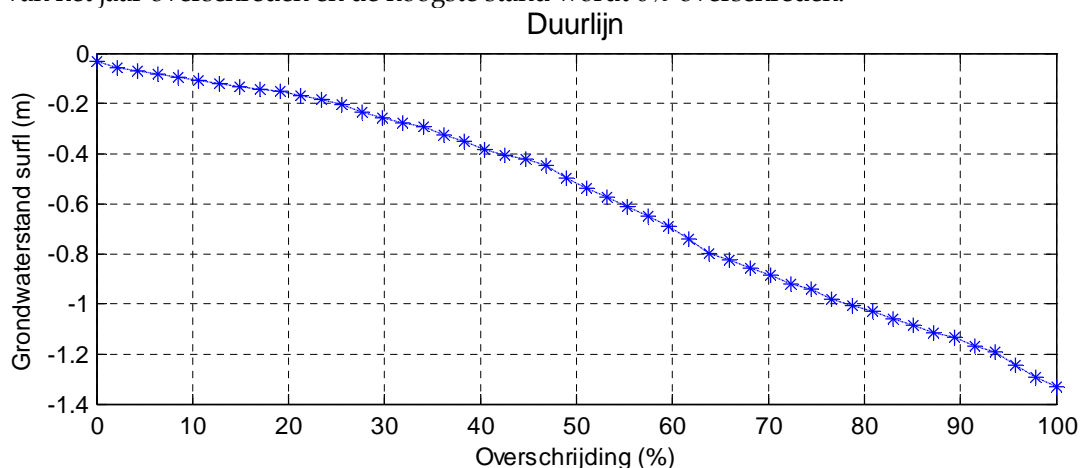
2 Vergelijking met de duurlijnmethode provincie Limburg

2.1 Inleiding

In Noord-Brabant wordt bij de evaluatie van de grondwatergegevens uitgegaan van een beperkt aantal hydrologische variabelen die een beeld geven van het hydrologische regime: de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) en de vochtleverantie. In de provincie Limburg wordt een heel andere benadering gevolgd. Daar wordt uitgegaan van duurlijnen, die aangeven welke deel van het jaar bepaalde grondwaterstanddiepten worden overschreden (De Mars en Wortel, 2003). Onderdeel van de evaluatie van het Beleidsmeetnet Verdroging is een vergelijking van de methode die in Noord-Brabant wordt gebruikt met de duurlijnmethode van de provincie Limburg. Op basis van deze vergelijking kan worden nagegaan of de duurlijnmethode een goed alternatief vormt. Voor de tien onderzochte gebieden is daarom ook een evaluatie uitgevoerd volgens de duurlijnmethode, en zijn de resultaten volgens beide methoden met elkaar vergeleken. De vergelijking heeft alleen betrekking op het kwantitatieve deel van de evaluatie, waarbij wordt getoetst op basis van grondwaterstanden. In beide methoden wordt daarnaast ook getoetst op basis van kwaliteitsgegevens (grond- en oppervlaktewaterkwaliteit).

2.2 Toelichting op de duurlijnmethode

De duurlijnmethode is door Niemann (1973) ontworpen om het grondwaterregime van vegetatiestandplaatsen te karakteriseren. Per jaar worden de overschrijdingsduren bepaald, dat wil zeggen het aantal dagen dat de grondwaterstanden ondieper zijn dan een bepaalde grondwaterstanddiepte. Duurlijnen worden geconstrueerd door de overschrijdingsduren uit te zetten in een grafiek, met op de verticale as de diepte onder maaiveld en op de horizontale as de tijdsduur dat de grondwaterstanden dieper liggen dan deze waarde (Figuur 2-2). De laagste stand wordt in 100% van het jaar overschreden en de hoogste stand wordt 0% overschreden.



Figuur 2-1 Voorbeeld van een duurlijn van 1 jaar. De grondwaterstand is het hele jaar (100%) hoger dan 1,3 m-mv, 183 dagen (50%) is de stand hoger van 0.5 m mv en grondwaterstand aan maaiveld wordt helemaal niet overschreden.

Op basis van duurlijnen van standplaatsen met goed ontwikkelde vegetaties is per vegetatietype een boven- en ondergrenswaarde opgesteld waartussen de bundel van duurlijnen behorende bij het betreffende vegetatietype zich bevindt. Als op een standplaats de overschrijdingsduren zich boven of onder deze grenswaarden bevinden, wordt aangenomen dat het grondwaterregime niet geschikt is voor instandhouding of vestiging van het vegetatietype. In de Limburgse uitwerking van de duurlijnmethode worden boven- en ondergrenswaarden aangegeven voor de 10-, 50- en 90% overschrijdingsduren, daartussen wordt lineair geëxtrapoleerd (Figuur 2-2). Omdat er altijd

uitschieters kunnen voorkomen, worden de 10% hoogste en 10% laagste waarneming uit de evaluatie gehouden. De overige metingen (<10% en >90%) worden gewaardeerd volgens het schema in Tabel 2-1:

Tabel 2-1: Waardering van duurlijnen

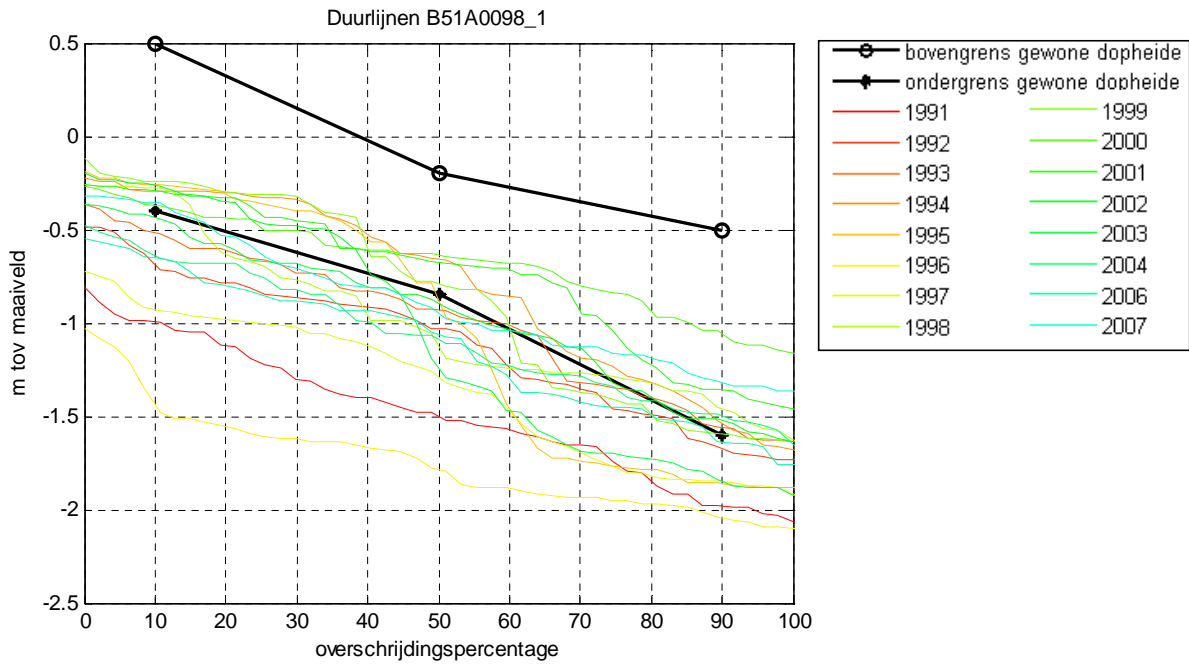
Waardering	Rest % tijdsduur voldoet	Rest % tijdsduur voldoet niet
Goed (GGOR voldoet)	80%	0%
Bijna goed	> 70%	< 10%
Matig	40 - 70%	10 - 40 %
Slecht	<40%	> 40%

2.3 Aanpassing duurlijnmethode

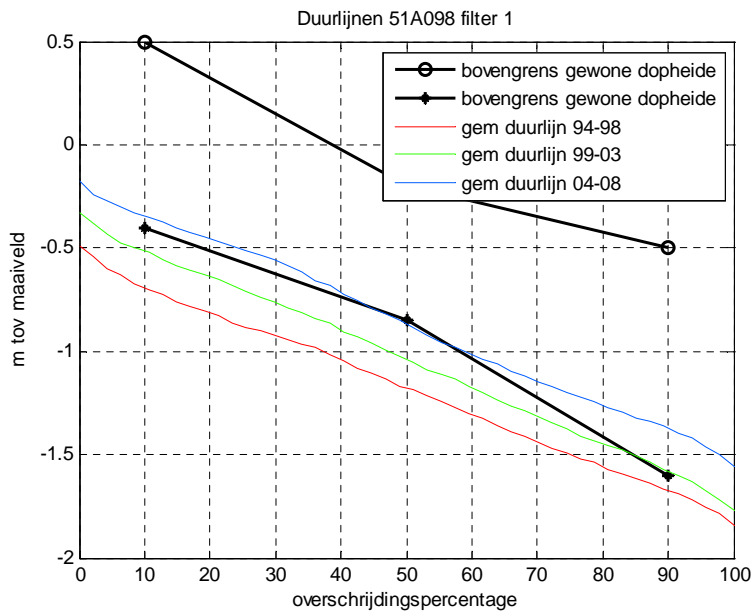
De vergelijking met de methode Brabant wordt bemoeilijkt doordat in de methode Limburg geen correctie plaats vindt voor natte en droge jaren. Door De Mars en Wortel wordt aangegeven dat een duurlijn in droge jaren tegen de ondergrens zal liggen en in natte jaren tegen de bovengrens, maar daarbij wordt niet aangegeven hoe bepaald moet worden of het een nat of een droog jaar is. Als een duurlijn tegen de ondergrens aan ligt komt dit volgens deze methode doordat het een droog jaar is. Deze redenering is onterecht, omdat de duurlijn ook afkomstig kan zijn van een gewoon jaar, maar in een situatie waarin de grondwaterstanden structureel te laag zijn. Zonder kennis van de invloed van weersomstandigheden is een goede evaluatie van de duurlijngegevens dus niet mogelijk.

Daarom heeft KWR als onderdeel van deze evaluatie een methode ontwikkeld om duurlijnen te maken, die rekening houdt met variaties in klimatologische omstandigheden en die daarmee veranderingen in het hydrologische systeem inzichtelijk maakt. Hiervoor is de tijdreeksanalyse methode van het meetnet Brabant gekoppeld aan de duurlijnmethode. Het huidige hydrologische systeem kan gemodelleerd worden met een tijdreeksanalyse op de laatste 5 jaar. Dit geeft een responsfunctie voor de neerslag en verdamping waarmee de reactie van het systeem op neerslag en verdamping beschreven kan worden. Met deze responsfuncties is een simulatie gemaakt voor de periode waarover neerslag en verdamping beschikbaar zijn. Van deze gesimuleerde grondwaterstandreeks is vervolgens een 'gemiddelde duurlijn' bepaald. Deze duurlijn is daarmee gecorrigeerd voor de invloed van natte en droge jaren.

In de onderstaande figuren is een voorbeeld uitgewerkt voor toestandmeetpunt BMV15PT1 op de Kampina, hetzelfde meetpunt waarvoor in Figuur 1-1 het grondwaterstandsverloop is aangegeven. In Figuur 2-2 zijn de duurlijnen vanaf 1991 uitgezet. Het is moeilijk om op basis van de laatste figuur een oordeel te geven over de mate van verdroging, omdat de duurlijnen in sommige jaren wel, en in andere jaren niet voldoen aan de eisen die worden gesteld. Het is niet te zien in hoeverre de afwijkingen verklaard kunnen worden door droge jaren. Daardoor is uit de figuur niet, of zeer moeilijk, af te lezen of er sprake is van een verbetering of verslechtering in de loop van de jaren. Terwijl in Figuur 1-1 op basis van dezelfde grondwaterreeks duidelijk een stijging te zien is vanaf 1997. In Figuur 2-3 is voor drie perioden van vijf jaar een tijdreeksanalyse uitgevoerd, met de gevonden parameters is een langjarige grondwaterstandreeks gesimuleerd, waarvan een gemiddelde duurlijn is bepaald. Hier zien we een duidelijk overzichtelijker beeld. Als we kijken naar de drie perioden, dan zien we een duidelijke vooruitgang. De duurlijn berekend met de laatste periode valt ongeveer samen met de ondergrens, op basis hiervan lijkt het hydrologische systeem bijna te voldoen aan de voorwaarden.



