

DE WATERWIJZER NATUUR

Waterwijzer Natuur

Initialiseer Run Bekijk



RAPPORT

2018
44

DE WATERWIJZER NATUUR

INSTRUMENTARIUM VOOR KWANTIFICEREN VAN EFFECTEN VAN
WATERBEHEER EN KLIMAAT OP TERRESTRISCHE NATUUR

RAPPORT

2018

44

ISBN 978.90.5773.809.8



stowa@stowa.nl www.stowa.nl

TEL 033 460 32 00

Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort

POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

FINANCIERS

STOWA, Planbureau voor de Leefomgeving, Stichting Climate Adaptation Services, KWR Watercycle Research Institute, Delta programma Zoetwater, waterschap Vechtstromen, Waterschap Aa en Maas/ provincie Noord-Brabant, Wageningen Environmental Research, Kennisprogramma Lumbricus*

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

D. Bal (min. LNV), P. Beerling (prov. Utrecht), F. van der Bolt (waterschap Aa & Maas), E. Dorland (KWR Watercycle Research Institute), M. van Gerven (Staatsbosbeheer), Chr. Griffioen (voorzitter, voorheen waterschap Drents Overijsselse Delta), S.P. Groen (min. LNV), A. van Hinsberg (PBL), R. Nijboer/J. Hoogendoorn (Vitens), R. Ruijtenberg (secretaris, Bureau WeL namens STOWA), T. Spek (prov. Gelderland), N. Straathof/W. Borren (Natuurmonumenten), R. Teunissen (min. I&W/ Deltaprogramma Zoetwater), B. Worm (waterschap Vechtstromen)

AUTEUR(S)

J.P.M. Witte, J. Runhaar, R.P. Bartholomeus
Y. Fujita (KWR Watercycle Research Institute)
P. Hoefsloot (Hoefsloot Spatial Solutions)
J. Kros, J. Mol & W. de Vries (Wageningen Environmental Research)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2018-44
ISBN 978.90.5773.809.8

COPYRIGHT Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

DISCLAIMER Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

*Lumbricus bestaat uit een consortium van partijen zijnde Waterschap Vechtstromen, Waterschap Aa en Maas, Waterschap Limburg, STOWA, Universiteit Twente, Radboud Universiteit, Wageningen University departement Omgevingswetenschappen, Wageningen Environmental Research, KWR Watercycle Research Institute, Deltares, KnowH2O, FutureWater, Louis Bolk Instituut.

TEN GELEIDE

WATERWIJZER NATUUR: ANTWOORDEN OP VRAGEN OVER EFFECTEN (VERANDEREND) WATERBEHEER OP NATUUR

Hoe richt je het regionale waterbeheer zo in, dat het de gebruiksfuncties in een gebied, zoals landbouw, natuur en wonen, optimaal bedient? En welke invloed hebben ingrepen in de waterhuishouding vervolgens op deze functies? Het zijn vragen waar waterbeheerders iedere dag mee bezig zijn. De Waterwijzer Natuur helpt bij het beantwoorden van deze vragen voor (droge) natuur.

Voor het bepalen van de effecten van ingrepen in de waterhuishouding op terrestrische (droge) natuur waren tot voor kort meerdere modellijnen beschikbaar, die vaak verschillende uitkomsten gaven. Om dit op te lossen vroegen Rijkwaterstaat, het ministerie van LNV en STOWA aan Wageningen Environmental Research, KWR Watercycle Research Institute en Deltares om raad. Hun advies: breng het beste van deze bestaande modellijnen bij elkaar en ontwikkel dit verder, zodat het nieuwe instrument ook onder veranderende klimatologische omstandigheden gebruikt kan worden. Het resultaat is nu gereed: de Waterwijzer Natuur.

De Waterwijzer Natuur kunt u inzetten om de effecten van maatregelen op regionale en lokale schaal te bepalen. Met het instrument kunnen naast de effecten ook natuurwaarden voorspeld worden, indien de (klimatologische) omstandigheden veranderen.

Het instrument is getest binnen het kennisprogramma Lumbricus. De resultaten waren zeer bevredigend. De Waterwijzer Natuur is op dit moment het best beschikbare instrument, in ieder geval voor hoog Nederland. STOWA beveelt het gebruik ervan dan ook van harte aan om te komen tot een robuuste inrichting van de natuurgebieden

De verwachting is dat we eind 2019 een tweede versie van de Waterwijzer Natuur uitbrengen waarin dan ook de door velen gewenste invloed van de zuurgraad op de vegetatie is meegenomen. Daar wordt op dit moment aan gewerkt.

In dit rapport vindt u de beschrijving van de Waterwijzer Natuur maar ook de resultaten van de toetsing en een handleiding voor gebruik. De Waterwijzer Natuur is vrij beschikbaar op www.waterwijzer.nl.

Amersfoort, september 2018

Directeur STOWA
Joost Buntsma

DANKWOORD

Wij zijn STOWA zeer erkentelijk voor de volharding en tact waarmee ze het project tot stand heeft weten te krijgen. De rol van Rob Ruijtenberg was hierbij essentieel. Verder betuigen we hier onze dankbaarheid aan de opdrachtgevers voor het in ons gestelde vertrouwen. Ten slotte bedanken we de leden van de begeleidingscommissie voor hun inzet, geduld en constructieve commentaar.

De auteurs, juli 2018

SAMENVATTING

De vegetatie in natuurgebieden stelt specifieke eisen aan de waterhuishouding, vooral aan de grondwaterstand. Bestaande beoordelingssystemen houden echter geen rekening met de gevolgen van klimaatverandering. Daarom is er nu een systeem ontwikkeld dat dit, zo goed mogelijk, wel doet: de Waterwijzer Natuur (WWN). Dit instrument kan worden gebruikt voor:

1. **het toetsen van de waterhuishouding aan bestaande vegetatiedoelen;**
2. **het beoordelen of vegetatiedoelen haalbaar zijn onder een ander klimaat;**
3. **het vinden van nieuwe locaties die geschikt zijn voor natuurontwikkeling;**
4. **het optimaliseren van de waterhuishouding ten behoeve van de natuur.**

De WWN is te gebruiken door Rijk, provincies, drinkwaterbedrijven, waterschappen en natuurorganisaties. Toepassing is onder meer van belang voor de verplichting van Nederland om habitattypen binnen het Natura-2000 netwerk in een goede staat van instandhouding te houden. Met de WWN kan worden voorkomen dat geld ondoelmatig wordt uitgegeven, bijvoorbeeld door natuurdoelen te plannen op locaties die weinig potenties hebben onder een toekomstig klimaat.

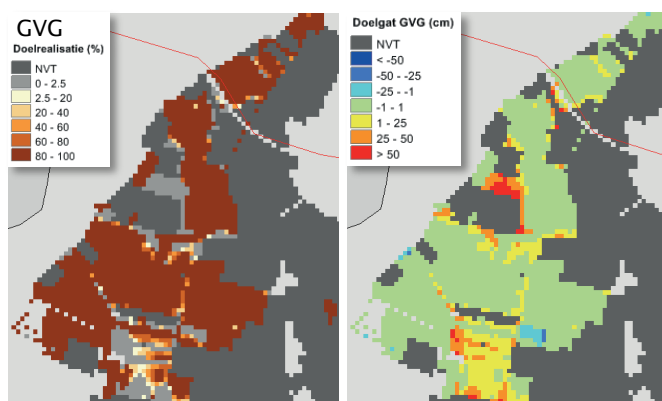
Klimaatverandering heeft gevolgen voor zowel het bodemmilieu waarin planten wortelen, als de behoefte van planten aan water en voedingsstoffen. Die veranderingen verlopen via ingewikkelde terugkoppelingen. Wegens dit complexe karakter is veel van de huidige kennis over de relatie tussen waterhuishouding en vegetatie gebaseerd op empirie: statistische correlaties en veldobservaties. Deze kennis is zeer waardevol, maar onvoldoende bruikbaar voor klimaatprojecties. Van de andere kant is onze kennis nog niet ver genoeg gevorderd om vegetatievoorspellingen geheel op procesbeschrijvingen te kunnen baseren. In de WWN is daarom gekozen voor een hybride oplossing, waarbij alleen proceskennis is ingebouwd, waar deze voldoende betrouwbaar werd geacht. Dat hybride karakter blijkt onder meer uit de twee opties die de WWN biedt: toetsen van bestaande natuurdoelen, en voorspellen van natuurpotenties.

TOETSEN MET WATERNOOD

Voor het toetsen van natuurdoelen is WATERNOOD ingebouwd, met de bekende trapeziumvormige functies die de zogenaamde doelrealisatie van vegetatietypen beschrijven in afhankelijkheid van de gemiddeld laagste grondwaterstand, de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de droogtestress. Hoewel niet bestemd voor klimaatprojecties, is deze kennis zo waardevol, dat hij toch in de WWN is opgenomen. Aan de WATERNOOD systematiek zijn echter drie functionaliteiten toegevoegd:

1. De WWN berekent het 'doelgat': de grondwaterstandsverhoging of -verlaging die minimaal nodig is om een doelrealisatie van 100% te bereiken.
2. Tevens berekent het de 'maximaal haalbare totale doelrealisatie': wat er binnen een kaartvlak met een natuurdoel maximaal gerealiseerd kan worden, gegeven de variatie aan maaiveldhoogte binnen dat kaartvlak. Zo wordt rekening gehouden met de heterogeniteit aan vochtcondities ten gevolge van hoogteverschillen binnen kaartvlakken.
3. Ook wordt de gebruiker de mogelijkheid geboden te rekenen met twee klimaatrobuuste vochtmaten uit het voorspelling gedeelte van de WWN, zuurstofstress en droogtestress.

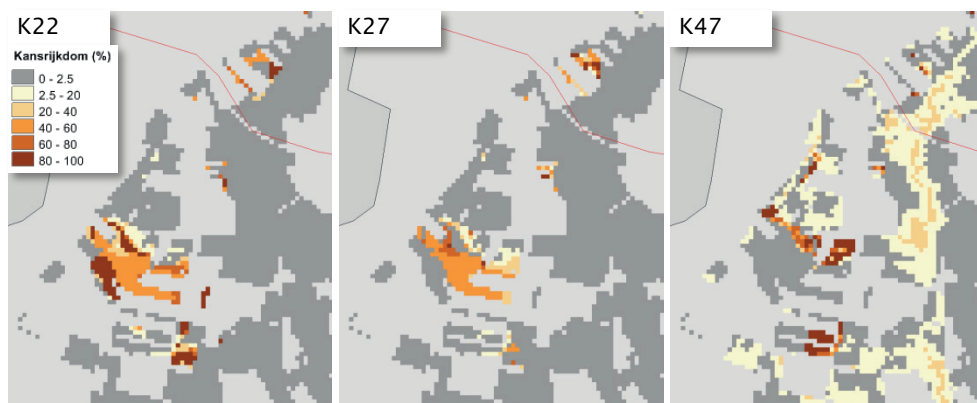
BEREKENDE DOELREALISATIE EN BIJBEHORENDE DOELGAT VOOR DE GVG VAN BEHEERTYPEN IN NATUURGEBIED SANG & GOORKENS. NVT = NATUURGEBIED MET GEEN BEHEERTYPE, DANWEL MET BEHEERTYPE ZONDER DOELREALISATIEFUNCTIES.



VOORSPELLEN MET PROBE

Gebruik makend van zowel expertkennis als procesmodellen simuleert de WVN wat de veranderingen zijn in de transpiratiestress, de zuurstofstress, de voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. De veranderingen in deze factoren worden vervolgens vertaald naar respectievelijk indicatiewaarden en de kansrijkdom van vegetatietypen. De huidige WVN maakt gebruik van de Runhaar-indicatiewaarden en een indeling van de vegetatie in een beperkt aantal typen, namelijk 33. Er is voor dit beperkte aantal gekozen omdat de soortensamenstelling van de vegetatie door klimaatverandering verandert en omdat het niet verantwoord is een groot aantal vegetatietypen te onderscheiden op basis van een beperkt aantal standplaatsfactoren. De resultaten van de 33 typen worden door de WVN gecombineerd tot een vegetatiekaart en tot een kaart die hun gezamenlijke natuurwaarde weerspiegelt. De gebruiker heeft daarbij de keuze uit drie formele waarderingsystemen.

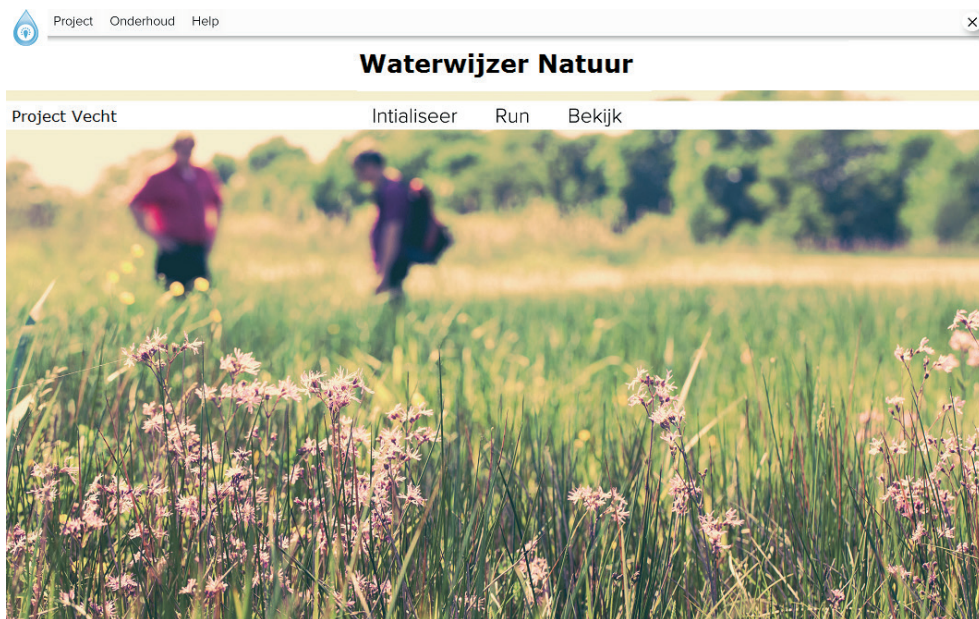
GESIMULEERDE KANSRIJKDOM VAN DRIE VAN DE 33 VEGETATIETYPEN VOOR NATUURGEBIED SANG EN GOORKENS.



SNELLE BEREKENINGEN VIA EEN GEBRUIKSVRIENDELIJKE SCHIL

De rekensoftware van de WVN is ondergebracht in een gebruiksvriendelijke schil die uitkomsten genereert in de vorm van vele kaarten en tabellen die meteen met de schil kunnen worden gevisualiseerd. Standaard wordt een aantal geografische kaarten meegeleverd, zoals de bodemkaart van Nederland, zodat de gebruiker zich daar niet meer om hoeft te bekommeren. Dankzij het gebruik van metarelaties en een zuinige programmeertechniek bedraagt de rekentijd op een eenvoudige laptop voor een stroomgebied van effectief een half miljoen rekencellen minder dan een halve minuut (WATERNOOD) tot een paar minuten (PROBE).

HET STARTSCHERM VAN DE WATERWIJZER NATUUR BEVAT DRIE EENVOUDIGE KNOPPEN: **INITIALISEER** OM HET MODELGEBIED TE INITIALISEREN, **RUN** OM EEN BEREKENING TE MAKEN, EN **BEKIJK** OM DE RESULTATEN IN DE VORM VAN KAARTEN EN TABELLEN TE BEKIJKEN.



TOEPASSING EN PLAUSIBILITEIT

De huidige versie van de WWN is vooral geschikt voor terrestrische en semi-terrestrische vegetaties die niet onder invloed staan van brak of zout water. Toepassing in veenmoerassen wordt bovendien afgeraden. Ten eerste omdat de bodemeigenschappen van levend veen niet stabiel zijn en de WWN, net als andere modellen, daar geen rekening mee houdt. Ten tweede omdat meeste hydrologische modellen niet in staat zijn de waterhuishouding van deze gebieden goed na te bootsen. Verder worden de voedselrijkdom en de zuurgraad van de bodem met de WWN nog onvoldoende procesmatig gesimuleerd.

Tijdens een workshop, november 2017, is de software gebruikt door 10 proefpersonen die na afloop via een vragenlijst werden geconsulteerd. Unaniem was men zeer te spreken over de opzet, al werden diverse kleine technische mankementen gesignaleerd. Die zijn inmiddels verholpen. Alle deelnemers spraken zich ook positief uit over het maatschappelijk belang van de WWN.

In samenwerking met de waterschappen werd de WWN toegepast in enkele proefgebieden. Daartoe werden de uitkomsten van PROBE vergeleken met vegetatiekaarten en met de resultaten van WATERNOOD. Uit deze vergelijking blijkt dat de huidige versie van de WWN betrouwbaar genoeg is om vrij te geven. Net als bij hydrologische modellen blijft het echter noodzakelijk de toepassing en interpretatie van de resultaten in handen te geven van deskundigen, anders kunnen er rekenfouten ontstaan of zeer verkeerde conclusies worden getrokken. Deskundigen dienen voldoende kennis te hebben van hydrologie, ecologie en vegetatiekunde: het dienen dus bij voorkeur goed geschoolde ecohydrologen te zijn.

VERVOLG

De software is zodanig opgezet, dat de WWN relatief eenvoudig kan worden uitgebreid met nieuwe kennis en met opties die voldoen aan de wensen van de gebruiker. Zo zijn in de huidige versie naast het huidige klimaat de vier recente (2014) KNMI-scenario's in het model opgenomen, maar alleen voor het zichtjaar 2050. Inbouw van een ander zichtjaar of nieuwe scenario's betekent dat met procesmodellen nieuwe metarelaties moeten worden afgeleid. Hoewel dit vele weken rekentijd vergt met de software die voor dit doel beschikbaar is, is het daadwerkelijke aantal arbeidsuren dat nodig is om deze veranderingen in te bouwen zeer beperkt.

Indien gewenst kan de WWN gevuld worden met een andere selectie van vegetatietypen, waarvan de kansrijkdomfuncties via een automatische procedure eenvoudig zijn te genereren. De vegetatietypologie kan bijvoorbeeld worden afgestemd op een lokale toepassing in Zuid-Limburg.

Maar naast deze technische aanpassingen aan de gebruikswensen, zijn vooral inhoudelijke verbeteringen nodig. Het belangrijkste is dat de simulatie van de voedselrijkdom en de zuurgraad van de bodem worden verbeterd. Voor toepassing in het westen van Nederland is bovendien uitbreiding met de standplaats factor saliniteit gewenst.

1. In het rapport wordt voorgesteld op korte termijn te beginnen met de verbeterde simulatie van de zuurgraad, waartoe de auteurs goede mogelijkheden zien. Dit is vooral van belang voor het beoordelen van vegetatie-effecten in kwelafhankelijke natuurgebieden, die vaak zeer soortenrijk en bedreigd zijn.
2. In een volgende fase kan dan de berekening van de voedselrijkdom worden aangepakt, wat een stuk lastiger is. In die fase kan dan gebruik worden gemaakt van de resultaten van het onderzoek dat Wageningen Environmental Research en KWR momenteel uitvoeren.
3. Voor de effecten van zout op de vegetatie kan te zijner tijd de kennis worden benut van een promovendus aan de VU en KWR die momenteel dit onderwerp bestudeert.

Voor toepassing van de WWN is het vooral van belang dat het model wordt gevoed met betrouwbare hydrologische invoer met een ruimtelijke resolutie die fijn genoeg is voor het beoordelen van natuureffecten. Wij bevelen daarom voor landelijke toepassingen de uitkomsten van het Landelijk Hydrologisch Model (250 m cellen) neer te schalen naar een resolutie van 25 m.

De software en alle bestanden die daarbij horen kunnen gedownload worden van de website www.waterwijzer.nl

TREFWOORDENLIJST

associatie	61	natuurdoeltype	63, 64
beheertype	63, 64	natuurwaarde	13
De Vegetatie van Nederland	62	Nm	12
doelgat	6	Nmin	12
doelrealisatie	6, 64	NVT	24, 25, 54
drempelwaarde kwel	50	NWcel	13
droogtestress	5, 10, 65	NWveg	13
DS	5, 10, 66	plantengemeenschap	61, 63
DVN	12, 62	plantensociologie	61
ecosysteem	62	Pmin	12
ecotoopgroep	14, 63, 64	PROBE	12
Fm	12	relatieve totale doelrealisatie	9
GDM	12	Rm	12
gemiddeld laagste grondwaterstand	48	RS	10, 66
gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	48	standplaats	62
GG	12, 48	standplaatsfactor	62
GHG	48	subassociatie	61
GLG	5, 48	SWAP	67
groeiplaats	62	Symbiosys	61
GTST	67	totale doelrealisatie	6
GVG	5, 10, 48	transpiratiestress	10, 66
habitat	62	TS	10, 66
habitattype	16, 63, 64	vegetatie	61
K (kwelintensiteit)	12	vegetatieopname	61
kansrijkdom	12, 64	vegetatietypen	61
knikpuntentabel	6	verbond	61
maximaal haalbare totale doelrealisatie	7	vochttoestand	65
metarelatie	12, 67	WATERNOOD	5
natuurdoel	64	zuurstofstress	10, 66

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoeklijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

DE WATERWIJZER NATUUR

INSTRUMENTARIUM VOOR KWANTIFICEREN VAN EFFECTEN VAN WATERBEHEER EN KLIMAAT OP TERRESTRISCHE NATUUR

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	DANKWOORD	
	SAMENVATTING	
	TREFWOORDENLIJST	
	DE STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Inleiding	1
	1.2 Toepassingsbereik van de Waterwijzer Natuur	3
	1.3 Leeswijzer	4
2	MODELBSCHRIJVING	5
	2.1 Inleiding	5
	2.2 Toetsen met WATERNOOD	5
	2.2.1 De knikpuntentabel	6
	2.2.2 Berekening doelgaten (uitbreiding WATERNOOD)	6
	2.3 Toetsen met WATERNOOD+	10
	2.4 Voorspellen (en toetsen) met PROBE	11
	2.4.1 Modelbeschrijving	11
	2.4.2 Gemodelleerde vegetatietypen	14
	2.4.3 Toetsen habitattypen met PROBE	16
	2.4.4 Geschaalde natuurwaarden	17
	2.5 Programmeertaal en format bestanden	18

3	RESULTATEN VAN PROEFGEBIEDEN	20
3.1	Inleiding	20
3.2	Toepassing in proefgebied Sang & Goorkens	21
3.2.1	Toepassing onder huidig klimaat	21
3.2.2	Toepassing in een klimaatscenario	30
3.3	Toetsing habitattypenkaart Vecht	32
4	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	36
4.1	Conclusies	36
4.2	Wat heeft de waterbeheerder aan de Waterwijzer Natuur?	37
4.3	Aanbevelingen voor gebruik	37
4.4	Rekenen met de WWN op een grovere of fijnere ruimtelijke schaal	38
4.5	Aanbevelingen voor verdere ontwikkeling	38
	REFERENTIES	41
BIJLAGE I	Handleiding WWN	46
BIJLAGE II	Vegetatiekunde	61
BIJLAGE III	Nieuwe maten voor vochttoestand in WATERNOOD+	65
BIJLAGE IV	Nieuwe indeling in klimaatdistricten	74
BIJLAGE V	Analyse noodzaak nieuwe klimaatdistricten	79
BIJLAGE VI	Vertaling associaties naar ecotoopgroepen	81
BIJLAGE VII	Verband habitattypen – ecotoopgroepen	89
BIJLAGE VIII	Soil nutrient estimation for new SPU	90
BIJLAGE IX	Toepassing WWN op landelijke schaal	93
BIJLAGE X	Verkennde studie voedselrijkdom en pH	97

1

INLEIDING

1.1 INLEIDING

De mensheid dient op een verantwoorde wijze om te gaan met de beschikbare hoeveelheid water, vooral als het van een goede kwaliteit is. Bij waterbeheerders is dit zelfs hun wettelijke taak. Om dat goed te kunnen doen is kennis nodig over de waterverdeling op verschillende ruimtelijke schaalniveaus, variërend van een enkel perceel tot het gehele land. Bovendien dienen waterbeheerders inzicht te hebben in de gevolgen van het door hen gevoerde beheer. In het landelijk gebied zijn het vooral de landbouw, de natuur en de drinkwaterbedrijven die hiervan afhankelijk zijn.

De beoordeling van gevolgen voor de landbouw en de natuur gebeurde tot nu toe met instrumenten die zijn gebaseerd op inmiddels verouderde kennis en die ongeschikt zijn voor klimaatprojecties. STOWA heeft daarom het initiatief genomen klimaatrobuuste beoordelingssystemen te laten ontwikkelen: de Waterwijzer Landbouw en de Waterwijzer Natuur. Dit rapport gaat over de Waterwijzer Natuur (WWN): een instrument dat de effecten van klimaatverandering en het waterbeheer op de terrestrische vegetatie van natuurgebieden dient te kunnen berekenen. In deze waterwijzer dienen processen die door klimaatverandering kunnen worden beïnvloed, zo goed mogelijk te worden nagebootst. Door deze procesbenadering zou de WWN geschikt voor klimaatprojecties en extreme weercondities moeten zijn, in tegenstelling tot instrumenten die vooral gebaseerd zijn op empirische relaties ontleend aan het recente klimaat en deskundigenoordeel.

De ontwikkeling van de WWN is opgenomen in de Landelijke Kennisagenda Zoetwater die door het Bestuurlijk Platform Zoetwater is vastgesteld. Samen met de Waterwijzer Landbouw kan de WWN worden beschouwd als een belangrijk instrument voor de onderbouwing van een Deltaplan Zoetwater fase 2 (2022 – 2027). De ambtelijke IPO-vertegenwoordigers in het Deltaplan Zoetwater hebben aangegeven dat de provincies een logische partij vormen om de ontwikkeling van de WWN mogelijk te maken. Dit rapport is daar het gevolg van.

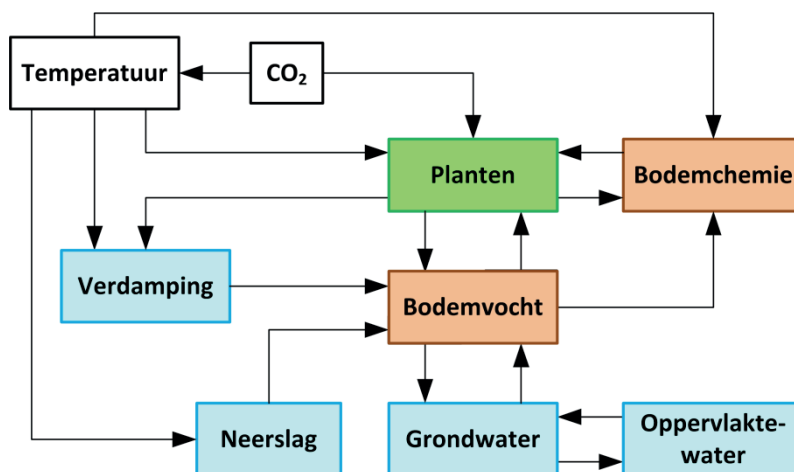
In Nederland is natuur ruimtelijk gepland: er zijn voor alle natuurterreinen doelen vastgesteld. Vaak zijn die natuurdoelen wettelijk vastgelegd, bijvoorbeeld in Europees verband (Habitatrichtlijn/Natura 2000, Kaderrichtlijn Water). Verschillende organisaties hebben hierbij hun taken en verantwoordelijkheden. Het Rijk dient aan Europa verantwoording af te leggen voor de staat waarin Natura 2000-gebieden verkeren; provincies zijn verantwoordelijk voor natuurbehoud en -ontwikkeling in het Nationaal Natuurnetwerk (voorheen EHS). Hydrologische voorwaarden creëren is daarvoor een belangrijke maatregel. Waterschappen, maar ook drinkwaterbedrijven en natuurbeherende organisaties, geven uitvoering aan hydrologische herstelmaatregelen.

Het klimaat van Nederland verandert echter, en dat heeft consequenties voor de haalbaarheid en ruimtelijke configuratie van natuurdoelen, zoals de PBL-studie 'effecten van klimaatver-

andering in Nederland: 2012' (Minnen *et al.*, 2012) laat zien. Klimaatverandering zal vooral gevolgen voor natuurlijke vegetaties hebben via veranderingen in de waterbalans (Witte *et al.*, 2012; Van Bodegom *et al.*, 2014). Die veranderingen werken namelijk door op de bodemtemperatuur en de hoeveelheid vocht, zuurstof en nutriënten die voor de planten in het wortelmilieu beschikbaar zijn (Figuur 1).

FIGUUR 1

EFFECTEN VAN KLIMAATVERANDERING OP DE VEGETATIE. TOENAME VAN DE HOEVEELHEID BROEIKASGASSEN (IN DE FIGUUR WEERGEGEVEN ALS CO₂) LEIDT VIA STIJGING VAN DE TEMPERATUUR TOT VERANDERINGEN IN NEERSLAG EN VERDAMPING, WAT GEVOLGEN HEEFT VOOR RESPECTIEVELIJK BODEMVOCHT, GRONDWATER EN OPPERLAKTEWATER. DE HOEVEELHEID BODEMVOCHT (EN DAARMEE DE ZUURSTOFVOORZIENING NAAR DE PLANTENWORTELS) WORDT VIA WORTELOPNOME OOK BËINVLOED DOOR DE PLANTEN ZELF. DE HOEVEELHEID KAN VIA HET BEHEER VAN HET GRONDWATER, MAAR VOORAL VAN HET OPPERVLAKTEWATER, DEELS GESTUURD WORDEN TENEINDE GUNSTIGE CONDITIES VOOR NATUURLIJKE VEGETATIES TE CREËREN. DE HOEVEELHEID BODEMVOCHT EN DE TEMPERATUUR ZIJN VAN INVLOED OP BODEMCHEMISCHE PROCESSEN, ZOALS DE VERWERING VAN MINERALE BESTANDELEN EN DE AFBRAAK VAN ORGANISCHE STOF. DAARBIJ KOMEN VOEDINGSSTOFFEN VRIJ EN KAN DE BODEMZUURGRAAD VERANDEREN. TEN SLOTTE IS DE HOEVEELHEID CO₂ IN DE ATMOSFEER RECHTSTREEKS VAN INVLOED OP DE PLANTENGROEI: NAARMATE DE CONCENTRATIE STIJGT GAAN PLANTEN HARDER GROEIEN WAARBIJ ZE STEEDS MINDER WATERVERLIEZEN VIA VERDAMPING. VIA DEZE INDIRECTE PROCESSEN HEBBEN VERANDERINGEN IN DE VOCHTHUISHOUDING GEVOLGEN VOOR DE BODEMCONDITIES WAARIN PLANTEN GROEIEN, EN DUS VOOR DE HAALBAARHEID VAN NATUURDOELEN



Klimaatverandering noopt daarom tot het stellen van enkele essentiële vragen, zoals:

- Welke maatregelen zijn er nodig om natuurdoelen in de toekomst zeker te stellen?
- Welke alternatieve doelen kunnen we overwegen als in het verleden vastgestelde natuurdoelen niet meer haalbaar blijken te zijn onder een veranderd klimaat?
- Waar liggen straks, in het klimaat van de toekomst, de beste kansen voor het creëren van hotspots van biodiversiteit?

Het is relevant voor zowel de overheid als voor gebiedspartijen te weten of een investering in de natuur langdurig resultaat oplevert, of dat er op termijn een nieuwe investering nodig zal zijn. Op dit moment ontbreekt het de waterbeheerder en beleidsmaker echter aan een praktisch instrument om bovenstaande vragen te beantwoorden. Het gebrek hieraan kan leiden tot een beleid en beheer dat onvoldoende is afgestemd op de natuur, en op een navenant suboptimale besteding van financiële middelen voor de natuur.

Daarom hebben STOWA, het Ministerie van EZ, Rijkswaterstaat-WVL en de stichting Kennis voor Klimaat door drie onderzoeksinstituten een verkennend onderzoek laten verrichten waarin verschillende modelconcepten met elkaar werden vergeleken (Van Ek *et al.*, 2014). Eén van de conclusies uit dit onderzoek komt erop neer dat de bestaande computermodellen niet geschikt zijn voor klimaatprojecties, omdat ze zijn gebaseerd op indirecte relaties tussen standplaats en vegetatie die bovendien ontleend zijn aan het klimaat van de vorige eeuw.

Daarnaast werd gesignaleerd dat het modelleren van de zuurgraad en nutriëntenstatus van de bodem de zwakste schakel is bij het modelleren van effecten op de vegetatie. Op basis van deze bevindingen zijn de volgende vervolgstappen voorgesteld:

1. Gebruik het model PROBE als basis voor de ontwikkeling van de WWN.
2. Zorg voor een gebruiksvriendelijke schil.
3. Besteed vooral aandacht aan de zwakste modelonderdelen: de berekening van de zuurgraad en nutriëntenstatus van de bodem.

In opdracht van de in het colofon vermelde partijen is aan deze aanbevelingen een eerste gevolg gegeven.

1.2 TOEPASSINGSBEREIK VAN DE WATERWIJZER NATUUR

Zoals vermeld is de WWN een gebruiksvriendelijk instrument voor het vaststellen van de gevolgen voor terrestrische vegetaties van veranderingen in zowel de waterhuishouding als in het klimaat.

Binnen de WWN kunnen natuurdoelen en vegetatietypen worden getoetst en voorspeld. Toetsen gebeurt binnen de WWN met een aangepaste versie van WATERNOOD en een lijst van eisen die vegetatietypen stellen aan de grondwaterhuishouding, zoals geformuleerd in Runhaar & Hennekens (2015). Bij de toetsing wordt dus beoordeeld of de waterhuishouding voldoet aan de eisen van de aanwezige of beoogde vegetatietypen. Voorspellen doet de WWN met een versie van het model PROBE. Daarbij wordt berekend welke vegetatietypen kansrijk zijn onder een gegeven waterhuishouding, bodemtype en klimaatscenario. Omdat het voorspellen van de vegetatie met veel grotere onzekerheden is omgeven dan het toetsen van aanwezige of geplande vegetatietypen, hanteert de WWN voor het voorspellen een grovere vegetatieclassificatie.

Aquatische ecosystemen zijn nadrukkelijk niet in de WWN opgenomen. We raden bovendien af de huidige WWN-versie toe te passen op veenmoerassen, zoals de Groote Peel (hoogveen) en de Nieuwkoopse plassen (laagveen). De reden is dat de WWN nog geen rekening houdt met het feit dat de fysische en chemische eigenschappen van veenbodems in korte tijd zeer snel kunnen veranderen ten gevolge van veranderingen in de bodemwaterbalans. Om dezelfde reden hebben we minder vertrouwen in de uitkomsten van hydrologische modellen voor veenmoerassen. Bij laagvenen komt hier nog bij dat de vegetatieontwikkeling sterk wordt gestuurd door de kwaliteit van het oppervlaktewater, die binnen een natuurgebied sterk kan verschillen en die zorgt voor kleinschalige gradiënten binnen kraggen die essentieel zijn voor de vegetatiesamenstelling. Dergelijke gradiënten zijn nauwelijks in een hydrologisch model te vangen, tenzij men een kragge zeer intensief bestudeert (Stofberg *et al.*, 2016).

De WWN maakt gebruik van de 1:50000 bodemkaart van Nederland. Omdat die kaart in de kustduinen nauwelijks is uitgewerkt (er is slechts onderscheid in hoofdzakelijk twee bodemtypen: duinvaaggrond en vlakvaaggrond), zijn er voor de kustduinen aparte versies van PROBE ontwikkeld. De laatste duinversie houdt rekening met verschillen tussen zuid- en noordhellingen in ontvangen hoeveelheid neerslag en zonnestraling (Witte *et al.*, 2015b).

Ten slotte merken we op, dat de huidige modelversie onvoldoende rekening houdt met de gevolgen voor de vegetatie van inundaties met oppervlaktewater. De betrouwbaarheid van

de uitkomsten voor regelmatig geïnundeerde uiterwaarden en beekdalen laat daardoor waarschijnlijk te wensen over.

1.3 LEESWIJZER

Dit rapport beschrijft de versie van de WWN die voortvloeit uit de eerste twee in § 1.1 genoemde aanbevelingen. Tevens is, in navolging van aanbeveling 3, binnen het project onderzocht welke modellen en meetgegevens beschikbaar zijn om de berekening van de zuurgraad en nutriëntenstatus te verbeteren. Over dit onderzoek, waarvan de resultaten nog moeten leiden tot modelverbeteringen, is apart gerapporteerd (Bijlage IX).

Bijlage I bevat de handleiding bij de WWN. Diegenen die meteen praktisch aan de slag willen kunnen deze gebruiken zonder zich te verdiepen in de inhoudelijke beschrijving, die in het volgende hoofdstuk (2) wordt gegeven. In Hoofdstuk 3 laten we enkele concrete toepassingen zien, en bespreken we hoe plausibel de resultaten zijn. We besluiten met Hoofdstuk 4, waarin we de huidige versie van de WWN bespreken en aanbevelingen doen voor modelverbeteringen.

Voor diegenen die vegetatiekundig onvoldoende zijn onderlegd, hebben we een samenvatting opgenomen waarin de belangrijkste vegetatietermen zijn uitgelegd (Bijlage II).

Tijdens de totstandkoming van dit rapport werd de software nog aangepast, onder meer om meer topografische informatie te leveren bij de door de WWN geproduceerde kaarten. Dit betekent dat de figuren die in dit rapport zijn opgenomen enigszins kunnen afwijken van de door de vrijgegeven software gegenereerde figuren.

2

MODELBSCHRIJVING

2.1 INLEIDING

De Waterwijzer Natuur biedt de gebruiker drie opties:

1. Toetsen van vegetatiedoelen met WATERNOOD
2. Toetsen van vegetatiedoelen met WATERNOOD+
3. Voorspellen van vegetatiepatronen met PROBE

Deze drie opties worden in de volgende paragrafen besproken. Bij de eerste optie gaat het om het bestaande WATERNOOD, waar enkele functionaliteiten aan zijn toegevoegd, bij de tweede optie om een versie van WATERNOOD waar een zekere mate van klimaatrobustheid is ingebouwd.

Wij zijn er ons van bewust dat WATERNOOD soms als voorspellingsmodel wordt ingezet, bijvoorbeeld om 'ontwikkelingsruimte' te zoeken: nagaan hoeveel de grondwaterstand kan worden veranderd zodat de doelvegetatie nog net binnen het optimale bereik van de doelrealisatiefunctie valt (knikpunten B1 en B2, zie § 2.2). Daarvoor is dit instrument echter niet geschikt. Het houdt namelijk geen rekening met veranderingen in de bodem die optreden ten gevolge grondwaterstandsverandering (summer weergegeven in Figuur 1). Ons nadrukkelijke advies is daarom WATERNOOD (en WATERNOOD+) alleen te gebruiken om te toetsen of de hydrologische condities voldoen aan de vereisten van de vegetatiedoelen. Voor het voorspellen van effecten op de natuur (bijvoorbeeld in een m.e.r.) is PROBE bedoeld. Daarin wordt niet alleen rekening gehouden met veranderingen in waterregime en de daarmee samenhangende water- en zuurstofbeschikbaarheid, maar ook met veranderingen in voedselbeschikbaarheid en zuurgraad.

2.2 TOETSEN MET WATERNOOD

Verondersteld wordt dat de gebruikers van de WWN bekend zijn met WATERNOOD en anders kan men Runhaar & Hennekens (2015) raadplegen of genoeg nemen met Figuur 2.

WATERNOOD toetst of de waterhuishouding voldoet aan de vastgelegde vegetatiedoelen op basis van de volgende grootheden (Figuur 6):

1. *GVG* Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (cm – maaiveld)
2. *GLG* Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (cm – maaiveld)
3. *DS* Droogtestress: gemiddeld aantal dagen per jaar dat de zuigspanning in de bodem een waarde van 12000 cm overschrijdt (d)

Kritische *GLG*-waarden worden afgeleid uit de minimaal vereiste en de maximaal toelaatbare droogtestress (*DS*), waarbij rekening wordt gehouden met de bodemtextuur en de meteorologische verschillen binnen Nederland. Bij een aantal vegetatietypen die zeer gevoelig zijn voor

grondwaterstandsfluctuaties worden directe eisen gesteld aan de *GLG* op basis van empirische gegevens.

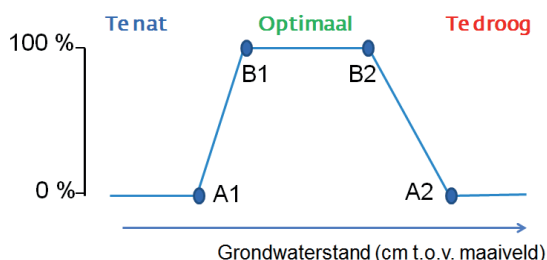
De doelrealisatie (uitgedrukt als percentage) van een vegetatiedoel wordt voor ieder van deze grootheden vastgesteld aan de hand van trapeziumvormige functies (Figuur 2). Vermenigvuldiging van de doelrealisaties voor *GVG*, *DS* en *GLG* resulteert in de totale doelrealisatie.

Daarnaast kan WATERNOOD vegetatiedoelen toetsen aan het al dan niet voorkomen van kwelinvloed. De gebruiker dient zelf op te geven of een vegetatiedoel afhankelijk is van aanvoer van kwelwater. Binnen de WVN kan dat door de 'knikpuntentabel' aan te passen; zie § 2.2.1. Tevens dient de gebruiker zelf aan te geven bij welke kwelintensiteit er sprake is van invloed op de vegetatie van kwel (zie § 1.6 van Bijlage I). Binnen de WVN kan (nog) niet worden getoetst op de invloed van inundatie met oppervlaktewater.

2.2.1 DE KNIKPUNENTABEL

Bij de WVN hoort een tabel met knikpunten (A1, A2, B1 en B2 in Figuur 2) die is overgenomen van Runhaar & Hennekens (2015). Deze tabel hebben we bovendien uitgebreid om andere schrijfwijzen van vegetatietypen te kunnen laten herkennen door de WVN. Zo kan in de praktijk het vegetatietype 11Aa01 op meerdere manieren zijn geschreven: als 11Aa01, maar ook als 11AA01, als 11Aa1 en als 11AA1. Intern zet de WVN kleine letters in de tabel automatisch om in hoofdletters, zodat dat onderscheid vervalst, maar voor het weglaten van het cijfer 0 in de code was het nodig dat de tabel werd uitgebreid (11Aa01 komt daardoor in de tabel ook voor als 11Aa1).

FIGUUR 2 IN WATERNOOD ZIJN PER VEGETATIETYPE MET VIER KNIKPUNTEN TRAPEZIUMVORMIGE DOELREALISATIEFUNCTIES GEDEFINIEERD. HIERVAN KAN MEN AFLEZEN HOEVEEL PROCENT VAN HET NATUURDOEL KAN WORDEN GEHAALD. DE FUNCTIES ZIJN ER VOOR DE GROOTHEDEN *GVG*, *GLG* EN DROOGTESTRESS *DS*. VERMENIGVULDIGING VAN DE AFZONDERLIJKDE DOELREALISATIES LEIDT TOT DE TOTALE DOELREALISATIE

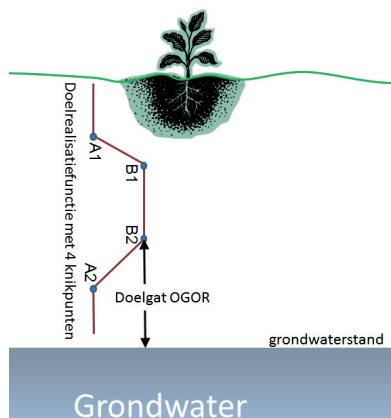


2.2.2 BEREKENING DOELGATEN (UITBREIDING WATERNOOD)

De wijze waarop doelgaten worden berekend is uitgelegd met Figuur 3. Is de *GVG*, *GLG* of droogtestress *DS* lager dan knikpunt B2, dan bedraagt het doelgat de afstand van deze grootheden tot B2 (zoals in de figuur is aangegeven). Is de *GVG*, *GLG* of *DS* hoger dan knikpunt B1, dan bedraagt het doelgat de afstand van deze grootheden tot B1.

FIGUUR 3

BEREKENINGSWIJZE VAN HET DOELGAT



2.2.3 HETEROGENITEIT BINNEN VEGETATIEVLAKKEN (UITBREIDING WATERNOOD)

Vegetatiedoelen zijn op kaart in vlakken aangegeven. Om binnen een vlak honderd procent doelrealisatie te halen, zou de grondwaterstand optimaal het maaiveld moeten volgen, dus binnen de knikpunten B1 en B2 moeten liggen. Het is echter niet realistisch te veronderstellen dat dit altijd mogelijk is, al was het maar omdat veel natuurterreinen een niet te verwaarlozen variatie in maaiveldhoogte hebben (Figuur 4). Deze variatie is in vegetatiekaarten vaak weg geschematiseerd. In onze applicatie berekenen we daarom de maximaal haalbare totale doelrealisatie per vegetatievlak door de *GVG* en *GLG* uit het grondwatermodel dat de *WWN* voedt voor dat kaartvlak met kleine stapjes te verhogen en zo proefondervindelijk vast te stellen wat maximaal haalbaar is aan totale doelrealisatie, gegeven de variatie in maaiveldhoogte binnen het vegetatievlak (Figuur 5). Daartoe wordt per rekenstap de doelrealisatie voor de *GVG*, *GLG* en *DS* bepaald. Na iedere stap wordt de totale doelrealisatie berekend (vermenigvuldiging van doelrealisatie voor *GVG*, *GLG* en *DS*). Het maximum van alle totalen van die stapjes is vervolgens de maximaal haalbare totale doelrealisatie.

De stapsgewijze procedure houdt rekening met het feit dat de dynamiek in grondwaterstand kleiner wordt, naarmate de grondwaterstand dichterbij het maaiveld staat. Met andere woorden: de *GHG* en *GLG* komen dichterbij elkaar te liggen naarmate de grondwaterstand het maaiveld nadert, zoals Figuur 6 laat zien. Bovendien houdt de procedure rekening met het gegeven dat er tussen locaties verschillen in dynamiek bestaat, ook al hebben ze dezelfde *GLG*. De procedure is als volgt:

1. Dynamiek drukken we uit als het verschil tussen de *GLG* en *GVG* die met het hydrologische model (subscript 'm') zijn berekend: $\text{dynamiek} = GLG_m - GVG_m$.
2. We berekenen voor iedere rekencel een schaalfactor *F*, welke de verhouding is tussen de deze dynamiek en de verwachte dynamiek op basis van Figuur 6:

$$F = \frac{GLG_m - GVG_m}{a_0 (GLG_m)^{a_1}}$$

Waarbij a_0 en a_1 de parameters zijn uit het verband van Figuur 6 (3.72 en 0.58).

Een *F* groter dan 1 duidt op een dynamischer systeem dan verwacht op basis van Figuur 6, en een lagere waarde op een gedempter systeem. Heel lage waarden van *F* kunnen op de invloed van kwelwater wijzen, op de nabijheid van oppervlaktewater, of op een bodem met een hoge bergingscoëfficiënt (zoals een bodem met veenmos). Ook zou het kunnen wijzen

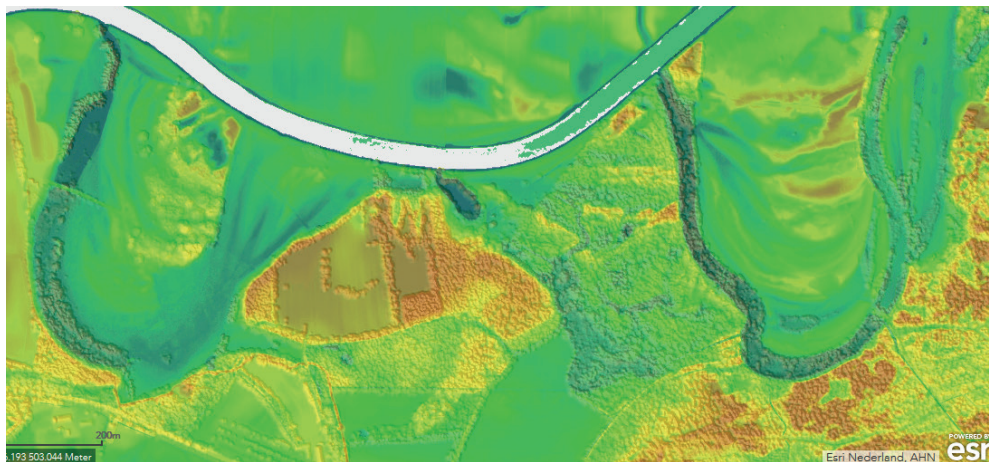
op onvoldoende dynamiek in het gebruikte hydrologische model. Waarden voor de Kampina varieerden tussen de 0.19 en 1.31, met 0.73 als gemiddelde en 0.70 als mediaan (Van den Eertwegh *et al.*, 2015).

3. Bij GLG_m tellen we een waarde i op, waarbij we i laten variëren van bijvoorbeeld -200 tot + 200:
 $GLG_i = GLG_m + i$.
4. Uit GLG_i berekenen we vervolgens de bijbehorende GVG_i volgens:

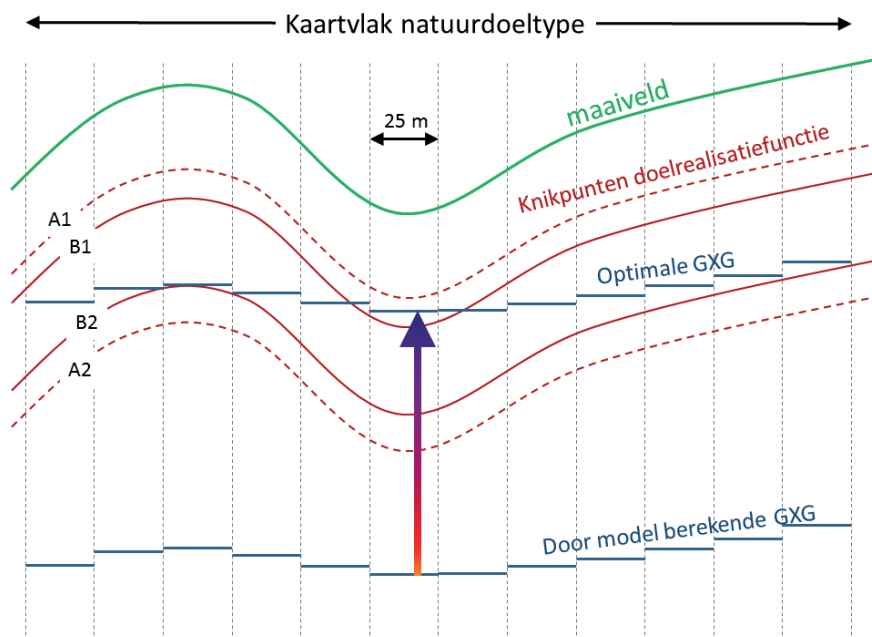
$$GVG_i = GLG_i - F \times a_o (GLG_i)^{a_i}$$

Als voorbeeld zijn in Figuur 7 twee verbanden opgenomen tussen GLG_i en GVG_i , beide gebaseerd op $GLG_m = 90$ cm -m.v., maar met een verschillende GVG_m : 30 en 70 cm -m.v. De verbanden in Figuur 7 geven de combinaties van GLG_i en GVG_i aan waarmee, in dit voorbeeld, in iedere rekenstap de totale doelrealisatie wordt berekend.

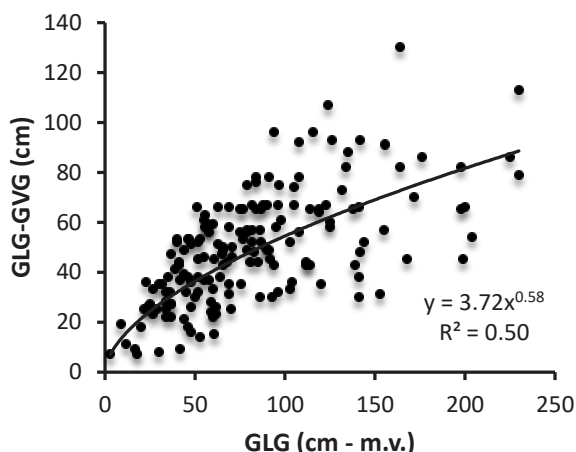
FIGUUR 4 VOORBEELD VAN MAAIVELDVARIAATIE (ROOD = HOOG, BLAUW IS LAAG): EEN NATUURGEBIED TEN ZUIDEN VAN DE OVERIJSSSE VECHT, MET DAARIN TWEE KRONKELWAARDVLAKTEN



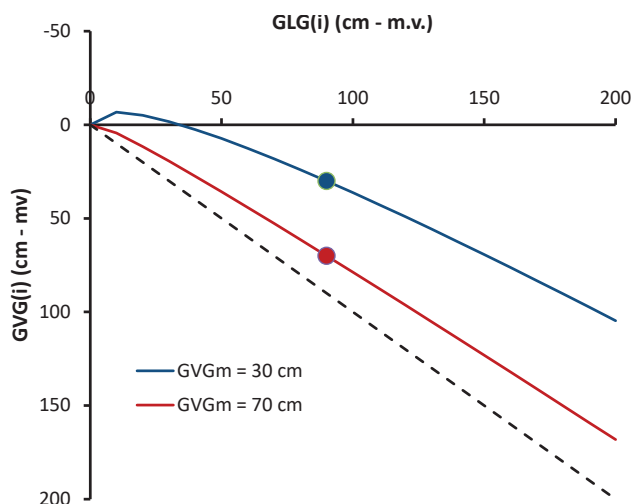
FIGUUR 5 BEREKENING VAN DE MAXIMAAL HAALBARE DOELREALISATIE, UITGAANDE VAN AANWEZIGE VARIATIE IN MAAIVELDHOOGTE. PER VLAK MET HET NATUURDOELTYPE WORDT DE MET EEN HYDROLOGISCH MODEL BEREKENDE GXG MET KLEINE STAPJES VERHOOGD EN VERLAAGD, WAARBIJ VOOR IEDERE STAP WORDT BEREKEND WAT ER BINNEN DAT VLAK AAN TOTALE DOELREALISATIE WORDT GESCOORD. DE MAXIMALE SCORE VAN AL DIE STAPPEN WORDT BEREIKT ALS DE GXG VAN HET HELE VEGETATIEVLAK ZOVEEL MOGELIJK TUSSEN DE KNIPPUNTEN B1 EN B2 LIGT. DEZE SCORE IS DE MAXIMAAL HAALBARE DOELREALISATIE.



FIGUUR 6 DYNAMIEK IN GRONDWATERSTAND (UITGEDRUKT ALS GLG-GVG) UITGEZET TEGEN DE DIEPTE VAN DE GRONDWATERSTAND (UITGEDRUKT ALS GLG). GEGEVENS: RUNHAAR (1989B). DIEPE STANDEN (GVG>150 CM) EN STANDEN BOVEN MAAIVELD (GVG>0) WEGGELATEN



FIGUUR 7 VOORBEELD VAN HET GESIMULEERDE VERBAND TUSSEN GLG_i EN GVG_i , UITGAAND VAN EEN DOOR EEN HYDROLOGISCH MODEL BEREKENDE GLG_m VAN 90 CM - M.V. EN EEN GVG_m VAN 30 EN 70 CM - M.V. IN HET TWEEDE GEVAL IS DE MODEL DYNAMIEK SLECHTS 20 CM (90-70), IN HET TWEEDE GEVAL MEER, NAMELIJK 60 CM (90-30). DAT LEIDT IN HET EERSTE GEVAL TOT SCHAALFACTOR GROTER DAN 1.00 (NAMELIJK $F = 1.19$), WAT BETEKENET DAT DE MODEL DYNAMIEK GROTER IS DAN OP GROND VAN FIGUUR 6 KAN WORDEN VERWACHT. IN HET TWEEDE GEVAL IS DE DYNAMIEK JUIST KLEINER ($F = 0.40$), ZODAT DE BETREKKING DICHTER OP DE 1:1 LIJN (GESTIPPELD) LIGT. MERK OP DAT DE STAPJES WAARMEE DE GVG IN DE REKENPROCEDURE WORDT VERHOOGD EN VERLAAGD KLEINER ZIJN DAN DIE VOOR DE GLG, DUS KLEINER DAN 1 CM



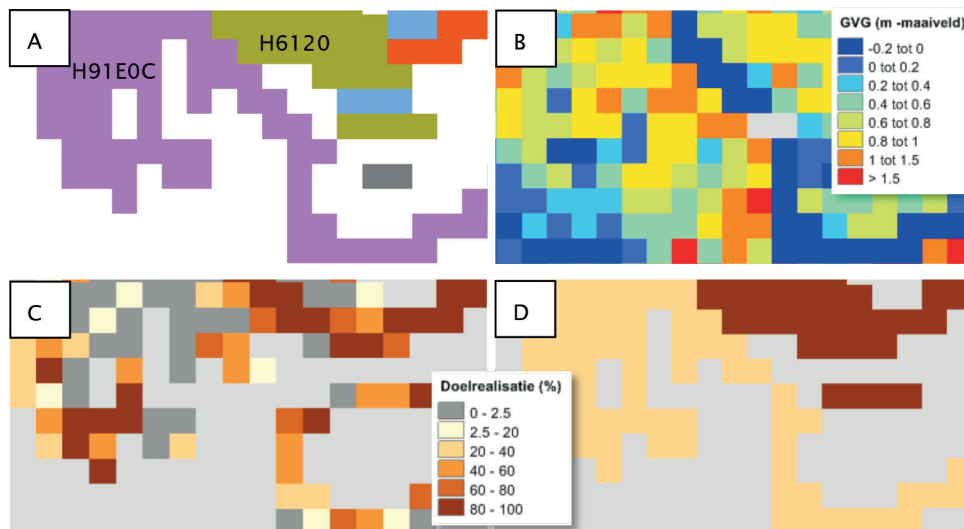
In de huidige versie van de WWN laten we i variëren van -200 tot +200 cm, wat dus betekent dat de GLG_m eerst met 200 cm wordt verlaagd, waarna deze met stapjes van 1 cm wordt verhoogd tot deze 200 cm boven GLG_m uitkomt. In totaal 400 berekeningen om de maximaal haalbare totale doelrealisatie te vinden. Van de uitkomsten van verschillende rekencellen worden na iedere stap het gemiddelde per vegetatievlak berekend. Figuur 8 geeft een voorbeeld van een berekening met de WWN.

De relatieve totale doelrealisatie is de gemiddelde totale doelrealisatie per vegetatievlak, geschaald naar de maximaal haalbare totale doelrealisatie van dat vlak. Is de gemiddelde totale doelrealisatie bijvoorbeeld 40%, en de maximaal haalbare totale doelrealisatie 50%, dan wordt de relatieve totale doelrealisatie $100 \cdot 40/50 = 80\%$.

NB: de procedure wordt per vegetatievlak uitgevoerd (principe 'schotten vast') en de uitkomst zegt dus niet of het maximum in de praktijk te realiseren is!

FIGUUR 8

VOORBEELD MAXIMAAL HAALBARE TOTALE DOELREALISATIE. DE GEBRUIKER HEEFT EEN KAART MET NATUURDOELEN INGEVOERD (A) MET ONDER ANDERE DE EENHEDEN 'H91EOC VOCHTIGE ALLUVIALE BOSSEN' (PAARS) EN 'H6120 STROOMDALGRASLANDEN' (GROEN). HET INVOERBESTAND VOOR DE GVG (B) TOONT EEN ZEER GROTE AFWISSELING IN GRONDWATERSTANDEN BINNEN DEZE KAARTVLAKKEN. DAT IS HET GEVOLG VAN DE GROTE VARIATIE AAN MAAVELDHOOGTEN (DIT VOORBEELD BETREFT EEN KRONKELWAARDVLAKTE). DE DOELREALISATIE VOOR DE GVG IS NAVENANT ZEER LAAG IN VEEL REKENCELLEN (C). DOOR BINNEN IEDER VEGETATIEVLAK DE GRONDWATERSTAND MET KLEINE STAPJES TE VERHOGEN OF TE VERLAGEN, STELT DE WVN PROEFONDERVINDELIJK VAST WAT GEMIDDELD PER KAARTVLAK MAXIMAAL AAN TOTALE DOELREALISATIE KAN WORDEN GEHAALD (D)



2.3 TOETSEN MET WATERNOOD+

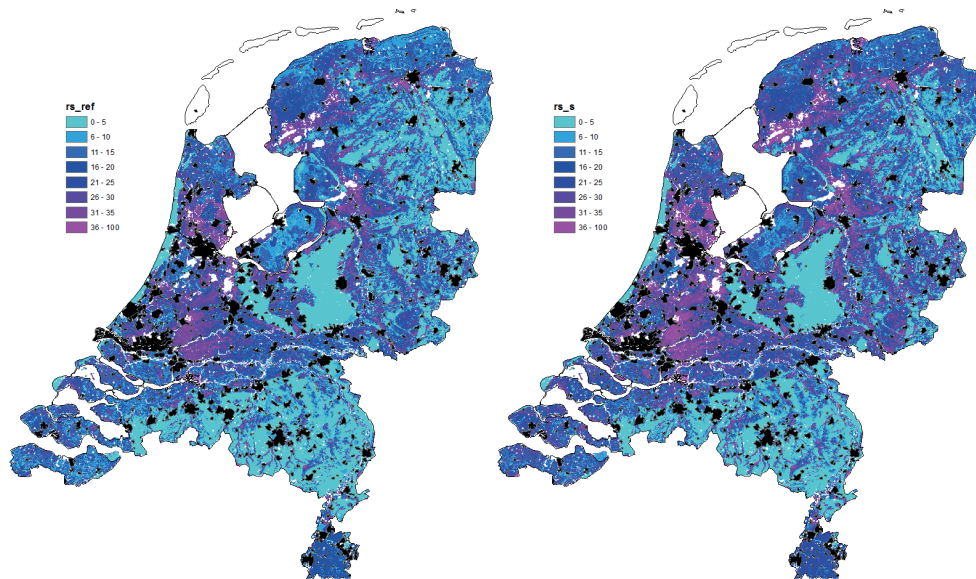
Op verzoek van de begeleidingscommissie is een versie van WATERNOOD gemaakt die rekent met klimaatrobuuste maten voor de beschikbaarheid van vocht en zuurstof.

In WATERNOOD is de GVG een indirecte maat voor de beschikbaarheid van zuurstof in de bodem. Deze maat is niet klimaatrobuust omdat hij onvoldoende rekening houdt met veranderingen in weersgesteldheid, zoals het verschuiven van het neerslagpatroon en het vervroegen van het groeiseizoen. Ook houdt hij geen rekening met de grotere zuurstofbehoefte van plantenwortels bij een hogere bodemtemperatuur. Nu is voor het model PROBE, dat ook in de WVN is ondergebracht, een maat ontwikkeld die wel klimaatrobuust is: de zuurstofstress RS. De WVN kan deze maat berekenen voor verschillende klimaatscenario's en zichtjaren. Omdat RS toch al wordt berekend, is het logisch binnen WATERNOOD de GVG door deze maat te vervangen.

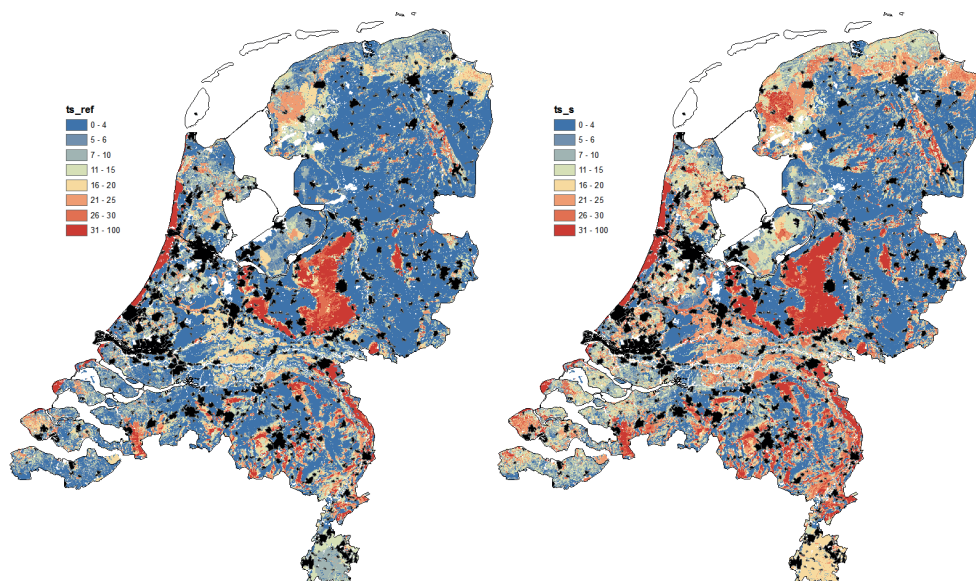
Voor de droogtestress DS in WATERNOOD geldt een iets andere verhaal: deze maat is weliswaar op processen gebaseerd die door het klimaat worden beïnvloed, maar deze is niet bekend voor klimaatscenario's. Voor PROBE hebben we een robuuste droogtemaat die de WVN wel voor verschillende klimaatscenario's en zichtjaren kan berekenen: de transpiratiestress TS.

Met de door ons ontwikkelde software voor WATERNOOD+ worden de knikpunten van de doelrealisaties voor GVG en DS vervangen door de klimaatrobuuste PROBE-maten RS en TS. Hoe die vertaling tot stand is gekomen, is beschreven in Bijlage III. Deze bijlage gaat ook dieper in op de achtergrond van de verschillende maten. Ter illustratie tonen Figuur 9 en Figuur 10 de met PROBE gesimuleerde zuurstof- en transpiratiestress in heel Nederland, zowel onder het huidige klimaat als in 2050 onder het W_H scenario. Dergelijke kaarten vormen dus de invoer voor WATERNOOD+.

FIGUUR 9 GESIMULEERDE ZUURSTOFSTRESS RS ($G O_2/M^2/10D$) IN DE REFERENTIE EN ONDER HET SCENARIO W_H (2050). HYDROLOGISCHE INVOER BEREKEND MET HET NHI EN AANGELEVERD DOOR DELTARES (RESOLUTIE 250 M)



FIGUUR 10 GESIMULEERDE TRANSPIRATIESTRESS TS ($MM H_2O/10D$) IN DE REFERENTIE EN ONDER HET SCENARIO W_H (2050). HYDROLOGISCHE INVOER BEREKEND MET HET NHI EN AANGELEVERD DOOR DELTARES (RESOLUTIE 250 M)



2.4 VOORSPELLEN (EN TOETSEN) MET PROBE

2.4.1 MODELBSCHRIJVING

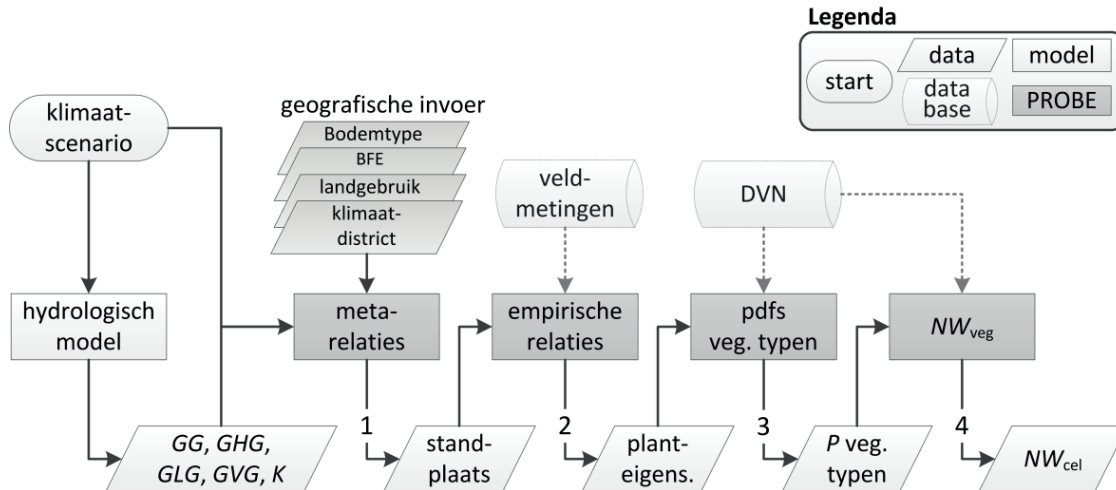
Het model PROBE is beschreven door Witte *et al.* (2015a), zodat we hier kunnen volstaan met een samenvatting en, in § 2.4.2 en 2.4.4, de beschrijving van enkele uitbreidingen.

In PROBE wordt niet geprobeerd de concurrentie tussen soorten te modelleren, maar wordt voorspeld op basis van planteigenschappen. Deze vereenvoudiging is nodig omdat het model daarmee robuuster wordt en omdat het model anders te complex wordt (McGill *et al.*, 2006; Webb *et al.*, 2010). Robuustheid wordt ingebouwd door gebruik te maken van klimaat-gestuurde processen die direct inwerken op het functioneren van planten. De berekening gebeurt in drie stappen (Figuur 11):

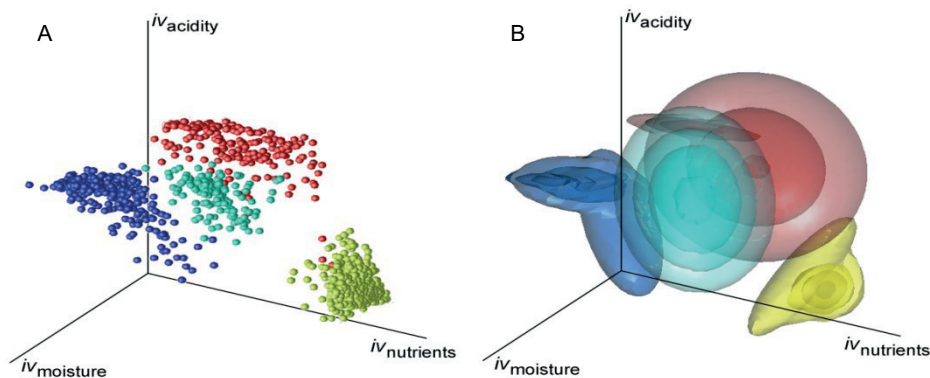
1. Op basis van klimaat- en waterbeheer en op basis van de uitkomsten van een ruimtelijk expliciet hydrologische model worden bodemfactoren berekend die de vegetatiesamenstelling bepalen. Het vaststellen van deze zogenaamde standplaatsfactoren gebeurt met metarelaties:
 - De metarelaties zijn afgeleid door met procesmodellen vele duizenden combinaties door te rekenen van klimaatscenario, bodemtype en grondwaterstandsregime. Door de uitkomsten worden vervolgens metarelaties gefit (Bartholomeus & Witte, 2013). Tot nu toe zijn de verklaarde variabelen: bodemtype, klimaatscenario, gemiddeld hoogste grondwaterstand *GHG*, gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG*, gemiddelde grondwaterstand *GG* en kwelintensiteit *K*.
 - Er zijn thans metarelaties voor transpiratiestress *TS*, zuurstofstress *RS*, en de mineralisatie van fosfaat en stikstof, *P_{min}* en *N_{min}*. Deze functies zijn gebaseerd op het model SWAP (Van Dam *et al.*, 2008), modulen voor transpiratiestress en zuurstofstress (Bartholomeus *et al.*, 2011), en een aan SWAP gekoppelde versie van het nutriëntenmodel CENTURY (Fujita *et al.*, 2013b; Fujita *et al.*, 2014).
 - Voor voedselrijkdom geldt een voorlopige hybride oplossing. De uitgangstoestand wordt eerst in een beperkt aantal klassen bepaald aan de hand van de kennisregels uit de kansrijkdommodule van WATERNOOD (De Haan *et al.*, 2010). Vervolgens wordt met CENTURY de verandering in *P_{min}* en *N_{min}* gesimuleerd.
 - We hebben ook gebruik van de kennisregels uit de kansrijkdommodule van WATERNOOD (De Haan *et al.*, 2010) om de zuurgraad van de bodem in een beperkt aantal klassen te bepalen. Dit onderdeel is niet klimaatrobust en moet worden opgevat als een tussenoplossing om een werkend model te krijgen.
2. In de tweede stap worden de standplaatsfactoren omgezet in planteigenschappen. In de huidige versie zijn dat indicatiewaarden voor vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad (*F_m*, *N_m* en *R_m*) die door Witte *et al.* (2007) zijn afgeleid van een indeling van plantensoorten in ecologische groepen door Runhaar *et al.* (2004). In navolging van de veel genoemde 'Ellenberg-waarden' noemen we deze de Runhaar-waarden. Voor deze indicaties zijn de volgende relaties met standplaatsfactoren beschikbaar:
 - De vochtindicatie *F_m* als functie van *TS* en *RS* (gebaseerd op Bartholomeus *et al.* (2011)).
 - De voedselindicatie *N_m* als functie van fosfaatmineralisatie *P_{min}* (gebaseerd op Fujita *et al.* (2013b)). We hadden echter ook een relatie kunnen leggen met *N_{min}* (Fujita *et al.*, 2016; Witte *et al.*, 2017). De verandering in *N_m* wordt met CENTURY berekend, waarna: $N_{m}(\text{scenario}) = N_{m}(\text{referentie}) + \Delta N_{m}$. Dat doen we, omdat we nog onvoldoende vertrouwen hebben in de berekening van de referentie met CENTURY en meer vertrouwen hebben in de gesimuleerde verandering. De indicatiewaarde in de referentiesituatie wordt berekend uit de voedselrijkdomklassen die onder de eerste stap zijn beschreven (zie Bijlage A, p. 79, in Van Ek *et al.* (2014)).
 - De zuurindicatie *R_m* als functie van pH_{KCl} in de bodem (5 cm diepte), uitgesplitst naar droge en natte standplaatsen (gebaseerd op Cirkel *et al.* (2014)). Van deze functie hebben we in de WVN nog geen gebruik kunnen maken omdat we geen goed procesmodel hadden voor de berekening van pH_{KCl} . De indicatiewaarde in zowel de referentie als het scenario wordt daarom berekend uit de zuurklassen die onder de eerste stap zijn beschreven (zie Bijlage A, p. 79, in Van Ek *et al.* (2014)).
3. De voorspelde indicatiewaarden worden vervolgens gebruikt om de kansrijkdom van vegetatietypen te voorspellen. Dat gebeurt met een methode, Gaussian Mixture Density Modelling (GDM, (Figuur 12) (Witte *et al.*, 2007), die kansdichtheidsfuncties berekent aan de hand van het bestand met ruim 35000 vegetatieopnamen dat is gebruikt voor het vijfdelige standaardwerk De Vegetatie van Nederland (DVN) (Schaminée *et al.*, 1995a; Schaminée *et al.*, 1995b; Schaminée *et al.*, 1996; Schaminée *et al.*, 1998; Stortelder *et al.*, 1999). De methode is onafhan-

kelijk van enige vegetatietypologie: zodra er een vertaling bestaat van de vegetatieopnamen uit DVN naar de eenheden van een bepaalde typologie, kunnen functies voor die typologie worden gemaakt. Tot nu toe is de methode toegepast op plantensociologische associaties (Witte *et al.*, 2007) en verbonden (Witte *et al.*, 2010; Douma *et al.*, 2012), en op de in de WWN ondergebrachte typen van Tabel 1 (Witte *et al.*, 2010), die in § 2.4.2 worden beschreven.

FIGUUR 11 STRUCTUUR VAN HET MODEL PROBE (NAAR WITTE ET AL. (2015A))



FIGUUR 12 (A) VEGETATIEOPNAMEN (BALLEN) GEPLOT TEGEN HUN GEMIDDELTE INDICATIEWAARDE VOOR VIER PLANTENSOCIOLOGISCHE ASSOCIATIES, WAARBIJ KLEUREN CORRESPONDEREN MET DIE ASSOCIATIES (DONKERBLAUW = 08BB04 TYPHO-PHRAGMITETUM, LICHTBLAUW = 09BA04 JUNCO BALTICI-SCHOENETUM NIGRICANTIS, GROEN = 20AA01 GENISTO ANGLICAE-CALLUNETUM, ROOD = 23AB01 ELYMO-AMMOPHILETUM). (B) DOOR DE PUNTENWOLK VAN IEDERE ASSOCIATIE IS EEN DICHTHEIDSFUNCTIE (PDF) GEFIT. DE FIGUUR TOONT DAARVAN ENKELE ISOVLAKKEN



De kaarten van de N verschillende vegetatietypen worden bovendien geaggregeerd naar een kaart met de natuurwaarde die de typen tezamen vertegenwoordigen. Dat gebeurt door de kansrijkdom P van ieder type i te vermenigvuldigen met de natuurwaarde NW_{veg} van ieder type i , en de resultaten vervolgens te sommeren tot waarde voor de rekencel, NW_{cel} : $NW_{cel} = \sum P(i) \times NW_{veg}(i)$.

Bovendien maakt het programma twee tabellen aan. Ten eerste wordt bij een scenario-berekening een kruistabel aangemaakt, waarin kan worden afgelezen welke veranderingen er tussen typen optreden. Bijvoorbeeld dat een natte heide gedeeltelijk overgaat in een vochtige heide. Ten tweede een tabel met de berekende oppervlakte van ieder vegetatietype i . Deze wordt berekend door de kansrijkdom van i te sommeren over alle rekencellen j : $A(i) = \sum_{j=1, N} P(i, j)$. Oppervlakte is dus uitgedrukt in aantal rekencellen.