Figuur 2-2 Duurlijnen volgens de 'Limburg methode' voor toestandmeetpunt BMV15PT1 op de Kampina



Figuur 2-3 Gemiddelde duurlijnen voor toestandmeetpunt BMV15PT1 op de Kampina, berekend met de systeemeigenschappen van drie verschillende perioden

Bij die laatste conclusies moet echter de kanttekening worden gemaakt dat de huidige grenswaarden zoals opgesteld door de Mars en Wortel zijn gebaseerd op niet-gecorrigeerde reeksen. Als gevolg van variatie tussen natte en droge jaren is de bandbreedte tussen boven- en ondergrenzen vrij ruim. Als wordt uitgegaan van voor het weer gecorrigeerde duurlijnen dan zal de duurlijnbundel veel smaller worden en de marges tussen boven- en ondergrenzen kleiner. Voor toetsing zouden eigenlijk nieuwe grenswaarden opgesteld moeten worden op basis van gecorrigeerde duurlijnen van standplaatsen met goed ontwikkelde vegetaties. Dat zou echter vragen om een volledige nieuwe bepaling van

duurlijnbundels op basis van de originele grondwaterreeksen, waarvoor binnen dit project geen ruimte was. Waar te brede duurlijnbundels mogelijk leiden tot afwijkende resultaten is dit in de tekst aangegeven.

2.4 Uitwerking voor de Brabantse meetpunten

Om na te gaan in hoeverre toepassing van de Limburgse duurlijnmethode leidt tot afwijkende resultaten ten opzichte van de in Brabant gebruikte methode zijn voor de toestandmeetpunten uit de tien goed onderzochte Brabantse gebieden scores berekend volgens zowel de Limburgse duurlijnmethode als de Brabantse doelrealisatie-methode. Bij de uitwerking volgens de duurlijnmethode is uitgegaan van de in de vorige paragraaf beschreven aanpassing, waarbij een 'gemiddelde' duurlijn wordt geconstrueerd op basis van tijdreeksanalyse.

Niet voor alle toestandmeetpunten was een vergelijking mogelijk. Van sommige meetpunten waren ten tijde van de analyse geen grondwatergegevens beschikbaar, was het doeltype niet duidelijk, of was voor het betreffende doeltype geen duurlijninformatie opgenomen in het rapport van De Mars en Wortel. In tabel 2.2 is aangegeven voor welke toestandmeetpunten voldoende informatie beschikbaar was om een vergelijking met de duurlijnmethode van de provincie Limburg uit te voeren. In de tabel staat het Brabantse doeltype, en welk doeltype uit Limburg daaraan gelijk is beschouwd. Bij de vertaling is rekening gehouden met de vorm van het doeltype zoals dat in het betreffende gebied voorkomt. Omdat het vochtig schraalgrasland zoals dat in Noord-Brabant wordt onderscheiden zowel het blauwgrasland als het dotterbloemhooiland volgens de Limburgse typologie omvat, heeft bij betreffende toestandmeetpunten een vergelijking met de duurlijnen voor beide Limburgse typen plaatsgevonden.

Een complicatie bij de vergelijking met de 'Brabantse methode' is dat, anders dan in de Limburgse methode, bij de bepaling van de streefwaarden niet zonder meer wordt uitgegaan van de streefwaarden voor het doeltype ter plekke van de peilbuis, maar rekening wordt gehouden met het reliëf en met de doeltypen in de directe omgeving van de peilbuis (zie 1.2.2). Om de vergelijking met de Limburgse methode zuiver te houden is in deze analyse echter gebruik gemaakt van een aangepaste methode, waarin net als in Limburg wordt uitgegaan van de streefwaarden van het doeltype ter plekke van de peilbuis. Bovendien is net als in de methode Limburg zowel rekening gehouden met 'te natte' als 'te droge' omstandigheden. Als gevolg daarvan wijken in een aantal gevallen de beoordelingen volgens de hier gehanteerde 'Brabantse' methode af van de echte beoordelingen zoals weergegeven in tabel 3.2 in het hoofdrapport.

2.5 Resultaten

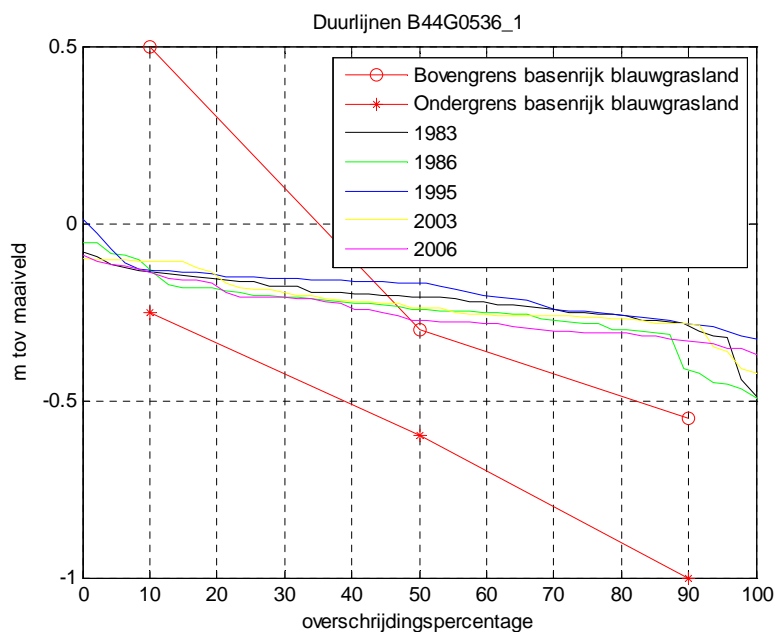
In Tabel 2.2 zijn de resultaten van de vergelijking samengevat. In de vergelijking is per meetpunt uitgegaan van de laatste meetperiode waarvoor een tijdreeksmodel is opgesteld. In de tabel is aangegeven om welke periode het gaat.

Voor de 'gemiddelde' duurlijn voor de laatste meetperiode is aangegeven voor welk deel van de tijd de overschrijdingsduren dieper of ondieper zijn dan de door De Mars en Wortel opgegeven waarden, en welke beoordeling daaruit volgt. Daarbij wordt conform de Limburgse methode alleen gekeken naar de overschrijdingsduren tussen de 10 en 90 %.

Ook is aangegeven wat de GxG-waarden zijn volgens het tijdreeksmodel, en welke scores daaruit volgen volgens de doelrealisatiemethode van de provincie Brabant. Daarbij wordt uitgegaan van de c- en d-waarden uit de doelrealisatiefuncties volgens Ertsen et al. 2005 voor GVG, GLG en droogtestress, waarbij sprake is van resp. 100 en 0% doelrealisatie (zie par. 1.4.1). Bij elzenbroekbos en dotterbloemhooiland zijn de kritische GLG-waarden direct overgenomen uit de tabellen van Ertsen et al. Bij de overige doeltypen zijn de kritische GLG-waarden afgeleid uit de kritische droogtestresswaarden in combinatie met de bodemtextuur. Om de vergelijking te vereenvoudigen zijn de scores voor GVG en GLG omgezet in een soortgelijke waardering als in de methode Limburg. Daarbij is uitgegaan van het product van GVG-score en GLG-score. Als de resulterende totaalscore 0 is, is de waardering 'slecht', tussen 0 en 0,85 is het 'matig', tussen 0,85 en 1 is het 'bijna goed', en bij een score van 1 is de waardering 'goed'.

De overeenkomst in de scores is zeer matig. Van de vijftien toestandmeetpunten is slechts voor zes meetpunten de beoordeling volgens beide methoden gelijk, en in drie gevallen is zelfs sprake van een tegengestelde beoordeling. De afwijkingen zijn vooral groot bij de meetpunten afkomstig uit de gebieden Den Dulver en de Binnenpolder van Terheijden. De belangrijkste oorzaak hiervoor is waarschijnlijk dat de door De Mars en Wortel gebruikte duurlijnbundels zijn afgeleid uit tijdreeksen afkomstig van vrij afwaterende gebieden waar de grondwaterstanden gedurende het groeiseizoen relatief ver weg zakken. Den Dulver en de Binnenpolder van Terheijden zijn peilbeheerste gebieden, waardoor de grondwaterstanden nauwelijks wegzakken. Als gevolg daarvan is bij de hoogste overschrijdingsduren sprake van grondwaterstanden die duidelijk boven de kritische waarden liggen zoals die gelden voor dotterbloemhooilanden en blauwgrasland in Limburg (Figuur 2-4), waardoor de situatie als ongunstig wordt gewaardeerd. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat deze ondiepe grondwaterstanden ongunstig zouden zijn voor de beoogde vegetatie, en de negatieve beoordeling lijkt hier vooral te worden veroorzaakt door de toepassing van duurlijnbundels die zijn opgesteld voor een heel ander type gebied.

NB Bij de meetpunten in Den Dulver doet zich de afwijkende situatie voor dat de voorjaars-grondwaterstanden dichterbij de laagste dan de hoogste grondwaterstand liggen, en dat de hoogste grondwaterstanden niet optreden in de winter maar in de zomer. In dergelijke situaties is de GHG naar verwachting belangrijker voor samenstelling van de vegetatie dan de GVG (zie discussie in bijlagenrapport). Wordt voor de toetsing aan de GVG-grenzen uitgegaan van de GHG-waarden in plaats van de GVG-waarden, dan verandert de waardering in de Brabantse methode van alle meetpunten in Den Dulver in goed. Voor de vergelijkbaarheid van de uitkomsten verandert dit overigens weinig. Voor meetpunt BMV10PT2 gaan bij deze correctie de uitkomsten volgens de Limburgse en Brabantse methode meer op elkaar lijken, maar in meetpunt BMV10PT1 juist minder.



Figuur 2-4 Duurlijnen meetpunt BMV10PT3 in de Den Dulver

Gebied	BMVcode	Periode	Doeitype Limburg	%Onder-schrijding	%Over-schrijding	Score	Doeitype Brabant	GVG	GLG	Score GVG	Score GLG	Score
Binnenpolder Terheijden	EMV04PK1	2004-2007	dotterbloemhooiland	0	16	matig	dotterbloemhooiland	26	35	1,0	1,0	goed
			basenrijk blauwgrasland	0	43	slecht	blauwgrasland	26	35	1,0	1,0	goed
Lange Maten	EMV05PK1	2005-2007	veenmosrijke dopheide	0	17	matig	natte heide	-16	80	1,0	1,0	matig
			dotterbloemhooiland	26	0	matig	dotterbloemhooiland	33	52	1,0	1,0	goed
Den Dulver	BMV10PT1	2003-2007	basenrijk blauwgrasland	17	10	matig	blauwgrasland	33	52	0,6	1,0	matig
			dotterbloemhooiland	12	0	matig	dotterbloemhooiland	47	60	0,0	1,0	slecht
Den Dulver	BMV10PT2	1985-1989	basenrijk blauwgrasland	0	0	goed	blauwgrasland	47	60	0,0	1,0	slecht
			dotterbloemhooiland	0	24	matig	dotterbloemhooiland	23	35	1,0	1,0	goed
Den Dulver	EMV10PT3	2004-2007	basenrijk blauwgrasland	0	45	slecht	blauwgrasland	23	35	1,0	1,0	goed
			gewone dopheide	0	0	goed	vochtige heide	40	150	nvt	0,7	matig
Smalbroeken	EMV16PK1	2004-2008	gewoon elzenbroek	0	0	goed	elzenbroek	0	78	1,0	0,0	slecht
			basenrijk blauwgrasland	0	0	goed	blauwgrasland	0	88	1,0	1,0	goed
Stijper Aa	EMV19PK1	2003-2007	gewone dopheide	100	0	slecht	natte heide	99	185	0,0	0,0	slecht
			gewoon elzenbroek	0	0	goed	elzenbroekbos	0	35	1,0	1,0	goed
Strabrechtse Heide	EMV20PT2	2003-2007	gewone dopheide	100	0	slecht	vochtige heide	126	217	nvt	0,0	slecht

Tabel 2-2 Vergelijking verdrogingscores voor een selectie van meetpunten op basis van respectievelijk de Limburgse duurtijnmethode volgens De Mars en Wortel (2003) en de Brabantse doelrealisatie-methode volgens Stuurman et al. (2002).