Het model is zo opgezet dat nieuwe en andere kennis eenvoudig kan worden ingebouwd, bijvoorbeeld een empirische relatie tussen de voedselbeschikbaarheid van de bodem en een functionele planteigenschap als 'specific leaf area' of dichtheid aan bladgroen (Ordoñez *et al.*, 2009; Fujita *et al.*, 2013a), een relatie tussen zoutgehalte in het bodemvocht en indicatiewaarde voor zout (zodat er vier verklarende variabelen voor de vegetatie zijn), of een nieuwe indeling in vegetatietypen. Om het model toe te snijden op een bepaald gebied of vraagstelling gaat er vooral rekentijd zitten in het afleiden van de metarelaties (afhankelijk van de wensen vergt dit enkele dagen tot weken rekentijd), en in het maken van dichtheidsfuncties waarmee vegetatietypen worden voorspeld (in ongeveer een dag te realiseren). Dit zijn echter eenmalige exercities: als de metarelaties en dichtheidsfuncties eenmaal zijn aangemaakt, is het doorrekenen van een scenario op een gewone PC binnen enkele minuten gedaan. Daarna zijn dan kaarten geproduceerd van vegetatietypen, natuurwaarden, en achterliggende verklarende variabelen als zuurstofstress RS.

PROBE wordt gevoed door een aantal geografische bestanden dat standaard met de software wordt meegeleverd. Een van de bestanden betreft een kaart met de indeling van Nederland in een aantal klimaatdistricten. In een eerdere versie van het model was een toevallig beschikbare indeling genomen, die echter te wensen overliet (Bijlage V). Daarom is voor de WWN een nieuwe indeling gemaakt (Bijlage IV).

2.4.2 GEMODELLEERDE VEGETATIETYPEN

Omdat het onverantwoord is op een gedetailleerd vegetatiekundig niveau voorspellingen te doen op basis van slechts drie standplaatsfactoren en voor een toekomstig klimaat, willen we PROBE alleen gebruiken voor het voorspellen van vrij grove eenheden. Plantensociologische associaties, waar vegetatiekundigen goed bekend mee zijn, vallen daarom af. Ten tweede dient iedere eenheid min of meer homogeen te zijn qua standplaats. Eenheden uit de plantensociologie op een hoger niveau (verbonden, klassen) zijn aantoonbaar vaak te heterogeen (Witte, 2002) en dus ook minder goed bruikbaar. Daarom zijn wij voor deze versie van de WWN uitgegaan van de vegetatietypen, ecotoopgroepen genaamd, die in Tabel 1 zijn opgenomen.

Omdat niet iedereen even bekend is met deze typen, hebben we een tabel gemaakt waarin kan worden afgelezen met welke drie plantensociologische associaties de ecotoopgroep de meeste floristische verwantschap heeft. Daartoe zijn de meer dan 35000 vegetatieopnamen uit DVN geclassificeerd naar zowel de ecotoopgroep als naar associatie. Voor 27272 vegetatieopnamen was een eenduidige toewijzing aan een ecotoopgroep mogelijk. Vervolgens is voor iedere type de frequentieverdeling van de associaties bepaald. De drie meest 'aangetroffen' associaties per type zijn in Tabel 2 opgenomen in volgorde van preferentie. Met de volgende kleurcode is het aandeel van iedere associatie aangegeven:

	meer dan 25% van de vegetatieopnamen
	10 tot 25% van de vegetatieopnamen
	minder dan 10% van de vegetatieopnamen

Het aantal vegetatieopnamen van de analyse is opgenomen in de laatste kolom van Tabel 2. Op eenzelfde manier is een tabel aangemaakt waarin voor iedere associatie kan worden afgeleid bij welke ecotoopgroep hij het meest hoort. Deze tabel is natuurlijk een stuk langer en hij is opgenomen in Bijlage VI, inclusief de volledige naam van iedere associatie. Tabel 2 kan gebruikt worden om de ecotoopgroepen te vertalen naar associaties (naamgeving te vinden

in Bijlage VI); Bijlage VI om een associatie van bijvoorbeeld een vegetatiekaart te vertalen naar de ecotoopgroepen van Tabel 1.

TABEL 1

INDELING IN ECOTOOPGROEPEN (BEWERKT NAAR RUNHAAR ET AL. (2004)) DIE IN PROBE WORDT GEBRUIKT

Code	Omschrijving
A11	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zure wateren (<i>zure vennen, hoogveenplassen</i>)
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren (<i>gebufferde vennen, duinplassen in kalkarme duinen</i>)
A15	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, zwak zure wateren (<i>sloten en plassen met zacht water, vooral in dekzandgebieden</i>)
A16	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, basische wateren (<i>sloten en plassen met hard water, vooral in laagveen en klei-gebieden</i>)
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren (<i>sloten en plassen in laagveen- en kleigebieden</i>)
K21	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems (<i>natte heiden en hoogvenen</i>)
K22	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems (<i>veenmosrietlanden, trilvenen, blauwgraslanden, kalkarme duinvalleien</i>)
K23	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems (<i>natte duinvalleien</i>)
K27	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem (<i>hooilanden in het laagveen en in de middenloop van beekdalen</i>)
K28	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems (<i>ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland</i>)
K41	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems (<i>vochtige heiden en hoogvenen</i>)
K42	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems (<i>heischrale graslanden, kalkarme duinvalleien</i>)
K43	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems (<i>kalkgraslanden</i>)
K47	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke bodems (<i>dijkhellingen, glanshaverhooilanden</i>)
K48	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, zeer voedselrijke bodems (<i>akkers, bermen, fabrieksterreinen</i>)
K61	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems (<i>droge heiden</i>)
K62	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems (<i>droge heiden en Buntgras-graslanden</i>)
K63	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems (<i>kalkrijke duingraslanden</i>)
K67	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op droge, matig voedselrijke bodems (<i>ondergroei in graanakkers, ruderaal vegetatie in droge duinen</i>)
K68	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op droge, matig voedselrijke bodems (<i>ondergroei in zwaar bemeste akkers, ruderaal vegetatie langs rivieren</i>)
H21	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zure bodems (<i>hoogveenbossen</i>)
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems (<i>bronbossen</i>)
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems (<i>elzenbroekbos, nat hellingbos</i>)
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems (<i>rieverbossen, grienden</i>)
H41	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zure bodems (<i>vochtige eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen met Pijpenstrootje</i>)

Code	Omschrijving
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems (<i>beuken-zomereikenbossen met Leleitje-van-dalen en armere vormen van eiken—haagbeukenbossen met Witte Klaverzuring en Bosanemoon</i>)
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems (<i>hellingbossen in Zuid-Limburg</i>)
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems (<i>oudere stinzenbossen en andere parkachtige bossen op rivierlei, leem en lemige zandgronden</i>)
H48	Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodems (<i>jonge aangeplante bossen op kleigrond</i>)
H61	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zure bodems (<i>droge eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen</i>)
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak zure bodems (<i>binnenduinrandbossen en droge bossen op weinig uitgelopen zand met Bosviooltje en Lelietje-van Dalen</i>)
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems (<i>bossen en struwelen van kalkrijke duinen</i>)
H67	Bossen en struwelen op droge, matig voedselrijke bodems (<i>aangeplante bossen op voormalige landbouwgrond op zand</i>)

TABEL 2

VERTALING VAN ECOTOOPGROEPEN (TABEL 1) NAAR DRIE PREFERENTSTE ASSOCIATIES. TOELICHTING: § 2.4.2

EG	Ass1	Ass2	Ass3	#	EG	Ass1	Ass2	Ass3	#
A11	10AA01	06RG03	06RG04	217	K63	14CA01	14CB01	14CA02	1274
A12	06AA01	06AC02	06AB02	215	K67	30BA01	31BA01	14BA01	850
A15	06AC02	06RG02	05CA03	109	K68	30BB02	31AA01	31AB01	49
A16	05BB01	05BA03	08BA02	1619	H21	11RG03	40AA01	36AA02	154
A18	05BC03	05RG05	01AA01	1319	H22	40AA02	09RG04	39AA02	210
K21	11BA01	11AA02	10AA02	925	H27	39AA02	36AA02	39AA01	692
K22	16AA01	09AA02	28AA01	787	H28	38AA03	38AA02	38AA01	89
K23	09BA04	06AC04	09BA05	132	H41	42AA02	41AA03	40RG02	377
K27	32AA01	16AB03	28AA02	1203	H42	43AB01	42AA02	42RG02	359
K28	12BA01	29AA01	29AA04	779	H43	43AB01	37AC05	20AB04	93
K41	20AA01	11AA02	19AA02	574	H47	43AA05	43RG03	43AA01	786
K42	20AB03	19AA03	19AA01	290	H48	38AA03	38RG01	38AA01	198
K43	15AA01	14CB01	14CA03	208	H61	41AA03	42AA01	42AA03	680
K47	28AA04	31CA03	16BC01	1111	H62	20RG01	41DG03	18AA01	59
K48	12BA01	30AB01	12AA02	2600	H63	37AC02	14CB01	37RG02	212
K61	14AA01	20AA01	19RG02	897	H67	37AC01	37RG01	33AA01	38
K62	14AA02	14BA01	14BB02	1014					

2.4.3 TOETSEN HABITATTYPEN MET PROBE

De begeleidingscommissie heeft uitdrukkelijk de wens uitgesproken dat PROBE ook kan worden gebruikt voor het toetsen van natuurdoelen. Aan die wens zijn wij als volgt tegemoet gekomen. Allereerst geldt voor de te toetsen eenheden ook wat voor de gemodelleerde typen van PROBE geldt: de eenheden moeten niet te gedetailleerd zijn en qua standplaats min of meer homogeen. Om die laatste reden vallen bijvoorbeeld beheertypen af. Hier komt nog als eis bij dat de eenheden beleidsrelevantie hebben. De indeling in habitattypen lijkt aardig te voldoen aan alle eisen. Voor de WWN is een tabel opgesteld (Bijlage VII) waarin de door PROBE gesimuleerde typen van Tabel 1 zijn vertaald naar habitattypen. In die tabel staat hoe kenmerkend de ecotoopgroep voor het habitatype is: 2 = zeer kenmerkend, 1 = matig kenmerkend. Arbitrair hebben we hier respectievelijk de gewichten $g = 1$ en $g = 0.5$ aan toegekend (andere typen krijgen $g = 0$), om vervolgens de kansrijkdom van een habitatype te berekenen uit de naar deze gewichten gewogen som van de kansrijkdom der ecotoopgroepen: $P_{\text{habitat}} = \sum g \times P$.

De gebruiker dient te beseffen dat deze kaart niet één op één te vergelijken is met de kaart die de totale doelrealisatie weergeeft op basis van WATERNOOD. WATERNOOD toetst of een gegeven natuurdoeltype aansluit bij de huidige waterhuishouding. Bij die waterhuishouding zouden meerdere typen kunnen horen, maar daar doet WATERNOOD geen uitspraak over. PROBE berekent de kansrijkdom van alle typen die mogelijk zijn, en het model houdt daarbij ook rekening met de voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. Men mag daarom verwachten dat de doelrealisatie op basis van WATERNOOD systematisch hoger uitvalt dan de kansrijkdom van PROBE, en dat waar het laatste model een hoge kansrijkdom voorspelt, WATERNOOD in ieder geval een hoge doelrealisatie zal berekenen.

2.4.4 GESCHAALDE NATUURWAARDEN

In § 2.4.1 is beschreven hoe kansrijkdomkaarten van de verschillende vegetatietypen worden geaggregeerd naar één kaart met de natuurwaarde die die typen tezamen vertegenwoordigen: $NW_{cel} = \sum P(i) \times NW_{veg}(i)$. Daarbij kan de gebruiker kiezen uit drie waarderingssystemen voor NW_{veg} : aantal rode-lijsoorten (Van der Meijden *et al.*, 2000), waardering volgens de methode Gelderland (Hertog & Rijken, 1992), en die volgens de methode DEMNAT (Witte, 1996; Witte, 1998). Door Witte & Strasser (2010) zijn verschillende methoden met elkaar vergeleken, onder andere door hun resultaten dubbelblind voor te leggen aan deskundige botanici. Daarbij kwamen de methoden van Gelderland (GLD) en DEMNAT als beste uit de bus, met een lichte voorsprong van de eerste. De methode gebaseerd op het aantal rode-lijstsoorten (NRED) hebben wij geselecteerd voor de WWN omdat rode-lijstsoorten vaak gebruikt worden om aan een gebied een hoge waarde toe te schrijven.

De eerder genoemde ruim 35000 vegetatieopnamen achter het standaardwerk De Vegetatie van Nederland (DVN in Figuur 11) zijn geclassificeerd naar de te modellerende vegetatietypen (Tabel 7), waarna van ieder type de gemiddelde waarde is berekend. Het resultaat is opgenomen in Tabel 3 in de kolommen onder NW. In de tabel is bijvoorbeeld te zien dat type K42 gemiddeld 2.4 rode-lijstsoorten heeft, 167 punten scoort volgens de methode Gelderland, en 3.95 volgens de methode DEMNAT (waarden gebaseerd op DVN).

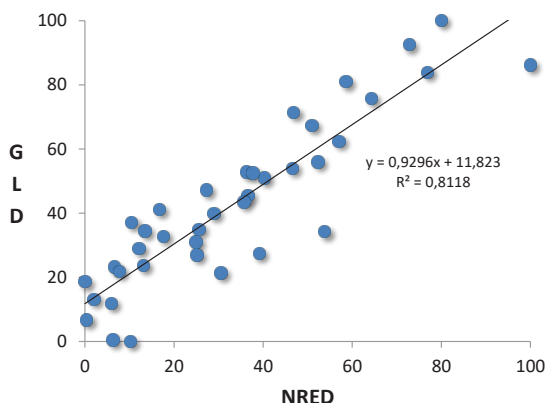
Omdat de schalen van de drie methoden zo onvergelijkbaar zijn, en ze bovendien scheef verdeeld zijn, hebben we ze als volgt getransformeerd naar een schaal van 0-100% voor de uiteindelijke waardering in de WWN:

$$NW_{veg} = 100 \frac{\log(1 + NW_{max}) - \log(1 + NW)}{\log(1 + NW_{max}) - \log(1 + NW_{min})}$$

Het resultaat is opgenomen in Tabel 3 in de kolommen onder NW_{veg} . We hebben nu vergelijkbare getallen die in de WWN met eenzelfde legenda kunnen worden weergegeven. De verklaarde variantie R^2 tussen de geschaalde waarden bedraagt: $R^2(NRED, GLD) = 81\%$ (Figuur 13), $R^2(NRED, DEMNAT) = 71\%$, $R^2(GLD, DEMNAT) = 83\%$.

FIGUUR 13

GESCHAALDE NATUURWAARDE VAN METHODE NRED TEGEN METHODE GLD



2.5 PROGRAMMEERTAAL EN FORMAT BESTANDEN

Het rekenhart van de WVN is door KWR geprogrammeerd in Fortran binnen de Microsoft Visual Studio 2010 waarbinnen de Intel® Fortran Compiler XE 12.1 is opgenomen. Fortran is een basale programmeertaal die als voordeel heeft dat er zeer snel mee kan worden gerekend. De WVN bestaat uit vele computerprogramma's, die ieder worden aangestuurd door een bestand waarin de parametersinstellingen en de namen en locaties van de invoer- en uitvoerbestanden staan. Het rekenproces van ieder programma wordt bijgehouden via een log-file.

In samenspraak met KWR heeft Hoefsloot Spatial Solutions een gebruiksvriendelijke schil om de computerprogramma's heen gebouwd. Deze schil, een Windows programma, is geschreven in Delphi (Pascal), met enkele open source componenten.

De WVN rekt met geografische bestanden met een ruimtelijke resolutie van 25 m, aangeleverd in ASCII. Standaard wordt een aantal kaarten meegeleverd, maar de gebruiker dient ook zelf voor de benodigde kaarten te zorgen (hydrologische invoer en kaart met natuurdoelen). Zie de handleiding (Bijlage I) voor specificaties.

TABEL 3

NATUURWAARDE VAN DE DRIE METHODEN UIT DE WVN (NRED = AANTAL RODE-LIJSTSOORTEN, GLD = METHODE GELDERLAND, DEMNAT = METHODE DEMNAT) BEREKEND ALS GEMIDDELDE UIT VEGETATIEOPNAMEN (NW), EN DAARVAN AFGELEIDE NAAR 0-100% GESCHAALDE WAARDEN NW_{veg}

	NW (-)			NW_{veg} (%)		
	NRED	GLD	DEMNAT	NRED	GLD	DEMNAT
A11	0.53	92.45	0.83	18	33	0
A12	2.93	288.40	6.92	59	81	65
A13	2.00	237.73	5.12	47	71	54
A15	1.98	162.06	5.38	47	54	56
A16	0.82	76.78	2.19	25	27	25
A18	0.17	41.76	1.42	6	12	12
K42	2.40	169.98	3.95	52	56	44
H21	1.37	131.42	2.80	37	45	33
H22	1.32	124.69	4.08	36	43	46
H23	5.43	412.77	13.61	80	100	93
H27	0.35	82.05	2.79	12	29	33
H28	0.02	56.44	1.80	0	19	19
H41	0.19	67.49	1.25	7	23	9
H42	0.50	117.35	3.74	17	41	43

	NW (-)			NW _{veg} (%)		
	NRED	GLD	DEM NAT	NRED	GLD	DEM NAT
H43	4.99	305.27	16.14	77	84	100
H46	0.91	137.30	7.41	27	47	68
H47	0.30	104.94	4.15	11	37	46
H48	0.03	31.46	1.28	0	7	10
H61	0.22	63.77	1.41	8	22	12
H62	0.81	87.67	2.61	25	31	30
H63	1.35	157.53	5.84	36	53	59
H67	0.39	97.24	5.81	13	34	59
K21	2.30	218.41	3.50	51	67	40
K22	3.48	259.79	7.92	64	76	71
K23	4.45	359.50	11.67	73	92	86
K27	0.99	113.31	3.47	29	40	40
K28	0.07	44.59	1.20	2	13	8
K41	1.58	150.68	3.86	40	51	44
K42	2.79	196.26	5.98	57	62	60
K43	9.18	319.19	14.32	100	86	95
K46	2.52	96.43	3.30	54	34	38
K47	1.06	63.00	1.86	31	21	20
K48	0.18	20.01	0.95	6	0	3
K61	0.38	68.42	1.77	13	24	19
K62	0.84	98.63	2.55	26	35	30
K63	1.43	156.58	4.52	38	53	49
K67	1.51	77.75	2.08	39	27	23
K68	0.29	19.31	0.97	10	0	3

3

RESULTATEN VAN PROEFGEBIEDEN

3.1 INLEIDING

Resultaten van de WWN kan men het beste bekijken door het programma zelf te gebruiken. De software genereert tal van uitvoerkaarten, en dat aantal groeit enorm als men diverse scenario's met elkaar wil vergelijken. Bij de installatie worden twee voorbeeldgebieden meegeleverd waarmee de gebruiker zelf naar hartelust kan experimenteren.

In dit rapport beperken we ons tot toepassingen in voorbeeldgebieden, waarmee we de bruikbaarheid van de WWN willen demonstren en de aannemelijkheid (plausibiliteit) van de uitkomsten onderzoeken: natuurgebied Sang & Goorkens (Noord-Brabant) en diverse natuurgebieden langs de middenloop van de Overijsselse Vecht. Aangezien WATERNOOD een empirisch model is, gebaseerd op alle mogelijke beschikbare meetgegevens en uitgebreide veldkennis, is een studie van de plausibiliteit daarvan minder zinvol. Afwijkingen tussen de met WATERNOOD berekende doelrealisatie en de daadwerkelijke doelrealisatie op basis van een actuele vegetatiekaart zullen naar verwachting vooral samenhangen met kaartonnauwkeurigheden en afwijkingen in de in WATERNOOD ingevoerde grondwaterstanden.

We gaan daarom vooral in op het onderdeel PROBE van de WWN. Daarbij zullen we gesimuleerde vegetatietypen vergelijken met waargenomen vegetatietypen. Van te voren is het goed te beseffen dat een dergelijke vergelijking op enkele uitvoeringstechnische problemen stuit:

1. De classificatie van het vegetatiedek tot een vegetatietype is gebaseerd op een interpretatie van de soortensamenstelling en veelal zijn er meerdere typen waarmee de vegetatie in het veld overeenkomsten vertoont; vegetatietypen zijn daarom geen harde toetsingseenheden.
2. De eenheden die PROBE voorspelt zijn niet dezelfde als die op een vegetatiekaart.
3. Verschillen tussen voorspelling en waarneming kunnen te maken hebben met het feit dat de aanwezige vegetatie niet in evenwicht verkeert met zijn standplaats. Dit probleem is vooral van belang in gebieden waar recent is ingegrepen; waar bijvoorbeeld in het kader van natuurontwikkeling vernattingsmaatregelen zijn uitgevoerd.
4. Verschillen tussen voorspeld en waargenomen kunnen te maken hebben met zowel echte modelfouten, waarnaar onze interesse als eerste naar uit zou moeten gaan, als met verkeerde invoergegevens. Berekent bijvoorbeeld het hydrologisch model de grondwaterstand systematisch 20 cm te laag, wat niet uitzonderlijk is, dan kunnen de voorspelde vegetatiepatronen zodanig zijn verschoven, dat ze op geen enkele wijze matchen met de vegetatiekaart. Statistieken die gebruik maken van informatie op het niveau van rekencellen, zoals de Kappa index, geven dan ten onrechte aan dat het model zeer slecht presteert.

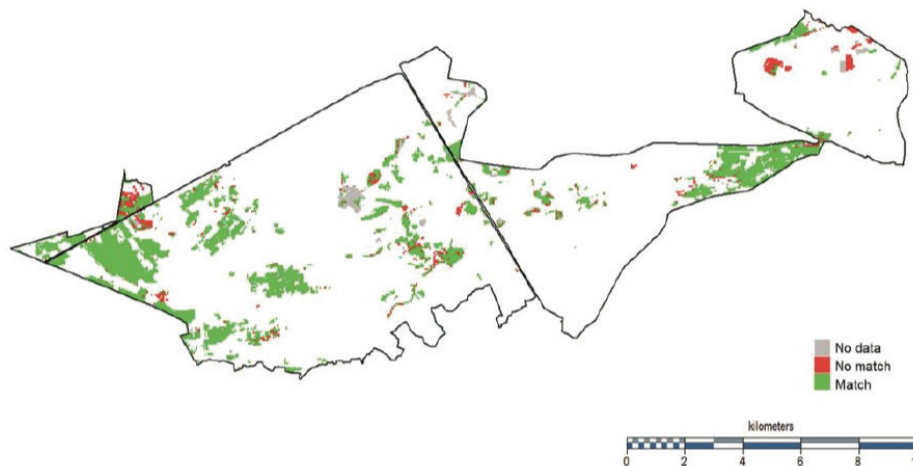
In het verleden zijn er al enkele zachte toetsingen van PROBE uitgevoerd, waarbij voorspelde vegetatiepatronen op het oog vergeleken werden met waargenomen patronen. Deze vergelijkingen, waarvan de resultaten gunstig werden beoordeeld, zijn echter gebaseerd op andere modelversies (De Haan & Doomen, 2006; Witte *et al.*, 2006; De Haan & Witte, 2010; Douma *et al.*, 2012; Witte *et al.*, 2015b). Alleen voor het stroomgebied van de Tungelrooyse beek

is een min of meer harde toetsing uitgevoerd met de versie die nu is opgenomen in de WWN: Van der Knaap *et al.* (2015) vergeleken de gesimuleerde vegetatietypen van PROBE (Tabel 1) met beheertypen. Daartoe werd iedere rekencel geassocieerd naar het vegetatietype met de hoogste kansrijkdom, en werd er een vertaaltabel gemaakt vegetatietypen naar beheertypen. Vervolgens constateerden Van der Knaap *et al.* (2015) dat PROBE in 80.4% van de rekencellen een juiste voorspelling had gedaan, in 12.2% een foute voorspelling, en dat over 7.4% van de rekencellen geen uitspraak kon worden gedaan omdat de vegetatietypen van PROBE aan geen enkel beheertype konden worden toegeschreven (Figuur 14). Een bevredigend resultaat, gegeven de hiervoor genoemde vier uitvoeringstechnische problemen.

PROBE kan natuurlijk ook worden getoetst op modelonderdelen. Voor de factor Vochttoestand is dat met goede resultaten gedaan (Runhaar *et al.*, 1997; Bartholomeus *et al.*, 2012b; Bartholomeus *et al.*, 2012a), wat ook geldt voor de vegetatiemodule van PROBE (Witte *et al.*, 2006; Witte *et al.*, 2007; Witte *et al.*, 2010; Witte *et al.*, 2015b). De berekende simulatie van N-mineralisatie en de relatie met de indicatiewaarde voor voedselrijksom is eveneens getoetst, met een statistisch significant resultaat (lage *p*), dat nochtans weinig bevredigend kan worden genoemd (lage verklaarde variantie) (Fujita *et al.*, 2013b; Fujita *et al.*, 2013a).

FIGUUR 14

VALIDATIE VAN PROBE IN HET STROOMGEBIED DE TUNGELROOYSE BEEK (VAN DER KNAAP ET AL. (2015))



3.2 TOEPASSING IN PROEFGEBIED SANG & GOORKENS

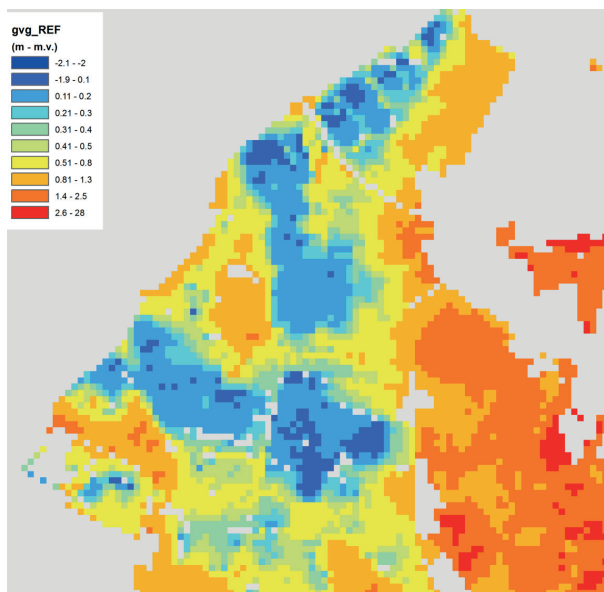
3.2.1 TOEPASSING ONDER HUIDIG KLIMAAT

De WWN is voor de provincie Noord-Brabant en Waterschap Aa en Maas toegepast in natuurgebied Sang & Goorkens en op grond hiervan kwamen deze instanties tot het oordeel dat de resultaten er “best aannemelijk” uitzien, zowel voor het huidige klimaat als voor scenario W_H (2050). Wij gaan hier wat dieper in op de resultaten. De hydrologische invoer werd berekend met het Brabant Model (Verhagen *et al.*, 2014) en aangeleverd door het waterschap. Figuur 15 geeft de gesimuleerde GVG in de huidige situatie. Er komen veel locaties in het gebied voor met een zeer ondiepe grondwaterstand; dit zijn tevens de gebieden met aanvoer van kwelwater.

Figuur 16 laat zien dat in dit gebied veel nieuwe natuur wordt ontwikkeld. Figuur 17 toont de aanwezige beheertypen.

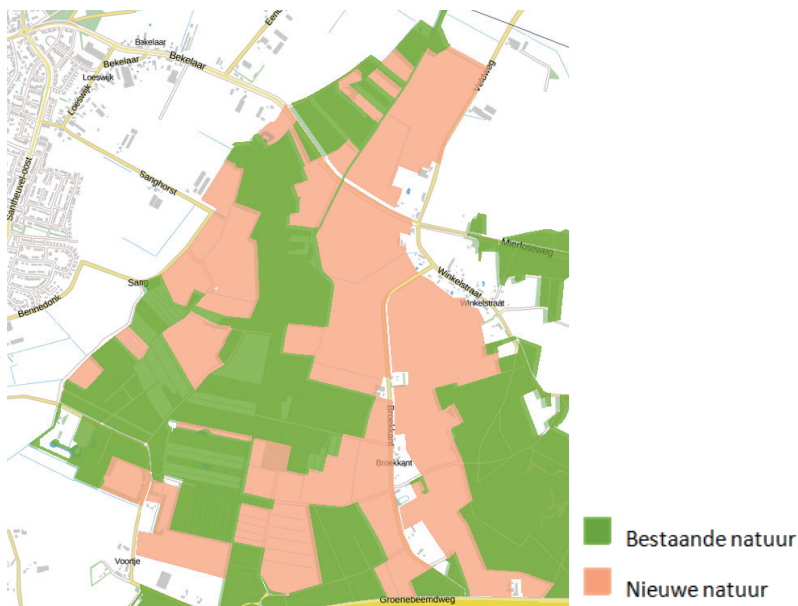
FIGUUR 15

GEMIDDELDE VOORJAARSGRONDWATERSTAND GVG VAN SANG & GOORKENS (HUIDIG KLIMAAT)



FIGUUR 16

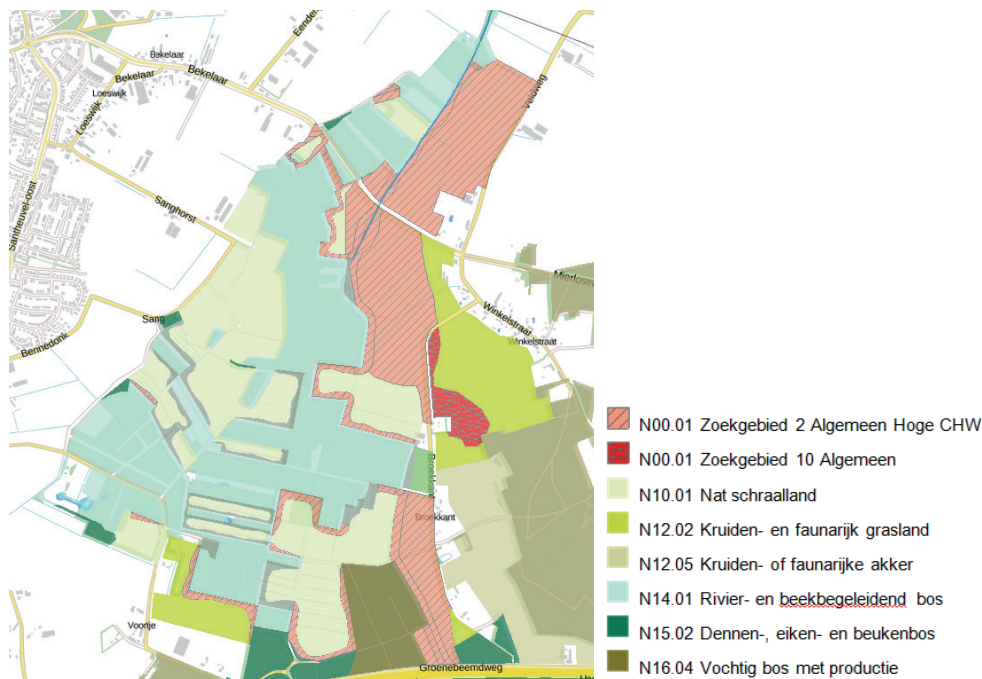
BESTAANDE EN NIEUWE NATUUR SANG & GOORKENS (BRON: KAARTENBANK.BRABANT.NL)



Eerst gebruiken we WATERNOOD om te toetsen of de kaart met beheertypen (Figuur 17) overeenkomt met de gesimuleerde grondwaterstanden (op kwel toetsen we dus niet). Aanname hierbij is dat de beheertypen zijn gelokaliseerd op plekken waar het beheertype nu voorkomt. Figuur 18 toont de gesimuleerde doelrealisaties en doelgaten. Op basis van deze resultaten kunnen we aannemen dat de door het hydrologische model gesimuleerde grondwaterstanden over het algemeen heel goed 'passen' bij de beheertypen. Op enkele locaties gaat het echter mis: daar lijkt de grondwaterstand te laag te zijn berekend (of ligt het verkeerde beheertype). De maximaal haalbare totale doelrealisatie geeft aan dat grondwaterstandsverhoging op deze locaties ertoe kan leiden dat het beheertype wel past. Slechts op een zeer gering aantal locaties zal dat echter niet baten: daar is teveel maaiveldvariatie binnen het vegetatievlak, het beheertype verkeerd gesitueerd, of daar klopt de bodemkaart (die gebruikt wordt voor het berekenen van droogtestress *DS*) niet.

FIGUUR 17

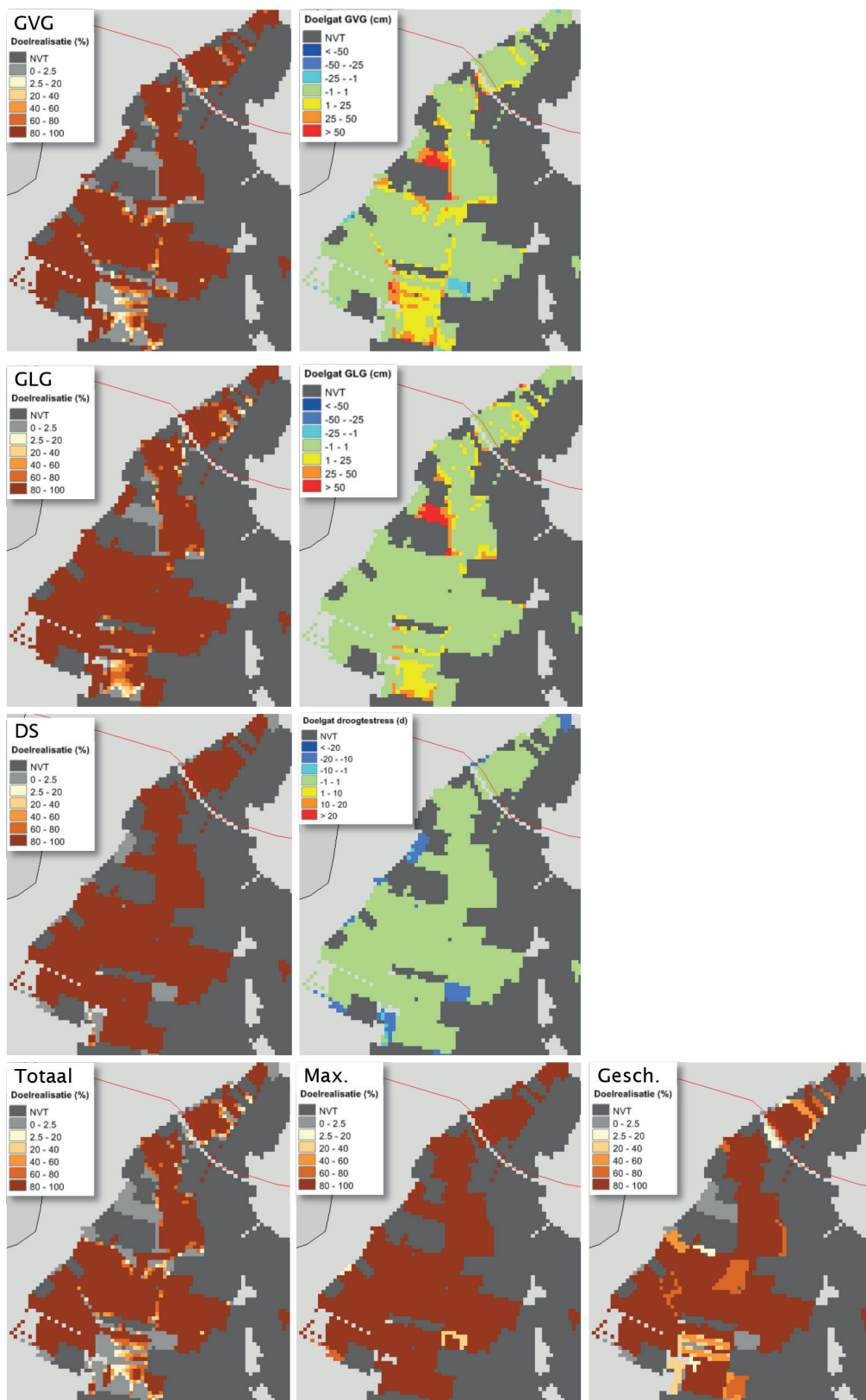
BEHEERTYPEN SANG & GOORKENS (BRON: KAARTENBANK.BRABANT.NL)



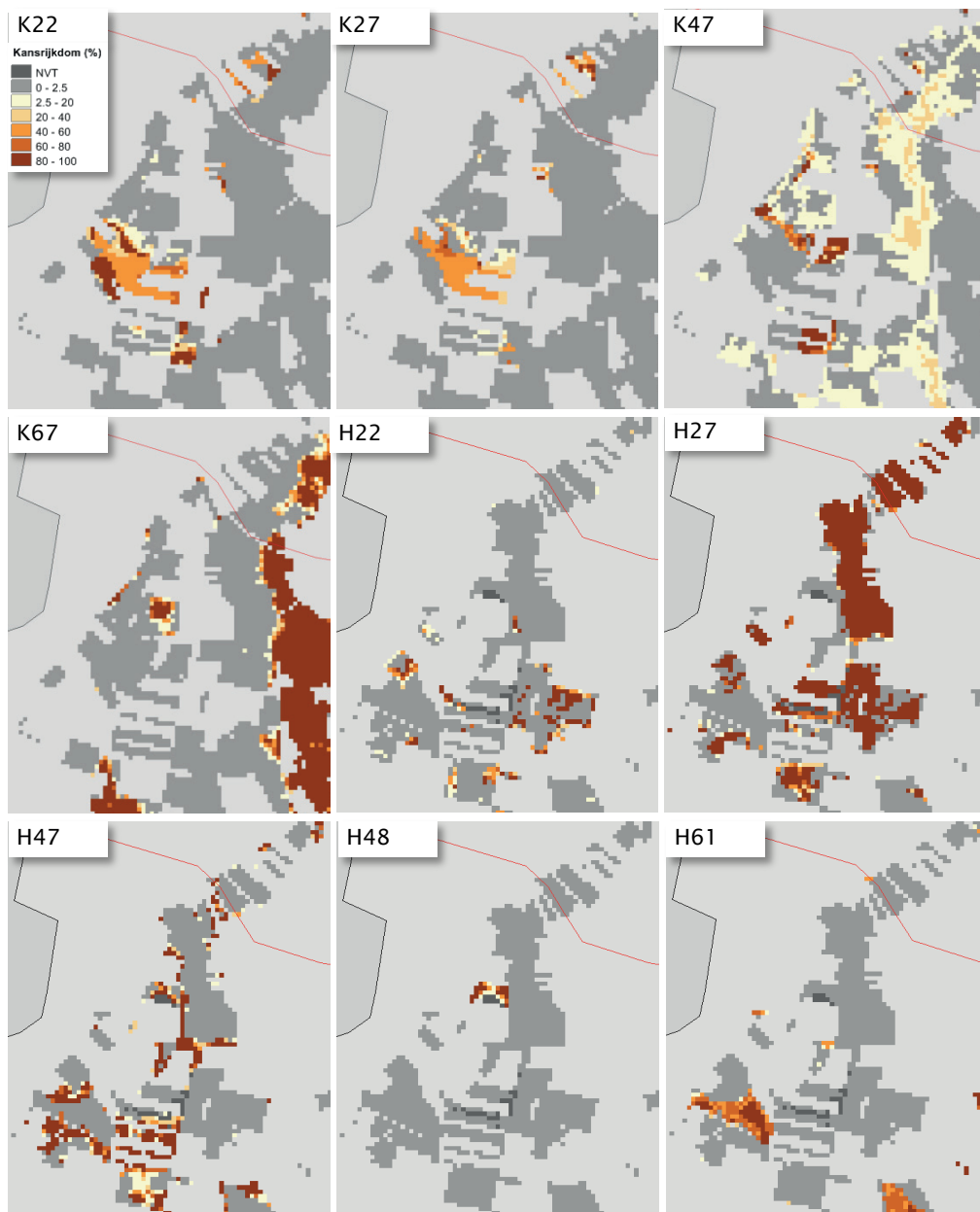
De totale doelrealisatie (Figuur 18, kaartje linksonder) is bruikbaar bij de interpretatie van de resultaten met PROBE: alle rekencellen waar geen 100% doelrealisatie wordt gehaald, kunnen we bij de beoordeling van de PROBE resultaten beter buiten beschouwing laten, omdat daar de grondwaterstanden waarschijnlijk teveel afwijken van de werkelijkheid. De afwijkingen komen vooral voor in het zuidelijk stuk van het natuurgebied, en in het oostelijke middengedeelte. De maximaal haalbare totale doelrealisatie is vrijwel overal 100%, hetgeen erop wijst dat bij een hogere grondwaterstand goede mogelijkheden bestaan voor een vrijwel volledige doelrealisatie.