Bij meetpunt BMV16PK1 in De Smalbroeken is de GLG volgens de gebruikte doelrealisatiefuncties te laag voor het doelttype elzenbroekbos; de GLG ligt op bijna 80 cm onder maaiveld, terwijl de GLG in elzenbroekbos volgens Waterlood idealiter ondieper is dan 50 à 70 cm. De duurlijnbundels zijn minder kritisch ten aanzien van de laagste grondwaterstanden. Welke van beide beoordelingen 'juist' is valt niet met zekerheid aan te geven. Omdat de referentiegrondwaterstand hier op 90 cm onder maaiveld ligt is de grenswaarde van 50 à 70 cm mogelijk te streng. Het kan echter ook zijn dat het doelttype te 'nat' is: volgens Jalink et al (1997) komt in de Smalbroeken van nature vooral Vogelkers-Essenbos en nauwelijks echt Elzenbroekbos voor. Het feit dat de meetpunten relatief hoog liggen ten opzichte van de aangrenzende schraalgraslanden maakt de aanwezigheid van goed ontwikkeld elzenbroekbos op deze plek minder waarschijnlijk.

Bij toestandmeetpunt BMV15PT1 op de Kampina, die 'goed' scoort volgens de Limburgse methode, kan de kanttekening worden gemaakt dat alleen in het laatste deel van de meetperiode de duurlijnen binnen de kritische grenzen vallen (Figuur 2-2, Figuur 2-3). Bovendien is de score geflatteerd omdat de kritische duurlijngrenzen zijn gebaseerd op duurlijnen per jaar, terwijl ze eigenlijk zouden moeten zijn gebaseerd op voor droge en natte jaren gecorrigeerde 'gemiddelde' duurlijnen. Bij het smallere kritische bereik dat daarvan het gevolg zou zijn, zou de beoordeling waarschijnlijk eerder 'matig' bedragen, zoals in de beoordeling volgens de Brabantse methode.

2.6 Discussie

Op basis van de hier uitgevoerde vergelijking is niet aan te geven welke methode het beste scoort. Daarvoor is het aantal meetpunten te beperkt, zeker wanneer de meetpunten in de Den Dulver en de Binnenpolder van Terheijden, waarvoor de Limburgse duurlijnen evident niet van toepassing zijn, worden weggelaten. Bovendien ontbreekt een onafhankelijke maatstaf waaraan kan worden afgemeten welke resultaten juist zijn en welke niet. Wel kan een aantal overwegingen van zowel praktische als theoretische aard worden gegeven, op basis waarvan een afweging kan worden gemaakt of het zinvol is om over te gaan op de Limburgse duurlijnmethode (Tabel 2.3).

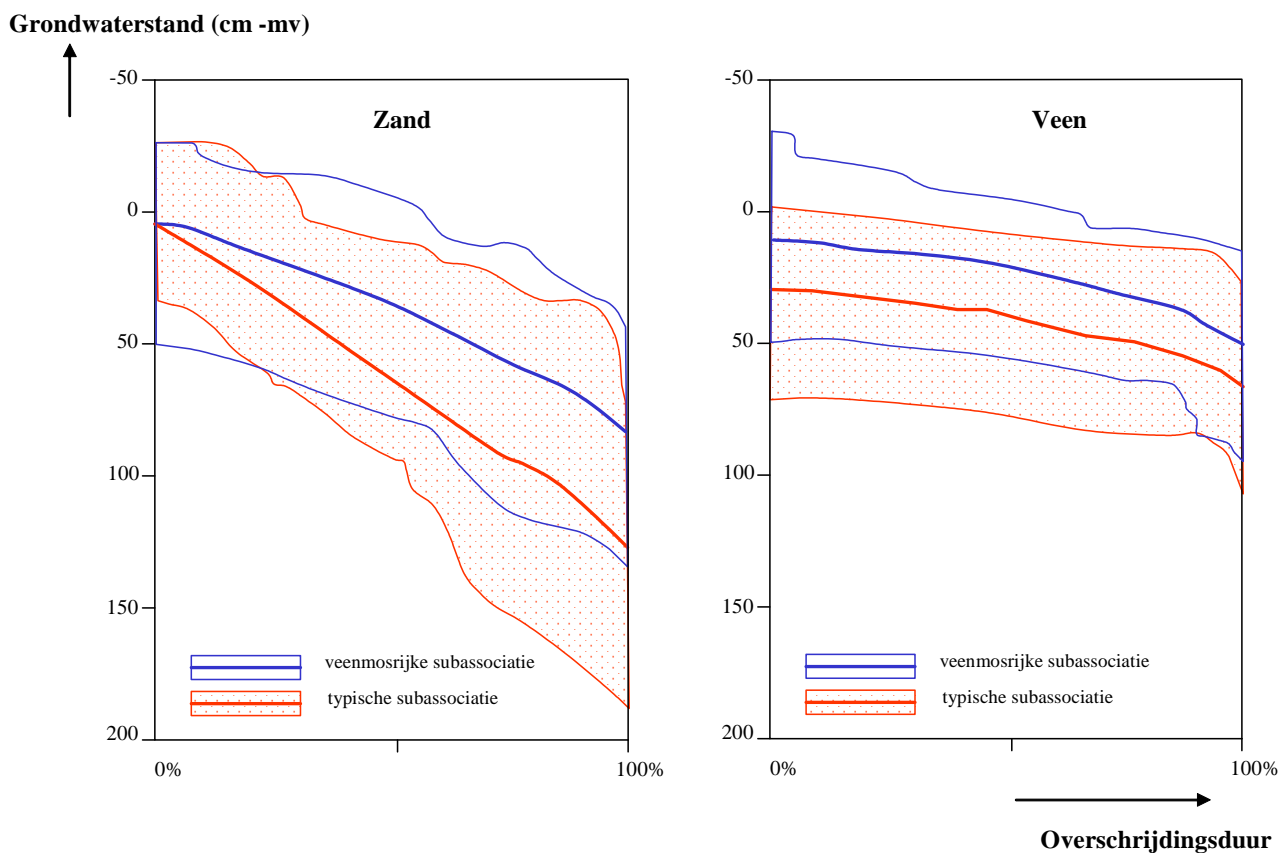
Tabel 2-3 Voor- en nadelen van beide methoden

Methode	Voordeel	Nadeel
Limburg	Geen inperking tot beperkt aantal variabelen, er wordt rekening gehouden met het gehele waterregime.	Gevonden relaties tussen waterregime en vegetatie hoeven niet noodzakelijkerwijs te berusten op causale relaties, 'toevallige' niet-causale correlaties kunnen leiden tot een verkeerde interpretatie.
		Alleen bruikbaar in gebieden die qua relevante eigenschappen (bodempopbouw, waterbeheer) voldoende vergelijkbaar zijn met de plekken waaruit de relaties zijn afgeleid.
	Geen ingewikkelde tijdreeksanalyse*.	Effecten van veranderingen in waterhuishouding niet goed te scheiden van effecten natte en droge jaren*.
Brabant	Inperking tot hydrologische variabelen waarvan tenminste bij benadering bekend is dat er een causale relatie bestaat met standplaatscondities en soortensamenstelling vegetatie.	Het kan zijn dat essentiële relaties over het hoofd worden gezien, missers in onze kennis kunnen leiden tot een verkeerde interpretatie.
	Relaties zijn algemeen toepasbaar.	
	Effecten van veranderingen in waterhuishouding goed te scheiden van effecten natte en droge jaren.	Tijdreeksanalyse vergt inspanning.

* geldt niet voor de aangepaste vorm van de duurlijnmethode zoals in deze studie gebruikt

De belangrijkste beperking van de huidige Limburgse methode is dat de duurlijnen niet worden gecorrigeerd voor meteorologische omstandigheden. Daardoor is het niet mogelijk onderscheid te maken tussen 'toevallige' afwijkingen als gevolg van natte en droge jaren, en structurele veranderingen als gevolg van veranderingen in de waterhuishouding. Dit komt, zoals hiervoor aangegeven, het onderscheidend vermogen van de methode niet ten goede. Dit bezwaar is deels ondervangen door hiervoor beschreven aanpassing, waarbij wordt uitgegaan van een 'gemiddelde' duurlijnbundel voor een periode van vijf jaar die is gecorrigeerd voor droge en natte jaren. Om de aangepaste methode te kunnen gebruiken dienen echter opnieuw kritische grenzen per vegetatietype te worden opgesteld, op basis van eveneens voor weersomstandigheden gecorrigeerde duurlijnen.

Een moeilijker te ondervangen beperking van de duurlijnmethode is dat niet duidelijk is in hoeverre de uit de het grondwaterverloop in referentiepunten afgeleide relaties berusten op causale verbanden. Bij de toepassing van de duurlijnen voor evaluatiedoeleinden wordt de impliciete veronderstelling gedaan dat de waargenomen correlaties berusten op onderliggende causale verbanden, en dat een afwijkend grondwaterstandverloop noodzakelijkerwijs leidt tot een verminderde doelrealisatie. Die aanname is echter aanvechtbaar, en alleen gerechtvaardigd wanneer de standplaatsen waarin de relaties zijn vastgesteld, en de standplaatsen waarvoor een voorspelling wordt gedaan, voldoende op elkaar lijken in die eigenschappen die bepalend zijn voor het grondwaterregime en de doorwerking van het grondwaterregime op de standplaatscondities. Zo niet, dan is het de kans groot dat onjuiste conclusies worden getrokken, zoals in dit geval bij toepassing van de Limburgse duurlijnen op peilbeheerste gebieden in Noord-Brabant. Dat een zelfde type vegetatie, afhankelijk van onder meer het bodemtype, bij heel verschillende grondwaterregimes kan voorkomen, kan worden geïllustreerd met de duurlijnen die door De Haan (1993) zijn opgesteld voor natte heidevegetaties op respectievelijk zand en veen. Hier is te zien dat dezelfde vegetaties op zand en veen voorkomen bij geheel verschillende duurlijnen (Figuur 2-5), waarbij de grondwaterstanden op zand veel dieper wegzakken.



Figuur 2-5 Duurlijnen voor natte heidevegetaties (*Ericetum tetralicis*) op respectievelijk zand en veen. Aangegeven worden gemiddelde duurlijnen voor alle vegetatieopnamen (dikke lijnen) en spreiding rond het gemiddelde (dunne lijnen). Voor typische subassociatie bandbreedte rond gemiddelde gestippeld aangegeven. Uit Runhaar et al. 2005, op basis van gegevens van De Haan, 1993.

Dit wordt niet noodzakelijkerwijs veroorzaakt doordat de betreffende vegetaties op veen gevoeliger zijn voor grondwaterstandverlaging, maar kan ook een gevolg zijn van het feit dat grondwaterstanden in veengebieden minder ver wegzakken dan in zandgebieden. Worden duurlijnbundels op zand gebruikt voor de beoordeling van standplaatsen op veen dan is de kans groot dat alle standplaatsen op veen als ongeschikt worden beoordeeld omdat de grondwaterstanden niet diep genoeg wegzakken, en omgekeerd dat standplaatsen op zand als ongunstig worden beoordeeld omdat de grondwaterstanden juist te ver wegzakken.