Figuur 19 toont een selectie van 9 kansrijkdomkaarten. Op basis van de kaarten van alle 33 typen is een samengestelde vegetatiekaart gemaakt (Figuur 20). Met deze laatste kaart beoordelen we hoe plausibel de uitkomsten zijn. Dat kunnen we doen door de kaart te vergelijken met de beheertypenkaart (Figuur 17), maar die is wel erg grof. Daarom vergelijken we Figuur 20 met een kaart met natuurdoeltypen, die voor het gebied beschikbaar was (Figuur 21). Nu geven natuurdoeltypen niet per se de vegetatie weer die ergens werkelijk voorkomt: het is de gewenste vegetatie en om die te bereiken zijn soms aanvullende maatregelen nodig. Van de andere kant geven de met PROBE berekende kaarten met de kansrijkdom ook niet per se weer wat er in een gebied werkelijk aanwezig is, maar wel wat er in potentie kan voorkomen. Daarom is de huidige waterhuishouding eerst met WATERNOOD getoetst aan de natuurdoeltypenkaart (Figuur 22). Uit deze toetsing blijkt dat volgens WATERNOOD met name de GVG op veel locaties, vooral aan de randen van het gebied, veel te laag is (> 50 cm) om het natuurdoeltype te kunnen realiseren. Sommige kaartvlakken lijken te heterogeen qua waterhuishouding, gegeven de scherpe overgangen in de doelgatkaarten. Dit wordt bevestigd door de kaart met de maximaal haalbare totale doelrealisatie, waarin kaartvlakken doorschemeren waarbinnen, volgens de WWN, met geen mogelijkheid het natuurdoel kan worden gerealiseerd. Alleen in de heel natte gebieden ($GVG < 40$ cm - m.v.) en in de heel droge gebieden ($GVG > 140$ cm - m.v.) lijken de natuurdoeltypen te passen bij de huidige waterhuishouding.

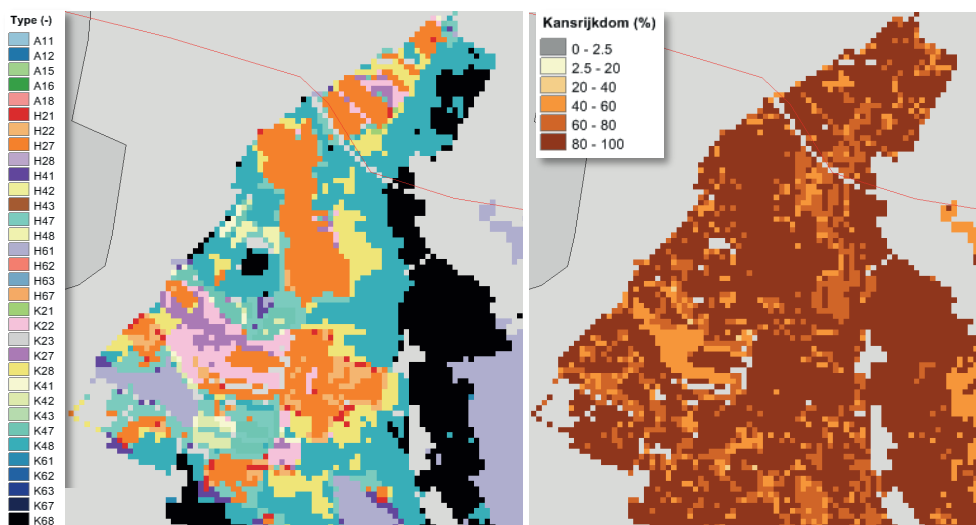
FIGUUR 18 MET WATERNOOD BEREKENDE DOELREALISATIE (LINKS) EN DOELGAT (RECHTS) VOOR DE GLG, GVG EN DS, ALSMEDE DE TOTALE DOELREALISATIE (LINKSONDER), DE MAXIMAAL HAALBARE TOTALE DOELREALISATIE (MIDDENONDER) EN DE GESCHAALDE TOTALE DOELREALISATIE (RECHTSONDER) VAN BEHEERTYPEN ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT IN SANG & GOORKENS. NVT = GEEN DOELREALISATIEFUNCTIE VAN HET BEHEERTYPE AANWEZIG



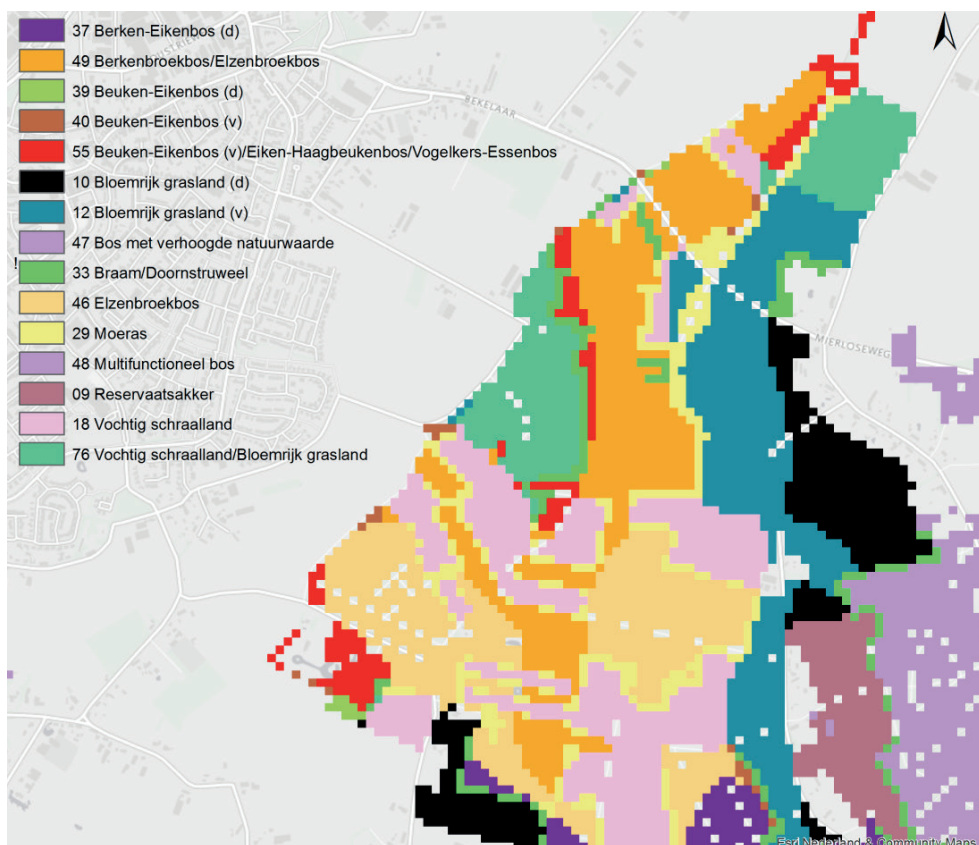
FIGUUR 19 MET PROBE BEREKENDE KANSRIJKDOM VAN NEGEN VAN DE 33 GEMODELEERD ECOTOOPGROEPEN IN SANG & GOORKENS (HUIDIGE KLIMAAT).
 NVT = VOORSPELLING BUITEN BEREIK VEGETATIEMODULE



FIGUUR 20 MET PROBE BEREKENDE VEGETATIEKAART VAN SANG & GOORKENS (LINKS) WAARBIJ IEDERE REKENCCEL IS GECLASSIFICEERD NAAR HET TYPE MET DE HOOGSTE KANSRIJKDOM. DIE KANSRIJKDOM IS IN HET RECHTERPLAATJE WEERGEGEVEN

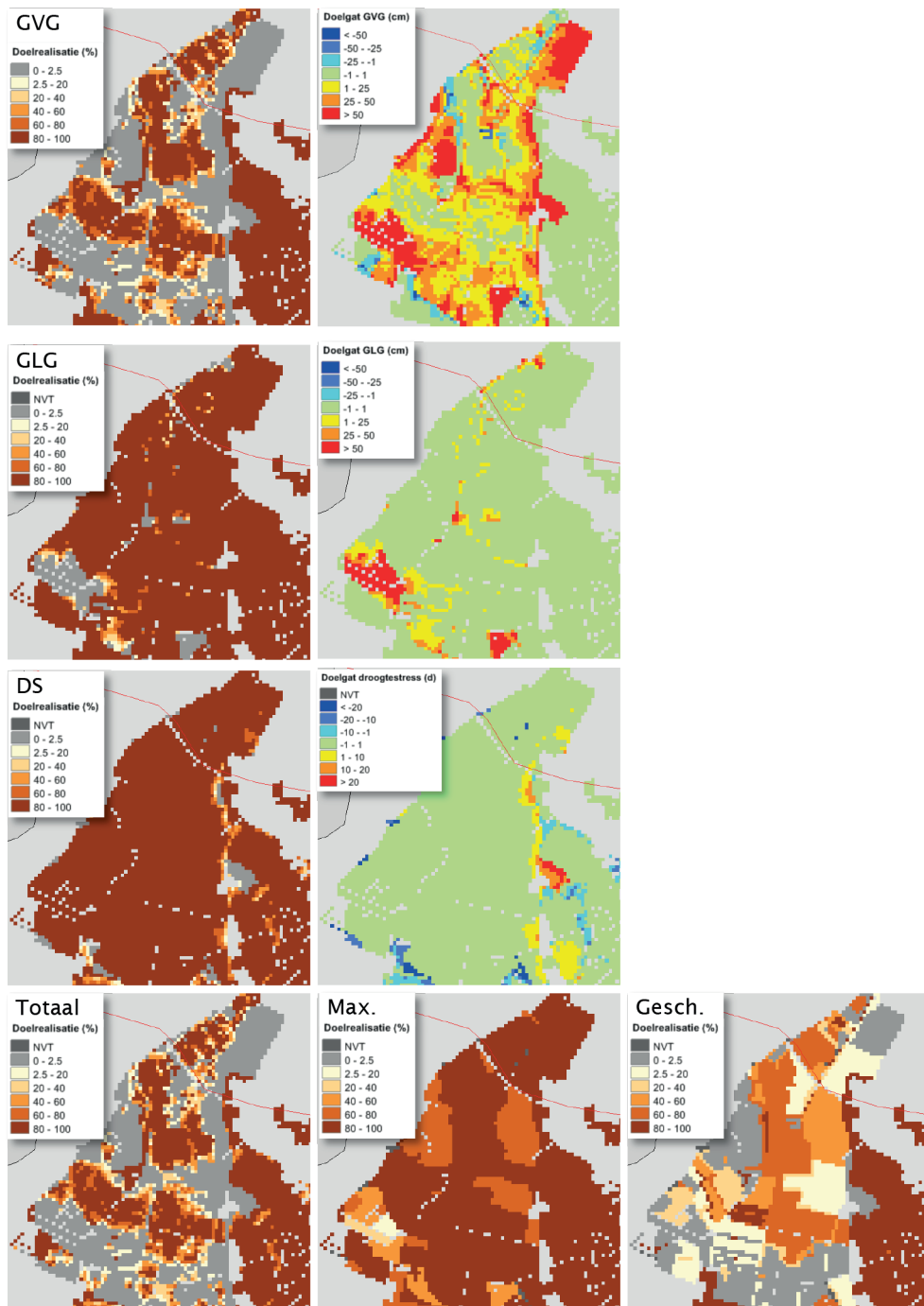


FIGUUR 21 NATUURDOELTYPEN SANG & GOORKENS (ATMSA ET AL., 2012)



FIGUUR 22

MET WATERNOOD BEREKENDE DOELREALISATIE (LINKS) EN DOELGAT (RECHTS) VOOR GLG, GVG EN DS, ALSMEDE DE TOTALE DOELREALISATIE (LINKSONDER) EN DE MAXIMAAL HAALBARE TOTALE DOELREALISATIE (MIDDENONDER) EN DE GESCHAALDE TOTALE DOORREALISATIE (RECHTSONDER) VAN NATUURDOELTYPEN ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT IN SANG & GOORKENS



Voor de vergelijking van de met PROBE berekende vegetatiekaart (Figuur 20) met de natuurdoeltypenkaart (Figuur 21) is kennis vereist over de vegetatiekundige inhoud van de natuurdoeltypen. Door Ertsen *et al.* (2005) zijn de Brabantse natuurdoeltypen beschreven, inclusief hun vegetatiekundige inhoud. Op grond daarvan komen we tot de vertaling naar de door PROBE gemodelleerde typen in Tabel 4.

Hoe plausibel de uitkomsten van PROBE zijn beoordelen we onder andere door ze voor verschillende locaties te vergelijken met de natuurdoeltypenkaart. Het resultaat is weerge-

geven in Figuur 23. Een aantal rekencellen in de kaart is met pijlen gemarkeerd, waarbij is aangegeven tot welk natuurdoeltype de locatie behoort (nummering van Brabant overgenomen in Tabel 4) en tot welk PROBE-type deze is geclassificeerd. Tevens is met een kleurcode aangegeven of de overeenstemming naar tevredenheid is. Die codering is echter beperkt tot gebieden waarvoor WATERNOOD 100% totale doelrealisatie voorspeld; merendeels zijn dit de heel natte gebieden ($GVG < 40 \text{ cm} - \text{m.v.}$) en de heel droge gebieden ($GVG > 140 \text{ cm} - \text{m.v.}$). Bij de pijlen is tevens de GVG weergegeven. Per locatie is dus achtereenvolgens aangegeven:

- nummer natuurdoeltype (Tabel 4)
- code ecotoopgroep
- GVG (m – m.v.)
- kleurcode: **groen** = overeenkomst goed, **rood** = slechte overeenkomst, **grijs** = grondwaterstand te afwijkend voor het natuurdoeltype en/of type niet te koppelen aan ecotoopgroep.

In Figuur 24 is op de kaart met de totale doelrealisatie aangegeven op welke locaties PROBE met de natuurdoeltypenkaart is vergeleken.

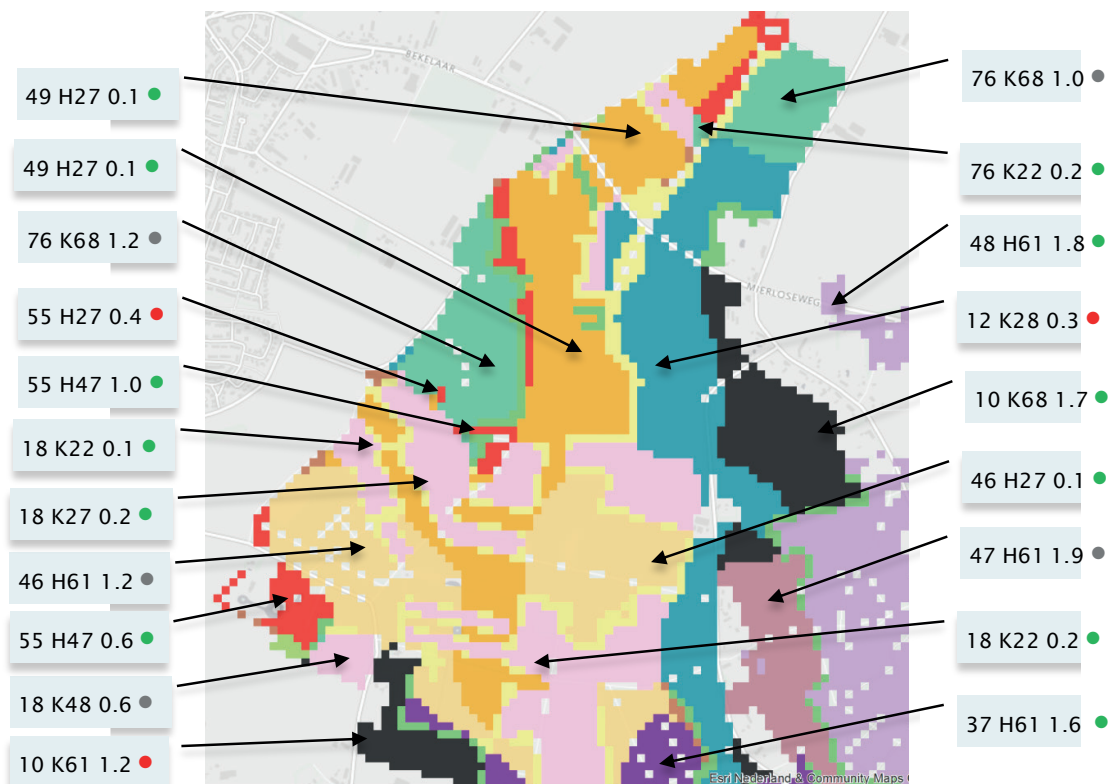
TABEL 4

VERTALING VAN BRABANTSE NATUURDOELTYPEN (ERTSEN ET AL., 2005) NAAR DOOR PROBE GESIMULEERDE TYPEN VOOR SANG & GOORKENS

nr	Natuurdoeltype	Ecotoopgroep
09	Reservaatakker	K68
10	Bloemrijk grasland (d)	K67/K68
12	Bloemrijk grasland (v)	K47/K48
18	Vochtig schraalland	K22/K27
29	Moeras	H28/K28
33	Braam/Doornstruweel	-
37	Berken-Eikenbos (d)	H61
39	Beuken-Eikenbos (d)	H62/H67/H61
40	Beuken-Eikenbos (v)	H41/H42
46	Elzenbroekbos	H22/H27
47	Bos met verhoogde natuurwaarde	-
48	Multifunctioneel bos	-
49	Berkenbroekbos/Elzenbroekbos	H21/H22/H27
55	Beuken-Eikenbos (v)/Eiken-Haagbeukenbos/Vogelkers-Essenbos	H42/H47
76	Vochtig schraalland/Bloemrijk grasland	K27/K22/K47/K48

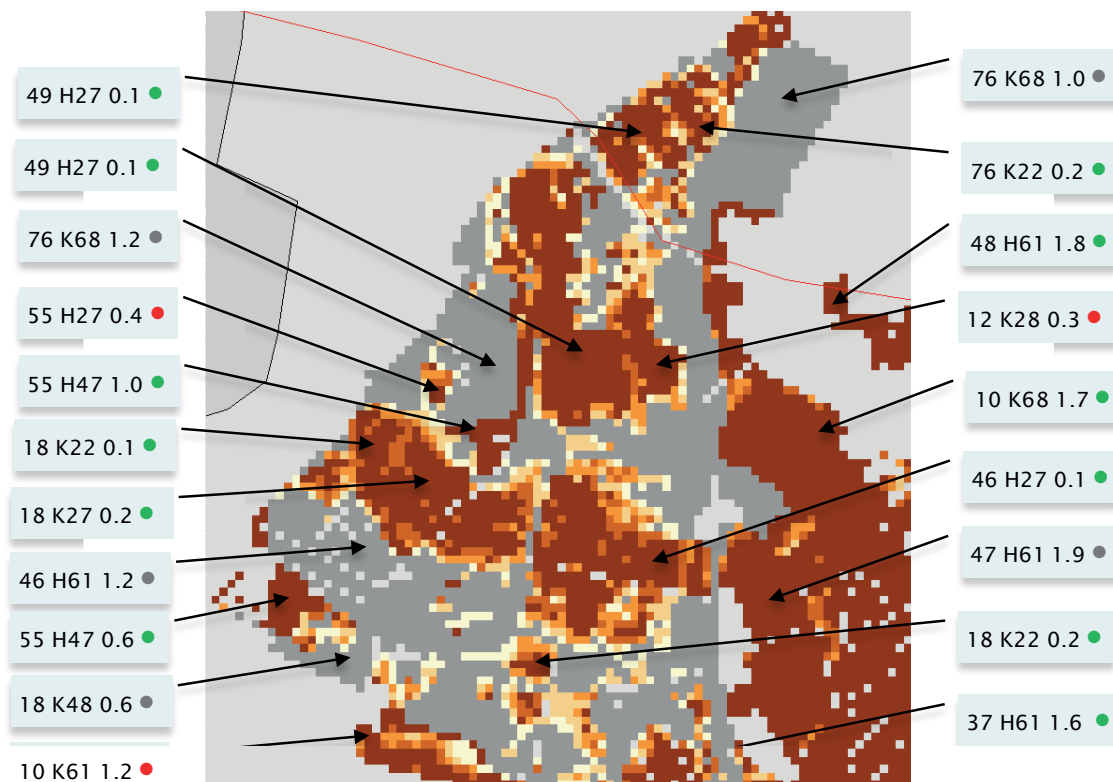
FIGUUR 23

VERGELIJKING NATUURDOELTYPENKAART MET DE PROBE-UITKOMSTEN. DE PIJLEN VERWIJZEN NAAR LOCATIES WAARVAN HET NATUURDOELTYPENUMMER IS AANGEGEVEN (TABEL 4 GEEFT DE NUMMERS, FIGUUR 21 DE KAART MET NATUURDOELTYPEN), DE MET PROBE BEREKENDE ECOTOOPGROEP (VOLGENS FIGUUR 20), EN DE GVG (ION M – M.V.). DE KLEURCODE GEEFT AAN OF DE OVEREENKOMST TUSSEN NATUURDOELTYPE EN ECOTOOPGROEP BEVREDIGEND IS (●), NIET (●), OF DAT ER GEEN HARDE UITSPRAAK OVER KAN WORDEN GEDAAN (●)



Onze conclusie op grond van deze vergelijking is dat de uitkomsten van PROBE in grote lijnen goed overeenkomt met de natuurdoeltypenkaart, daar waar volgens WATERNOOD de natuurdoeltypen kunnen voorkomen. Ook de voorspellingen waar geen harde uitspraken kunnen worden gedaan (grijze bolletjes), lijken heel aannemelijk. In drie gevallen is de overeenkomst niet goed (rode bolletjes): PROBE berekent daar een ecotoopgroep die volgens Tabel 4 niet past bij het natuurdoeltype: (1) H27, de vochttoestand is te nat voor natuurdoeltype 55 *Beuken-Eikenbos (v)/Eiken-Haagbeukenbos/Vogelkers-Essenbos*; (2) K61, de voedselrijkdom is te laag type 10 *Bloemrijk grasland (d)*; K28, de vochttoestand is te nat en de voedselrijkdom te hoog voor type 12 *Bloemrijk grasland (v)*. De afwijkingen kunnen zowel te maken hebben met de bodemgesteldheid als met modelfouten, als met fouten in de natuurdoeltypenkaart.

FIGUUR 24 MET WATERNOOD BEREKENDE TOTALE DOELREALISATIE IN SANG & GOORKENS. ZIE FIGUUR 23 VOOR EEN TOELICHTING OP DE PIJLEN EN CODES

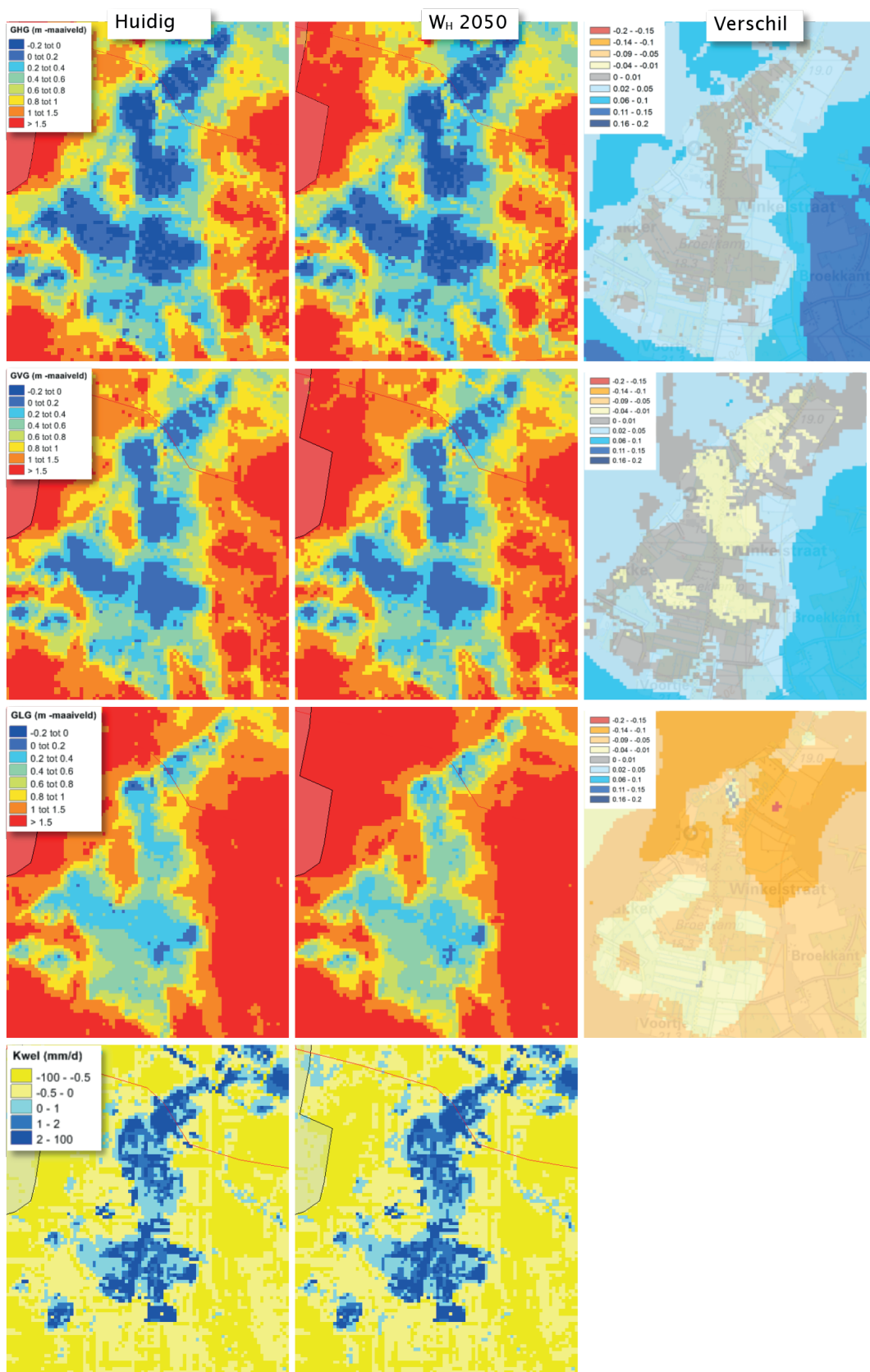


3.2.2 TOEPASSING IN EEN KLIMAATSCENARIO

Ten slotte tonen we hier nog de resultaten van klimaatscenario W_H , zichtjaar 2050. Invoer werd weer met het Brabant Model gegenereerd door het waterschap. Volgens dit model leidt het klimaatscenario in het natuurgebied tot een *GHG* die gelijk blijft of ietsjes stijgt, tot een *GLG* die daalt en tot een *GVG* en kwelintensiteit die nauwelijks veranderen (Figuur 25). Het vrijwel gelijk blijven van de *GVG* komt mede doordat het voorjaar op de overgang ligt van winters die natter en zomers die droger worden: de *GVG* is redelijk inert voor klimaatverandering. PROBE berekent een lichte afname van natuurwaarden, o.a. door afname van de kansrijkdom van K22, K27 en K41. Vooral in het midden van het gebied kan PROBE geen uitspraak doen over de gevolgen van het scenario omdat de voorspelling voor een zeer natte bodem (plas-dras) met een hogere bodemtemperatuur daar buiten het kalibratiebereik van de vegetatiemodule ligt. Voor de praktische toepassing van de WWN is dit onwenselijk en in een volgende modelversie willen we dit gerepareerd hebben (§ 4.5).

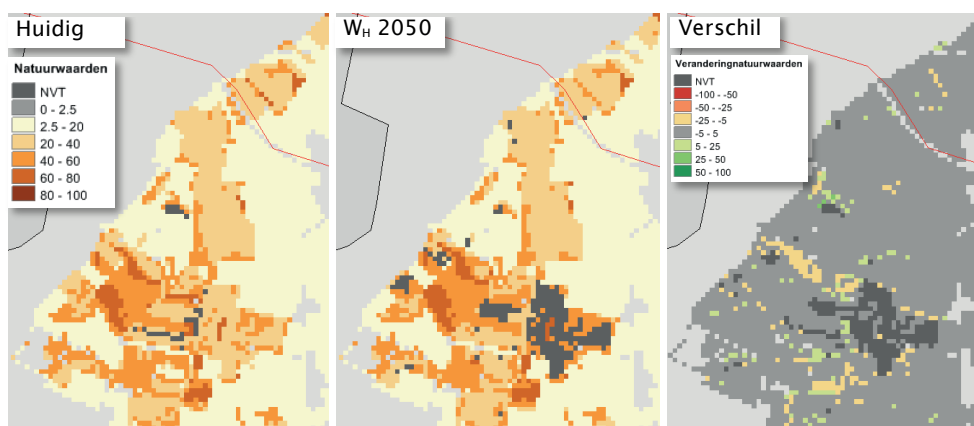
In een kruistabel, die het model ook genereert, kan precies worden nagegaan welke verschuivingen er tussen typen optreden (Witte *et al.*, 2015a). Deze tabellen vereisen de nodige expertise om te interpreteren. Een toename van de kansrijkdom van bijvoorbeeld het waardevolle K22 kan in eerste instantie verrassend lijken, maar bij nader inzien logisch als men constateert dat de gesimuleerde (!) grondwaterstand en de kwelintensiteit zijn gestegen aan de voet van een hogere zandgrond. Dat het om de toename van potenties gaat, terwijl elders bestaande locaties van K22 mogelijk worden bedreigd, is ook van belang bij de beoordeling van de resultaten.

FIGUUR 25 MET HET BRABANT MODEL (VERHAGEN ET AL., 2014) GESIMULEERDE GHG, GVG, GLG EN KWELINTENSITEIT ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT (LINKS) EN ONDER SCENARIO W_H IN 2050 (MIDDEN). RECHTER KOLOM: VERSCHILKAARTEN



FIGUUR 26

GESCHAALDE NATUURWAARDE SANG & GOORKENS VOLGENS DE METHODE GELDERLAND, ZOWEL ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT, ALS ONDER SCENARIO W_H IN 2050. NVT = GEEN UITKOMST OMDAT VOORSPELD IS BUITEN HET BEREIK VAN DE VEGETATIEMODULE



3.3 TOETSING HABITATYPENKAART VECHT

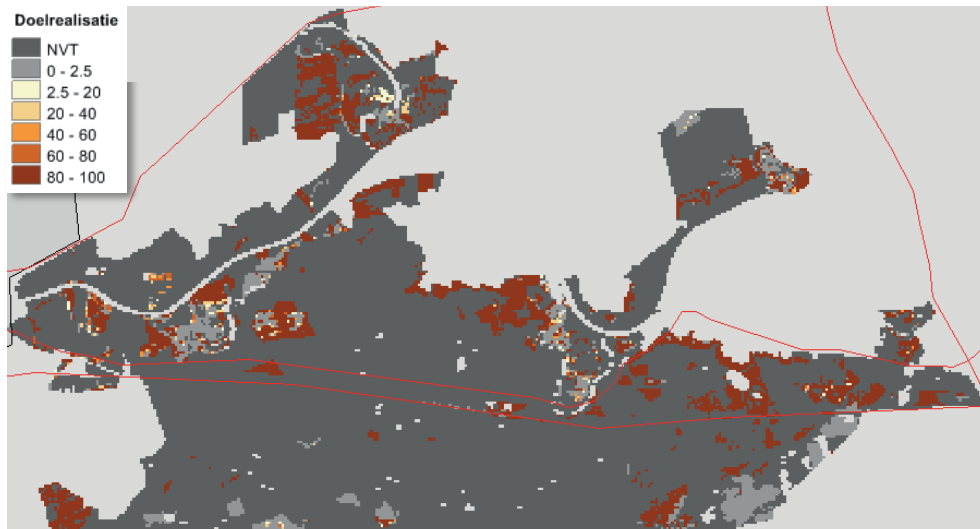
Een aantal natuurgebieden langs de Overijsselse Vecht is in het kader van een studie door KWR voor Waterschap Vechtstromen bestudeerd. Daardoor konden we beschikken over een vegetatiekaart met de landelijke typologie volgens DVN, die door Mark Jalink was samengesteld uit lokale vegetatiekaarten. Op basis van deze vegetatiekaart is onderzocht met WATERNOOD of de uitkomsten van het hydrologisch model in overeenstemming zijn met de actuele vegetatie. Figuur 27 toont de maximaal haalbare totale doelrealisatie. In het grootste deel van het gebied heeft de WVN geen uitkomsten kunnen berekenen omdat doelrealisatiefunctie van het vegetatietype niet is beschreven (vooral productiebossen). Op locaties waar WATERNOOD wel een berekening heeft kunnen doen, is de doelrealisatie vaak minder dan 100%, wat betekent dat de hydrologische uitkomsten niet corresponderen met de huidige vegetatie. Dat komt vooral door een suboptimale GVG (Figuur 28). Bij de zuidelijke locaties in het kaartbeeld gaat het echter om een schijnspiegelsysteem, zodat de afwijking verklaarbaar en acceptabel is (mond. med. Mark Jalink). Op andere locaties is de afwijking deels toe te schrijven aan ruimtelijke heterogeniteit (Figuur 8).

Door Mark Jalink is de vegetatiekaart omgezet in een kaart met habitattypen. Daarvan is de haalbaarheid met zowel WATERNOOD als met PROBE berekend (Figuur 29). Zoals besproken in § 2.4.3 zijn de uitkomsten niet goed met elkaar te vergelijken en mag men verwachten dat de doelrealisatie op basis van WATERNOOD systematisch hoger uitvalt dan de kansrijkdom van PROBE, en dat waar het laatste model een hoge kansrijkdom voorspelt, WATERNOOD een hoge doelrealisatie behoort te hebben. Dus van de cellen die in Figuur 29 voor PROBE donker zijn gekleurd (hoge kansrijkdom), mag worden verwacht dat ze dat ook zijn bij WATERNOOD (hoge doelrealisatie). Dat blijkt ook te kloppen: 88% van de cellen met een kansrijkdom meer dan 90% heeft een doelrealisatie van meer dan 90%.

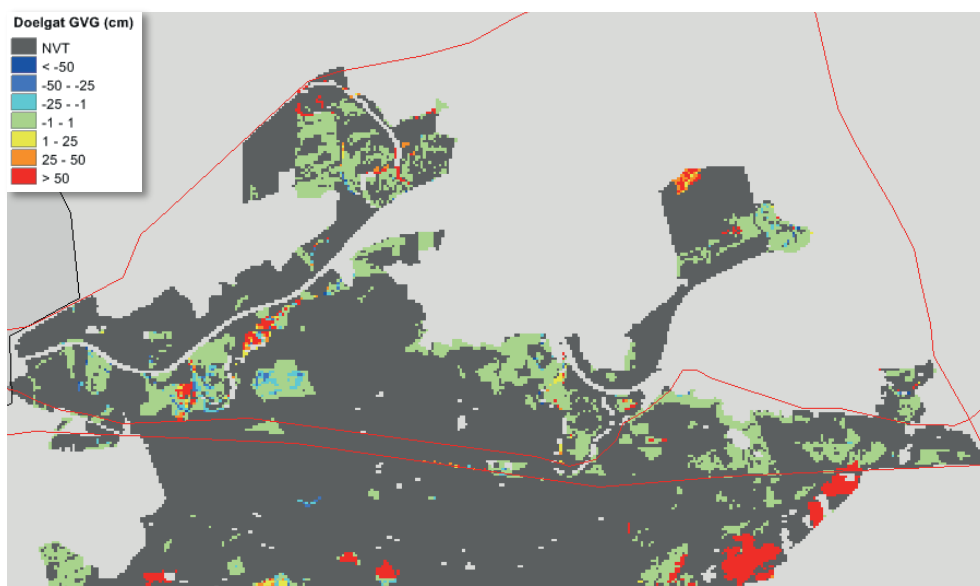
In Tabel 5 is de overeenkomst tussen beide kaarten verder uitgewerkt. Deze tabel toont hoe de kansrijkdom van PROBE correspondeert met de doelrealisatie van WATERNOOD. Per klasse van 10% is de verdeling van de uitkomsten van WATERNOOD aangegeven (ook in klassen van 10%). Wat meteen opvalt, is dat de uiterst linker en uiterst rechter kolom van de tabel de hoogste percentages bevatten; de hoogste overeenkomst van beide kaarten wordt dus bereikt bij de laagste of bij de hoogste uitkomsten van WATERNOOD. Dat heeft te maken met de steile trapeziumfuncties van dit model, waardoor de doelrealisatie overwegend twee waarden

aanneemt: 0% of 100%. Tussen die uitersten komt weinig voor, terwijl PROBE meer waarden over de hele procentuele schaal berekent.