Om te voorkomen dat op basis van niet-causale verbanden onjuiste conclusies worden getrokken is het belangrijk dat duurlijnen worden verzameld op plekken die in alle relevante eigenschappen lijken op de plekken waarvoor een voorspelling of beoordeling wordt gegeven. Vraag is echter wat die relevante eigenschappen zijn, en hoeveel situaties dienen te worden onderscheiden. Wat betreft de hoogste grondwaterstanden lijken de problemen beperkt: de hoogste grondwaterstanden zijn (via de zuurstofhuishouding) vrij direct van invloed op de standplaatscondities en de vegetatie, en de bodemtextuur en het peilbeheer hebben weinig invloed op deze relatie (Runhaar et al. 1997). Heel anders ligt dat bij de laagste grondwaterstanden, waarbij de invloed op standplaatscondities en vegetatie vaak zeer indirect is (via vochtvoorziening en via relatie met kwel), en dus afhankelijk van een groot aantal factoren, waaronder bodemtextuur, geohydrologie en peilbeheer (Runhaar et al. 2009 in prep.). Vraag is of het wel haalbaar is voor alle mogelijk relevante situaties duurlijnbundels op te stellen, en of de bestaande duurlijnbundels wel voldoende representatief zijn voor alle mogelijke situaties.

Bij een meer causale benadering zoals in Waternood geldt deze beperking veel minder, omdat het gaat om veel directere relaties die berusten op onderliggende oorzakelijke verbanden. Een voorbeeld vormt de relatie met de laagste grondwaterstanden, waarin gebruik wordt gemaakt van algemene relaties tussen respectievelijk de vegetatiesamenstelling en de vochtleverantie, en tussen de vochtleverantie en andere abiotische factoren als bodemtextuur en grondwaterstand. Door deze aanpak hoeven niet voor elke combinatie van bodemtextuur en grondwaterstand nieuwe relaties te worden opgesteld op basis van specifiek in deze combinaties gemeten grondwaterstanden en soortensamenstelling.

De inperking tot causale relaties heeft echter ook zijn nadelen. De voornaamste daarvan is dat mogelijk nu nog onbekende, maar voor de doelrealisatie zeer kritische relaties worden genegeerd. Dit gold zeker voor de periode waarin de duurlijnmethode werd ontwikkeld (de jaren 60 van de vorige eeuw), toen er nog weinig bekend was over de werking van grondwater, en over het belang van bijvoorbeeld de aanvoer van grondwater voor de zuurbuffering van de standplaats. De kennis over de relaties tussen grondwater, standplaatscondities en soortensamenstelling is de afgelopen tientallen jaren echter sterk toegenomen. Onze inschatting is dat het risico op een verkeerde beoordeling bij een causaal-analytische benadering daarom minder groot is dan bij een beschrijvend-correlatieve benadering, waarin wordt uitgegaan van relaties waarvan niet bekend is in hoeverre ze berusten op oorzakelijke verbanden.

2.7 Conclusie

De methode zoals die nu door de provincie Limburg wordt gehanteerd is niet zonder meer geschikt voor de evaluatie van de Brabantse meetpunten. Er vindt geen correctie plaats voor weersomstandigheden en de duurlijnbundels zijn afkomstig zijn van gebieden die niet altijd representatief zijn voor de in Brabant voorkomende situaties. Aan het eerste bezwaar kan tegemoet worden gekomen door gebruik te maken van de door KWR ontwikkelde methode waarmee duurlijnen kunnen worden gecorrigeerd voor de invloed van natte en droge jaren. Om gebruik te kunnen maken van deze aangepaste methode zouden echter ook nieuwe duurlijnbundels moeten worden opgesteld, afkomstig uit situaties die meer representatief zijn voor Noord-Brabant, en die bovendien eveneens gecorrigeerd zijn voor de invloed van natte en droge jaren. Dit vraagt om een aanzienlijke inspanning, zonder dat de garantie bestaat dat die inspanning leidt tot een beter resultaat dan de huidige methode, die uitgaat van potentiële doelrealisaties op basis van GVG, GLG,

vochtleverantie en kwel. De 'methode Limburg' is daarom geen zinvol alternatief voor de huidige methode die in de Provincie Noord-Brabant wordt gebruikt.

Bijlage I Ranges aan indicatiewaarden per vegetatietype

Flip (J.P.M.) Witte

I.1 Inleiding

Om te kunnen nagaan of de vochttoestand, de zuurgraad en de voedselrijkdom van de standplaats voldoen aan de vereisten voor het beoogde doelttype zijn per vegetatietype ranges opgesteld die aangeven binnen welk bereik de indicatiewaarden binnen het vegetatietype normaliter liggen. Door de indicatiewaarden van de looproutesecties van de provincies te vergelijken met deze ranges kan een indruk worden verkregen of de standplaatscondities geschikt zijn, en zo nee, hoe groot het verschil is met de gewenste condities. De ranges zijn bepaald voor de factoren vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom.

Voor de indicatiewaarden is gebruik gemaakt van de indeling in ecologische groepen volgens Runhaar et al. (2004). Binnen die indeling kan een soort aan meerder groepen zijn toebedeeld en aan de volgorde waarin dat is gebeurd is een gewicht gegeven.

Voor de bepaling van de ranges per vegetatietypen is gebruik gemaakt van een opnamenbestand aangeleverd door Alterra, met daarin een representatieve set van opnamen die geacht worden kenmerkend te zijn voor de in De Vegetatie van Nederland onderscheiden vegetatietypen. Per opname is aangegeven tot welk vegetatietype de opname wordt gerekend.

In de tekst hieronder staat beschreven hoe indicatiewaarden voor respectievelijk soorten, opnamen en vegetatietypen zijn afgeleid. Deze tekst is vrijwel geheel overgenomen van Witte & Runhaar (2007); alleen het tekstgedeelte over de berekening van de zuurgraad is aangepast voor deze studie. De uiteindelijke ranges aan indicatiewaarden per vegetatietype zijn aan het einde van deze bijlage opgenomen in Tabel I.4.

I.2 The ecotope system

The classification of ecotope types

The ecotope system consists of a classification of ecosystem types and an assignment of the Dutch plant species to ecological species groups. The basic unit is the ecotope, defined as: "a spatial unit that is homogenous in vegetation structure, stage of succession and in the dominant abiotic factors that determine the species composition of the vegetation" (Stevens et al. 1987). Hence, from the biotic part of the ecosystem only the vegetation is taken into account. As the vegetation is described in combination with its habitat, an ecotope is an ecosystem: an ecosystem of a certain size (small) and certain homogeneity (Runhaar & Udo de Haes 1994).

For the classification of ecotope types, abiotic and biotic factors that determine the species composition of the vegetation have been used (Table I.1). The main abiotic classification characteristics of the ecotope system are Salinity, Moisture regime (characterizing the availability of both water and oxygen; Runhaar et al., 1997), Nutrient availability and Acidity. Climate is also an important factor that influences the vegetation both directly (e.g. through frost) and indirectly (e.g. through soil development). However, it has not been used as a classification characteristic because within the Netherlands climate differences are small.

Vegetation structure was chosen as the main biotic classification characteristic. The vegetation structure is seen as a result of the operational factors 'time' (succession) and 'vegetation management' (Runhaar & Udo de Haes 1994).

For each classification characteristic several classes have been distinguished, each indicated by a symbol (Table I.1). Subsequently, ecotope types have been constituted by combining classes, resulting in ecotope types such as G27: a grassland (G) on a wet (2), moderately nutrient-rich (7) site, or P42: a

pioneer vegetation (P) on a moist (4) nutrient-poor and neutral (2) site. Not all the theoretically possible combinations of classes have been distinguished as ecotope types. Some combinations are ecologically less relevant. For example, in ecosystems that are very rich in nutrients, the influence of acidity on the species composition is far less pronounced than in nutrient-poor ecosystems. Therefore, in very nutrient-rich ecosystems acidity has not been used as a classification characteristic. In addition, many combinations of classes do not occur in the Netherlands (for instance the combination 'woods and shrubs' and 'saline').

Table I.1. Classification characteristics and classification classes of the ecotope system (after Runhaar et al., 2004). Ecotope types are constituted by combining classes. For instance P61 is a Pioneer vegetation (P) on a dry (6), nutrient-poor and acid (1) site.

Classification characteristic	Class (class code)
Salinity	fresh (l)
	brackish (b)
	saline (z)
Vegetation structure	water vegetation (W)
	terrestrializing vegetation (V)
	pioneer vegetation (P)
	grassland vegetation (G)
	tall herbaceous vegetation (R)
Moisture regime	water (1)
	wet (2)
	moist (4)
	dry (6)
Nutrient availability + acidity	nutrient-poor + acid (1)
	nutrient-poor + weakly acid (2)
	nutrient-poor + alkaline (3)
	nutrient-poor (4)
	Moderately nutrient-rich + weakly acid (5)
	Moderately nutrient-rich + alkaline (6)
	Moderately nutrient-rich (7)
	very nutrient-rich (8)

Ecological species groups

The species composition of the ecotope types is described by means of ecological species groups. An ecological species group comprises plant species that are characteristic for a certain ecotope type. Species that occur in two or more ecotope types have been assigned to more than one ecological species group (up to a maximum of 10 groups). In this way the ecological amplitude of species is taken into account. By way of example Table I.2 lists the ecological species groups of five vascular plant species, taken from Runhaar et al. (2004). The complete division of vascular plants into ecological groups is available at: www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen.

The initial division into ecological groups has been based on expert judgment and on national and international literature, concerning for example indicator values of plant species (Clausman et al. 1987;

Ellenberg 1992; Klapp 1965; Londo 1975). As a second step the consistency of the groups was tested using ca. 50,000 relevés from all over the Netherlands. These relevés served to check whether species attributed to a certain ecological group actually occur in combination with other species from the same group (Runhaar & Udo de Haes 1994; Runhaar et al. 2004). The reliability of the ecological groups has also been tested by comparing them with physical habitat factors measured in the field (Runhaar 1989; Runhaar et al. 1997) and by comparing maps of ecological groups with both ecological soil maps and vegetation maps (Witte 1998).

In the list with vascular plant species of Runhaar et al. (2004), the order in which the ecological groups is published for a species has an ecological meaning: the relative abundance of a species is largest in the ecotope type corresponding with the first species group, and smallest in the ecotope type corresponding with the species groups that is mentioned last. From Table I.3 we can read that species assigned in five species groups the relative abundance in the ecotope type corresponding with the first ecological species group is, on the average, more than three times as high as in ecotope type represented by the fifth ecological species group (weight factors 0.353 and 0.112 respectively). The weight factors from Table I.3 were used in the calculation of the indicator values per species. For instance, *Pimpinella saxifraga*, a species occurring in five ecological species groups (Table I.2), is for 35.3% assigned to G43, for 22.5% to G47, for 17.3% to G67, for 13.7% to G63 and for the remaining 11.2% to G62.

Table I.2. Five records from the list of ecological species groups of Runhaar et al. (2004). No = species number.

No	Species name	Rank order species groups				
		1	2	3	4	5
940	<i>Pimpinella major</i>	G46				
941	<i>Pimpinella saxifraga</i>	G43	G47	G67	G63	G62
942	<i>Pinguicula vulgaris</i>	G22				
943	<i>Pinus sylvestris</i>	H61	H41	H62	H21	
944	<i>Plantago coronopus</i>	bP40				

Table I.3. Weights of ecological species groups in relation to the rank order in which a species was assigned to this group by Runhaar et al. (2004) and the number (#) of ecological groups assigned.

#	Rank order									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1.000									
2	0.643	0.357								
3	0.500	0.295	0.205							
4	0.425	0.253	0.180	0.143						
5	0.353	0.225	0.173	0.137	0.112					
6	0.293	0.202	0.162	0.132	0.114	0.097				
7	0.281	0.186	0.146	0.118	0.102	0.089	0.079			
8	0.242	0.178	0.136	0.115	0.102	0.086	0.074	0.067		
9	0.223	0.161	0.132	0.111	0.095	0.081	0.073	0.065	0.059	
10	0.218	0.144	0.118	0.099	0.088	0.081	0.073	0.065	0.059	0.055

I.3 Indicator values of species

We first calculated how each species is divided among the various classes of the ecotope system. Consider for instance *Pimpinella saxifraga* again, and the weights of Table I.2:

Species groups (Table I.2):	G43	G47	G67	G63	G62
Weight (Table I.3)	0.353	0.225	0.173	0.137	0.112

From this information it follows that *Pimpinella saxifraga* 'belongs to' moist sites (indicated by the first number 4 in the species group label) for a fraction of $F_{\text{moist}} = 0.353 + 0.225 = 0.578$ and to dry sites (indicated by the first number 6 in the species group label) for a fraction $F_{\text{dry}} = 0.173 + 0.137 + 0.112 = 0.432$. This computation of fractions was done for all species and also for the site factors Salinity, Nutrient availability and Acidity. If, for a certain site factor, none of the fractions F was greater than 0.45, the species was considered to be indifferent to this site factor and, consequently, was omitted in the calculation of the indicator value. This rule resulted in the omission of only a few species (for instance, *Carex hirta* and *Salix repens* are the only omitted vascular species for the factor Moisture regime).