FIGUUR 27 MET WATERNOOD BEREKENDE TOTALE DOELREALISATIE VAN DE ACTUELE VEGETATIE ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT IN NATUURGEBIEDEN LANGS DE MIDDENLOOP VAN DE OVERIJSSELSE VECHT



FIGUUR 28 MET WATERNOOD BEREKENDE DOELGAT GVG VAN DE ACTUELE VEGETATIE ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT IN NATUURGEBIEDEN LANGS DE MIDDENLOOP VAN DE OVERIJSSELSE VECHT



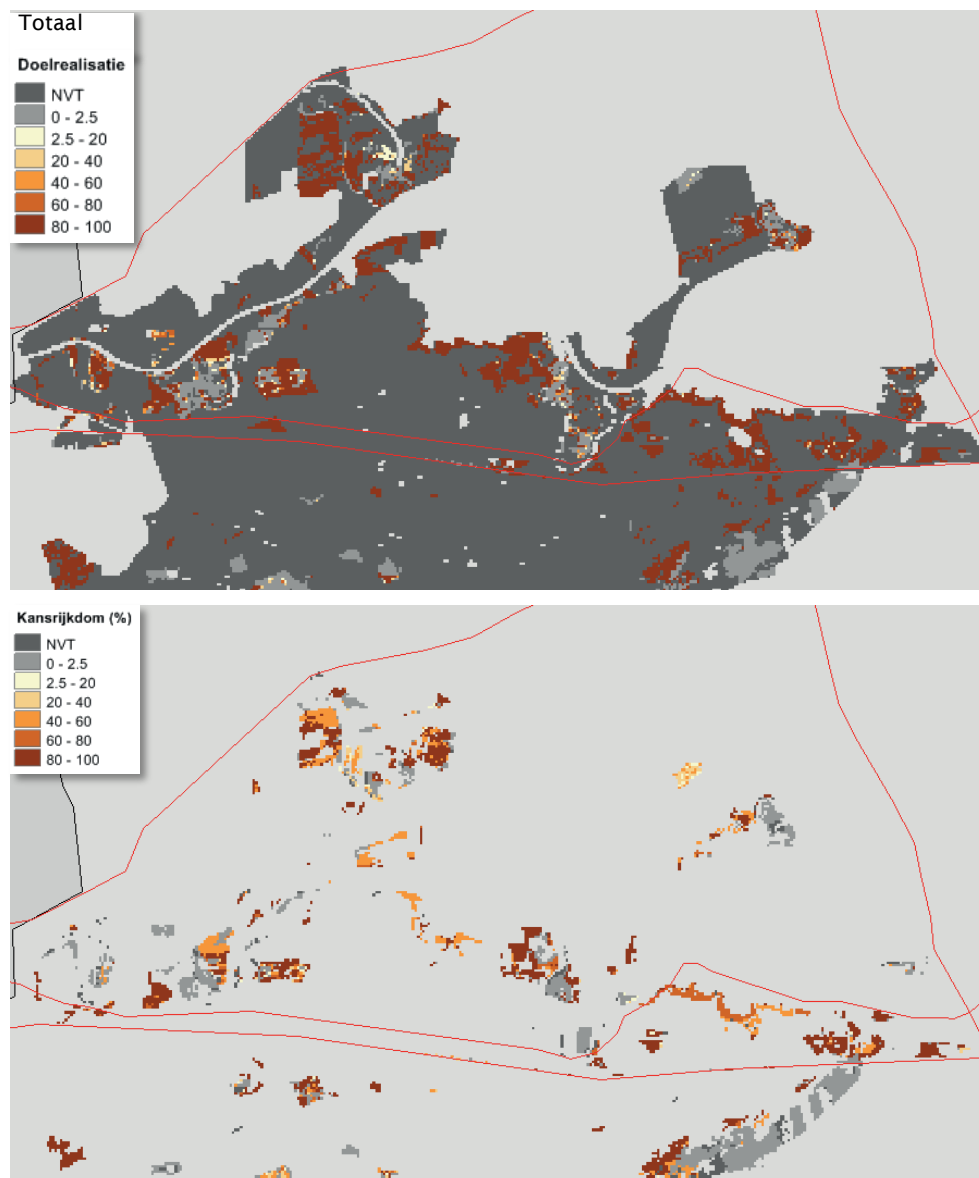
Om de modellen goed te kunnen vergelijken, is het daarom wenselijk de uitkomsten van PROBE ook een binair karakter te geven: habitatype kan wel voorkomen / kan niet voorkomen. Voor de vergelijking houden we dan de volgende vier combinaties over:

1. PROBE berekent lage waarde, WATERNOOD ook lage
2. PROBE berekent lage waarde, WATERNOOD hoge
3. PROBE berekent hoge waarde, WATERNOOD lage
4. PROBE berekent hoge waarde, WATERNOOD ook hoge

In het ideale geval scoren PROBE en Waterlood allebei lage waarden dan wel allebei hoge waarden. Bij combinatie 1 (beide lage score) hoeft dat niet per se te wijzen op een goede over-

eenkomst tussen beide modellen. Het kan zijn dat de lage score van PROBE wordt veroorzaakt door andere factoren (voedselrijkdom en zuurgraad) dan van WATERNOOD (grondwaterregime). Wanneer beide methoden goed scoren (combinatie 4) kan het niet anders dan dat in beide modellen het grondwaterregime als geschikt wordt beoordeeld.

FIGUUR 29 TOTALE DOELREALISATIE HABITATTYPEN VOLGENS WATERNOOD (BOVEN) EN KANSRIJKDOM HABITATTYPEN VOLGENS PROBE (ONDER) VOOR EEN KLEIN DEEL VAN HET MODELGEBIED VAN DE OVERIJSSELSE VECHT (REFERENTIEKLIJMAAT)



Als beide methoden afwijkende scores opleveren kan dat wijzen op een fout in één van beide methoden. Dat is met zekerheid het geval wanneer PROBE een hoge score berekent en WATERNOOD niet (combinatie 3): als PROBE op grond van meerder standplaatsfactoren het type geschikt acht, dan moet WATERNOOD dat op grond van alleen de waterhuishouding dat zeker doen. De tweede combinatie (PROBE berekent veel lagere score dan WATERNOOD) hoeft niet fout te zijn: de waterhuishouding kan in orde zijn, maar op grond van de voedselrijkdom en de zuurgraad van de bodem geeft PROBE het type toch weinig kans.

Nu hopen we natuurlijk dat in Tabel 5 zoveel mogelijk de vierde en daarna de eerste combinatie wordt gescoord, en dat in ieder geval de derde combinatie nauwelijks voorkomt. Daar lijkt het

ook wel op, alleen is het resultaat zo lastig te beoordelen omdat beide systemen een schaal hebben die zich moeilijk laat vergelijken. We comprimeren daarom de schalen zodanig, dat Tabel 5 overgaat in een simpele kruistabel met die hierboven geschetste vier mogelijkheden. Daartoe worden alle 4039 cellen waarvoor beide modellen een uitkomst hebben geclassificeerd in 'wel' en 'niet' haalbaar volgens WATERNOOD en/of PROBE. Het blijkt dat 2335 cellen een doelrealisatie heeft van meer dan 90%: deze worden voor WATERNOOD geclassificeerd tot 'wel': het habitattype kan wel voorkomen. Vervolgens selecteren we de cellen met de 2335 hoogste scores volgens PROBE. De grens blijkt te liggen bij een kansrijkdom van 43%. Deze cellen splitsen we op in een deel dat 'wel' en een deel dat 'niet' scoort volgens WATERNOOD. Het uiteindelijke resultaat is Tabel 6, waarin met kleuren de eerder genoemde vier categorieën zijn weergegeven. Uit de tabel blijkt dat de overeenkomst tussen beide methoden voor ten minste 33 & 49 = 82% goed is te noemen. In 9% van de rekencellen is de overeenkomst tussen PROBE en WATERNOOD slecht. Waar dat aan ligt kan zonder nader onderzoek niet worden aangegeven. Stel dat beide systemen dezelfde foutenmarge hebben, dan bedraagt die marge $100(1-\sqrt{1-0.09}) = 4.6\%$. Voor een ecologisch beoordelingssysteem is dat zeer acceptabel.

TABEL 5 VERGELIJKING KANSRIJKDOM HABITATTYPEN VOLGENS PROBE MET DOELREALISATIE HABITATTYPEN VOLGENS WATERNOOD. VOOR IEDERE PROBE-KLASSE VAN 10% BREED IS DE WATERNOOD-VERDELING (OOK IN KLASSEN VAN 10%) AANGEGEVEN. VOORBEELD: 1523 CELLEN ZIJN DOOR PROBE TOEGEKEND AAN EEN KANSRIJKDOM VAN 0-10% EN DAARVAN HEFT 69% EEN DOELREALISATIE VOLGENS WATERNOOD VAN 0-10%

		Doelrealisatie WATERNOOD (%)										#
		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	
Kansrijkdom PROBE (%)	0-10	69	2	2	1	1	1	1	1	1	20	1523
	10-20	79	0	0	0	0	2	5	0	0	14	42
	20-30	88	0	0	0	0	0	0	0	0	12	25
	30-40	44	2	6	0	0	1	1	1	2	41	82
	40-50	18	1	0	0	0	0	0	0	1	80	365
	50-60	7	0	0	0	0	0	0	0	4	88	297
	60-70	68	0	0	0	0	0	0	0	0	32	28
	70-80	8	3	0	1	0	0	0	0	0	86	214
	80-90	17	4	2	6	9	6	2	3	2	47	93
	90-100	2	2	6	0	0	0	0	1	1	88	1370
#		1310	73	121	36	31	28	30	32	43	2335	

TABEL 6 VERGELIJKING KANSRIJKDOM HABITATTYPEN VOLGENS PROBE MET DOELREALISATIE HABITATTYPEN VOLGENS WATERNOOD

		WATERNOOD		
		niet	wel	#
PROBE	niet	33 %	9 %	1704
	wel	9 %	49 %	2335
#		1704	2335	

4

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

4.1 CONCLUSIES

1. Met dit rapport is een gebruiksvriendelijk model opgeleverd, de Waterwijzer Natuur (WWN), dat zeer snel rekt en meteen resultaten toont in de vorm van kaarten en tabellen. Een model met deze kenmerken bestond nog niet.
2. In de WWN is het goede behouden gebleven: de WATERNOOD-systematiek is erin opgenomen, met de hydrologische randvoorwaarden natuur van Runhaar & Hennekens (2015). Deze systematiek is echter op de volgende onderdelen uitgebreid:
 - a. De berekening van zogenaamde doelgaten: de verhoging of verlaging van de grondwaterstand die minimaal nodig is voor een optimale ontwikkeling van het natuurdoel.
 - b. De berekening van de zogenaamde maximaal haalbare totale doelrealisatie: de doelrealisatie die binnen een polygoon van een natuurdoeltype maximaal kan worden bereikt, gegeven de heterogeniteit in maaiveldhoogte binnen die polygoon.
 - c. De mogelijkheid te rekenen met twee klimaatrobuuste hydrologische grootheden (zuurstofstress en transpiratiestress), ter vervanging van de invoergrootheden waarmee het traditionele WATERNOOD rekt (respectievelijk gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en droogtestress).
3. Voor het verantwoord voorspellen van de toekomstige vegetatie is het model PROBE (Witte *et al.*, 2015a) in de WWN ondergebracht. Dit model berekent de kansrijkdom van 33 vegetatietypen op basis van de drie belangrijke standplaatsfactoren (Vochttoestand, Voedselrijkdom, Zuurgraad) die worden beïnvloed door veranderingen in de waterhuishouding en het klimaat. De tot nu toe gebruikte WATERNOOD-systematiek houdt namelijk geen rekening met veranderingen in de belangrijke standplaatsfactoren Voedselrijkdom en Zuurgraad; het toetst alleen of de grondwaterstand past bij bekende natuurdoelen. Bovendien zijn voor de WATERNOOD-systematiek de onderscheiden vegetatietypen (sub-associaties, associaties en rompgemeenschappen; de hogere eenheden zijn hier van afgeleid) te gedetailleerd om verantwoord te kunnen worden toegepast in klimaatprojecties. Zo onderscheidt het vijfde standaardwerk De Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995a; Schaminée *et al.*, 1995b; Schaminée *et al.*, 1996; Schaminée *et al.*, 1998; Stortelder *et al.*, 1999) maar liefst 372 associaties en rompgemeenschappen. Het uit elkaar houden van die vegetatietypen op basis van slechts drie standplaatsfactoren is onbegonnen werk, nog afgezien van het feit dat onder klimaatverandering de soortensamenstelling van het plantendek zal wijzigen waardoor de betekenis van die typen verloren gaat. Door klimaatverandering zullen mogelijk nu alleen nog in Midden- en Zuid-Europa voorkomende vegetatietypen oprukken naar het noorden, maar waarschijnlijker is dat geheel nieuwe combinaties van soorten zullen ontstaan die niet lijken nu voor Midden- en Zuid-Europa beschreven vegetaties.
4. Door het gebruik van vegetatietypen in PROBE zijn deze problemen er niet. De kansrijkdomkaarten van de vegetatietypen worden door het model samengevat in een enkele overzichtskaart met de botanische natuurwaarde die de typen vertegenwoordigen. Ten slotte kan de haalbaarheid van natuurdoeltypen, mits gedefinieerd op het (tamelijk grove) niveau van habitattypen, met de WWN worden getoetst.

5. Hoewel er nog veel op de WWN valt af te dingen, is dit het eerste voor een grote groep gebruikers toegankelijke model dat zo goed mogelijk rekening houdt met de gevolgen van klimaatverandering.

4.2 WAT HEEFT DE WATERBEHEERDER AAN DE WATERWIJZER NATUUR?

Of het nu door intrinsieke motivatie komt, of door regelgeving wordt afgedwongen, in beide gevallen streeft de waterbeheerder naar de instandhouding of zelfs de verhoging van natuurwaarden in zijn gebied. De WWN kan daarbij helpen:

1. Het is een hulpmiddel waarmee de waterhuishouding ten behoeve van de natuur kan worden geoptimaliseerd, anticiperend op veranderingen in het klimaat.
2. De WWN kan worden gebruikt om gemotiveerd af te wijken van (wettelijk vastgelegde) natuurdoelen, omdat klimaatverandering deze doelen onhaalbaar maken.
3. Met de WWN kan effectief worden gezocht naar de beste locaties voor de ontwikkeling van natuur; het kan dus worden gebruikt bij ruimtelijke planning van natuurdoelen.
4. In combinatie met de Waterwijzer Landbouw is de WWN bruikbaar voor een waterhuishoudkundige inrichting van gebieden, waarbij de belangen van landbouw en natuur evenwichtig worden afgewogen.
5. De WWN kan ertoe bijdragen dat investeringen in natuurbehoud en natuurontwikkeling doelmatig worden besteed, zeker met het oog op de te verwachten veranderingen in het klimaat en de daaraan gekoppelde waterhuishouding van gebieden.

4.3 AANBEVELINGEN VOOR GEBRUIK

Wij raden aan om de WWN eerste te starten met WATERNOOD in combinatie met een actuele vegetatiekaart. In het ideale geval sluiten beide naadloos op elkaar aan en wordt overall 100% doelrealisatie gehaald. Meestal zal men echter vinden dat er gebieden zijn waar een doelgat wordt berekend doordat de grondwaterstand te laag is, of te hoog, voor het vegetatietype dat volgens de actuele vegetatiekaart aanwezig zou moeten zijn. Deze uitkomst kan aanleiding zijn het grondwatermodel nog eens kritisch te analyseren, maar ook zou men vragen kunnen stellen bij de juistheid van de vegetatiekaart en, bij een doelgat droogtestress, de bodemkaart. Na deze analyse kan men de resultaten van PROBE beter op waarde schatten.

Wij zijn er ons van bewust dat WATERNOOD soms als voorspellingsmodel wordt ingezet, bijvoorbeeld om 'ontwikkelingsruimte' te zoeken: nagaan hoeveel de grondwaterstand kan worden veranderd zodat de doelvegetatie nog net binnen het optimale bereik van de doelrealisatiefunctie valt (knikpunten B1 en B2, Figuur 2). Daar is dit instrument echter niet geschikt. Het houdt namelijk geen rekening met veranderingen in de bodem die optreden ten gevolge grondwaterstandsverandering. Ons nadrukkelijke advies is daarom WATERNOOD (en WATERNOOD+) alleen te gebruiken voor het toetsen van vegetatiedoelen. Voor het voorspellen van effecten op de natuur, bijvoorbeeld in een m.e.r., is PROBE geschikt.

Voor de toepassing en interpretatie van de resultaten is het noodzakelijk dat de WWN wordt gebruikt door personen met kennis van zaken, vooral op vegetatiekundig en hydrologisch gebied. Het is geen kunst om met het instrument fraai ogende plaatjes te genereren, maar de berekening dient wel deugdelijk te gebeuren en de uitkomsten dienen op waarde te worden beoordeeld. Dit lijkt ons geen gekke eis: hydrologische modellen, bijvoorbeeld, worden ook niet door willekeurige lieden bediend, maar, mogen we hopen, alleen door goed geschoolde

vaklui. Bij de interpretatie van de resultaten van de WWN is bijvoorbeeld enig bewustzijn nodig over:

- Mogelijke fouten in de hydrologische grootheden die de WWN voeden. Naast systematische fouten is een standaardafwijking in gesimuleerde grondwaterstand van enkele decimeters vaak heel normaal in regionale studies, maar dat is wel een afwijking die grote gevolgen kan hebben voor de te toetsen of de te voorspellen vegetatietypen. Soms is daarom een beoordeling van de resultaten op gebiedsniveau (patronen en oppervlakten) zinvoller dan op het niveau van individuele rastercellen. Een aanvullende gevoeligheidsanalyse kan zinvol zijn, waarbij met een realistische bandbreedte aan grondwaterstanden wordt gerekend.
- De betrouwbaarheid van de achterliggende 1:50.000 Bodemkaart van Nederland, en de daarvan afgeleide kaart met bodemfysische eenheden (bodemkaart is vaak verouderd).
- De betrouwbaarheid van de kaart met natuurdoelen waaraan wordt getoetst (liggen de natuurdoelen wel op de goede plaats?).

4.4 REKENEN MET DE WWN OP EEN GROVERE OF FIJNERE RUIMTELIJKE SCHAAL

Omdat we niet van tevoren kunnen weten welke wensen een willekeurige gebruiker heeft, is de WWN nu opgeleverd met een standaardresolutie van 25 m. Een aantal basis kaarten, zoals de 1:50.000 bodemkaart van Nederland, wordt met deze resolutie meegeleverd. In principe, echter, kunnen alle deelprogramma's van de WWN met iedere ruimtelijke resolutie omgaan: 1 m, 10 m, 25 m of 250 m, dat maakt niets uit. Ook kan zonder bezwaar een gedetailleerde bodemkaart worden gebruikt, zolang die kaart maar dezelfde eenheden bevat als de landelijke 1:50.000 kaart. Aanpassingen van de ruimtelijke schaal of het gebruik van andere basiskaarten vraagt om maatwerk. Mocht daar behoefte aan zijn, dan kan men contact opnemen met de ontwikkelaars.

Toepassing op landelijke schaal is dus ook technisch mogelijk. De vraag is echter of men op dit schaalniveau (met rekencellen van 250 m) moet proberen te rekenen, of dat men beter een zeer gedetailleerd en goed afgeregeld hydrologisch model op stroomgebiedsniveau kan gebruiken om vervolgens de uitkomsten van de WWN via een deskundigenslag te vertalen naar het hogere schaalniveau. Op deze vraag hebben we in deze studie geen antwoord kunnen geven. Wel hebben we een eenvoudige analyse voor natuurgebied Sang en Goorkens uitgevoerd met als hydrologische invoer de naar 25 m resolutie neergeschaalde uitkomsten van het Landelijk Hydrologisch Model (Bijlage IX). Op basis van deze analyse concluderen wij dat neergeschaalde uitkomsten van het LHM mogelijk bruikbaar zijn voor toepassing van de WWN op landelijke schaal, maar dat een nadere analyse noodzakelijk is om hierover uitsluitsel te geven.

4.5 AANBEVELINGEN VOOR VERDERE ONTWIKKELING

De software achter de WWN is zodanig opgezet, dat verbeteringen en uitbreidingen (bijvoorbeeld een nieuwe vegetatietypologie of de invloed van zout) relatief eenvoudig kunnen worden doorgevoerd. Dat is handig wanneer men het model wil verbeteren. Wij stellen voor het instrument als volgt gefaseerd te verbeteren:

1. Start zo spoedig mogelijk met de inhoudelijke verbetering van de modellering van de zuurgraad. Het kader op de volgende pagina beschrijft hiervoor een voorstel. Dit onderzoek kan binnen een jaar worden uitgevoerd (oplevering binnen een jaar na start onderzoek).
2. In de huidige versie van de WWN wordt de voedselrijkdom van de bodem in de uitgangsitu-

atie bepaald via kennisregels, terwijl de verandering in voedselrijkdom procesmatig wordt bepaald. Een volledige en bovendien verbeterde procesmatige benadering is gewenst. Daarom is een literatuurstudie uitgevoerd naar bestaande modellen voor deze factoren, en naar de beschikbaarheid van gegevens om modellen te voeden en te valideren (Bijlage IX). Wij stellen voor deze verbetering uit te voeren nadat KWR en Wageningen Environmental Research een aantal studies naar voedselrijkdom heeft voltooid en de factor Zuurgraad is verbeterd. Verwachte uitvoering: 2019-2020.

3. Indien het Rijk, de kustprovincies en kustwaterschappen net als wij er het belang van inzien, kunnen ook de effecten van zout op de vegetatie worden ingebouwd. Daarbij kan de kennis worden benut van een promovendus aan de VU en KWR (Milou Huizinga) die momenteel dit onderwerp bestudeert. Verwachte uitvoering: 2020-2021.
4. Er zijn diverse verbeteringen mogelijk die zowel inhoudelijk als technisch van aard zijn:
 - a. De belangrijkste daarvan is dat de WWN rekening gaat houden met onzekerheden: met maaiveldvariatie binnen rekencellen en met random fouten in de gesimuleerde grondwaterstanden die de WWN voeden. Verwachte uitvoering: afhankelijk van de gebruikswensen.
 - b. Voorspellingen met PROBE zijn soms buiten het kalibratiebereik van de vegetatiemodule (§ 3.2.1, 3.2.2). In de volgende modelversie willen we onderzoeken of we het bereik kunnen vergroten. Een andere optie is om aan de betreffende rekencellen toch een natuurwaarde toe te kennen. Daarbij zopuden we er bijvoorbeeld vanuit kunnen gaan dat natte gebieden aan natuurwaarde verliezen (door de verhoogde afbraak van organische stof en de verruiging die ten gevolge daarvan optreedt), terwijl de natuurwaarde van zeer droge gebieden juist hoger wordt (door de toegenomen dynamiek).

VERBETERDE BEPALING ZUURGRAAD

In de huidige versie van de WWN wordt de Zuurgraad van de bodem bepaald via kennisregels. Een procesmatige benadering die betere resultaten geeft is dringend gewenst.

Ten eerste dient in natte ecosystemen rekening te worden gehouden met de aanvoer van basen via het grondwater waardoor de zuurgraad extra wordt gebufferd. Dit gebeurt in kwel-gevoede systemen, die dikwijls een zeer hoge natuurwaarde hebben en dus extra bescherming genieten. Dit vereist berekeningen met een fijne ruimtelijke en temporele schaal, wat rekenintensief kan worden (Cirkel, 2003, 2014; Stofberg et al., 2016). Of kwelwater de wortelzone kan bereiken, kan bovendien afhangen van subtiele verschillen in maaiveldhoogte, waar in een generiek model als de WWN lastig rekening mee kan worden gehouden. Niettemin menen we met een gedetailleerd hydrologisch model bruikbare meta-relaties te kunnen afleiden waarmee jaarlijkse kwelfluxen kunnen worden vertaald naar de jaargemiddelde bijdrage van het kwelwater aan de voeding van de wortelzone. Deze optie zou goed ingebouwd kunnen worden in de procedure (GTST) waarmee nu al meta-relaties voor zuurstofstress, droogtestress en N-mineralisatie worden afgeleid ten behoeve van de WWN. Uitkomst is dan bijvoorbeeld het aantal millimeter kwelwater dat jaarlijks de wortelzone voedt als functie van bodem, kwelintensiteit, *GHG* en *GLG*. Met gegevens over de chemische samenstelling van het kwelwater kan deze hoeveelheid door VSD+ worden gebruikt om op jaarbasis de bodem-pH te berekenen.

Zuurproductie wordt o.a. gebufferd door omwisseling van kationen waardoor de basenverzadiging van de bodem daalt, en daarmee ook de pH. Vraag daarbij is: is de relatie tussen basenverzadiging en pH die door de modellen wordt berekend conform de literatuur? Hier is door WEnR (Alterra) de laatste tijd de nodige aandacht aan besteed. Zo zijn door De Vries & Posch (2003) op basis van 858 metingen omwisselconstanten afgeleid voor diverse bodemlagen en bodemtypen. Deze constanten worden o.a. gebruikt bij de toepassing van het model VSD+. Genoemde constanten leiden tot een vrij vlak verloop tussen basenbezetting en pH. Dat heeft te maken met de gebruikte wiskundige relatie tussen basenverzadiging en pH (de zogenaamde Gaines-Thomas- of de Gapon-vergelijking). Veel literatuurgegevens laten echter een veel steiler verloop zien tussen basenbezetting en pH. Daarom is er behoefte aan een aangepaste beschrijving van de omwisseling tussen kationen en protonen (zuur) die tot resultaten leidt die meer overeenkomen met de literatuur. Dit zal leiden tot een sterker effect van een daling in basenverzadiging op de pH.

Het verwachte resultaat is een verbeterde simulatie van de zuurgraad van de bodem en een betere voorspelling van de vegetatierespons. 'Beter' betekent in dit geval niet alleen dat de uitkomsten meer overeenkomen met de metingen, maar ook dat de simulatie procesmatig is zodat we meer vertrouwen hebben in de mogelijkheid om ook de gevolgen van klimaatverandering goed te schatten. De simulatie van kwelinvloed in de wortelzone kan ook benut worden voor het onderdeel WATERNOOD van de WWN, omdat de vraag of er sprake is van kwelinvloed in de huidige versie van dit onderdeel wordt overgelaten aan het oordeel van de gebruiker.

REFERENTIES

- Anonymous (2000) Catalogi bedrijfssturing: Natuur, Bos en Landschap. Catalogus vegetatietypen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Anonymous (2011) *De Bosatlas van het klimaat*. Noordhoff Uitgevers bv & KNMI, Groningen, NL.
- Arthur, D. & Vassilvitskii, S. (2006) k-means++: The Advantages of Careful Seeding. p. 11. Standord Infolab Publication Server
- Atsma, G., Schouten, G. & Van Keulen, J. (2012) Projectplan Waterwet: Aanpassing waterhuishouding Sang en Goorkens. p. 82. Waterschap Aa en Maas, 's Hertogenbosch.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., van Opstal, A.J.F.M. & Zadelhoff, F.J. (2001) *Handboek Natuurdoeltypen*. EC- LNV, Wageningen, NL.
- Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2013) Ecohydrological Stress - Groundwater To Stress Transfer. Theory and manual version 1.0. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M. & Runhaar, J. (2012a) Drought stress and vegetation characteristics on sites with different slopes and orientations. *Ecohydrology*, **5**, 808-818.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., Van Bodegom, P.M. & Aerts, R. (2008a) The need of data harmonization to derive robust empirical relationships between soil conditions and vegetation. *Journal of Vegetation Science*, **19**, 799-808.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., Van Bodegom, P.M., Van Dam, J.C. & Aerts, R. (2008b) Critical soil conditions for oxygen stress to plant roots: substituting the Feddes-function by a process-based model. *Journal of Hydrology*, **360**, 147-165.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., Van Bodegom, P.M., Van Dam, J.C. & Aerts, R. (2011) Climate change threatens endangered plant species by stronger and interacting water-related stresses. *J. Geophys. Res.*, **116**, G04023.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., Bodegom, P.M., Van Dam, J.C., Becker, P. & Aerts, R. (2012b) Process-based proxy of oxygen stress surpasses indirect ones in predicting vegetation characteristics. *Ecohydrology*, **5**, 746-758.
- Cirkel, D.G. (2003) *Neerslaglenzen in natte natuurgebieden, een modelstudie naar vorm en functioneren van neerslaglenzen in blauwgraslanden en trilvenen*. Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Cirkel, D.G. (2014) *How upward seepage of alkaline groundwater sustains plant species diversity of mesotrophic meadows*. Wageningen University, Wageningen.
- Cirkel, D.G., Witte, J.P.M., Nijp, J.N., van Bodegom, P.M. & Zee, S.E.A.T.M. (2014) The influence of spatiotemporal variability and adaptations to hypoxia on empirical relationships between soil acidity and vegetation. *Ecohydrology*, **7**, 21-23.
- De Haan, M., Runhaar, H. & Cirkel, G. (2010) Waterlood Kansrijkdommodule; Pilotstudie in Noord-Nederland en toepassing voor vervaardiging waterkansenkaarten voor natuur. p. 55. KWR, Nieuwegein.
- De Haan, M.W.A. & Doomen, A. (2006) Optimalisatie natuur en waterwinning in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Milieueffectrapport - deelrapport natuur en landschap. Kiwa Water Research, Nieuwegein.

- De Haan, M.W.A. & Witte, J.P.M. (2010) Onderdeel effectbeschrijving met behulp van PROBE van de Milieu Effect Rapportage Optimalisatie Bedrijfsvoering Noord Hollands Duinreservaat. NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Velsbroek.
- De Vries, W. & Posch, M. (2003) Derivation of cation exchange constants for sand, Löss, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. *Alterra*, Wageningen.
- Douma, J.C., Witte, J.P.M., Aerts, R., Bartholomeus, R.P., Ordoñez, J.C., Venterink, H.O., Wassen, M.J. & van Bodegom, P.M. (2012) Towards a functional basis for predicting vegetation patterns; incorporating plant traits in habitat distribution models. *Ecography*, **35**, 294-305.
- Ertsen, D., De Louw, P. & Buma, J. (2005) OGOR natuur in Noord-Brabant. Hydrologische randvoorwaarden voor Brabantse natuurdoeltypen. Provincie Noord-Brabant, 's-Hertogenbosch.
- Fujita, Y., Van Bodegom, P.M. & Witte, J.-P.M. (2013a) Relationships between Nutrient-Related Plant Traits and Combinations of Soil N and P Fertility Measures. *PLoS ONE*, **8**, e83735.
- Fujita, Y., Witte, J.P.M. & Van Bodegom, P.M. (2014) Incorporating microbial ecology concepts into soil mineralization models to improve regional predictions of carbon and nitrogen fluxes. *Soil biology and biochemistry*, **28**, 223-238.
- Fujita, Y., Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2016) PROBE-3: A succession model for ecosystem services. p. 43. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Fujita, Y., Van Bodegom, P.M., Olde Venterink, H., Runhaar, H. & Witte, J.-P.M. (2013b) Towards a proper integration of hydrology in predicting soil nitrogen mineralization rates along natural moisture gradients. *Soil Biology and Biochemistry*, **58**, 302-312.
- Hertog, A.J. & Rijken, M. (1992) Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Provincie Gelderland, Arnhem.
- Hoogewoud, J., Bootsma, H. & Kroon, T. (2017) Neerschaling NHI resultaten ten behoeve van Waterwijzer Natuur. p. 5. Deltares, Utrecht.
- Jansen, P.C. & Runhaar, J. (2005) *Toetsing van het verband tussen het aandeel xerofyten en de droogtestress onder verschillende omstandigheden*. Alterra, Wageningen.
- Jansen, P.C., Runhaar, J., Witte, J.P.M. & Van Dam, J.C. (2000) Vochtindicatie van grasvegetaties in relatie tot de vochttoestand van de bodem. Alterra, Wageningen.
- Janssen, J.A. & Schaminée, J. (2003) *Habitattypen; Europese natuur in Nederland*. KNNV.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A. & Jacobs, C.M.J. (2009) SWAP version 3.2, Theory description and user manual. Wageningen University and Research Centre, Wageningen.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 178-185.
- Minnen, J.v., Ligtvoet, W., Bree, L.v., Hollander, G.d., Visser, H., Schrier, G., Bessembinder, J., van Oldenborgh, G., Prozny, T. & Sluijter, R. (2012) Effecten van klimaatverandering in Nederland: 2012. *Beleidsstudies*, 1-125.
- Ordoñez, J.C., Van Bodegom, P.M., Witte, J.P.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2009) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global ecology and Biogeography*, **18**, 137-149.

- Pulles, J.W. (1985) Beleidsanalyse voor de waterhuishouding in Nederland/PAWN. Hoofdirectie van de Waterstaat
- Runhaar, J. (1989a) Toetsing ecotopensysteem: Relatie tussen de vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden. *Landschap*, **6**, 129-146.
- Runhaar, J. (1989b) *Toetsing van het ecotopensysteem*. Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- Runhaar, J. & Hennekens, S. (2015) Hydrologische Randvoorwaarden Natuur; Versie 3. p. 57. STOWA, WUR, KWR, Amersfoort.
- Runhaar, J., Witte, J.P.M. & Verburg, P. (1997) Ground-water level, moisture supply, and vegetation in the Netherlands. *Wetlands*, **17**, 528-538.
- Runhaar, J., van Landuyt, W., Groen, C.L.G., Weeda, E.J. & Verloove, F. (2004) Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria*, **30**, 12-26.
- Runhaar, J., Jalink, M.H., Hunneman, H., Witte, J.P.M. & Hennekens, S.M. (2009) Ecologische vereisten habitattypen. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. (1995a) *De Vegetatie van Nederland. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen*. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1995b) *De vegetatie van Nederland. Wateren, moerassen, natte heiden*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, W. & Weeda, E.J. (1996) *De vegetatie van Nederland. Graslanden, zomen, droge heiden*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1998) *De vegetatie van Nederland*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Sokal, R.R. (1958) A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ Kans Sci Bull*, **38**, 1409-1438.
- Staatsbosbeheer (2000) Catalogi bedrijfssturing: Natuur, Bos en Landschap. Catalogus vegetatietypen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Stofberg, S.F., Van Engelen, J., Witte, J.-P.M. & Van der Zee, S.E. (2016) Effects of root mat buoyancy and heterogeneity on floating fen hydrology. *Ecohydrology*, n/a-n/a.
- Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M. (1999) *De vegetatie van Nederland*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Van Bodegom, P.M., Verboom, J., Witte, J.P.M., Vos, C.C., Bartholomeus, R.P., Cormont, A., Van der Veen, M. & Aerts, R. (2014) Synthesis of ecosystem vulnerability to climate change in the Netherlands shows the need to consider environmental fluctuations in adaptation measures. *Regional Environmental Change*, **14**, 933-942.
- Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A. & Kroes, J.G. (2008) Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.*, **7**, 640-653.
- Van den Eertwegh, G., Witte, J.P.M., Simons, G., Hoefsloot, P. & Droogers, P. (2015) Van SWIMM - methode naar NatuurVerdrogingsmonitor. Pilot voor drie Natte Natuur Parels in Noord-Brabant. p. 77. Stichting Klimaat voor Ruimte (Collaboratorium Klimaat en Weer, Valorius Programma) en Provincie Noord-Brabant

- Van den Hurk, B., Siegmund, P. & Tank, A.K. (2014) *KNMI'14: Climate Change Scenarios for the 21st Century-a Netherlands Perspective*. KNMI.
- Van der Knaap, Y.A.M., De Graaf, M., van Ek, R., Witte, J.-P.M., Aerts, R., Bierkens, M.F.P. & Van Bodegom, P.M. (2015) Potential impacts of groundwater conservation measures on catchment-wide vegetation patterns in a future climate. *Landscape Ecology*, **30**, 855-869.
- Van der Meijden, R., Odé, B., Groen, C.L.G., Witte, J.P.M. & Bal, D. (2000) Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. *Gorteria*, **26**, 85-208.
- Van Ek, R., Witte, J.P.M., Runhaar, J. & Klijn, F. (2000) Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering*, **16**, 127-141.
- Van Ek, R., Witte, J.P.M., Mol-Dijkstra, J.P., De Vries, W., Wamelink, G.W.W., Hunink, J., Van der Linden, W., Runhaar, J., Bonten, L., Bartholomeus, R., Mulder, H.M. & Fujita, Y. (2014) Ontwikkeling van een gemeenschappelijke effect module voor terrestrische natuur. p. 150. STOWA, Amersfoort.
- Verhagen, F., Van der Wal, B.J., Moorman, J., Westerhof, H., Peerdeman, K. & Van Sijl, J. (2014) Ontwikkeling Brabants grondwatermodel tot kennissysteem ("Development of Brabant groundwater modeling system", in Dutch) *H2O-online*,
- Vonk, E. & Vries, D. (2016) Datamining voor assetmanagement – inventarisatie en voorbeelden uit de watersector. p. 49. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Webb, C.T., Hoeting, J.A., Ames, G.M., Pyne, M.I. & Poff, N.L. (2010) A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, **13**, 267-283.
- Witte, J.-P.M., Bartholomeus, R.P., Van Bodegom, P.M., Cirkel, D.G., Van Ek, R., Fujita, Y., Janssen, G.M., Spek, T.J. & Runhaar, H. (2015a) A probabilistic eco-hydrological model to predict the effects of climate change on natural vegetation at a regional scale. *Landscape Ecology*, **30**, 835-854.
- Witte, J. (1996) De waarde van natuur. Zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap, jrg*, **13**, 79-95.
- Witte, J. & Van der Meijden, R. (1995) Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria*, **21**, 3-59.
- Witte, J.P.M. (1998) *National Water Management and the Value of Nature*. Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- Witte, J.P.M. (2002) The descriptive capacity of ecological plant species groups. *Plant Ecology*, **162**, 199-213.
- Witte, J.P.M. & Strasser, T. (2010) Geautomatiseerde waardering van vegetatieopnamen en vegetatietypen. Beschrijving computerprogramma ASTER en vergelijking van waarderingsmethoden. p. 57. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Witte, J.P.M., Strasser, T. & Slings, R. (2011) Kwantitatieve vegetatiewaardering beperkt bruikbaar *Landschap*, **28**, 56-66.
- Witte, J.P.M., de Haan, M., Raterman, B. & Aggenbach, C. (2006) PROBE–Versie 1: effecten van grondwaterbeheer, atmosferische depositie, maaien en plaggen. *Nieuwegein. Kiwa Water Research*

Witte, J.P.M., Wójcik, R.B., Torfs, P.J.J.F., De Haan, M.W.H. & Hennekens, S. (2007) Bayesian classification of vegetation types with Gaussian mixture density fitting to indicator values. *J. Veg. Sci.*, **18**, 605-612.

Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., Douma, J.C., Runhaar, J. & Van Bodegom, P.M. (2010) De vegetatiemodule van Probe-2. KWR rapport BTO-2010.024(s), Nieuwegein.

Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., Dorland, E., De Haan, M. & Raterman, B. (2015b) PROBE voor de duinen van Dunea. p. 42. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Witte, J.P.M., Fujita, Y., Bartholomeus, R.P., Raterman, B. & Rood, K. (2017) Vegetatiedynamiek in droge duinen. Modelling van ecosysteemdiensten onder invloed van klimaat en stikstof. *Landschap*, **34**, 109-117.

Witte, J.P.M., Runhaar, J., Van Ek, R., Van der Hoek, D.C.J., Bartholomeus, R.P., Batelaan, O., Van Bodegom, P.M., Wassen, M.J. & Van der Zee, S.E.A.T.M. (2012) An ecohydrological sketch of climate change impacts on water and natural ecosystems for the Netherlands: bridging the gap between science and society. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **16**, 3945-3957.