Next, the indicator value of species was calculated from the indicator values of the site factor classes. For moisture regime the indicator values for the classes are: water = 1, wet = 2, moist = 3, dry = 4. The moisture indicator value of for example *Pimpinella saxifraga* was calculated as the sum of the product of these figures and the moisture fractions: $1 \times 0.000 + 2 \times 0.000 + 3 \times 0.578 + 4 \times 0.432 = 3.42$. Or, to put it in general terms, the moisture value of a species – $iv_s(\text{moisture})$ – was calculated as:

$$iv_s(\text{moisture}) = 1F_{\text{water}} + 2F_{\text{wet}} + 3F_{\text{moist}} + 4F_{\text{dry}} \quad (1)$$

In a similar way we calculated the indicator values for salinity and nutrient richness:

$$iv_s(\text{salinity}) = 1F_{\text{fresh}} + 2F_{\text{brackish}} + 3F_{\text{saline}} \quad (2)$$

$$iv_s(\text{nutrient richness}) = 1F_{\text{nutrient-poor}} + 2F_{\text{moderately rich}} + 3F_{\text{very rich}} \quad (3)$$

Example *Pimpinella saxifraga*:

$$iv_s(\text{salinity}) = 1 \times 1.000 + 2 \times 0.000 + 3 \times 0.000 = 1.00$$

$$iv_s(\text{nutrient availability}) = 1 \times 0.602 + 2 \times 0.398 + 3 \times 0.000 = 1.40$$

See Table I.4 for a complete list of indicator values.

For the site factor acidity we have a problem because in the ecotope system, information about acidity is not provided for all ecological groups of very nutrient rich sites, nor for most ecological groups of moderately rich sites and some groups of nutrient poor sites. Examples are G28, G27 and G24. The code of such ecological groups end with a figure for nutrient-availability and acidity of 8, 7 and 4, respectively (see Table I.1).

Take *Pimpinella saxifraga* again, which has been assigned for a fraction of $F_{\text{nutrient poor}} = 0.602$ to ecological groups for which the acidity is known, and for a fraction of $F_{\text{moderately rich}} = 0.398$ to ecological groups of unknown acidity. Per species an indicator value for acidity is calculated, as well as the fraction F_s of the species groups on which this is based:

$$F_s = F_{\text{acid}} + F_{\text{weakly acid}} + F_{\text{alkaline}} \quad (4)$$

$$\forall_{F_s > 0.1} iv_s(\text{acidity}) = \left(1F_{\text{acid}} + 2F_{\text{weakly acid}} + 3F_{\text{alkaline}} \right) / F_s$$

Hence, an indicator value is only computed when the species is assigned for at least 10% to the three acidity classes.

Take *Pimpinella saxifraga* again:

$$F_s = 0.602$$

$$iv_s(\text{acidity}) = (1 \times 0.000 + 2 \times 0.112 + 3 \times 0.490) / 0.602 = 2.81$$

When F_s equals zero (none of the species groups give information on the acidity) no indicator value is calculated.

I.4 Indicator values of relevés

For the site factors Salinity, Moisture regime and Nutrient availability, the indicator value of a relevé iv was computed as an arithmetical mean:

$$iv = \frac{1}{m} \sum_{s=1,m} iv_s \quad (5)$$

Where m denotes the number of species in the relevé with known indicator value.

For the site factor Acidity we followed another approach, since for some ecological species groups no information about the acidity is provided in the lists of Runhaar et al. (2004):

$$iv = \frac{\sum_{s=1,m} (1F_{\text{acid},s} + 2F_{\text{neutral},s} + 3F_{\text{alkaline},s})}{\sum_{s=1,m} (F_{\text{acid},s} + F_{\text{neutral},s} + F_{\text{alkaline},s})} \quad (6)$$

This computation differs slightly from Witte & Runhaar (2007). In our analysis of averages and percentiles (p10 and p90, Bijlage II), we only used relevés with:

$$\left[\sum_{s=1,m} (F_{\text{acid},s} + F_{\text{neutral},s} + F_{\text{alkaline},s}) \right] > 1 \text{ and } \left[\frac{1}{m} \sum_{s=1,m} (F_{\text{acid},s} + F_{\text{neutral},s} + F_{\text{alkaline},s}) \right] > 0.1 \quad (7)$$

In other words: the sum of acidity fractions should exceed 1 and be more than 10% of the total number of species in the relevé.

I.5 Indicator values per vegetation type

The ranges in indicator values per factor and per vegetation type are represented in table I.4 in the form of the 10- and 90-percentile of the indicator values per relevé. Additionally, the averages of the indicator values for the relevés representing the vegetation type is given. No ranges for acidity have been given for vegetation types characteristic for saline and eutrophic sites where less than 50% of the relevés has been classified on the basis of criterium (7).

Tabel I.4 Ranges indicatiewaarden voor vocht, voedselrijkdom en zuurgraad per vegetatietype. De ranges zijn aangegeven in de vorm van 10- en 90-percentielen. Ter volledigheid is ook de gemiddelde indicatiewaarde aangegeven, alsmede het aantal opnamen waaruit de range is afgeleid.

Vegetatietype	N-opn	Vocht			Voedselrijkdom			Zuurgraad		
		p10	gem	p90	p10	gem	p90	p10	gem	p90
06AA01 Isoeto-Lobelietum	80	1.14	1.39	1.56	1.00	1.19	1.40	1.50	1.81	2.15
01AB01 Riccietum fluitantis	40	1.08	1.26	1.51	2.21	2.39	2.53	2.66	2.89	3.00
01AA02 Lemno-Spirodeletum polyrhizae	70	1.00	1.11	1.24	2.43	2.65	2.84	2.85	2.95	3.00
01AA01 Wolffio-Lemnetum gibbae	100	1.00	1.05	1.18	2.59	2.77	2.93	2.80	2.95	3.00
02AA02 Ruppium cirrhosae	3	1.01	1.15	1.32	2.47	2.76	2.98			
02AA01 Ruppium maritima	23	1.00	1.04	1.08	2.84	2.95	3.00			
03AA01 Zosteretum noltii	6	1.33	1.44	1.67	3.00	3.00	3.00			
03AA02 Zosteretum marinae	1	1.00	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00			
04BA02 Charetum hispidae	28	1.00	1.32	1.69	1.76	2.23	2.56	2.49	2.72	3.00
04AA01 Nitelletum translucens	8	1.08	1.26	1.52	1.60	1.95	2.31	2.05	2.33	2.70
04BB02 Lemno-Nitelletum capillaris	21	1.00	1.11	1.34	2.27	2.55	2.80	2.86	2.91	3.00
04BB03 Tolypelletum proliferae	12	1.00	1.17	1.45	2.23	2.47	2.67	2.75	2.88	3.00
04BA03 Charetum asperae	19	1.00	1.39	1.60	2.12	2.46	2.77	2.29	2.69	2.93
04BB01 Charetum vulgare	67	1.00	1.30	1.62	2.20	2.53	2.85	2.76	2.89	3.00
04BA01 Nitellopsidetum obtusae	31	1.00	1.05	1.29	2.17	2.51	3.00	2.32	2.80	3.00
04CA01 Charetum canescentis	5	1.12	1.32	1.53	2.58	2.79	2.95			
05BC04 Potametum obtusifolium	41	1.00	1.11	1.25	2.02	2.28	2.55	2.64	2.79	2.89
05CA01 Callitricho-Hottonietum	73	1.07	1.27	1.45	2.07	2.31	2.55	2.63	2.77	2.90
05CA03 Callitricho-Myriophylletum alterniflorum	23	1.01	1.21	1.44	1.70	1.96	2.30	2.20	2.36	2.57
05BA03 Myriophyllo-Nupharetum	179	1.00	1.08	1.23	2.22	2.40	2.61	2.73	2.86	3.00
05BB02 Utricularietum vulgare	68	1.00	1.09	1.20	2.15	2.35	2.57	2.73	2.90	3.00
05BB01 Stratiotetum	203	1.00	1.10	1.24	2.16	2.37	2.58	2.79	2.93	3.00
05BC02 Groenlandietum	46	1.04	1.25	1.47	2.10	2.41	2.67	2.75	2.93	3.00
05BC05 Myriophyllo verticillati-Hottonietum	62	1.00	1.15	1.30	2.02	2.28	2.44	2.71	2.85	2.92
05CA04 Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis	14	1.03	1.13	1.26	2.03	2.25	2.54	2.41	2.56	2.74
05BA02 Potametum lucentis	122	1.00	1.09	1.22	2.32	2.47	2.62	2.83	2.92	3.00
05AA03 Najadetum marinae	42	1.00	1.07	1.22	2.22	2.45	2.80	2.79	2.90	3.00
05BC01 Potametum berchtoldii	41	1.00	1.17	1.40	2.22	2.42	2.67	2.82	2.93	3.00
05BA04 Potameto-Nymphoidetum	89	1.00	1.15	1.36	2.42	2.60	2.77	2.84	2.94	3.00
05CA02 Ranunculetum hederaceum	37	1.32	1.60	1.96	1.98	2.27	2.51	2.25	2.41	2.72
05BC03 Ranunculetum circinatum	173	1.00	1.16	1.35	2.40	2.64	2.85	2.85	2.94	3.00
05BA01 Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliatum	73	1.00	1.05	1.16	2.51	2.73	2.95	2.81	2.92	3.00
05AA02 Ranunculetum baudotii	90	1.05	1.28	1.59	2.38	2.65	2.82			
05AA01 Ceratophylletum submersum	53	1.00	1.14	1.37	2.49	2.74	2.93			
06AC01 Pilularietum globuliferae	45	1.38	1.61	1.80	1.30	1.55	1.81	1.90	2.09	2.42
06AB01 Echinodoro-Potametum gramineum	23	1.18	1.38	1.61	1.50	1.71	1.95	2.09	2.35	2.60
06AD01 Littorello-Eleocharitetum acicularis	57	1.14	1.46	1.86	1.35	1.74	2.10	1.97	2.25	2.47
06AC02 Scirpetum fluitantis	87	1.32	1.52	1.72	1.21	1.50	1.78	1.77	2.02	2.28
06AB02 Sparganietum minimi	31	1.08	1.29	1.50	1.15	1.50	1.85	1.73	2.02	2.33
06AC03 Eleocharitetum multicaule	132	1.46	1.65	1.92	1.06	1.27	1.50	1.69	1.94	2.18
06AC04 Samolo-Littorelletum	85	1.64	1.81	2.00	1.40	1.62	1.85	2.31	2.57	2.75
07AA03 Pellio-Conocephaletum	52	2.60	2.79	2.97	1.67	1.95	2.19	1.89	2.20	2.55
07AA02 Pellio epiphyllae-Chrysosplenietum oppositifolium	51	2.03	2.28	2.54	1.55	1.93	2.30	2.00	2.28	2.54
07AA01 Philonotido fontanae-Montietum	41	1.67	2.01	2.27	1.46	1.74	2.08	2.00	2.25	2.49
08AB01 Rorippo-Oenanthetum aquatica	77	1.29	1.50	1.75	2.17	2.43	2.65	2.68	2.88	3.00
08AB02 Sagittario-Sparganietum	119	1.11	1.31	1.51	2.30	2.48	2.65	2.77	2.87	3.00