Witte, J.P.M., Runhaar, J., Bartholomeus, R.P., Fujita, Y., De Haan, M., Hoefsloot, P., Kros, J., Mol, J. & De Vries, W. (2018) De Waterwijzer Natuur. Versie 1.0. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Wösten, J.H.M., De Vries, F., Hoogland, T., Massop, H.T.L., Veldhuizen, A., Vroon, H., Wesseling, J., Heijkers, J. & Bolman, A. (2013) BOFEK2012, de nieuwe bodemfysische schematisatie van Nederland. p. 88. Alterra, Wageningen.

BIJLAGE I

HANDLEIDING WWN

J.P.M. Witte, Juli 2018

I.1 INSTALLATIE VAN DE SOFTWARE

De software en alle bestanden die daarbij horen kunnen gedownload worden van de website www.waterwijzer.nl. De software werkt dan lokaal en kan overal op uw computer worden geïnstalleerd. De bestanden komen terecht in een door de gebruiker gekozen directory die bij de installatieprocedure kan worden geselecteerd.

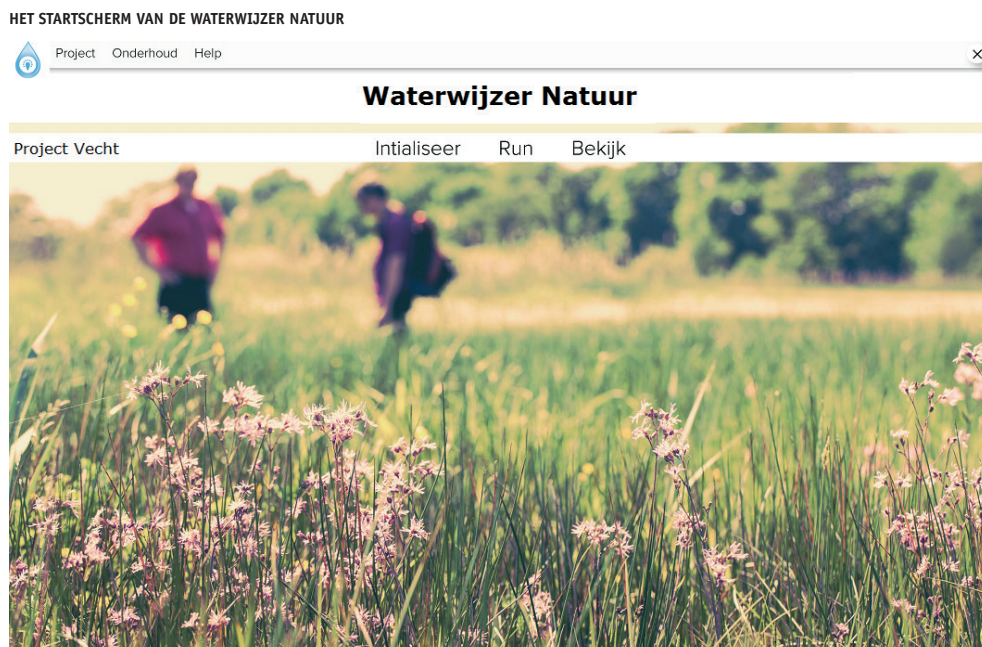
Het programma runt op elke (eenvoudige) PC met voldoende schijfruimte. Het bestand dat u moet runnen is WaterwijzerNatuur.exe. Het is handig als u hiervan een koppeling maakt naar uw desktop of taakbalk.

I.2 HET STARTSCHEM

Wanneer de WWN is gestart, verschijnt een scherm met daarin een balk met drie opties (Figuur 30):

1. Initialiseer: Deze optie dient voordat een nieuw gebied geanalyseerd gaat worden eerst doorlopen te worden. Hierin worden een aantal geografische bestanden voor uw modelgebied geselecteerd voordat u verder kunt werken. Zie verder § I.4.
2. Run: Hierin worden de berekeningen uitgevoerd. Zie verder § I.5-I.8.
3. Bekijk: Bekijk de resultaten in de vorm van kaarten en tabellen. Zie verder § I.5-I.8.

FIGUUR 30



Naast deze drie hoofdingangen vinden we bovenin het startscherm nog drie tabbladen:

1. Project. De gegevens van ieder modelgebied (bijvoorbeeld een stroomgebied, een waterschap, een provincie) kan in een zelf te kiezen folder worden bewaard als project, waaruit ze later

weer kunnen worden opgehaald. Bij openen van het project verschijnt de projectnaam in het hoofdmenu. Zie bijvoorbeeld in Figuur 30 dat het project 'Vecht' openstaat. Bij afsluiten van de software onthoudt de WWN overigens de laatste projectgegevens; die verschijnen meteen bij het opnieuw starten.

2. Onderhoud. Deze optie is alleen toegankelijk voor de systeembeheerder.
3. Help. Bevat een korte handleiding en een verantwoording.

I.3 BENODIGDE INVOERGEGEVENS EN HUN FORMAT

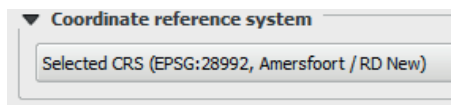
Hoewel de software andere resoluties toelaat, accepteert de huidige versie van de WWN alleen kaarten in een resolutie van 25x25 m. Hydrologische invoer kunnen IDF-bestanden zijn (een format van iMOD). In andere gevallen dienen het ASCII bestanden te zijn. Een goede algemene beschrijving van dit type bestand kunt u hier vinden: http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#/Esri_ASCII_raster_format/009t000000z000000/

Dit format is standaard in tal van GIS-software, zoals ArcGIS en ArcView. De oorsprong van het raster dient een veelvoud van 25 te bedragen. Een goede header is dus:

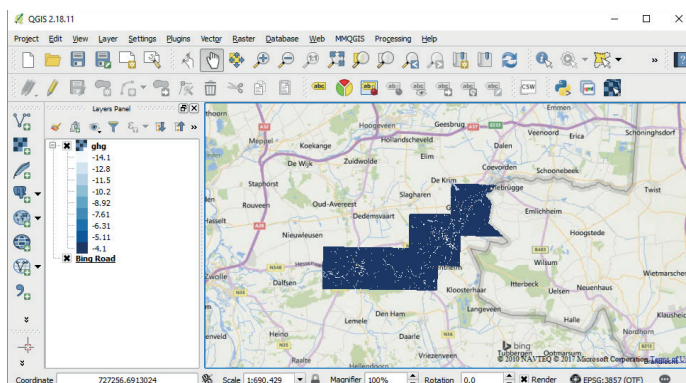
```
Ncols          1512
nrows          1044
xllcorner      205900
yllcorner      436200
cellsize       25
NODATA_value   -9999
```

Fout is het als xllcorner en yllcorner bijvoorbeeld 205913 en 436213 zijn.

Een goede check is om de bestanden te visualiseren in een GIS zoals QGIS (gratis) of ArcGIS en kijken of ze het modelgebied bevatten. QGIS is compatible met alle bestanden die in de waterwijnernatuur gebruikt worden. Het enige belangrijke is om te onthouden dat de projectie en datum van de bestanden als volgt is:



Zie beneden het GHG bestand van de vecht (meegeleverd als voorbeeld) binnen QGIS.



KAARTEN DIE HET GEBIED NADER KARAKTERISEREN (INITIALISEER)

Voor de initialisatie zijn twee kaarten nodig:

1. Een met de ligging van het te modelleren gebied (bijvoorbeeld: NODATA_value = 0, modelgebied = 1 of iedere waarde anders dan NODATA_value)
2. Een kaart met de ligging van natuurgebieden. Standaard is een kaart meegegeven: de SNLkaart 2013. SNL staat voor Subsiestelsel Natuur en Landschap, de provinciale versie van het voormalige programma beheer van LNV (www.portaálnatuurenlandschap.nl). De kaart bevat basisinformatie voor de natuurbeheerplannen van de Provincies, relevant in relatie tot de SNL subsidieverstrekking.

KAARTEN DIE HET SCENARIO KARAKTERISEREN (RUN)

Om met de WWN te kunnen rekenen, zijn de volgende hydrologische invoerkaarten nodig:

3. Gemiddeld hoogste grondwaterstand *GHG* (m – maaiveld; 0.50 = 50 cm onder maaiveld)
4. Gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG* (m – maaiveld)
5. Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand *GVG* (m – maaiveld)
6. Gemiddelde grondwaterstand *GG* (m – maaiveld)
7. Kwelflux (mm/d; positieve waarden is kwel, negatieve is wegzijging)

Wil men een scenario doorrekenen, bijvoorbeeld een klimaatscenario of waterhuishoudkundige maatregelen, dan dienen deze bestanden van zowel de huidige situatie als van het scenario aanwezig te zijn. Het huidige klimaat wordt gekenmerkt door de meteorologische condities in 1981-2010.

Verder is, als men de haalbaarheid van natuurdoelen wil toetsen, natuurlijk nodig:

8. Kaart met natuurdoelen (beheertypen, natuurdoeltypen, habitattypen, plantengemeenschappen, etc.). In deze kaart zijn de polygonen van de kaartvlakken met cijfers aangegeven. De betekenis van deze cijfers dient te worden aangegeven in een comma-separated values bestand (scheidingstekens een komma of een puntkomma), oftewel een csv-bestand. Voorbeeld:

```
ID, Code
1, 42AA01
2, 12AA01
3, 11AA02
```

De eerste regel bevat dus informatie over de inhoud. Een dergelijk bestand kan eenvoudig worden geëxporteerd vanuit GIS software.

Deze kaart is alleen nodig voor het toetsen van natuurdoelen. In de praktijk zal daarvoor vooral WATERNOOD (§ I.6) worden gebruikt, maar toetsing met PROBE (§ I.8) kan ook. In het laatste geval dienen de natuurdoelen habitattypen te zijn. Bij de installatie van de WWN is standaard een voorbeeldgebied met alle benodigde invoerbestanden meegegeven.

I.4 DEFINITIE VAN HET MODELGEBIED (INITIALISEER)

De WWN maakt gebruik van een aantal bestanden die heel Nederland beslaan. Omdat het bij elkaar gaat het om een aantal gigabyte aan informatie, rekent de software traag als deze bij iedere berekening weer moeten worden ingelezen. Na het opgeven van het modelgebied onder Initialisatie (§ I.3, nr. 1), en eventueel de kaart met natuurgebieden (nr. 2), drukt men

op de knop Extraheer (Figuur 31). De software start dan met uitsneden te maken van al deze landelijke bestanden, waarna met deze deelverzamelingen voortaan sneller het modelgebied kan worden doorgerekend. Bij het uitsnijden wordt gecontroleerd of het opgegeven modelgebied wel binnen Nederland valt en of de bestanden voldoen aan de eisen die zijn beschreven in § I.3. Als een bestand goed is ingelezen kleurt aan de rechterkant van het scherm het bolletje achter de bestandsnaam groen.

FIGUUR 31

HET SCHERM ONDER DE KNOP INITIALISEER

Initialisatie van Probe en Waterlood

Naam voor project: Initialisatie aan een vegetatiekaart of remote sensing beelden

Bestand voor modelgebied: ...

Natuurgebieden: ...

Invoerbestanden (alleen te wijzigen in overleg)

Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN): ...

Bodemkaart: ...

Bodem Fysische Eenheden: ...

Klimaat Districten: ...

Extraheer

ASCII Grid	Ok	<input checked="" type="checkbox"/>
Pixel Grootte	25 meter = Ok	<input checked="" type="checkbox"/>
Extent	219575 501475 250000 518100 = Ok	<input checked="" type="checkbox"/>
Pixel uitlijning met LGN	Uitlijning = Ok	<input checked="" type="checkbox"/>
Pixel waarden 1 of -9999	Ok	<input checked="" type="checkbox"/>

I.5 BEREKENINGEN UITVOEREN (RUN): ALGEMEEN

Na het klikken op Run verschijnt er een scherm met drie opties (Figuur 32). Klikte men een van die opties aan, dan verschijnt er een aantal vragen, waaronder het opgeven van de hydrologische invoergegevens. De WWN dient namelijk te worden gevoed door hydrologische gegevens die meestal zullen zijn gegenereerd door een grondwatermodel. Deze invoergegevens zijn beschreven in § I.3.

FIGUUR 32

HET SCHERM ONDER DE KNOP RUN

Selecteer type berekening

Welk type berekening wilt u uitvoeren? Maak een selectie.

Toetsen **Waterlood**

Klimaatrobust toetsen **Waterlood+**

Voorspellen **Probe**

Er zijn twee berekeningen van twee situaties mogelijk: die van de referentie en die van een scenario. Wij bevelen ten sterkste aan om de referentie te baseren op dezelfde jaren als waarvoor de metarelaties van de WWN rekest zijn opgesteld: 1981-2010 (aangeduid als 1995).

Een scenarioberekening kan pas worden uitgevoerd als eerst de referentie is berekend. Een scenario is een combinatie van een hydrologisch scenario en een klimaatscenario. De volgende klimaatscenario's van het KNMI (Van den Hurk *et al.*, 2014) zijn in de huidige versie opgenomen: Huidig klimaat, G_L , G_H , W_L en W_H . Als zichtjaar kan voorlopig alleen 1995 (huidig klimaat) of 2050 worden geselecteerd. Uitbreiding met meer klimaatscenario's en zichtjaren is door de modelleers voor een volgende versie eenvoudig door te voeren.

Uiteraard dient de gebruiker, als hij voor een van de toekomstige klimaatscenario's kiest, dit scenario eerst met een hydrologisch model te hebben doorgerekend.

Om verwarring te voorkomen worden alle rekenresultaten van de WWN verwijderd zodra de gebruiker de referentie opnieuw definieert.

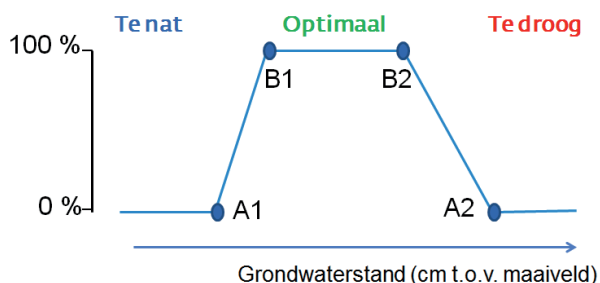
I.6 NATUURDOELEN TOETSEN (RUN WATERNOOD)

BEREKENING UITVOEREN

In de WWN is WATERNOOD opgenomen met de hydrologische randvoorwaarden natuur van Runhaar & Hennekens (2015). Deze berekent de doelrealisatie van door de gebruiker op te geven natuurdoelen voor de grootheden GVG , GLG en droogtestress DS . Ook op de doelrealisatie voor kwel kan worden getoetst. Daartoe stelt de gebruiker een drempelwaarde in (Figuur 34) waarboven kwelinvloed mag worden aangenomen. Of natuurdoelen gevoelig zijn voor kwelinvloed, dient de gebruiker van WATERNOOD zelf op te geven. Dat kan door naar het tabblad Bekijk te gaan en vervolgens het bestand Knikpunten.csv te openen. In de kolom O (KWELAH) dient vervolgens naar eigen inzicht achter iedere kwelafhankelijk vegetatietype het cijfer 0 te worden vervangen door het cijfer 1.

Wij veronderstellen dat de gebruikers met de WATERNOOD-systematiek bekend zijn en anders verwijzen we naar Runhaar & Hennekens (2015) en naar de samenvattende Figuur 33.

FIGUUR 33 IN WATERNOOD ZIJN PER VEGETATIETYPE MET VIER KNIKPUNTEN TRAPEZIUMVORMIGE DOELREALISATIEFUNCTIES GEDEFINIEERD. HIERVAN KAN MEN AFLEZEN HOEVEEL PROCENT VAN HET NATUURDOEL (PLANTENGEMEENSCHAP, HABTIATTYPE, NATUURDOELTYPE) KAN WORDEN GEHAALD. DE FUNCTIES ZIJN ER VOOR DE GROOTHEDEN GVG , GLG EN DROOGTESTRESS DS . VERMENIGVULDIGING VAN DE AFZONDERLIJKE DOELREALISATIES LEIDT TOT DE TOTALE DOELREALISATIE VAN HET BETREFFENDE NATUURDOEL



FIGUUR 34

HET SCHERM ONDER DE KNOP RUN-WATERNOOD

Waterlood: Klimaatrobuust toetsen (zuurstof- en droogtestress)

Type berekening: Referentie

KNMI klimaatscenario: Huidige klimaat (default bij referentieberekening)

Zichtjaar: 1995 (hoort bij huidige klimaat 1966-1995)

Drempelwaarde kwelinvloed: 0.25

Bestand Natuurdoeltypen: D:\Waterwijzer Natuur HSS\user\vecht\habitat_raster2.asc

Legenda Natuurdoeltypen: D:\Waterwijzer Natuur HSS\user\vecht\habitat_sleutel2.csv

WaterStress

Waterlood

WATERNOOD zal niet kunnen rekenen zonder eerst de hydrologische bestanden te hebben ingevoerd. Druk daartoe op de knop Specificeer hydrologische invoer (Figuur 34), waarna de bestanden via een scrol-optie kunnen worden binnengehaald (Figuur 35). Ook dient WATERNOOD natuurlijk gevoed te worden met een kaart, inclusief legenda, van de natuurdoelen waaraan moet worden getoetst. Deze kaart is beschreven in § I.3 onder punt 8. Na controle of de hydrologische invoer klopt drukt de gebruiker op de knop Run Waterlood (Figuur 34).

Het is echter raadzaam om eerst naar de knop Bekijk te gaan om te controleren of de hydrologische invoer wel hout snijdt. Op basis van onze ervaring is het namelijk eerder regel dan uitzondering dat een of meerdere bestanden ondeugdelijk zijn. Voorbeelden: GXG-waarden in cm, overall GXG's boven het maaiveld (tekenverwisseling), NODATA_value van 0, kwel in m³/gridcel/d in plaats van mm/d.

FIGUUR 35

HET GECONTROLEERD OPVRAGEN VAN HYDROLOGISCHE INVOERBESTANDEN

Invoer Hydrologie

Referentie

Gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG)
D:\Schil\User\vecht\Referentie\GHGL1_MV.ASC

Gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG)
D:\Schil\User\vecht\Referentie\GLGL1_MV.ASC

Gemiddelde voorjaars grondwaterstand (GVG)
D:\Schil\User\vecht\Referentie\GVGL1_MV.ASC

Gemiddelde Grondwaterstand (GG)
D:\Schil\User\vecht\Referentie\GGL1_MV.ASC

Kwel bestand
D:\Schil\User\vecht\Referentie\KAPR_1MM.ASC

RESULTATEN BEKIJKEN

Via Bekijk kunnen de resultaten van WATERNOOD worden bekeken. De toevoeging (W) voor de kaart aanduidingen geeft aan dat de kaart is berekend met WATERNOOD. Donkergrijze cellen, met de waarde NVT, zijn cellen met een vegetatietype waarvoor geen doelrealisatie-

functie in de knikpuntentabel is opgenomen. Het kan bijvoorbeeld gaan om een productiebos.

Klik op een van de bestandsnamen links, en het kaartje van de desbetreffende uitvoer verschijnt in beeld (Figuur 36). Boven de kaart verschijnt informatie over de inhoud van de kaart (in Figuur 36 gaat het om de totale doelrealisatie), daaronder over het gebruikte scenario en deelmodel van de WVN (in het voorbeeld: referentie met WATERNOOD). Met wat hulpmiddelen bovenin het beeld kan worden in- en uitgezoomd, kan het beeld worden verschoven, of kan het kaartbeeld als png-bestand worden opgeslagen.

Plaats men de cursor op de kaart, dan verschijnt in het scherm rechtsboven de waarde van de cel. Na klikken op een cel klappt een scherm open met informatie over die cel (Figuur 37).

FIGUUR 36 DE OPTIE BEKIJK (DEEL VAN HET SCHERM) MET UITVOER VAN TOETSEN



FIGUUR 37 VOORBEELD VAN ACHTERGRONDIRNFORMATIE OVER EEN BEPAALDE REKENCEL

X: 227591 Y: 503733

LGN	Natuurgraslanden
Natuur	H6230
Bodem	AFz
Bodemfysische klasse	313
Klimaat district	3
Referentie GHG	1.31
Referentie GLG	2.08
Referentie GVG	1.41
Referentie GG	1.72
Referentie Kwel	-1.71
Scenario GHG	-999.00
Scenario GLG	-999.00
Scenario GVG	-999.00
Scenario GG	-999.00
Scenario Kwel	-999.00

De kaart aanduidingen onder Bekijk hebben de volgende betekenissen:

Doelgat_GLG

De verhoging of verlaging van de GLG die minimaal nodig is om precies op 100% doelrealisatie van de GLG te komen. Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 38 en § 2.2 Witte *et al.* (2018).

Doelrealisatie_GLG

Doelrealisatie *GLG* (Runhaar & Hennekens, 2015).

Doelgat_GVG

De verhoging of verlaging van de *GVG* die minimaal nodig is om precies op 100% doelrealisatie van de *GVG* te komen. Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 38 en § 2.2 in Witte *et al.* (2018).

Doelrealisatie_GVG

Doelrealisatie *GVG* (Runhaar & Hennekens, 2015).

Droogtestress_DS

Droogtestress (aantal dagen per jaar dat een zuigspanning van 120 m in de wortelzone wordt overschreden (Jansen *et al.*, 2000)).

Doelgat_DS

Doelgat droogtestress: het aantal dagen dat *DS* moet worden verhoogd of verlaagd om precies op 100% doelrealisatie van *DS* te komen. Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 38 en § 2.2 in Witte *et al.* (2018).

Doelrealisatie_DS

Doelrealisatie droogtestress. Zie Runhaar & Hennekens (2015).

Doelgat_Kwel

De verhoging of verlaging van de kwelintensiteit die minimaal nodig is om precies op 100% doelrealisatie van *Kwel* te komen. Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 38 en § 2.2 in Witte *et al.* (2018).

Doelrealisatie_Kwel

Doelrealisatie *Kwel* (Runhaar & Hennekens, 2015).

Doelrealisatie_Totaal

Totale doelrealisatie, verkregen door alle afzonderlijke doelrealisaties (voor *GVG*, *GLG*, *DS* en *kwel*) te vermenigvuldigen (zoals voorgeschreven door Runhaar & Hennekens (2015)).

Doelrealisatie_MaximaalHaalbaar

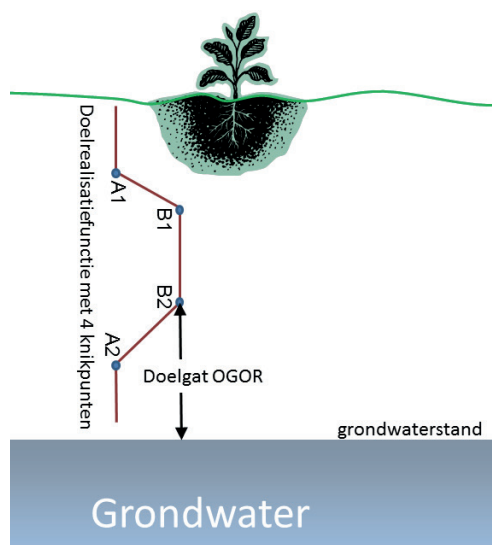
Maximaal haalbare totale doelrealisatie, gegeven de binnen de kaartvlakken van natuurdoelen voorkomende heterogeniteit in maaiveldhoogte. Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 39 en § 2.2 in Witte *et al.* (2018).

Doelrealisatie_Geschaald

Geschaalde doelrealisatie, waarin de totale doelrealisatie (*Doelrealisatie_Totaal*) is geschaald naar de maximaal haalbare totale doelrealisatie (*Doelrealisatie_MaximaalHaalbaar*) (waarden >100% afgerond naar 100). Dit is een uitbreiding van het bestaande WATERNOOD; zie Figuur 39 en § 2.2 Witte *et al.* (2018).

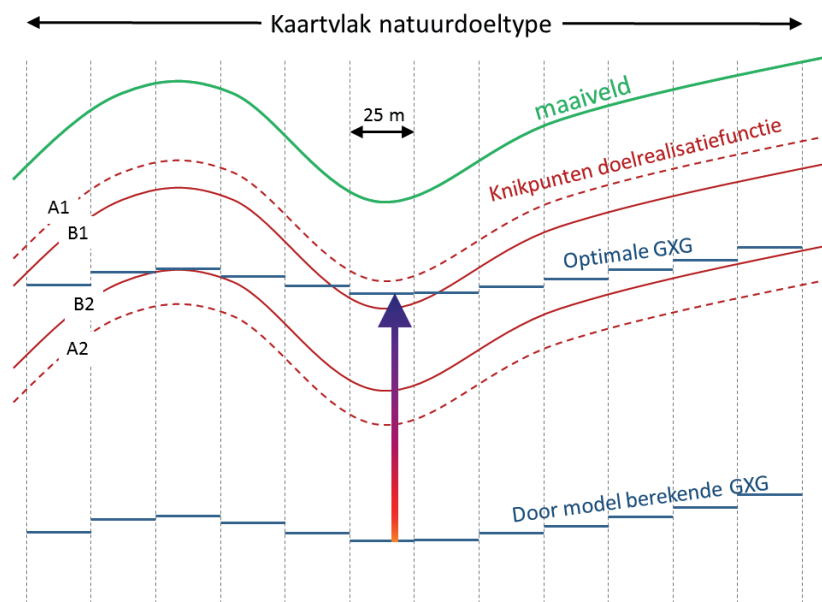
FIGUUR 38

BEREKENINGSWIJZE VAN HET DOELGAT



FIGUUR 39

BEREKENINGSWIJZE VAN MAXIMALE DOELREALISATIE EN BIJBEHOREND DOELGAT, UITGAANDE VAN AANWEZIGE VARIATIE IN MAAVELDHOOGTE EN DE UITKOMSTEN VAN EEN HYDROLOGISCH MODEL



I.7 KLIMAATROBUUST TOETSEN (RUN WATERNOOD+)

BEREKENING UITVOEREN

Op verzoek van de opdrachtgevers hebben we een versie van WATERNOOD gemaakt waarin de toetsingsgrootheden GVG en DS zijn vervangen door de klimaatrobuuste grootheden zuurstofstress RS en transpiratiestress TS, gedefinieerd volgens Bartholomeus *et al.* (2011). Deze robuuste maten worden ook gebruikt voor het model PROBE. Het klimaatrobuust toetsen is dus een uitbreiding van WATERNOOD, die echter zijn beperkingen heeft (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Na op de knop [Klimaatrobuust toetsen](#) (Figuur 32) te hebben gedrukt verschijnt weer hetzelfde scherm als onder gewoon toetsen met WATERNOOD (Figuur 34) (alleen is de kop boven dit scherm iets aangepast). De hydrologische invoerbestanden dienen weer te worden opgegeven,

tenzij men dat eerder al had gedaan onder Run-Toetsen of Run-Voorspellen. Daarna drukt men op de knop Run Waternood.

RESULTATEN BEKIJKEN

Na de berekening zijn de volgende bestanden aangemaakt (Figuur 40):

Doelrealisatie_GLG

Doelrealisatie GLG (Runhaar & Hennekens, 2015).

Doelrealisatie_Kwel

Doelrealisatie Kwel (Runhaar & Hennekens, 2015).

Zuurstofstress_RS

Zuurstofstress RS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Doelrealisatie_RS

Doelrealisatie zuurstofstress RS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Transpiratiestress_TS

Transpiratiestress TS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Doelrealisatie_TS

Doelrealisatie Transpiratiestress TS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

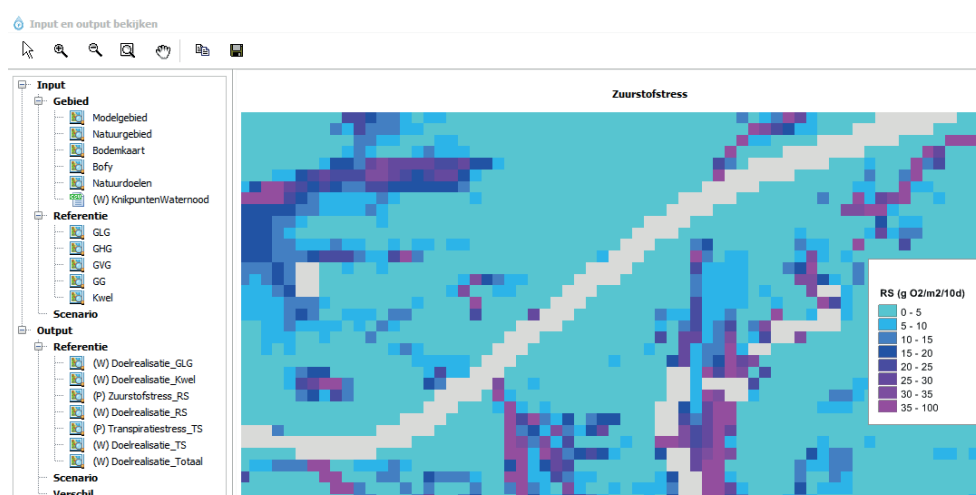
Doelrealisatie_Totaal

Totale doelrealisatie, verkregen door alle afzonderlijke doelrealisaties (voor RS, GLG, TS en kwel) te vermenigvuldigen (Runhaar & Hennekens, 2015).

De toevoeging (W) voor iedere kaartnaam weerspiegelt dat de berekening is uitgevoerd met WATERNOOD. Omdat RS en TS onderdeel zijn van PROBE, staat daar de aanduiding (P) voor.

FIGUUR 40

DE OPTIE BEKIJK (DEEL VAN HET SCHERM), MET DE UITVOER VAN KLIMAATROBUUST TOETSEN



I.8 NATUURDOELEN VOORSPELLEN (RUN PROBE)

BEREKENING UITVOEREN

Net als in de voorgaande berekeningen dient de hydrologische invoer gecontroleerd te worden opgevraagd (Figuur 35). Als dat al is gebeurd voor toetsing met WATERNOOD, hoeft dat echter niet te gebeuren (en vice versa). Daarnaast zijn er twee keuzemenu's (Figuur 41):

1. Vegetatiestructuur, met als opties:
 - a. Potenties, korte vegetaties.
Hiermee wordt de kansrijkdom van korte vegetaties berekend in het hele modelgebied, inclusief de huidige landbouwgebieden, onder de aanname dat deze vegetaties optimaal worden beheerd.
 - b. Potenties, bossen en struwelen.
Hiermee wordt de kansrijkdom van bos- en struweelvegetaties berekend in het hele modelgebied, inclusief de huidige landbouwgebieden, onder de aanname dat deze vegetaties optimaal worden beheerd.
 - c. Vegetaties met huidige vegetatiestructuur en ligging van natuurgebieden.
Hiermee wordt alleen de kansrijkdom in natuurgebieden berekend, met behoud van de huidige vegetatiestructuur (bos blijft bos, kort blijft kort).
2. Natuurwaardering, met als opties:
 - a. Aantal Rode-lijstsoorten (Van der Meijden *et al.*, 2000; Witte *et al.*, 2011)
 - b. Methode Gelderland (Hertog & Rijken, 1992; Witte *et al.*, 2011)
 - c. Methode DEMNAT (Witte, 1996; Witte *et al.*, 2011)

FIGUUR 41

HET SCHERM ONDER DE KNOP RUN VOORSPELLEN

RESULTATEN BEKIJKEN

Het belangrijkste resultaat zijn kaarten met de kansrijkdom van verschillende vegetatietypen (Figuur 42). In de huidige versie van de WVN zijn ecotoopgroepen opgenomen die zijn weergegeven in Tabel 7. Tussen haakjes staat bij ieder type in wat voor soort landschap/ecosysteem

het vegetatietype overwegend wordt aangetroffen. De uitkomsten van alle typen bij elkaar opgeteld resulteert altijd in 100%. Verder bevat de uitvoer de volgende kaarten:

Zuurstofstress_RS

Zuurstofstress RS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Transpiratiestress_TS

Transpiratiestress TS (§ 2.3 in Witte *et al.* (2018)).

Doelrealisatie_Probe

Totale kansrijkdom/doelrealisatie op basis van de kansrijkdomkaarten. Deze kaart levert alleen resultaten wanneer de natuurdoelen zijn gedefinieerd als habitattypen. Om deze kaart te kunnen maken is er een tabel opgesteld waarmee de typen van Tabel 7 worden vertaald naar habitattypen. Zie voor de werkwijze § 2.4.3 in Witte *et al.* (2018).

WAARSCHUWING

De gebruiker dient te beseffen dat deze kaart niet één op één te vergelijken is met de kaart die de totale doelrealisatie weergeeft op basis van WATERNOOD (Doelrealisatie_Totaal). WATERNOOD toetst of een gegeven natuurdoeltype aansluit bij de huidige waterhuishouding. Bij die waterhuishouding zouden meerdere typen kunnen horen, maar daar doet WATERNOOD geen uitspraak over. PROBE berekent de kansrijkdom van alle typen die mogelijk zijn, en het model houdt daarbij ook rekening met de voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. Men mag daarom verwachten dat de doelrealisatie op basis van WATERNOOD systematisch hoger uitvalt dan die van PROBE, en dat waar het laatste model een hoge doelrealisatie voorspelt, WATERNOOD dat in ieder geval ook zal doen.

ProbeKlassen

Vegetatiekaart, waarbij iedere rekencel is geclassificeerd naar het vegetatietype (ecotoopgroep) dat de hoogste kansrijkdom heeft (te vinden in MaximaleKansrijkdom).

MaximaleKansrijkdom

De hoogste kansrijkdom (%) van alle gemodelleerde vegetatietypen.

Natuurwaarden

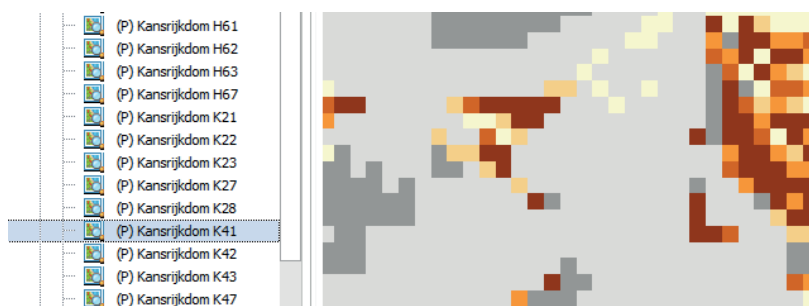
De natuurwaarde die alle typen tezamen vertegenwoordigen, op een schaal van 0-100% (§ 2.4.4 in Witte *et al.* (2018)).

Oppervlakten

csv-bestand met de oppervlakte van ieder type, uitgedrukt in aantal rastercellen, alsmede de gesommeerde natuurwaarde van ieder type (§ 2.4.1 in Witte *et al.* (2018)).

De toevoeging (P) voor iedere kaartnaam weerspiegelt dat de berekening is uitgevoerd met PROBE. Wanneer er naast een referentie ook een scenario is doorgerekend, genereert de WVN ook verschilkaarten van de kansrijkdom (aangegeven als dK21, dK22, etc.) en de natuurwaarden.

FIGUUR 42 DE OPTIE BEKIJK (KLEIN DEEL VAN HET SCHERM) MET UITVOER VAN VOORSPELLEN



TABEL 7 INDELING IN ECOTOOPGROEPEN (BEWERKT NAAR RUNHAAR ET AL. (2004)) DIE IN PROBE WORDT GEBRUIKT

Code	Omschrijving
A11	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zure wateren (zure vennen, hoogveenplassen)
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren (gebufferde vennen, duinplassen in kalkarme duinen)
A15	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, zwak zure wateren (sloten en plassen met zacht water, vooral in dekzandgebieden)
A16	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, basische wateren (sloten en plassen met hard water, vooral in laagveen en klei-gebieden)
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren (sloten en plassen in laagveen- en kleigebieden)
K21	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems (natte heiden en hoogvenen)
K22	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems (veenmosrietlanden, trilvenen, blauwgraslanden, kalkarme duinvalleien)
K23	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems (natte duinvalleien)
K27	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem (hooilanden in het laagveen en in de middenloop van beekdalen)
K28	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems (ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland)
K41	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems (vochtige heiden en hoogvenen)
K42	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems (heischrale graslanden, kalkarme duinvalleien)
K43	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems (kalkgraslanden)
K47	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke bodems (dijkhellingen, glanshaverhooilanden)
K48	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, zeer voedselrijke bodems (akkers, bermen, fabrieksterreinen)
K61	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems (droge heiden)
K62	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems (droge heiden en Buntgras-graslanden)
K63	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems (kalkrijke duingraslanden)
K67	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op droge, matig voedselrijke bodems (ondergroei in graanakkers, ruderaal vegetatie in droge duinen)
K68	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op droge, matig voedselrijke bodems (ondergroei in zwaar bemeste akkers, ruderaal vegetatie langs rivieren)
H21	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zure bodems (hoogveenbossen)

Code	Omschrijving
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems (<i>bronbossen</i>)
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems (<i>elzenbroekbos, nat hellingbos</i>)
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems (<i>rivierbossen, grienden</i>)
H41	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zure bodems (<i>vochtige eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen met Pijpenstrootje</i>)
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems (<i>beuken-zomereikenbossen met Leleitje-van-dalen en armere vormen van eiken—haagbeukenbossen met Witte Klaverzuring en Bosanemoon</i>)
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems (<i>hellingbossen in Zuid-Limburg</i>)
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems (<i>oudere stinzenbossen en andere parkachtige bossen op rivierklei, leem en lemige zandgronden</i>)
H48	Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodems (<i>jonge aangeplante bossen op kleigrond</i>)
H61	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zure bodems (<i>droge eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen</i>)
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak zure bodems (<i>binnenduynrandbossen en droge bossen op weinig uitgeloogd zand met Bosviooltje en Lelietje-van Dalen</i>)
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems (<i>bossen en struwelen van kalkrijke duinen</i>)
H67	Bossen en struwelen op droge, matig voedselrijke bodems (<i>aangeplante bossen op voormalige landbouwgrond op zand</i>)

I.9 UITKOMSTEN EXPORTEREN EN IMPORTEREN

Onder de optie [Bekijk](#) kunt u kaarten bewaren in png format. Wilt u de uitkomsten als ASCII bestanden bewaren, ga dan naar het hoofdmenu (Figuur 30). Linksboven drukt u op de knop [Project](#) en vervolgens [Bewaar project](#). U kunt nu een folder selecteren waar alle in- en uitvoerbestanden naar worden weggeschreven. Deze kunt uw vervolgens gebruiken voor verdere analyses of voor kaartweergave met andere software, zoals ArcView.

De bewaarde bestanden kunnen in een later stadium via [Project](#) ook weer worden geladen in de WVN.

I.10 VERWIJZEN NAAR DE WATERWIJZER NATUUR

Voor inhoudelijke verantwoording van berekeningen kan worden verwezen naar de volgende bronnen:

De WATERNOOD systematiek:

Runhaar, J., Gehrels, J.C., Van der Lee, G., Hennekens, S.M., Wamelink, G.W.W., van der Linden, W. & De Louw, P.G.B. (2002) *Waterlood deelrapport Doelrealisatie Natuur*. STOWA, Utrecht.

De abiotische vereisten:

Runhaar, J. & Hennekens, S. (2014) *Hydrologische Randvoorwaarden Natuur; Versie 3*. STOWA, WUR, KWR, Amersfoort.

Binnen WATERNOOD rekening houden met heterogeniteit, Klimaatrobuust toetsen met WATERNOOD+, geschaalde natuurwaarden:

Witte, J.P.M., Runhaar, J., Bartholomeus, R.P., Fujita, Y., Hoefsloot, P., Kros, J., Mol, J. & De Vries, W. (2018) *De Waterwijzer Natuur. Versie 1.0*. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Het model PROBE:

Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., Van Bodegom, P.M., Cirkel, D.G., Van Ek, R., Fujita, Y., Janssen, G.M., Spek, T.J. & Runhaar, H. (2015) A probabilistic eco-hydrological model to predict the effects of climate change on natural vegetation at a regional scale. *Landscape Ecology*, 30, 835-854.

I.11 BIJSLUITER

Wij raden aan om WATERNOOD eerst te gebruiken in combinatie met een actuele vegetatiekaart. In het ideale geval sluiten beide naadloos op elkaar aan en wordt overall 100% doelrealisatie gehaald. Meestal zal men echter vinden dat er gebieden zijn waar een doelgat wordt berekend doordat de grondwaterstand te laag is berekend, of te hoog, voor het vegetatietype dat volgens de actuele vegetatiekaart aanwezig zou moeten zijn. Deze uitkomst kan aanleiding zijn het grondwatermodel nog eens kritisch te analyseren, maar ook zou men vragen kunnen stellen bij de juistheid van de vegetatiekaart en, bij een doelgat droogtestress, de bodemkaart.

Wij zijn er ons van bewust dat WATERNOOD soms als voorspellingsmodel wordt ingezet, bijvoorbeeld om 'ontwikkelingsruimte' te zoeken: nagaan hoeveel de grondwaterstand kan worden veranderd zodat de doelvegetatie nog net binnen het optimale bereik van de doelrealisatiefunctie valt (knikpunten B1 en B2, Figuur 33). Daar is dit instrument echter niet geschikt. Het houdt namelijk geen rekening met veranderingen in de bodem die optreden ten gevolge grondwaterstandsverandering. Ons nadrukkelijke advies is daarom WATERNOOD (en WATERNOOD+) alleen te gebruiken voor het toetsen van vegetatiedoelen. Voor het voorspellen van effecten op de natuur, bijvoorbeeld in een m.e.r., is PROBE bedoeld.

Voor de toepassing en vooral voor de interpretatie van de resultaten is het noodzakelijk dat de WWN wordt gebruikt door personen met kennis van zaken, vooral op vegetatiekundig en hydrologisch gebied. Het is geen kunst om met het instrument fraai ogende plaatjes te genereren, maar de berekening dient wel deugdelijk te gebeuren en de uitkomsten dienen op waarde te worden beoordeeld. Dit lijkt ons geen gekke eis: hydrologische modellen, bijvoorbeeld, worden ook niet door willekeurige lieden bediend, maar, mogen we hopen, alleen door goed geschoolde vaklui. Bij de interpretatie van de resultaten van de WWN is bijvoorbeeld enig bewustzijn nodig over:

- Mogelijke fouten in de hydrologische grootheden die de WWN voeden. Naast systematische fouten is een standaardafwijking in gesimuleerde grondwaterstand van enkele decimeters vaak heel normaal in regionale studies, maar dat is wel een afwijking die grote gevolgen kan hebben voor de te toetsen of de te voorspellen vegetatietypen. Soms is daarom een beoordeling van de resultaten op gebiedsniveau (patronen en oppervlakten) zinvoller dan op het niveau van individuele rastercellen. Of kan een gevoeligheidsanalyse zinvol zijn, waarbij met een realistische bandbreedte aan grondwaterstanden wordt gerekend.
- De betrouwbaarheid van de achterliggende 1:50.000 Bodemkaart van Nederland, en de daarvan afgeleide kaart met bodemfysische eenheden (bodemkaart is vaak verouderd).
- De betrouwbaarheid van de kaart met natuurdoelen waaraan wordt getoetst (liggen de natuurdoelen wel op de goede plaats?).

BIJLAGE II

VEGETATIEKUNDE

J.P.M. Witte, 20 juni 2018

Onder een vegetatie verstaat men een begroeiing van planten die zich min of meer spontaan hebben gevestigd en uitgebreid. Een maisakker is doelbewust aangeplant, niet spontaan, en dus geen vegetatie (maar een gewas). Een kwelderbegroeiing is wel een vegetatie, maar ook de spontane opslag van onkruiden in een maisakker kan men als een vegetatie beschouwen.

Over wat natuurlijk is en wat niet, kan men oeverloos discussiëren. Hier volstaan we met de mededeling dat vrijwel alle natuurgebieden in Nederland door de mens zijn beïnvloed en dat de natuurlijkheid van die terreinen sterk samenhangt met de mate waarin soorten zich spontaan hebben kunnen vestigen en uitbreiden, dus zonder menselijke sturing.

Vegetatiekundigen delen het spontane plantendek in klassen (typen) in. Die klassen worden vegetatietypen genoemd. Er zijn vele manieren om een vegetatie te classificeren tot vegetatietypen. In Nederland heeft vooral de Frans-Zwitserse school van Braun-Blanquet ingang gevonden, ook wel de plantensociologie genoemd. De naam van deze school weerspiegelt de gedachte dat plantensoorten met elkaar betrekkingen hebben – zoals concurrentie om water, licht en voedingsstoffen – en dus een sociologische gemeenschap vormen. Vegetatietypen uit deze school worden daarom plantengemeenschappen genoemd.

De plantensociologische methode is gebaseerd op vegetatieopnamen: proefvlakjes (van bijvoorbeeld 2x2 m) waarvan alle plantensoorten worden genoteerd, inclusief de bedekking of het aantal van iedere soort. Vrijwel alle vegetatieopnamen van Nederland zijn opgeslagen in de databank Synbiosys. Daarin zitten inmiddels meer dan een half miljoen opnamen. Via een statistische analyse (ordinatie) en deskundigenoordeel worden vegetatietypen uit vegetatieopnamen afgeleid. Daarbij kent de plantensociologie een hiërarchisch systeem van vegetatietypen (plantengemeenschappen). De basale eenheid in de plantensociologie is de associatie. Die wordt aangegeven met een code - bestaande uit twee cijfers, gevolgd door twee letters en daarna weer twee cijfers – en een naam die verwijst naar een of twee soorten die heel karakteristiek zijn voor de associatie (zoals de zogenaamde ‘kensoorten’). Voorbeeld: 11AA02 *Ericetum tetralicis* (Associatie van Dopheide). Associaties worden in het hiërarchische systeem op basis van hun soortensamenstelling samengevoegd tot verbonden (11AA *Ericetum tetralicis*, Dopheide-verbond), verbonden tot orden (11A *Ericetalia tetralicis*, Dopheide-orde), en orden tot klassen (11 *Oxycocco-Sphagnetalia*, Klasse der hoogveenbulten en natte heiden). Vaak komt men tot de beslissing een associatie op te splitsen, wat dan leidt tot subassociaties. Aan de associatiecode wordt dan een letter toegevoegd (11AA02A *Ericetum tetralicis sphagnetosum*, Ass. van Gewone dophei; subass. met Veenmos).

Dit systeem van classificeren kan worden toegepast op ieder gebied. Wanneer men voldoende vegetatieopnamen (steekproeven) van een gebied heeft, kan men zo een eigen, lokale, vegetatietypologie opstellen. Op basis van vele duizenden opnamen echter, zijn alle mogelijke plantengemeenschappen van ons land beschreven in een vijfdeelig standaardwerk, genaamd De

Vegetatie van Nederland (DVN) (Schaminée *et al.*, 1995a; Schaminée *et al.*, 1995b; Schaminée *et al.*, 1996; Schaminée *et al.*, 1998; Stortelder *et al.*, 1999). Hierna een voorbeeld van de plantengemeenschappen die DVN onderscheidt binnen de hiervoor genoemde klasse:

11	<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	Klasse der hoogveenbulten en natte heiden
11A	<i>Ericetalia tetralicis</i>	Dophei-orde
11AA	<i>Ericion tetralicis</i>	Dophei-verbond
11AA01	<i>Lycopodio-Rhynchosporium</i>	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies
11AA02	<i>Ericetum tetralicis</i>	Associatie van Gewone dophei
11AA02A	<i>Ericetum tetralicis sphagnetosum</i>	Ass. van Gewone dophei; subass. met Veenmos
11AA02B	<i>Ericetum tetralicis vaccinietosum</i>	Ass. van Gewone dophei; subass. met Bosbes
11AA02C	<i>Ericetum tetralicis typicum</i>	Ass. van Gewone dophei; typische subass.
etc.		

Er bestaan nog soortenarme varianten van sommige associaties, genaamd rompgemeenschappen en derivaatgemeenschappen. Die bespreken we hier niet; voor meer informatie over de plantensociologie verwijzen we naar het eerste deel van DVN (Schaminée *et al.*, 1995a). In totaal zijn in DVN 270 subassociaties onderscheiden, 242 associaties, 89 verbonden, 58 orden en 42 klassen. Daarnaast 130 romp- en derivaatgemeenschappen.

Staatsbosbeheer heeft een eigen plantensociologische vegetatietypologie opgesteld die lijkt op die uit DVN, maar die meer aandacht besteedt aan soortenarme plantengemeenschappen (Staatsbosbeheer, 2000).

In de praktijk blijken vegetatieopnamen niet altijd eenduidig zijn toe te schrijven aan een type uit de hier genoemde twee landelijke systemen. Dat is logisch, omdat het spontane plantendek in de natuur gekenmerkt wordt door allerlei ruimtelijke overgangen in soortensamenstelling. Vegetatiekaarten met een lokale typologie worden vaak vertaald naar een van beide landelijke typologieën, zodat er beter over gecommuniceerd kan worden. Die vertaling is vaak niet eenduidig, waardoor men voor een kaartvlak soms meerdere nationale typen moet aangeven: 'dit lokale type lijkt op zowel 11AA01 als 11BA01'.

In de ecologie bestaat er een wirwar aan termen die elkaar vaak overlappen, soms zelfs geheel (dan zijn het synoniemen). Met de term habitat wordt het milieu bedoeld waarbij een organisme (of een groep van organismen, zoals een plantengemeenschap) zich thuis voelt. In de vegetatiekunde spreekt men ook wel van groeiplaats of standplaats.

Als je naar een persoon kijkt, zie je niet alleen zijn huid, haren en ogen, maar ook alle fysieke en mentale eigenschappen die daaronder zitten. Zo is het ook met het spontane plantendek: een goede ecooloog ziet niet alleen de planten, maar betreft in zijn waarneming tevens alle relaties die daaronder liggen: met Dopheide, Veenbies en Klokjesgentiaan neemt hij niet alleen een Dopheide-associatie (de huid) waar, maar tevens een nat, voedselarm en zuur milieu (de standplaats). Waarnemen is bij een kenner meteen een vergaande vorm van interpreteren: hij ziet een ecosysteem: organismen met hun onderlinge relaties en hun relaties met het milieu waarin ze groeien (hun standplaats).

Zoals beschreven, wordt in de plantensociologie de soortensamenstelling van het plantendek gebruikt om tot een indeling in vegetatietypen te komen. Een vegetatie is het (makkelijk waarneembare) uiterlijk van een ecosysteem en dus kan een vegetatie ook worden geclassificeerd tot typen op basis van de standplaatsfactoren die de verschillen in soortensamenstelling

veroorzaken. De belangrijkste vier abiotische standplaatsfactoren zijn de 'saliniteit', de 'vochttoestand', de 'voedselrijkdom' en de 'zuurgraad' van de bodem. Daarnaast zijn de factoren 'tijd' en 'licht' van belang voor de soortensamenstelling, die samenhangen met respectievelijk het successiestadium en de structuur van de vegetatie. Kent men deze zes factoren, dan kan men heel aardig voorspellen welke plantensoorten er in de vegetatie staan. Runhaar *et al.* (2004) hebben alle plantensoorten van Nederland ingedeeld bij deze zes standplaatsfactoren. Op basis daarvan hebben Witte & Van der Meijden (1995) ten behoeve van het model DEMNAT (Witte, 1998; Van Ek *et al.*, 2000) de vegetatie / ecosystemen ingedeeld in ecotoopgroepen. Van deze indeling maakt ook de Waterwijzer Natuur (WWN) voorlopig gebruik. De indeling is vrij grof, wat aansluit op de onzekerheid in de invoergegevens en modelrelaties, en op de wens met het model klimaatprojecties te kunnen uitvoeren. Er zijn in de WWN 33 ecotoopgroepen onderscheiden.

Voor het beleid zijn er verschillende andere indelingen van de natuur in omloop. Deze zijn allemaal grover dan de indeling in associaties volgens DVN. Via vertaalslagen zijn de typen uit DVN toe te kennen aan de grovere beleidstypen. Daarvan hebben we de volgende:

1. Beheertypen: over het algemeen vrij grove typen met een vergelijkbaar (vegetatie)beheer. Zij vormen de basis voor afspraken over doelen en middelen tussen de provincie en beheerder en zijn bedoeld voor de aansturing van het (agrarisch) natuur- en landschapsbeheer (Subsidiestelsel Natuur en Landschap). Beheertypen worden binnen Nederland gebruikt om natuurkwaliteit van het Nationaal Natuur Netwerk te monitoren. Dat gebeurt mede op basis van de aanwezigheid van plantengemeenschappen. Volgens het Compendium voor de Leefomgeving (<http://www.clo.nl>) zijn er 47 beheertypen gedefinieerd (die weer zijn te groeperen tot 17 samenvattende natuurtypen). Voorbeeld van een beheertype: N05.01 *Moeras*. Qua standplaatscondities zijn beheertypen vaak heterogeen. Meer informatie: www.bij12.nl.
2. Habitattypen. De verantwoording van Nederland aan de Europese Commissie voor de instandhouding van de natuur in het Natura-2000 netwerk gebeurt op het niveau van habitattypen. In Nederland komen 51 habitattypen van de Europese habitatrichtlijn voor (Janssen & Schaminée, 2003). Voorbeeld: H4030 *Droge heiden*. De kwaliteit van habitattypen in een gebied hangt mede af van de aanwezigheid van plantengemeenschappen. Voor de WWN is er een vertaling gemaakt van ecotoopgroepen naar habitattypen; wanneer de gebruiker een kaart met habitattypen opgeeft, berekent PROBE daarvan de kansrijkdom.
3. Natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is een in het natuurbeleid nagestreefd type ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft. Het stelsel van natuurdoeltypen is ontwikkeld omstreeks 1990 na het verschijnen van de plannen voor de ecologische hoofdstructuur (EHS). In totaal zijn voor Nederland 92 natuurdoeltypen beschreven (Bal *et al.*, 2001). Voorbeeld: 3.43 *Natte duinheide*. De typologie wordt gebruikt als 'taal' in het natuur- en milieubeleid. Om het duurzaam behouden van een natuurdoeltype te realiseren, zijn acties van verschillende actoren nodig: terreinbeheerders, gemeenten, waterschappen, provincies en het Rijk. Met een gemeenschappelijke taal kan afstemming tussen hen worden bereikt. Er bestaat een vertaling van plantengemeenschappen naar natuurdoeltypen.

Samengevat hebben we nu (met tussenhaakjes of de typen zijn opgenomen in de twee onderdelen van de WWN: W = WATERNOOD, P = PROBE):

- Plantengemeenschappen (W): vegetatietypen uit de plantensociologische school, bedoeld om zo goed mogelijk de variatie in het plantendek te beschrijven. Basale eenheid: de associatie.

- Ecotoopgroepen (P): vrij grove eenheden die qua standplaats zo homogeen mogelijk zijn. Opgenomen in de eerste versie van de WWN.
- Beheertypen: grove ecosysteemtypen, ontworpen om op provinciaal niveau het beheer aan te sturen.
- Habitattypen (W&P): ecosysteemtypen waarmee het nationale beleid van Natura-2000 naar Europa wordt verantwoord.
- Natuurdoeltypen (W&P): ecosysteemtypen die fungeren als communicatiemiddel tussen actoren in het natuurbeleid.

Al met al een moeilijk te doorgronden geheel voor mensen die niet zijn ingewijd in de vegetatiekunde en het natuurbeleid van Nederland. Het is niet anders.

Een natuurdoel is een in het natuurbeleid en -beheer nagestreefd doel. In dit rapport verwijzend naar de terrestrische vegetatie als een van de aspecten die in vele doelformuleringen worden genoemd. Het is een ruim begrip, dat in de praktijk kan worden geconcretiseerd met bijvoorbeeld een nagestreefde associatie, habitatype of natuurdoeltype.

Of een vegetatietype zich in een gebied goed ontwikkeld, kan worden beoordeeld aan zowel de oppervlakte als de kwaliteit van dat type. De kwaliteit wordt meestal afgemeten aan de hand van het aantal plantensoorten dat kenmerkend is voor het type. In Waterlood is een maat voor de kwaliteit de doelrealisatie. Dit is een factor (0-100%) die voor een aanwezige of geplande vegetatie aangeeft hoe goed deze zich kan ontwikkelen bij een bepaalde 'vochttoestand'. Deze standplaatsfactor wordt afgeleid van de bodemkaart en een aantal door de gebruiker opgegeven hydrologische grootheden (vooral *GVG* en *GLG*). In PROBE is een maat voor de kwaliteit de kansrijkdom (0-100%). Dit is de kans op de ontwikkeling van een goed ontwikkeld vegetatietype ('ecotoogroep' in de eerste versie van de WWN), bij een gegeven combinatie van de standplaatsfactoren 'vochttoestand', 'voedselrijkdom' en 'zuurgraad'. Deze standplaatsfactoren berekent PROBE uit de bodemkaart, het klimaatscenario en uit de door de gebruiker opgegeven hydrologische grootheden (*GHG*, *GLG*, *GVG*, *GG*, kwelintensiteit).

BIJLAGE III

NIEUWE MATEN VOOR VOCHTTOESTAND IN WATERNOOD+

R.P. Bartholomeus, J. Runhaar & J.P.M. Witte, Nieuwegein, 11 december 2017

III.1 STANDPLAATSFACTOREN VOOR DE STANDPLAATSFACTOR 'VOCHTTOESTAND'

Met de standplaatsfactor vochttoestand wordt een complex van water en zuurstof in het wortelmilieu aangeduid dat beslissend is voor de soortensamenstelling van de vegetatie (Runhaar *et al.*, 1997). Bij te weinig bodemvocht zal de vegetatie niet potentieel kunnen transpireren, ontstaat er droogtestress, zodat soorten aangepast aan droge bodems gaan domineren (xerofyten). Bij teveel water wordt de beschikbaarheid van zuurstof in het wortelmilieu beperkend voor de wortelademhaling (respiratie), ontstaat er zuurstofstress, en zullen soorten aangepast aan anaerobe milieus gaan domineren (hygrofyten). De hoeveelheid vocht in de bodem bepaalt dus, samen met bodemeigenschappen en de behoefte van de vegetatie, hoeveel droogtestress en zuurstofstress in de wortelzone optreedt. PROBE en WATERNOOD gebruiken verschillende maten om droogtestress en zuurstofstress te karakteriseren.

III.2 DE VOCHTTOESTAND IN WATERNOOD

GVG: Veelgebruikte maten voor de relatie tussen het vochtregime en de vegetatie zijn de zogenaamde *GxG*-waarden. De meest gebruikte maat voor het karakteriseren van de vochthuishouding is de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG). De GVG wordt gebruikt als maat voor zuurstofstress, gebaseerd op de aanname dat de zuurstofvoorziening aan het begin van het groeiseizoen bepalend is voor plantengroei (Runhaar *et al.*, 1997).

Een voordeel van de GVG is dat deze maat makkelijk is te berekenen uit veldmetingen. Een nadeel is dat de grondwaterstand een indirecte maat is voor datgene waar het de planten werkelijk om gaat: voldoende zuurstof om te respireren. De GVG is alleen toepasbaar voor gebieden met een seizoensmatig grondwaterregime waar de hoogste grondwaterstanden gedurende het groeiseizoen gewoonlijk optreden aan het begin van het groeiseizoen. De maat is daardoor niet bruikbaar in situaties die onder invloed staan van getijden of waar door opzetten van de waterstand de hoogste grondwaterstanden juist later in de zomer optreden. Ook houdt de GVG geen rekening met het effect van extreme neerslag, temperatuur, bodemtextuur en organische-stofgehalte op de zuurstofstress. Uit de landbouw, bijvoorbeeld, is bekend dat juist de combinatie van hoge temperatuur (die de zuurstofvraag van planten verhoogt) en intensieve neerslag (die de zuurstofbeschikbaarheid verlaagt) schadelijk is voor de gewassen. Een ander nadeel is dat de GVG is gedefinieerd als de stand op 1 april, omdat dan het groeiseizoen zou beginnen. Door de stijgende temperaturen het groeiseizoen echter steeds eerder beginnen.

Droogtestress is in WATERNOOD uitgedrukt als het gemiddelde aantal dagen per jaar dat de drukhoogte in het midden van de wortelzone van een referentiegewas lager is dan -12000 cm (dus $pF > 4.1$) (Jansen & Runhaar, 2005). Deze stress wordt hierna aangeduid als *DS*. Gekozen is voor een vrij extreme grenswaarde (pF 4.1, dicht bij verwelkingspunt) vanuit de veronderstel-

ling dat juist sterfte van niet aan droogte aangepaste soorten bepalend is voor de dominantie van wel aan droogte aangepaste soorten (xerofyten). Bovendien leverde deze grenswaarde in het onderzoek van Jansen & Runhaar (2005) de hoogste correlatie op tussen *DS* en aandeel xerofyten. Anders dan de *GVG* kan deze maat wel als klimaatrobuust worden beschouwd. Met behulp van metarelaties wordt hij in WATERNOOD afgeleid van de gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG* en het bodemtype. Om rekening te houden met regionale verschillen in het klimaat, zijn de metarelaties bovendien nog afhankelijk van het door de gebruiker opgegeven meteorologische station (keuze uit drie mogelijkheden). In tegenstelling tot *PROBE*, zijn de metarelaties thans alleen afgeleid voor het huidige klimaat.

III.3 DE VOCHTTOESTAND IN PROBE

Zuurstofstress (respiratiestress *RS*): Omdat afname van de wortelrespiratie de meest directe reactie van de plant is op een tekort aan zuurstof in de bodem, is dit proces als basis gebruikt voor het definiëren van een nieuwe maat voor zuurstofstress. Als de zuurstofbeschikbaarheid in de bodem voldoende is om aan de vraag van de planten te voldoen, is er sprake van potentiële respiratie. Als de zuurstofbeschikbaarheid onvoldoende is, neemt de respiratie af. De actuele respiratie is dan dus lager dan de potentiële respiratie. Het verschil tussen potentiële en actuele respiratie is de respiratiereductie. Om deze te kunnen berekenen is voor *PROBE* een dynamisch bodemvocht-klimaat-plant model ontwikkeld (Bartholomeus *et al.*, 2008b). Voor dit model, dat op dagbasis rekent, hoeven geen aannamen te worden gedaan over de start en de lengte van het groeiseizoen.

Als maat voor zuurstofstress, ofwel respiratiestress *RS* (Bartholomeus *et al.*, 2011; Bartholomeus *et al.*, 2012b), wordt voor *PROBE* een periode van 30 jaar de dagelijkse respiratiereductie bepaald. Voor de berekening van zuurstofstress wordt uitgegaan van een referentiegewas. Uit de dagelijkse respiratiereductie wordt per jaar de maximale 10-daagse som berekend. Deze wordt vervolgens gemiddeld over een periode van 30 jaar en levert *RS* op. Door deze procedure selecteren we per jaar de periode waarin de hoogste zuurstofstress optreedt. Juist deze extreme perioden zijn beslissend voor de plantengroei.

RS maakt het mogelijk zowel de effecten van extreme neerslag, als van hoge temperaturen te onderzoeken. Het gelijktijdig optreden van deze condities heeft grote invloed op de vegetatie en zal vaker gebeuren in het toekomstige klimaat.

Droogtestress (transpiratiestress *TS*): Equivalent aan zuurstofstress wordt in *PROBE* voor transpiratiestress voor een periode van 30 jaar de dagelijkse transpiratiereductie bepaald, uitgaande van een referentiegewas. We noemen deze grootte binnen de *WWN* 'transpiratiestress' om onderscheid te maken met de droogtestress *DS* van WATERNOOD. Uit de dagelijkse transpiratiereductie wordt per jaar de maximale 10-daagse som berekend. Deze wordt vervolgens gemiddeld over een periode van 30 jaar en levert *TS* op. Door deze procedure selecteren we per jaar de periode waarin de hoogste droogtestress optreedt (Bartholomeus *et al.*, 2011).

III.4 DE VOCHTTOESTAND VAN PROBE IN WATERNOOD

METHODE

WATERNOOD berekent de haalbaarheid van vastgestelde doelen via trapeziumvormige doelrealisatiefuncties. Voor iedere plantengemeenschap uit zowel het standaardwerk 'De Vegetatie van Nederland' als de indeling van Staatsbosbeheer (Anonymous, 2000) zijn deze functies beschreven door middel van knikpunten. Doelrealisatiefuncties van plantengemeenschappen zijn vervolgens weer samengevoegd tot functies voor natuurdoeltypen, habitattypen en SNL beheertypen (Runhaar *et al.*, 2009).

Als maat voor een gebrek aan zuurstof zijn de knikpunten in WATERNOOD uitgedrukt als GVG, voor een gebrek aan vocht is dat de droogtestress *DS*. Voor de WWN vervangen we deze knikpunten door de maten die PROBE gebruikt: respectievelijk respiratiestress *RS* en transpiratiestress *TS*. De berekeningen in PROBE gebeuren met metarelaties die zijn afgeleid van talloze en zeer tijdrovende simulaties met het model GTST (Bartholomeus & Witte, 2013). Ook hier gebruiken we GTST, maar dan om relaties te berekenen tussen:

1. GVG en *RS*
2. *DS* en *TS*

Hebben we eenmaal zulke relaties, dan kunnen we daarmee de knikpunten van Waterlood vervangen.

De software GTST (Figuur 43) is destijds voor PROBE ontwikkeld omdat de berekening van *RS* en *TS* tijdrovend en daarmee praktisch onwerkbaar is als deze toegepast moet worden op duizenden rekencellen. GTST genereert vertaalfuncties voor *RS* en *TS* voor elke combinatie van klimaatscenario, klimaatdistrict en bodemfysische eenheid (Bartholomeus & Witte, 2013). Deze vertaalfuncties zijn gebaseerd op modelsimulaties met het model SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant model (Van Dam *et al.*, 2008; Kroes *et al.*, 2009)), voor automatisch gegenereerde plots (30 jaar, tijdstap van 1 dag). Voor elke plot worden zowel grondwaterstandskarakteristieken (gemiddelde grondwaterstand *GG*, gemiddeld hoogste grondwaterstand *GHG*, *GLG*, *GVG*) als stressen (*RS* en *TS*) gesimuleerd. Na het doorrekenen van duizenden plots relateert GTST *RS* en *TS* empirisch aan de *GxG*'s (Witte *et al.*, 2015a).

Om vertaalfuncties te maken van *GVG* naar *RS* en van *DS* naar *TS* is GTST uitgebreid met de simulatie van de droogtestress uit WATERNOOD, *DS*. De vertaalfuncties zijn afgeleid voor de meteorologische condities van De Bilt voor 1966-1995 en voor 72 bodemfysische eenheden (Wösten *et al.*, 2013). Voor elke bodemfysische eenheid zijn aparte functies afgeleid, door 'splines' door de gesimuleerde 'data' te fitten. Deze zijn vervolgens gebruikt om tabellen te vullen waarmee de knikpunten in WATERNOOD kunnen worden vervangen. Het referentiegewas dat voor *DS* is gebruikt verschilt van het referentiegewas dat is gebruikt voor *RS* en *TS* in de minimale drukhoogte waarbij planten nog water kunnen opnemen en dus kunnen transpireren (parameter h_4 in de wortelonttrekkingsfunctie, ofwel Feddes-functie). Voor *DS* geldt $h_4 = -16000$ cm (pF 4.2), voor *TS* en *RS* geldt $h_4 = -10000$ cm (pF 4.0). Om te controleren of *GVG*, *TS* en *RS* gevoelig zijn voor deze keuze van h_4 , zijn de resultaten van GTST met beide h_4 -waarden berekend. Uit deze analyse bleek dat *GVG*, *TS* en *RS* vrijwel ongevoelig zijn voor aanpassingen in deze parameter. Daarom is voor de simulaties verder alleen gerekend met de waarde die in WATERNOOD is gebruikt: $h_4 = -16000$ cm.

EERSTE RESULTATEN

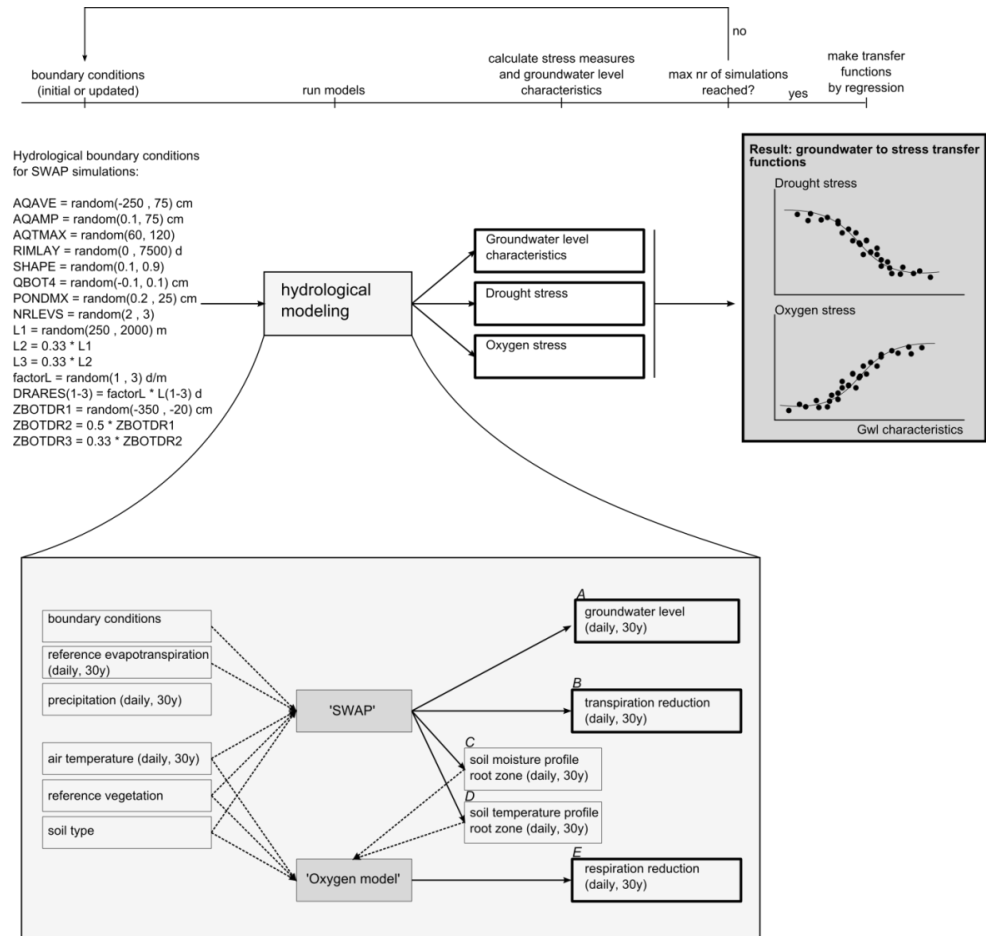
Als voorbeeld zijn in Figuur 44 de resultaten van GTST voor twee bodemfysische eenheden weergegeven (bofy 16 en 17): links de relatie tussen *GVG* en *RS*, rechts die tussen *DS* en *TS*. Ieder punt is de uitkomst van één bepaalde simulatie met een unieke geohydrologische schematisering (drainageweerstand, slootpeil en kwelintensiteit).

Voor Waterlood+ is de relatie tussen *GVG* en *RS* opgenomen in Tabel 8, die laat zien dat het verschil in *RS* tussen de bofy's kleiner wordt, naarmate de *GVG* het maaiveld nadert. Runhaar (1989a) vond in de relatie tussen *GVG* en aandeel hygroyten geen verschil tussen veen-, zand-, en kleibodems. Mogelijk komt dit doordat hij vooral zandgronden bestudeerde en veel opnamen met een ondiepe *GVG*. De tabel toont echter dat volgens PROBE ook bij diepere *GVG*'s nog wel degelijk een aanzienlijke *RS* kan optreden bij sommige bodemtypen. Op basis daarvan is de verwachting dat verschillen in bodemtype wel degelijk relevant zijn voor de voorspelling van de vegetatiesamenstelling.

Een probleem bij de vertaling van de droogtestress en de transpiratiestress is dat GTST voor de meeste bofy's een droogtestress *DS* van nul berekent, zoals Figuur 44 voor bofy 16 laat zien. Voor slechts zes van de 72 bofy's wordt een hogere droogtestress berekend ($DS > 0$), maar maximaal 4 tot 12 d, en dus niet over het hele mogelijke bereik (in WATERNOOD loopt dat tot 75 d). De oorzaak hiervan moeten we zoeken in het feit dat de parameters van de bodemfysische bouwstenen voor de 72 nieuwe bofy's zijn veranderd ten opzichte van die welke werden gebruikt voor de vorige indeling in bofy's, waarvan er 22 waren. Met die oude indeling werd veel meer droogtestress berekend en het resultaat daarvan is uiteindelijk verschenen in de lijst met ecologische vereisten (Runhaar & Hennekens, 2015) waarvan we nu gebruik willen maken. Blijkbaar is SWAP zeer gevoelig voor de veranderingen in parameterwaarden. Wat niet meewerkt is dat *DS* gebaseerd is op een drempelwaarde die ligt in een heel stijl traject van de pF-curve en doorlatendheidskarakteristiek, namelijk bij een pF van 4.1. Omdat een aanpassing van de bodemfysische parameters binnen deze studie niet mogelijk is, hebben we gezocht naar een andere manier om de knikpunten voor *DS* te vertalen naar die voor *TS*. In de volgende paragraaf gaan we daar op in.

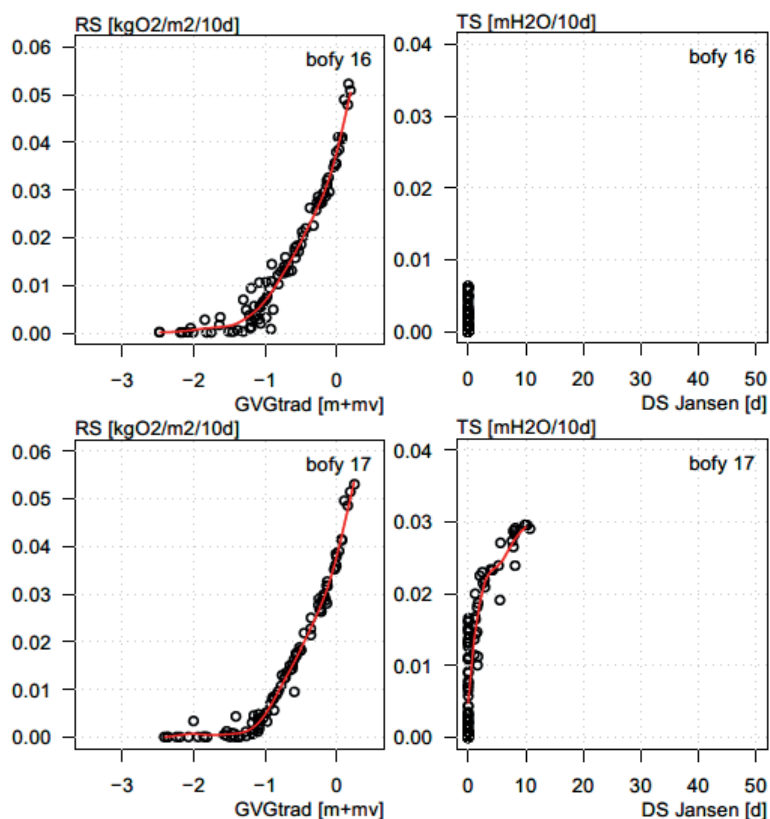
FIGUUR 43

SCHEMATISCH OVERZICHT VAN HET AUTOMATISCH GENEREREN VAN VERTAALFUNCTIES TUSSEN GRONDWATERSTANDKARAKTERISTIEKEN EN RS EN TS MET GST. VOOR ALLE DETAILS VERWIJZEN WE NAAR BARTHOLOMEUS & WITTE (2013). IN DIT PROJECT IS DEZE METHODIEK UITGEBREID DOOR VOOR ELK VAN DE SIMULATIES BEHALVE RS EN TS, OOK DS TE BEREKENEN. DE GVG WERD AL BEREKEND



FIGUUR 44

UITKOMSTEN VAN SIMULATIES MET GTST VOOR TWEE BODEMFYSISCHE EENHEDEN (13 EN 14). DE PUNTEN ZIJN UITKOMSTEN VAN SIMULATIES MET SWAP; DE RODE LIJNEN GEVEN DE 'SPLINES' WAARMEE VERTAALTABELLEN GEVULD ZIJN



ALTERNATIEVE BEREKENINGSWIJZE KNIKPUNTEN TRANSPIRATIESTRESS

Bij de totstandkoming van de knikpunten voor droogtestress DS door Runhaar *et al.* (2009) (nu opgenomen in de Ecologische Vereisten van Runhaar & Hennekens (2015)) is gebruik gemaakt van de in Figuur 45 opgenomen relatie uit Jansen *et al.* (2000) tussen berekende droogtestress DS en de waargenomen bedekkingsfractie xerofyten B_x :

$$DS = 38B_x + 13 \quad [1]$$

Waarbij B_x is berekend als het aandeel xerofyten ten opzichte van het aandeel hydrofyten, mesofyten, hydro-mesofyten en xerofyten tezamen (Runhaar *et al.*, 1997). Van alle ruim 35000 vegetatieopnamen voor DVN hebben Runhaar *et al.* (2009) B_x berekend en vervolgens DS via verg.[1]. Deze waarden zijn in Waterlood gebruikt om het optimale bereik per vegetatietype (Figuur 2: B1 en B2) te bepalen (Runhaar & Hennekens, 2015).