Vegetatietype	N-opn	Vocht			Voedselrijkdom			Zuurgraad		
		p10	gem	p90	p10	gem	p90	p10	gem	p90
08BA01 Cicuto-Calletum	67	1.26	1.43	1.64	2.05	2.34	2.55	2.55	2.74	2.88
08BA02 Cicuto-Caricetum pseudocyperi	133	1.31	1.52	1.69	1.99	2.20	2.39	2.49	2.75	2.98
08BD01 Cladietum marisci	69	1.46	1.75	2.00	1.69	1.99	2.31	1.93	2.44	2.90
08BD02 Caricetum paniculatae	74	1.55	1.75	1.95	1.92	2.10	2.29	2.28	2.58	2.87
08BD03 Caricetum elatae	44	1.59	1.84	2.08	1.62	1.88	2.18	1.94	2.29	2.59
08BC03 Caricetum vesicariae	29	1.62	1.80	1.98	1.80	2.05	2.29	2.11	2.40	2.67
08BC04 Lysimachio-Caricetum aquatilis	25	1.51	1.72	1.99	1.92	2.15	2.33	2.10	2.48	2.80
08BB01 Scirpetum lacustris	47	1.11	1.30	1.54	2.30	2.52	2.72	2.76	2.92	3.00
08AA01 Eleocharito palustris-Hippuridetum	63	1.23	1.46	1.67	2.00	2.34	2.67	2.63	2.85	3.00
08BC02 Caricetum gracilis	84	1.55	1.81	2.05	2.00	2.30	2.55	2.33	2.68	2.95
08BB04 Typho-Phragmitetum	290	1.28	1.76	2.24	2.00	2.39	2.70	2.18	2.70	3.00
08BC01 Caricetum ripariae	93	1.62	1.90	2.22	2.09	2.35	2.62	2.40	2.71	2.95
08BB03 Alismato-Scirpetum maritimi	73	1.36	1.61	1.82	2.28	2.53	2.80	2.75	2.90	3.00
08BB02 Scirpetum tabernaemontani	29	1.21	1.55	1.97	2.27	2.54	2.78			
08AA03 Apietum nodiflori	29	1.46	1.78	2.20	2.14	2.37	2.60			
08AA02 Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae	25	1.75	1.98	2.17	1.90	2.15	2.43			
08AA04 Glycerietum plicatae	15	1.79	2.14	2.41	1.94	2.16	2.37			
09AA01 Caricetum trinervi-nigrae	47	1.72	1.98	2.22	1.30	1.54	1.76	2.10	2.34	2.54
09AA02 Pallavicinio-Sphagnetum	191	1.96	2.11	2.25	1.20	1.39	1.65	1.45	1.64	1.84
09AA03 Carici curtae-Agrostietum caninae	139	1.74	1.88	2.04	1.35	1.57	1.80	1.75	1.97	2.16
09BA01 Scirpidio-Caricetum diandrae	105	1.67	1.86	2.03	1.43	1.58	1.74	2.02	2.18	2.36
09BA02 Campylio-Caricetum dioicae	47	2.07	2.28	2.56	1.19	1.34	1.50	1.89	2.10	2.31
09BA03 Parnassio-Juncetum atricapilli	21	2.21	2.40	2.64	1.51	1.74	1.95	2.54	2.77	2.94
09BA04 Junco baltici-Schoenetum nigricantis	153	2.13	2.37	2.63	1.37	1.58	1.78	2.37	2.65	2.83
09BA05 Equiseto variegati-Salicetum repentis	41	2.19	2.43	2.67	1.45	1.71	1.96	2.51	2.66	2.82
10AA01 Sphagnetum cuspidato-obesi	113	1.31	1.47	1.64	1.00	1.12	1.34	1.12	1.28	1.52
10AA02 Sphagno-Rhynchosporium	90	1.82	1.96	2.15	1.00	1.02	1.08	1.05	1.14	1.27
10AA03 Caricetum limosae	57	1.56	1.80	2.02	1.00	1.06	1.15	1.08	1.24	1.44
10AB01 Eriophoro-Caricetum lasiocarpae	37	1.47	1.63	1.81	1.06	1.20	1.38	1.34	1.54	1.78
11AA01 Lycopodio-Rhynchosporium	68	2.06	2.27	2.52	1.00	1.04	1.18	1.06	1.22	1.43
11AA02 Ericetum tetralicis	376	2.30	2.64	3.03	1.00	1.02	1.05	1.05	1.22	1.43
11AA03 Empetro-Ericetum	120	2.22	2.59	2.98	1.02	1.18	1.38	1.58	1.79	2.00
11BA01 Erico-Sphagnetum magellanicum	251	1.98	2.18	2.42	1.00	1.01	1.04	1.06	1.14	1.22
11BA02 Sphagno palustris-Ericetum	184	2.07	2.24	2.43	1.14	1.30	1.48	1.27	1.46	1.68
12BA04 Ononido-Caricetum distantis	34	2.58	2.76	2.94	2.19	2.55	2.76	2.51	2.78	2.96
12BA02 Triglochino-Agrostietum stoloniferae	67	2.09	2.26	2.40	2.11	2.29	2.51	2.36	2.62	2.83
12AA03 Bryo-Saginetum procumbentis	99	3.01	3.23	3.41	2.09	2.34	2.59			
12AA01 Plantagini-Lolietum perennis	164	2.82	3.07	3.25	2.09	2.45	2.71			
12BA03 Trifolio fragiferi-Agrostietum stoloniferae	138	2.30	2.61	2.89	2.53	2.71	2.86			
12AA02 Coronopodo-Matricarietum	204	2.82	3.05	3.26	2.44	2.67	2.83			
12BA01 Ranunculo-Alopecuretum geniculati	438	2.20	2.51	2.78	2.39	2.56	2.71			
13AA01 Cerastietum pumili	36	3.40	3.55	3.64	1.24	1.36	1.50	2.78	2.86	2.91
13AA02 Saxifrago tridactylitis-Poetum compressae	17	3.49	3.59	3.74	1.45	1.74	1.99	2.73	2.83	2.95
14AA01 Spargulo-Corynephorum	468	3.68	3.90	4.00	1.00	1.07	1.17	1.16	1.33	1.55
14AA02 Violo-Corynephorum	403	3.76	3.85	3.94	1.13	1.27	1.43	1.70	2.05	2.42
14BA01 Ornithopodo-Corynephorum	272	3.58	3.74	3.89	1.28	1.51	1.79	1.82	2.08	2.35
14BB01 Festuco-Thymetum serpylli	206	3.33	3.56	3.78	1.31	1.60	1.83	1.91	2.25	2.53
14BB02 Festuco-Galietum veri	229	3.48	3.65	3.80	1.28	1.55	1.90	2.14	2.43	2.72
14BC01 Sedo-Thymetum pulegioidis	81	3.47	3.65	3.77	1.40	1.55	1.74	2.31	2.52	2.78
14BC02 Medicagini-Avenetum pubescentis	189	3.30	3.44	3.58	1.56	1.77	2.01	2.73	2.84	2.93

Vegetatietype	N-opn	Vocht			Voedselrijkdom			Zuurgraad		
		p10	gem	p90	p10	gem	p90	p10	gem	p90
14CA01 Phleo-Tortuletum ruraliformis	424	3.79	3.88	3.95	1.17	1.31	1.48	2.53	2.71	2.86
14CA02 Sileno-Tortuletum ruraliformis	178	3.71	3.82	3.92	1.25	1.44	1.63	2.71	2.82	2.91
14CA03 Tortello-Bryoerythrophyllietum	144	3.44	3.62	3.78	1.12	1.25	1.36	2.63	2.74	2.86
14CB01 Taraxaco-Galietum veri	477	3.42	3.61	3.77	1.16	1.31	1.48	2.37	2.59	2.78
14CB02 Anthyllido-Silenetum	117	3.52	3.63	3.74	1.26	1.37	1.51	2.55	2.71	2.83
15AA01 Gentiano-Koelerietum	135	3.09	3.21	3.31	1.26	1.40	1.55	2.79	2.87	2.93
16AA01 Cirsio dissecti-Molinietum	277	2.12	2.34	2.59	1.27	1.46	1.65	1.84	2.00	2.13
16AB01 Crepido-Juncetum acutiflori	52	2.21	2.44	2.61	1.68	1.83	1.97	2.03	2.16	2.33
16AB02 Rhinantho-Orchietum morionis	60	2.67	2.85	3.01	1.67	1.89	2.06	2.20	2.41	2.59
16BC02 Galio-Trifolietum	13	3.05	3.14	3.25	1.50	1.73	1.88	2.63	2.78	2.86
16AB03 Lychnido-Hypericetum tetrapteri	125	1.94	2.19	2.44	1.74	1.97	2.21	1.99	2.27	2.62
16AB06 Angelico-Cirsietum oleracei	42	2.34	2.46	2.56	1.73	2.01	2.17	2.22	2.40	2.59
16BB01 Arrhenatheretum elatioris	434	3.03	3.15	3.28	1.93	2.17	2.34	2.75	2.86	2.95
16AB04 Ranunculo-Senecionetum aquatici	76	2.16	2.34	2.56	1.87	2.06	2.24	2.15	2.28	2.48
16BA02 Sanguisorbo-Silaetum	16	2.65	2.75	2.87	2.19	2.26	2.36	2.49	2.63	2.73
16BC01 Lolio-Cynosuretum	383	2.66	2.95	3.17	2.08	2.32	2.55	2.26	2.60	2.92
16AB05 Scirpetum sylvatici	48	2.19	2.43	2.61	1.98	2.23	2.45	2.12	2.39	2.66
16BA01 Fritillario-Alopecuretum pratensis	83	2.46	2.74	2.98	2.19	2.32	2.47			
17AA01 Rubo-Origanetum	86	3.03	3.15	3.28	1.53	1.87	2.17	2.78	2.87	2.95
17AA02 Polygonato-Lithospermetum	46	3.36	3.49	3.65	1.33	1.48	1.66	2.61	2.73	2.85
18AA01 Hyperico pulchri-Melampyretum pratensis	151	3.24	3.38	3.54	1.11	1.21	1.32	1.54	1.66	1.80
18AA02 Hieracio-Holcetum mollis	103	2.91	3.24	3.53	1.43	1.73	2.02	1.69	1.87	2.06
19AA01 Galio hercynici-Festucetum ovinae	114	3.05	3.36	3.63	1.05	1.24	1.44	1.36	1.59	1.84
19AA02 Gentiano pneumonanthes-Nardetum	99	2.60	2.85	3.10	1.04	1.16	1.27	1.42	1.60	1.78
19AA03 Botrychio-Polygaletum	52	2.94	3.23	3.51	1.20	1.36	1.50	2.04	2.27	2.44
19AA04 Betonico-Brachypodietum	30	3.14	3.30	3.47	1.33	1.45	1.59	2.02	2.35	2.60
20AA01 Genisto anglicae-Callunetum	651	3.24	3.49	3.72	1.00	1.06	1.15	1.10	1.27	1.44
20AA02 Vaccinio-Callunetum	61	3.31	3.45	3.60	1.00	1.03	1.07	1.09	1.20	1.32
20AB01 Carici arenariae-Empetretum	41	3.53	3.67	3.78	1.02	1.12	1.21	1.31	1.49	1.69
20AB02 Polypodio-Empetretum	122	3.40	3.58	3.73	1.12	1.28	1.46	1.67	1.95	2.21
20AB03 Salici repentis-Empetretum	116	2.96	3.20	3.43	1.02	1.17	1.35	1.53	1.75	1.98
20AB04 Pyrolo-Salicetum	56	2.64	3.00	3.49	1.31	1.47	1.59	2.27	2.43	2.60
21AB02 Filici-Saginetum	53	2.87	3.15	3.36	1.37	1.64	1.91	2.21	2.53	2.79
21AB01 Asplenietum ruto-murario-trichomanis	57	3.13	3.37	3.59	1.29	1.57	1.89	2.33	2.62	2.86
21AA01 Asplenio-Parietarietum judaicae	23	2.89	3.30	3.65	1.43	1.79	2.12	2.40	2.73	2.90
21AA02 Asplenio-Cheiranthetum cheiri	19	3.29	3.50	3.68	1.43	1.69	2.06	2.44	2.71	3.00
22AA01 Atriplicetum littoralis	189	2.72	3.00	3.26	2.69	2.85	3.00			
22AB01 Salsolo-Cakiletum maritimae	94	3.17	3.46	3.70	2.63	2.84	3.00			
23AB01 Elymo-Ammophiletum	220	3.55	3.75	3.90	1.60	2.21	2.85	2.41	2.70	3.00
23AA01 Honckenyo-Agropyretum juncei	121	3.23	3.57	3.82	2.59	2.84	3.00			
24AA01 Spartinetum maritimae	20	1.67	1.97	2.04	3.00	3.00	3.00			
24AA02 Spartinetum townsendii	123	2.02	2.15	2.37	3.00	2.99	3.00			
25AA02 Salicornietum brachystachyae	42	2.00	2.12	2.32	2.97	2.98	3.00			
25AA01 Salicornietum dolichostachyae	66	1.96	2.06	2.23	3.00	3.00	3.00			
25AA03 Suaedetum maritimae	108	2.02	2.18	2.43	3.00	3.00	3.00			
26AC07 Oenantho lachenalii-Juncetum maritimi	30	2.20	2.46	2.65	2.19	2.58	2.88	2.76	2.86	2.95
26AC04 Blysmetum rufi	88	2.00	2.23	2.43	2.19	2.63	2.97			
26AC03 Junco-Caricetum extensae	91	2.17	2.31	2.50	2.50	2.79	2.98			
26AC02 Armerio-Festucetum litoralis	577	2.17	2.37	2.65	2.76	2.93	3.00			
26AC06 Atriplici-Elytrigietum pungentis	286	2.34	2.61	2.99	2.74	2.93	3.00			

Vegetatietype	N-opn	Vocht			Voedselrijkdom			Zuurgraad			
		p10	gem	p90	p10	gem	p90	p10	gem	p90	
26AC01	Juncetum gerardi	306	2.13	2.31	2.56	2.78	2.92	3.00			
26AA01	Puccinellietum maritimae	857	2.02	2.14	2.33	2.96	2.98	3.00			
26AA02	Plantagini-Limonietum	153	2.04	2.09	2.15	3.00	3.00	3.00			
26AA03	Halimionetum portulacoides	360	2.04	2.15	2.33	3.00	3.00	3.00			
26AB01	Puccinellietum distantis	166	2.06	2.39	2.70	2.71	2.87	3.00			
26AB02	Puccinellietum fasciculatae	89	2.03	2.21	2.37	2.81	2.95	3.00			
26AB03	Puccinellietum capillaris	28	2.00	2.22	2.57	2.73	2.89	3.00			
26AB04	Parapholido strigosae-Hordeetum marini	40	2.22	2.44	2.67	2.77	2.90	2.98			
26AC05	Artemisietum maritimae	79	2.22	2.42	2.70	2.98	2.98	3.00			
27AA02	Centaurio-Saginetum	155	2.40	2.71	3.00	1.71	2.12	2.50	2.69	2.83	2.96
27AA01	Sagino maritimae-Cochlearietum danicae	185	2.68	3.07	3.48	2.11	2.49	2.83	2.64	2.84	3.00
28AA01	Cicendietum filiformis	237	2.06	2.40	2.70	1.29	1.59	1.89	1.88	2.20	2.49
28AA04	Digitario-Illecebretrum	219	2.55	3.00	3.41	1.37	1.73	2.03	1.58	1.86	2.08
28AA02	Isolepido-Stellarietum uliginosae	140	2.17	2.43	2.68	1.72	1.97	2.20	2.05	2.27	2.49
28AA03	Centunculo-Anthocerotetum punctati	38	2.82	2.99	3.19	1.91	2.03	2.21	2.11	2.24	2.55
29AA01	Polygono-Bidentetum	175	1.86	2.26	2.64	1.80	2.11	2.38			
29AA04	Eleocharito acicularis-Limoselletum	108	1.80	2.19	2.50	1.81	2.07	2.29			
29AA02	Rumicetum maritimi	80	1.71	2.08	2.47	1.86	2.10	2.30			
29AA03	Chenopodietum rubri	168	2.27	2.63	3.00	2.21	2.45	2.71			
30AA01	Kickxietum spuriae	84	3.07	3.15	3.24	2.20	2.35	2.47	2.95	2.98	3.00
30BA02	Papaveretum argemones	121	3.28	3.44	3.58	2.14	2.26	2.39			
30BA01	Sclerantho annui-Armoseridetum	379	3.32	3.54	3.75	1.99	2.17	2.32			
30AB01	Veronico-Lamietum hybridi	187	3.04	3.15	3.24	2.61	2.71	2.83			
30AA02	Papaveri-Melandrietum noctiflori	20	3.11	3.19	3.28	2.41	2.57	2.66			
30BB01	Spergulo arvensis-Chrysanthemetum	96	3.23	3.37	3.53	2.29	2.43	2.54			
30BB02	Echinochloo-Setarietum	165	3.25	3.40	3.56	2.44	2.60	2.77			
30AB02	Mercurialietum annuae	26	3.11	3.20	3.30	2.57	2.69	2.78			
30AB03	Chenopodio-Oxalidetum fontanae	44	3.03	3.13	3.25	2.50	2.66	2.81			
31BA01	Echio-Verbascetum	123	3.47	3.64	3.81	1.55	1.88	2.20	2.65	2.81	2.94
31CA02	Bromo inermis-Eryngietum campestris	62	3.09	3.28	3.45	2.04	2.26	2.46	2.82	2.91	2.99
31AA01	Bromo-Corispermetum	84	3.29	3.61	3.85	1.72	2.22	2.56	2.70	2.83	2.98
31CA01	Echio-Melilotetum	147	2.98	3.32	3.55	2.06	2.29	2.50	2.39	2.72	3.00
31CA03	Tanaceto-Artemisietum	219	3.05	3.24	3.44	1.99	2.31	2.57	1.88	2.40	2.95
31AB03	Balloto-Arctietum	144	3.11	3.25	3.43	2.14	2.48	2.75			
31AA02	Erigeronto-Lactucetum	114	3.16	3.37	3.60	2.16	2.43	2.69			
31AB01	Urtico-Malvetum neglectae	116	3.18	3.34	3.62	2.15	2.67	2.89			
31AB02	Hordeetum murini	193	3.11	3.27	3.45	2.32	2.60	2.79			
32AA01	Valeriano-Filipenduletum	229	2.08	2.35	2.63	2.05	2.31	2.61	2.07	2.36	2.63
32BA02	Soncho-Epilobietum hirsuti	99	2.03	2.32	2.61	2.31	2.52	2.73			
32BA01	Valeriano-Senecionetum fluviatilis	33	2.37	2.50	2.71	2.57	2.69	2.80			
32BA03	Oenantho-Althaeetum	56	2.46	2.65	2.77	2.58	2.74	2.87			
33AA01	Claytonio-Anthriscetum caucalidis	52	3.43	3.59	3.76	1.68	1.90	2.16	2.76	2.89	2.97
33AA06	Heracleo-Sambucetum ebuli	15	2.88	3.04	3.23	2.13	2.41	2.70	2.52	2.77	3.00
33AA03	Urtico-Cruciatetum laevipedis	41	2.95	3.11	3.26	2.01	2.31	2.57	2.55	2.74	2.94
33AA02	Torilidetum japonicae	37	2.99	3.10	3.23	2.10	2.37	2.64			
33AA04	Alliario-Chaerophylletum temuli	204	3.01	3.12	3.24	2.17	2.46	2.70			
33AA05	Urtico-Aegopodietum	213	2.81	3.02	3.17	2.12	2.49	2.77			
34AA01	Senecioni sylvatici-Epilobietum angustifolii	152	3.10	3.32	3.56	1.30	1.55	1.91	1.46	1.70	1.92
35AA02	Rubetum silvatici	40	3.04	3.27	3.45	1.26	1.52	1.90	1.59	1.78	2.08
35AA03	Rubetum pedemontani	15	3.07	3.24	3.47	1.22	1.47	1.82	1.25	1.71	1.98

Vegetatietype	N-opn	Vocht			Voedselrijkdom			Zuurgraad		
		p10	gem	p90	p10	gem	p90	p10	gem	p90
35AA01 Rubetum grati	74	2.97	3.25	3.47	1.23	1.69	2.16	1.46	1.71	1.93
36AA01 Salicetum auritae	59	2.10	2.30	2.52	1.27	1.51	1.79	1.56	1.77	1.98
36AA02 Salicetum cinereae	285	1.86	2.26	2.71	1.55	1.89	2.23	1.70	2.16	2.66
37AA01 Pruno-Rubetum vestiti	8	3.09	3.14	3.20	1.64	1.94	2.34	1.97	2.46	2.78
37AA02 Pruno-Rubetum elegantispinosi	8	3.16	3.24	3.33	1.72	1.97	2.25	2.09	2.43	2.81
37AB02 Roso-Juniperetum	12	3.22	3.29	3.37	1.47	1.61	1.69	1.70	1.83	1.92
37AC01 Hippophao-Sambucetum	41	3.23	3.46	3.64	1.74	1.99	2.19	2.76	2.88	3.00
37AC02 Hippophao-Ligustretum	92	3.23	3.48	3.67	1.35	1.58	1.78	2.54	2.72	2.89
37AC03 Rhamno-Crataegetum	81	3.16	3.37	3.60	1.44	1.66	1.93	2.48	2.66	2.83
37AC04 Pruno spinosae-Ligustretum	8	3.04	3.17	3.35	1.43	1.67	1.92	2.65	2.79	2.93
37AC05 Orchio-Cornetum	34	3.06	3.11	3.16	1.39	1.50	1.68	2.61	2.72	2.81
37AB01 Pruno-Crataegetum	167	3.01	3.11	3.20	1.90	2.17	2.46	2.48	2.76	2.94
38AA02 Irido-Salicetum albae	166	2.07	2.32	2.57	2.28	2.43	2.58	2.35	2.68	2.90
38AA03 Cardamino amarae-Salicetum albae	148	2.03	2.46	2.74	2.34	2.57	2.75			
38AA01 Artemisio-Salicetum albae	55	2.53	2.80	2.98	2.42	2.54	2.68			
39AA01 Thelypterido-Alnetum	220	2.04	2.21	2.41	1.61	1.80	1.96	1.76	1.97	2.16
39AA02 Carici elongatae-Alnetum	272	2.09	2.36	2.62	1.55	1.82	2.05	1.73	1.99	2.30
40AA01 Erico-Betuletum pubescentis	98	2.27	2.75	3.19	1.01	1.12	1.31	1.18	1.31	1.46
40AA02 Carici curtae-Betuletum pubescentis	269	2.11	2.40	2.75	1.20	1.43	1.70	1.45	1.63	1.83
41AA01 Dicrano-Juniperetum	65	3.35	3.48	3.58	1.06	1.20	1.32	1.22	1.36	1.49
41AA02 Cladonio-Pinetum sylvestris	66	3.27	3.45	3.64	1.00	1.10	1.22	1.22	1.35	1.49
41AA03 Leucobryo-Pinetum	353	3.22	3.37	3.56	1.03	1.15	1.31	1.27	1.43	1.59
42AA02 Fago-Quercetum	306	3.15	3.30	3.49	1.07	1.20	1.35	1.43	1.58	1.77
42AA01 Betulo-Quercetum roboris	238	3.21	3.38	3.52	1.05	1.14	1.26	1.31	1.42	1.55
42AA03 Deschampsio-Fagetum	118	3.31	3.41	3.53	1.03	1.11	1.25	1.29	1.45	1.58
42AB01 Luzulo luzuloidis-Fagetum	21	3.25	3.30	3.34	1.13	1.21	1.26	1.64	1.75	1.96
43AA02 Fraxino-Ulmetum	58	3.02	3.09	3.20	1.77	1.94	2.17	2.26	2.48	2.74
43AA03 Crataego-Betuletum pubescentis	66	3.01	3.14	3.35	1.52	1.67	1.82	2.29	2.46	2.61
43AA04 Carici remotae-Fraxinetum	63	2.48	2.68	2.84	1.66	1.83	2.01	2.12	2.32	2.56
43AA05 Pruno-Fraxinetum	316	2.87	2.99	3.11	1.58	1.73	1.91	2.05	2.27	2.52
43AB01 Stellario-Carpinetum	505	3.00	3.09	3.18	1.34	1.54	1.74	2.02	2.39	2.70
43AA01 Violo odoratae-Ulmetum	128	2.98	3.10	3.19	1.86	2.01	2.17	2.27	2.54	2.82

Bijlage II pH-ranges vegetatietypen

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven bij welke zuurgraadklassen vegetatietypen optimaal (2) dan wel suboptimaal (1) kunnen voorkomen op basis van de database Ecologische Vereisten (Runhaar 2009). Zilte vegetaties en vegetaties die alleen op kalk voorkomen zijn weggelaten.

Betekenis codes voorkomen per zuurgraadklasse

- 2 optimaal voor ontwikkeling of behoud vegetatietype
- 1 suboptimaal, vegetatietype slechts in afwijkende of verarmde vorm te ontwikkelen of handhaven
- .a optimaal of suboptimaal op standplaatsen waar betreffende zuurgraadklasse oppervlakkig voorkomt (eerste 10 à 20 cm) voorkomt
- .b optimaal of suboptimaal op standplaatsen waar betreffende zuurgraadklasse in de ondergrond (meer dan 10 à 20 cm) voorkomt

Status

Geeft de betrouwbaarheid van de indeling weer in 3 klassen:

- 1 hoog, gebaseerd op relatief veel onderling consistente meetgegevens
- 2 redelijk, aantal waarnemingen beperkt zodat geringe afwijkingen mogelijk zijn
- 3 onzeker, weinig waarnemingen of onderlinge strijdige gegevens, of begrenzing vegetatietype onduidelijk

De betrouwbaarheid van de ranges is niet alleen afhankelijk van het aantal zuurgraadmetingen, maar ook van de omgrenzing van het type. Bij een aantal typen is de omgrenzing van het vegetatietype te onduidelijk om harde zuurgraadgrenzen te kunnen trekken.

Code	Wetenschappelijke naam	Zuurgraadklasse								Status	
		>7,5	7-7,5	6,5-7,0	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	4,5-5,0	4,0-4,5		<4,0
4Aa1	Nitelletum translucens		1	2	2	1					2
4Ba1	Nitellopsidetum obtusae	2	2								2
4Ba2	Charetum hispidae	2	1								1
4Ba3	Charetum asperae	2	1								2
4Bb1	Charetum vulgaris	2	2								2
4Bb3	Tolypelletum proliferae	2	2								2
4Ca1	Charetum canescentis	2	2								2
5Aa1	Ceratophylletum submersi	2									1
5Aa2	Ranunculetum baudotii	2									1
5Ba1	Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati	2	2								2
5Ba2	Potametum lucentis	2	2	1							1
5Bb1	Stratiotetum	2	2	2							1
5Bb2	Utricularietum vulgaris	2	2	2							1
5Ca1	Callitricho-Hottonietum	2	2	2	2	2					2
5Ca2	Ranunculetum hederacei	2	2	2	2	2	1				2
5Ca3	Callitricho-Myriophylletum alterniflori		1	2	2	1					3
5Ca4	Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis	2	2	2	2	1					3
6Aa1	Isoeto-Lobelietum			2	2	2	2	2	1		2
6Ab1	Echinodoro-Potametum graminei	2	2	2	1	1					2
6Ab2	Sparganietum minimi	2	2	2	2	2	2	2	1		2
6Ac1	Pilularietum globuliferae		1	2	2	2	1				2
6Ac2	Scirpetum fluitantis				2	2	2	2	1		2
6Ac3	Eleocharitetum multicaulis				1	2	2	2	1		1
6Ac4	Samolo-Littorelletum	2	2	2	2						1
6Ad1	Littorello-Eleocharitetum acicularis	2	2	2	2	2	1				2
7Aa2	Pellio epiphyllae-Chryso-splenietum oppositifolii	2	2	2	2	2	1				2
8Aa1	Eleocharito palustris-Hippuridetum	2	2	2							1
8Aa2	Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae	2	2	2	2						2
8Ba1	Cicuto-Calletum	2	2	2	2	2					2
8Ba2	Cicuto-Caricetum pseudocyperii	2	2	2	2	1					2
8Bb2	Scirpetum tabernaemontani	2	2	1							2
8Bb3	Alismato-Scirpetum maritimi	2	2	2							2
8Bb4	Typho-Phragmitetum	2	2	2	2	1					2
8Bc1	Caricetum ripariae	2	2	2	1						2
8Bc2	Caricetum gracilis	2	2	2	2	2	2a				1
8Bd1	Cladietum marisci	2	2	2	2	2	1				2
8Bd3	Caricetum elatae			2	2	2	2	2	1		2
9Aa1	Caricetum trinervi-nigrae			1	2	2	2	1			3
9Aa2	Pallavicinio-Sphagnetum			2b	2b	2b	2	2	2a	1a	2
9Aa3	Carici curtae-Agrostietum caninae			2b	2	2	2	2	2	2a	2
9Ba1	Scorpidio-Caricetum diandrae		2b	2	2	2	2a				2
9Ba2	Campylio-Caricetum dioicae			2	2	2					3
9Ba3	Parnassio-Juncetum atricapilli	2	2	2							1
9Ba4	Junco baltici-Schoenetum nigricantis	2	2	2	1						1
9Ba5	Equiseto variegati-Salicetum repentis	2	2	2							2
10Aa1	Sphagnetum cuspidato-obesi						1	2	2	1	2

Code	Wetenschappelijke naam	Zuurgraadklasse								Status
		>7,5	7-7,5	6,5-7,0	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	4,5-5,0	4,0-4,5	
10Aa2	Sphagno-Rhynchosporium						1	2	2	2
10Aa3	Caricetum limosae					2b	2	2	2a	2a
10Ab1	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae					1	2	2	1	1
11Aa1	Lycopodio-Rhynchosporium						1	2	2	1
11Aa2	Ericetum tetralicis						1	2	2	2
11Aa3	Empetro-Ericetum					2b	2	2	2	2a
11Ba1	Erico-Sphagnetum magellanici							1	2	2
11Ba2	Sphagno palustris-Ericetum				2b	2b	2b	2	2a	2a
12Ba3	Trifolio fragiferi-Agrostietum stoloniferae	2	2	2						
14Aa1	Spergulo-Corynephorum						1	2	2	1
14Aa2	Violo-Corynephorum	2b	2b	2b	2	2	2	2a		
14Ba1	Ornithopodo-Corynephorum					1	2	2	1	
14Bb1	Festuco-Thymetum serpylli				1	2	2	2	1	
14Bb2	Festuco-Galietum veri		2b	2b	2	2	2a	2a		
14Bc1	Sedo-Thymetum pulegioidis	2	2	2	2	2	2	2a		
14Bc2	Medicagini-Avenetum pubescentis	2	2	2	2a	2a				
14Ca1	Phleo-Tortuletum ruraliformis	2	2	2	2a	2a				
14Ca2	Sileno-Tortuletum ruraliformis	2	2	2						
14Ca3	Tortello-Bryoerythrophyllum	2	2	2	2a					
14Cb1	Taraxaco-Galietum veri	2	2	2	2a	2a				
14Cb2	Anthyllido-Silenetum	2	2	2						
16Aa1	Cirsio dissecti-Molinietum			2	2	2	2	2		
16Ab1	Crepido-Juncetum acutiflori				2	2	2	1		
16Ba1	Fritillario-Alopecuretum pratensis			2	2	2				
16Ba2	Sanguisorbo-Silaetum	2	2	2	2	1				
16Bb1	Arrhenatheretum elatioris	2	2	2	2	2a				
16Bc2	Galio-Trifolietum	2	2	2						
17Aa2	Polygonato-Lithospermetum	2	2	2						
18Aa1	Hyperico pulchri-Melampyretum pratensis					1	2	2	2	1
18Aa2	Hieracio-Holcetum mollis					1	2	2	2	1
19Aa1	Galio hercynici-Festucetum ovinae						2	2	2	
19Aa2	Gentiano pneumonanthes-Nardetum					1	2	2	1	
19Aa3	Botrychio-Polygaletum			2b	2	2	2	2a		
19Aa4	Betonico-Brachypodietum	2b	2b	2b	2	2	2a	2a		
20Aa1	Genisto anglicae-Callunetum							2	2	2
20Aa2	Vaccinio-Callunetum							2	2	2
20Ab1	Carici arenariae-Empetretum					2b	2b	2	2	2a
20Ab2	Polypodio-Empetretum					2b	2b	2	2	2a
20Ab3	Salici repentis-Empetretum					2b	2	2	2a	
20Ab4	Pyrolo-Salicetum			1	2	2	2	1		
27Aa2	Centauro-Saginetum	2	2	2	1					
28Aa1	Cicendietum filiformis			1	2	2	2	2	1	
28Aa4	Digitario-Illecebretum						2	2	2	
29Aa1	Polygono-Bidentetum	2	2	2	2	2	2	1		
29Aa2	Rumicetum maritimi	2	2	2	1					
29Aa3	Chenopodietum rubri	2	2	2	1					
29Aa4	Eleocharito acicularis-Limoselletum	2	2	2	1					

Code	Wetenschappelijke naam	Zuurgraadklasse								Status	
		>7,5	7-7,5	6,5-7,0	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	4,5-5,0	4,0-4,5		<4,0
31Ca2	Bromo inermis-Eryngietum campestris	2	2	2							2
32Aa1	Valeriano-Filipenduletum	2	2	2	2	2	2	1			2
32Ba1	Valeriano-Senecionetum fluviatilis	2	2	2							2
32Ba2	Soncho-Epilobietum hirsuti	2	2	2	2	1					3
32Ba3	Oenanthe-Althaeetum	2	2	2							3
33Aa1	Claytonio-Anthriscetum caucalidis	2	2	2	1						2
33Aa2	Torilidetum japonicae	1	2	2	2	2	1				3
33Aa3	Urtico-Cruciatetum laevipedis	2	2	2	2						2
33Aa4	Alliario-Chaerophylletum temuli	2	2	2	2	2	2	1			3
33Aa5	Urtico-Aegopodietum	2	2	2	2	2	2	2	1	1	3
33Aa6	Heracleo-Sambucetum ebuli	2	2	2							2
35Aa1	Rubetum grati					1	2	2	2	2	2
35Aa2	Rubetum silvatici					1	2	2	2	2	2
35Aa3	Rubetum pedemontani					1	2	2	2	2	2
37Aa1	Pruno-Rubetum vestiti	2	2	2	2	2a	2a				3
37Aa2	Pruno-Rubetum elegantispinosi	2	2	2	2	2	2				3
37Ab2	Roso-Juniperetum					2b	2	2	2a		3
37Ac1	Hippophao-Sambucetum	2	2	2	2a	1a					2
37Ac2	Hippophao-Ligustretum	2	2	2	2a						2
37Ac3	Rhamno-Crataegetum	2	2	2	2a	2a	2a	2a			2
37Ac5	Orchio-Cornetum	2	2	2	2a	2a					2
38Aa1	Artemisio-Salicetum albae	2	2	2	1						2
38Aa2	Irido-Salicetum albae	2	2	2	2	2					2
38Aa3	Cardamino amarae-Salicetum albae	2	2	1							2
39Aa2	Carici elongatae-Alnetum			2	2	2	2	2a	2a		2
40Aa1	Erico-Betuletum pubescentis									2	2
40Aa2	Carici curtae-Betuletum pubescentis						2b	2b	2	2a	2
41Aa1	Dicrano-Juniperetum							2	2	2	2
42Aa1	Betulo-Quercetum roboris								2	2	2
42Aa2	Fago-Quercetum							2	2	2	2
42Aa3	Deschampsio-Fagetum								2	2	2
42Ab1	Luzulo luzuloidis-Fagetum							1	2	2	2
43Aa1	Violo odoratae-Ulmetum	2	2	2	2	2	2a	2a			2
43Aa2	Fraxino-Ulmetum	2	2	2	2	2	2a				2
43Aa3	Crataego-Betuletum pubescentis	2	2	2	2	2	2a	2a			2
43Aa4	Carici remotae-Fraxinetum	2b	2	2	2	2a					2
43Aa5	Pruno-Fraxinetum	2	2	2	2	2	2	2a	1a		2
43Ab1	Stellario-Carpinetum	2	2	2	2	2	2	2	2a		2