Deze hierboven beschreven procedure zouden we kunnen herhalen, maar nu op basis van een empirische relatie tussen TS en B_x , in plaats van verg.. Omdat dit veel werk is (vooral de handmatige invulling van gemeenschappen met weinig knikpunten, de toekenning van de binnenste knikpunten B1 en B2 en de samenvoeging van gemeenschappen tot grovere eenheden, zoals habitattypen) en de toegevoegde waarde waarschijnlijk gering, passen we hier een eenvoudiger benadering toe.

TABEL 8

KLEIN DEEL VAN DE TABEL VOOR DE OMZETTING VAN GVG NAAR DE RESPIRATIESTRESS RS. DEZE TABEL TOONT ALLEEN AFGERONDE WAARDEN
 WAARIN RS IS UITGEDRUKT IN $g\ O_2 \cdot M^2 10D^{-1}$. DE WERKELIJKE TABEL BEVAT STAPPEN VAN 1 CM VOOR DE GVG EN OMVAT HET HELE TERRESTRISCHE
 BEREIK VAN GVG'S (-1.0 TOT +0.17 M +M.V.) DAT WORDT BESLAGEN IN WATERNOOD

Bodemfysische eenheid																								
GVG (m +m.v.)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
-1.0	15	17	8	8	24	8	7	7	7	6	21	20	6	6	7	7	5	5	18	6	5	7	10	10
-0.9	16	18	9	10	24	10	9	9	8	8	22	21	8	8	9	9	7	7	19	8	7	9	11	11
-0.8	17	19	11	12	24	12	10	11	10	10	22	22	10	10	11	11	10	10	21	11	10	11	13	13
-0.7	18	20	13	14	25	14	12	13	12	12	23	23	12	12	13	14	13	13	22	13	12	13	15	15
-0.6	20	21	15	17	25	16	14	15	14	14	24	25	14	15	15	16	16	16	24	15	14	16	17	17
-0.5	22	23	18	19	26	19	17	18	17	17	25	26	17	18	19	19	19	19	25	18	17	19	20	20
-0.4	24	25	22	22	27	22	20	21	21	20	26	28	21	21	22	22	22	22	27	21	21	22	23	23
-0.3	26	27	25	25	28	26	23	24	24	24	28	30	24	24	26	25	25	25	29	25	24	25	26	25
-0.2	29	30	28	28	30	29	27	28	28	27	29	32	28	28	29	29	29	29	32	28	28	28	29	29
-0.1	33	33	32	32	33	33	31	32	32	32	32	36	32	32	32	33	33	33	35	33	32	32	33	33
0.0	37	37	37	36	37	39	36	37	37	37	36	40	37	37	38	38	38	38	39	38	38	38	38	38
0.1	43	42	42	42	43	45	42	42	44	44	42	45	43	44	44	44	44	45	44	44	44	44	44	44

Bodemfysische eenheid																								
GVG (m +m.v.)	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48
-1.0	6	6	7	8	8	9	8	10	10	11	9	1	18	1	6	5	10	1	6	11	10	21	17	14
-0.9	8	8	9	10	11	10	10	12	12	13	11	2	19	2	9	7	12	2	9	12	11	22	17	15
-0.8	11	10	11	12	13	13	13	13	14	15	13	4	20	4	11	10	14	4	11	14	13	23	18	16
-0.7	13	12	13	14	15	15	15	15	16	17	16	6	22	6	13	13	16	6	14	16	15	24	19	17
-0.6	15	15	15	17	17	17	17	17	18	19	18	8	23	8	15	16	18	8	16	18	17	25	20	18
-0.5	18	18	18	20	20	20	20	20	21	22	21	11	25	12	18	19	20	12	19	20	19	27	22	20
-0.4	21	21	21	23	23	23	23	23	24	24	24	16	26	16	22	22	23	16	22	23	22	28	24	23
-0.3	25	25	25	26	26	26	26	26	27	27	26	20	28	20	25	25	26	20	26	25	25	30	26	25
-0.2	28	28	28	29	29	29	29	29	30	30	29	24	31	25	28	29	29	25	29	28	29	32	29	28
-0.1	33	32	32	33	33	33	33	33	34	33	33	30	34	30	33	33	33	30	33	32	33	35	32	32
0.0	38	38	38	38	38	38	38	38	38	38	38	36	39	36	38	38	38	37	38	37	38	40	37	37
0.1	44	44	44	44	44	44	44	44	44	44	45	44	44	44	44	45	44	44	45	43	44	45	43	43

Bodemfysische eenheid																								
GVG (m +m.v.)	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72
-1.0	12	21	11	10	22	22	8	27	10	14	11	12	22	22	10	9	15	24	18	15	20	20	18	24
-0.9	13	22	13	12	23	23	10	27	12	15	13	13	23	23	11	11	16	24	19	16	21	22	20	25
-0.8	14	23	14	13	24	24	12	28	13	16	14	15	23	24	12	12	17	25	20	17	23	23	22	26
-0.7	16	24	16	15	25	25	13	28	15	18	16	17	24	25	14	14	18	25	22	18	25	25	24	27
-0.6	18	25	18	17	26	26	15	28	16	19	18	19	26	26	15	16	19	26	23	19	26	26	25	28
-0.5	20	27	20	19	27	27	18	29	19	21	20	21	27	27	18	18	21	27	24	20	28	28	27	29
-0.4	23	28	23	23	28	28	21	29	21	23	23	23	28	29	20	21	23	28	26	23	30	29	29	30
-0.3	26	30	26	26	30	30	24	31	24	25	26	26	30	30	23	24	25	30	28	25	31	31	31	31
-0.2	29	32	29	29	32	32	28	32	27	28	29	29	32	32	27	28	28	32	30	27	34	33	33	33
-0.1	33	35	33	32	36	35	32	35	31	31	33	33	35	35	31	32	31	35	33	31	37	36	36	36
0.0	38	40	38	38	40	39	37	39	37	36	38	38	39	39	36	37	36	39	38	36	40	39	40	40
0.1	44	45	44	44	44	44	43	44	43	43	44	44	44	44	43	43	43	45	44	43	45	44	45	44

Van de 184 vegetatieopnamen uit het werk van Bartholomeus *et al.* (2008a) en (Bartholomeus *et al.*, 2012a) is eerst de transpiratiestress TS berekend. Het merendeel deze opnamen komt voor op grondwaterafhankelijke bodemprofielen; een klein deel op hellingen. Bedekkingsfractie tegen TS uitgezet levert (Figuur 46):

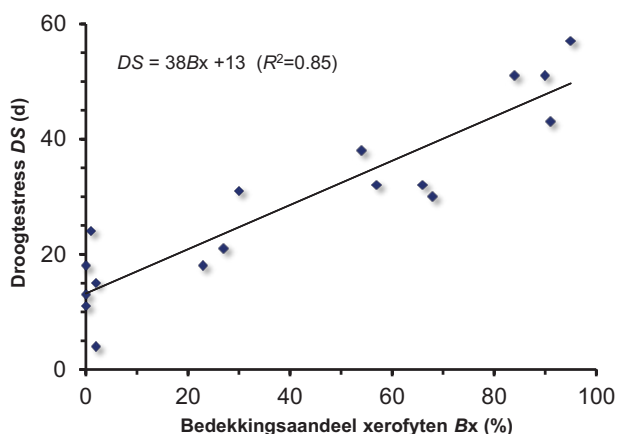
$$TS = 0.0237B_x + 0.0021 \quad [2]$$

Combineren van [1] en [2] levert (eliminatie van B_x):

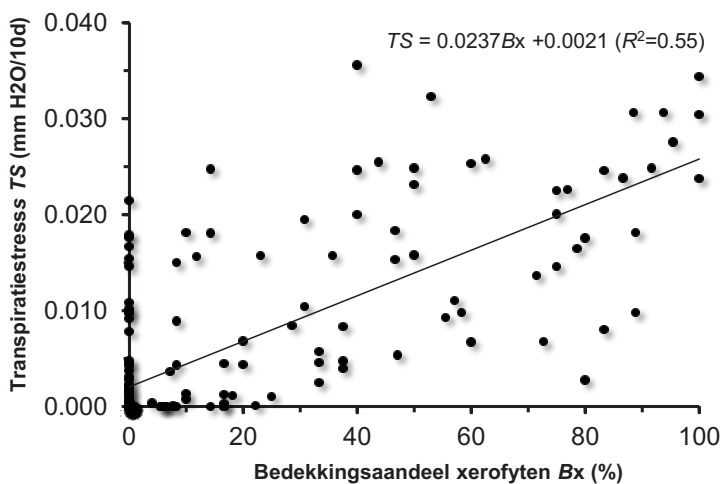
$$TS = 0.000624DS - 0.00601 \quad [3]$$

Met deze vergelijking zetten we knikpunten van DS om in knikpunten voor TS .

FIGUUR 45 RELATIE TUSSEN DROOGTESTRESS EN BEDEKKINGSAANDEEL XEROFYTEN (BRON: (JANSEN ET AL., 2000))



FIGUUR 46 RELATIE TUSSEN TRANSPIRATIESTRESS EN BEDEKKINGSAANDEEL XEROFYTEN



DISCUSSIE

Met Tabel 8 bereken we de knikpunten voor RS , met Verg. de knikpunten voor TS . In Figuur 47 zijn de verschillende doelrealisaties op basis van de oude en nieuwe knikpunten (GVG , DS en RS , TS) weergegeven voor Sang & Goorkens. Figuur 48 geeft dezelfde kaarten maar dan voor een deel van de Overijsselse Vecht. Verschillen tussen het oude WATERNOOD (kaarten A en C) en WATERNOOD+ (kaarten B en D) zijn het gevolg van:

1. Uitgevoerde transformaties (Tabel 8 en Verg.)
2. Verschillen in gebruikte bodemindeling: metarelaties DS zijn gebaseerd op oude bofy's met

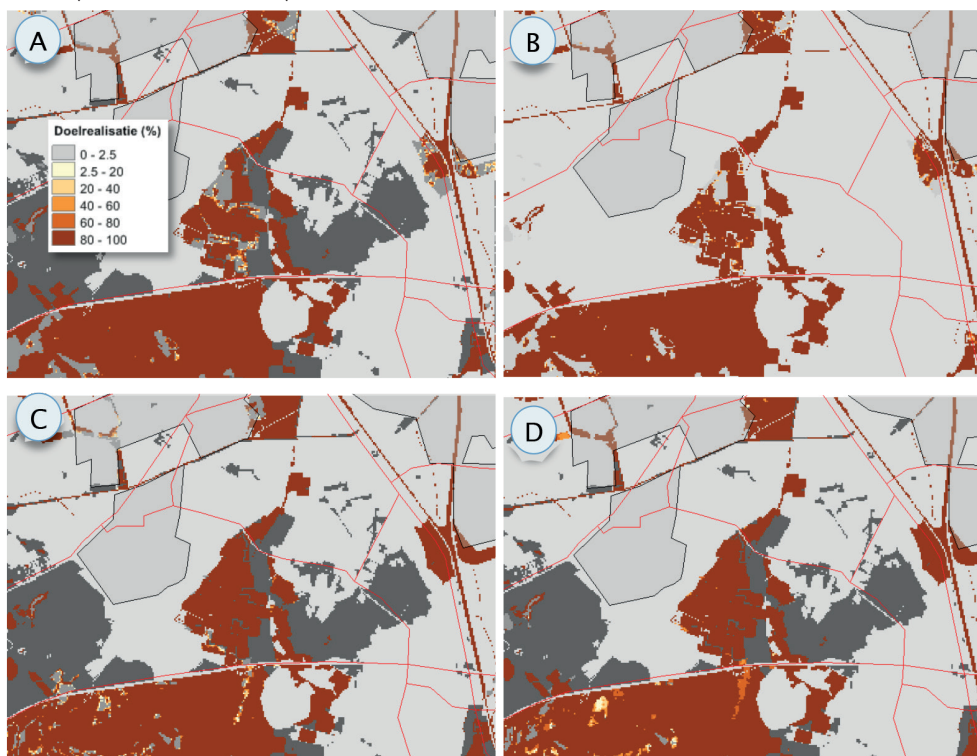
22 eenheden terwijl metarelaties voor TS zijn gebaseerd op nieuwe bofy's met 72 eenheden.

3. Verschillen in referentieperioden van metarelaties: 1971-1995 voor DS, 1981-2010 voor TS.

De verschillen die hierdoor ontstaan zijn niet helemaal te vermijden en worden acceptabel geacht. Het zou zeer veel moeite kosten ze te verkleinen, door bijvoorbeeld Verg. uit te splitsen naar bodemtype, maar dat kost veel werk waarvan de meerwaarde twijfelachtig is.

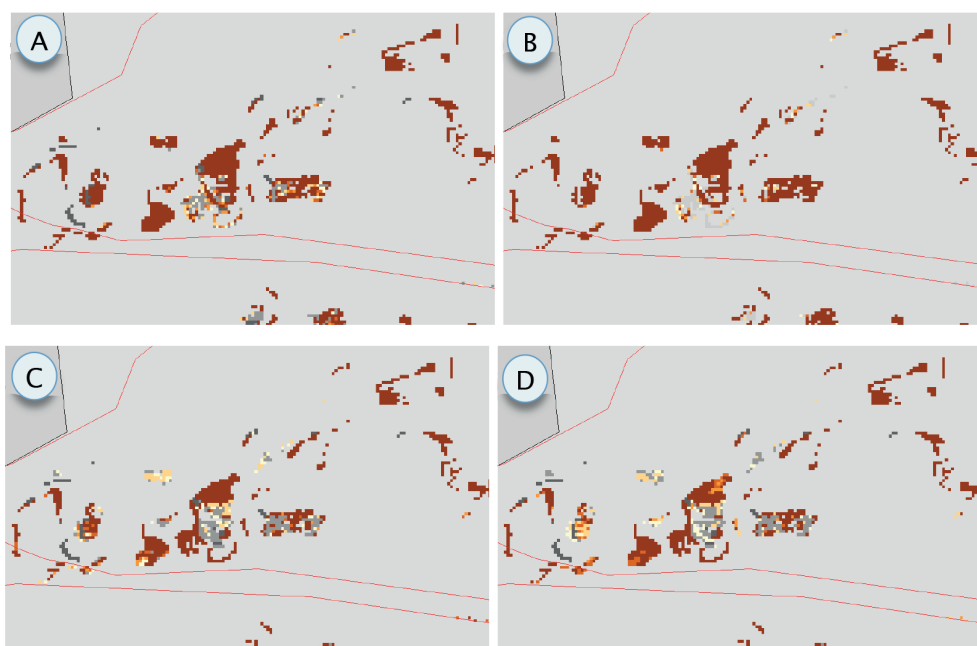
FIGUUR 47

VERGELIJKING VAN DOELREALISATIE VAN GVG (A) MET DIE VAN RS (B), EN DOELREALISATIE DS (C) MET DIE VAN TS (D), VOOR SANG & GOORKENS, AMBITIEKAART BEHEERTYPEN, HUIDIG KLIMAAT



FIGUUR 48

VERGELIJKING VAN DOELREALISATIE VAN GVG (A) MET DIE VAN RS (B), EN DOELREALISATIE DS (C) MET DIE VAN TS (D), VOOR DEEL VAN DE OEVERJSSELSE VECHT, HABITATKAART, HUIDIG KLIMAAT



BIJLAGE IV

NIEUWE INDELING IN KLIMAATDISTRICTEN

J.P.M. Witte, E. Vonk & B. Raterman, 30 januari 2017

PROBE maakt gebruik van de indeling in 14 klimaatdistricten volgens Pulles (1985): zie kaartje hieronder. Deze indeling is meer dan dertig jaar geleden gemaakt, vooral voor landbouwkundige vraagstukken en in een periode dat men nog niet beschikte over de huidige rekentechnieken. Uit een analyse door Bartholomeus & Witte (Bijlage V) blijkt dat hij voor toepassingen in de Waterwijzer Natuur te wensen overlaat. De metarelaties van PROBE zijn bovendien gebaseerd op ruimtelijk geïnterpoleerde meteorologische gegevens van het zwaartepunt van ieder district, wat als nadeel heeft dat weersextremen in die gegevens minder extreem zijn dan die van de originele metingen op de meteorologische stations.

FIGUUR 49 INDELING IN KLIMAATDISTRICTEN VOLGENS (PULLES, 1985)



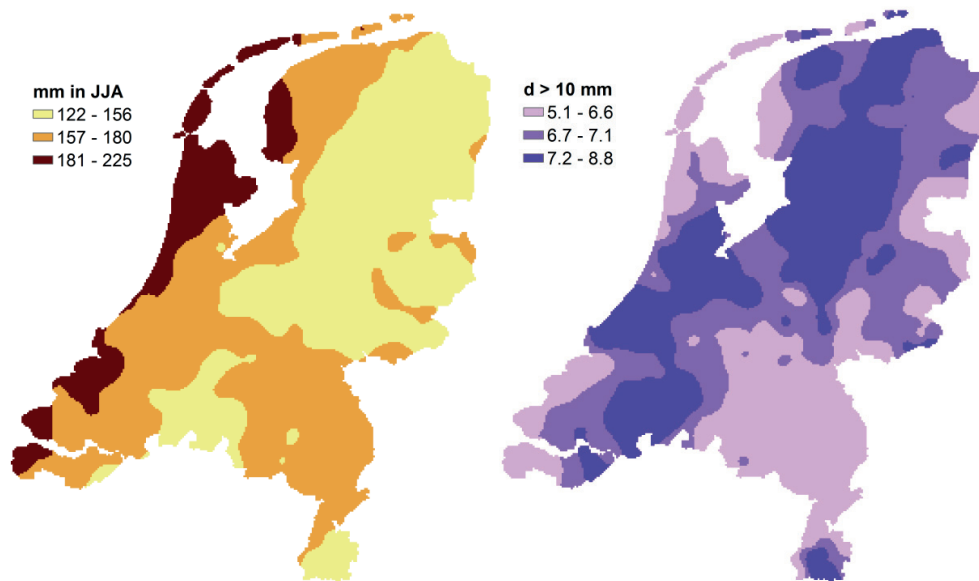
Daarom hebben we een nieuwe indeling gemaakt. Deze indeling dient zowel rekening te houden met zuurstofstress als met transpiratiestress. Beide stressmaten hangen af van de bodemgesteldheid, de grondwaterstand en het regionale klimaat. Hier maken we een indeling op basis van alleen de laatste factor, het lokale klimaat. Deze indeling moet dan samen met de bodem en grondwaterstand geschikt zijn om beide stressen met voldoende nauwkeurigheid te berekenen.

Voor de nieuwe indeling hebben we aan het KNMI gevraagd in een kilometerraster de volgende gegevens voor ons te genereren:

1. Het maximale doorlopende potentiële verdampingsoverschot (mediane waarden, 1981-2010) (Figuur 50, links).
2. Het aantal dagen met meer dan 10 mm neerslag in de maanden juni, juli en augustus (gemiddelde waarden, 1981-2010) (Figuur 50, rechts).

FIGUUR 50

MAXIMAAL DOORLOPEND VERDAMPINGSOVERSCHOT (LINKS) EN HET AANTAL DAGEN MET MEER DAN 10 MM NEERSLAG IN DE DRIE ZOMERMAANDEN (RECHTS)

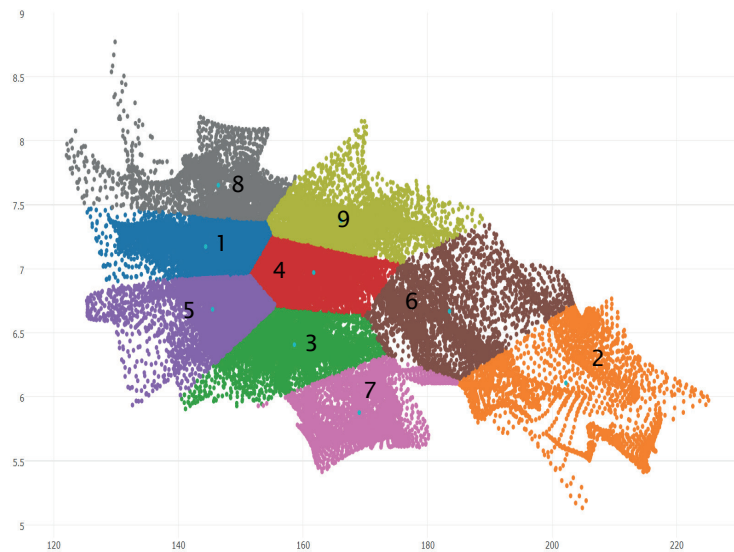


De eerste maat is van belang voor de potentiële transpiratiestress, de tweede voor de potentiële zuurstofstress. Beide maten blijken slecht gecorreleerd te zijn (Pearson R^2 van 18%), wat betekent dat we twee redelijk onafhankelijke maten hebben voor een districtsindeling.

Er zijn op basis van de twee variabelen tal van classificaties mogelijk. Een te grove indeling houdt onvoldoende rekening met regionale verschillen in het klimaat, maar een zeer gedetailleerde indeling is weer onwenselijk omdat deze binnen de beschikbare projecttijd teveel rekentijd zou vergen voor het afleiden van de metarelaties voor transpiratiestress en zuurstofstress. Bovendien is een gedetailleerde indeling niet te verantwoorden wanneer met de Waterwijzer Natuur klimaatscenario's worden doorgerekend. Een blik in de Bosatlas van het Klimaat (Anonymous, 2011) leert weliswaar dat de gemiddelde ruimtelijke patronen in neerslag en verdamping tussen 1951-1980 en 1981-2010 weinig zijn veranderd (wel de intensiteiten) en bovendien geeft het KNMI niet aan dat deze patronen wijzigen onder de vier scenario's die het instituut heeft gepubliceerd, maar lokaal zijn er wel verschillen opgetreden tussen 1951-1980 en 1981-2010.

Als we als versimpeld uitgangspunt drie klassen per variabele nemen (zoals in Figuur 50), dan komen we met twee variabelen in totaal uit op negen klassen. Op de KNMI gegevens hebben we een inzichtelijk clustering uitgevoerd waarbij dit aantal van negen klassen is opgelegd, zie Figuur 51. De clustermethode (K-means clustering; (Arthur & Vassilvitskii, 2006); Vonk & Vries (2016)) komt erop neer dat eerst beide variabelen worden genormaliseerd, waarna er een soort van Thiessen-polygonen tussen de waarnemingen worden getrokken, waarbij de zwaartepunten zodanig zijn gekozen, dat de totale verklaarde variantie van de Euclidische afstand tot de zwaartepunten minimaal is. In Figuur 51 is het resultaat weergegeven op de terug geschaalde, oorspronkelijke assen. Enkele statistieken staan in Tabel 9.

FIGUUR 51 CLASSIFICATIE VAN KILOMETERHOKKEN OP BASIS VAN HET MAXIMAAL DOORLOPEND VERDAMPINGSOverschOT (X-AS) EN HET AANTAL DAGEN MET MEER DAN 10 MM NEERSLAG IN DE DRIE ZOMERMAANDEN (Y-AS). DE ZWAARTEPUNTEN VAN DE CLUSTERS ZIJN WEERGEGEVEN MET BLAUWE STIPPEN



TABEL 9 STATISTIEKEN VAN DE CLUSTERING: # = AANTAL KILOMETERHOKKEN, MM = GEMIDDELDE VERDAMPINGSOverschOT, D = GEMIDDELD AANTAL DAGEN MET MEER DAN 10 MM NEERSLAG, NV = GENORMALISEERDE VARIANTIE

Cluster	#	mm	d	NV
1	5667	144	7.2	0.18
2	2393	202	6.1	0.64
3	5263	159	6.4	0.19
4	5613	162	7.0	0.17
5	5324	145	6.7	0.21
6	3013	184	6.7	0.40
7	3344	169	5.9	0.23
8	2899	146	7.7	0.27
9	4525	166	7.4	0.24

In Figuur 52 is het clusterresultaat vertaald naar een naar een eerste vernieuwde districtsindeling van Nederland. In deze figuur zijn met witte punten ook de meteorologische hoofdstations met hun nummers opgenomen. Enkele klassen blijken niet door een station te worden vertegenwoordigd, wat problematisch is, omdat er dan geen metarelaties voor kunnen worden afgeleid. Daarom worden klassen samengevoegd, rekening houdend met de klimatologische overeenkomsten en verschillen. De waarden van Tabel 9 zijn daartoe genormaliseerd, waarop er een clusteranalyse is uitgevoerd met UPGMA (Sokal, 1958). Op basis van het resultaat worden klassen 3, 4 en 5 samengevoegd, klassen 2 en 6, en klassen 1 en 8. Dat leidt, na henummering, tot de indeling in 5 districten die is weergegeven in Figuur 53. Deze indeling zal binnen de Waterwijzer Natuur worden gebruikt voor zowel PROBE, als voor de versie WATERNOOD+ die rekent met zuurstofstress *RS* en transpiratiestress *TS*. De stations van ieder district staan in Tabel 10. Van de districten met meer twee stations wordt in de berekening per jaar een ander station gebruikt om een maximale benutting van de representativiteit van de stations en de extremiteiten van het weer te garanderen.

Op basis van het neerslagtekort (negatief verdampingsoverschot) en het aantal natte dagen in de zomer laten de vijf districten zich als volgt omschrijven:

1. **Laag** neerslagtekort en **veel** natte zomerdagen
2. **Hoog** neerslagtekort en **gemiddeld tot weinig** natte zomerdagen

3. **Beneden gemiddeld** neerslagtekort, **beneden gemiddeld** natte zomerdagen
4. **Gemiddeld** neerslagtekort en **weinig** natte zomerdagen
5. **Gemiddeld** neerslagtekort en **veel** natte zomerdagen

VERANTWOORDING

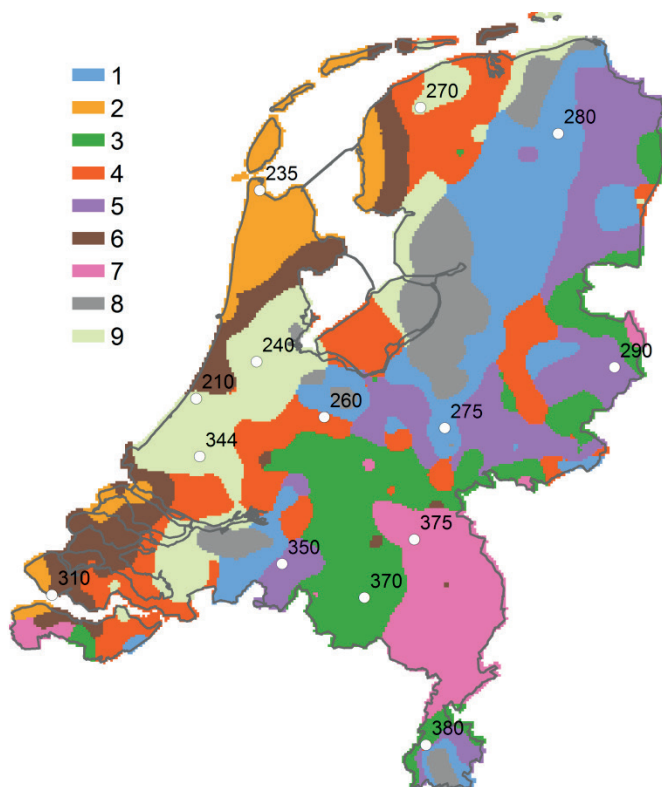
Het afleiden van nieuwe klimaatdistricten is niet begroot in de opdracht voor de ontwikkeling van de WVN. Hij is daarom gerealiseerd via een aanvullende opdracht van de Stichting Climate Adaptation Services (CAS).

TABEL 10 HOOFDSTATIONS VAN HET KNMI PER NIEUW DISTRICT. DE STATIONS DIE NIET TUSSEN HAAKJES STAAN WORDEN GEBRUIKT VOOR HET AFLEIDEN VAN METARELATIES

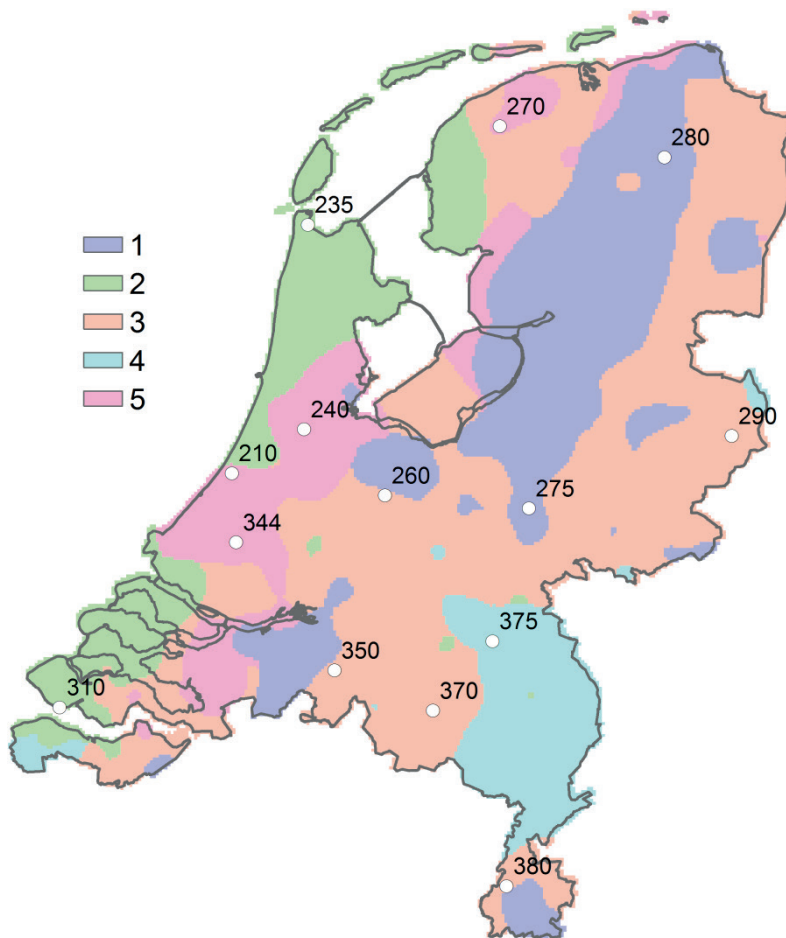
District	Stations
1	275, 280
2	235, 310
3	290, 370
4	375
5	240, 344

FIGUUR 52

EERSTE INDELING IN NIEUWE KLIMAATDISTRICTEN



FIGUUR 53 DEFINITIEVE INDELING IN KLIMAATDISTRICTEN VOOR DE WATERWIJZER NATUUR



BIJLAGE V

ANALYSE NOODZAAK NIEUWE KLIMAATDISTRICTEN

R.P. Bartholomeus & J.P.M. Witte, 19 december 2016

Op het ogenblik maakt PROBE gebruik van de indeling in 14 klimaatdistricten volgens Pulles (1985). Deze indeling is destijds gemaakt voor vooral landbouwkundige doeleinden en lijkt niet zo geschikt voor ecologische toepassing. Het WWN-ontwikkelteam streeft daarom een andere indeling na. In de vergadering van de begeleidingscommissie van de WWN, d.d. 7 december 2016, is echter de vraag gesteld of het überhaupt wel zinvol is om binnen Nederland onderscheid te maken in het klimaat.

Deze vraag hebben we onderzocht door per district en per bodemfysische eenheid (BFE) de Runhaar-indicatiewaarde voor vocht (mF , op een schaal van 1.0 tot 4.0) uit te rekenen met de huidige metarelaties voor droogte- en zuurstofstress, die in 2013/2014 zijn afgeleid voor alle 14 klimaatdistricten. Indicatie mF is uitgerekend voor bepaalde combinaties van GVG , GLG en GG en voor zowel het huidige klimaat (H), als de oude klimaatscenario's G en Wp (zichtjaar 2050). Iedere combinatie van G -waarden leidt (in een bepaald district en bij een bepaald scenario) tot een gesimuleerde transpiratiestress TS en zuurstofstress RS , waaruit vervolgens mF is berekend. In de tabel op de volgende pagina is per bodemfysische eenheid het maximale verschil in mF tussen de districten berekend (dus $mF_{\max} - mF_{\min}$). De verschillen blijken op te lopen tot meer dan 0.5 mF , vooral onder het Wp scenario. Uiteraard is het verschil minder erg als we alleen vergelijken met een gemiddeld station in Nederland (De Bilt?), maar onze conclusie is toch dat we wel degelijk rekening dienen te houden met klimaatverschillen binnen ons land.

		GG (cm - m.v.)							
BFE	Scenario	200	180	160	140	120	100	80	60
1	G	0.12	0.13	0.16	0.23	0.30	0.37	0.43	0.46
1	H	0.11	0.11	0.16	0.23	0.30	0.37	0.43	0.45
1	Wp	0.11	0.18	0.27	0.38	0.49	0.56	0.58	0.57
2	G	0.05	0.08	0.13	0.18	0.23	0.27	0.26	0.24
2	H	0.06	0.10	0.16	0.23	0.29	0.32	0.32	0.29
2	Wp	0.12	0.18	0.23	0.27	0.26	0.27	0.32	0.33
3	G	0.16	0.18	0.19	0.22	0.25	0.30	0.35	0.39
3	H	0.14	0.17	0.19	0.22	0.25	0.30	0.34	0.38
3	Wp	0.12	0.15	0.21	0.29	0.39	0.48	0.56	0.58
4	G	0.15	0.16	0.16	0.17	0.18	0.20	0.23	0.27
4	H	0.14	0.14	0.15	0.16	0.18	0.20	0.23	0.26
4	Wp	0.12	0.15	0.17	0.22	0.31	0.43	0.57	0.65
5	G	0.06	0.08	0.11	0.15	0.20	0.28	0.35	0.38
5	H	0.05	0.08	0.13	0.19	0.27	0.35	0.42	0.44
5	Wp	0.08	0.11	0.15	0.20	0.28	0.37	0.51	0.60
6	G	0.16	0.17	0.21	0.25	0.32	0.39	0.46	0.52
6	H	0.13	0.15	0.19	0.23	0.29	0.35	0.41	0.45
6	Wp	0.11	0.19	0.25	0.31	0.37	0.42	0.45	0.46
7	G	0.02	0.03	0.04	0.07	0.14	0.26	0.36	0.45
7	H	0.02	0.02	0.04	0.08	0.17	0.29	0.38	0.42
7	Wp	0.01	0.02	0.04	0.07	0.14	0.26	0.40	0.49
8	G	0.02	0.04	0.07	0.11	0.17	0.24	0.26	0.26
8	H	0.02	0.03	0.05	0.09	0.15	0.20	0.24	0.26
8	Wp	0.02	0.05	0.11	0.20	0.35	0.49	0.56	0.55
9	G	0.04	0.06	0.08	0.12	0.15	0.17	0.20	0.23
9	H	0.03	0.05	0.08	0.13	0.17	0.18	0.18	0.21
9	Wp	0.04	0.07	0.12	0.20	0.30	0.38	0.43	0.47
10	G	0.04	0.05	0.06	0.10	0.15	0.19	0.20	0.22
10	H	0.03	0.04	0.06	0.10	0.17	0.25	0.26	0.26
10	Wp	0.03	0.06	0.10	0.17	0.26	0.33	0.35	0.35
11	G	0.07	0.11	0.14	0.19	0.23	0.25	0.26	0.28
11	H	0.05	0.10	0.14	0.16	0.19	0.21	0.22	0.23
11	Wp	0.08	0.20	0.27	0.32	0.33	0.34	0.31	0.28
12	G	0.04	0.06	0.09	0.13	0.18	0.22	0.23	0.24
12	H	0.03	0.05	0.08	0.11	0.15	0.19	0.23	0.22
12	Wp	0.05	0.11	0.18	0.27	0.36	0.43	0.54	0.57
13	G	0.05	0.08	0.12	0.16	0.21	0.23	0.23	0.23
13	H	0.04	0.07	0.11	0.15	0.19	0.20	0.21	0.22
13	Wp	0.05	0.13	0.19	0.27	0.32	0.32	0.35	0.35
14	G	0.03	0.03	0.04	0.06	0.16	0.40	0.80	0.98
14	H	0.02	0.02	0.03	0.05	0.11	0.27	0.52	0.74
14	Wp	0.02	0.02	0.03	0.05	0.09	0.21	0.45	0.74
15	G	0.13	0.14	0.15	0.18	0.21	0.23	0.25	0.28
15	H	0.12	0.12	0.15	0.18	0.21	0.22	0.23	0.24
15	Wp	0.15	0.29	0.37	0.41	0.42	0.43	0.41	0.40
16	G	0.20	0.21	0.22	0.24	0.27	0.30	0.33	0.36
16	H	0.17	0.18	0.20	0.22	0.24	0.26	0.29	0.32
16	Wp	0.14	0.23	0.27	0.30	0.34	0.37	0.39	0.41
17	G	0.21	0.22	0.22	0.24	0.27	0.32	0.42	0.84
17	H	0.19	0.20	0.20	0.22	0.25	0.30	0.39	0.78
17	Wp	0.14	0.15	0.15	0.16	0.19	0.22	0.28	0.35
18	G	0.20	0.21	0.22	0.23	0.25	0.27	0.31	0.34
18	H	0.18	0.20	0.20	0.22	0.23	0.26	0.30	0.33
18	Wp	0.14	0.15	0.17	0.21	0.25	0.30	0.35	0.40
19	G	0.16	0.16	0.15	0.15	0.16	0.20	0.25	0.30
19	H	0.14	0.14	0.13	0.13	0.16	0.20	0.25	0.28
19	Wp	0.13	0.18	0.23	0.30	0.38	0.46	0.58	0.66
20	G	0.19	0.19	0.19	0.20	0.21	0.21	0.23	0.28
20	H	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18	0.19	0.26
20	Wp	0.13	0.15	0.18	0.23	0.31	0.44	0.60	0.73
21	G	0.15	0.15	0.18	0.22	0.26	0.29	0.33	0.35
21	H	0.12	0.15	0.18	0.20	0.23	0.26	0.28	0.29
21	Wp	0.11	0.17	0.20	0.24	0.27	0.30	0.32	0.34

BIJLAGE VI

VERTALING ASSOCIATIES NAAR ECOTOOPGROEPEN

J.P.M. Witte, juli 2018

In § 2.4.2 is beschreven hoe een tabel is gegenereerd waarvan kan worden afgeleid op welke plantensociologische associaties de gemodelleerde ecotoopgroepen (Tabel 2) het meest lijken. Op eenzelfde wijze is er een vertaling gemaakt van associaties en rompgemeenschappen naar ecotoopgroepen (Tabel 11). Zie § 2.4.2 voor de werkwijze. Niet alle ecotoopgroepen in deze tabel zijn ook opgenomen in de Waterwijzer Natuur. Voor uitleg van alle codes verwijzen we hier naar Runhaar *et al.* (2004) en Witte & Van der Meijden (1995). Met de volgende kleurcode is het aandeel van iedere ecotoopgroep aangegeven:

	meer dan 25% van de vegetatieopnamen
	10 tot 25% van de vegetatieopnamen
	minder dan 10% van de vegetatieopnamen

TABEL 11 VERTALING VAN ASSOCIATIES NAAR DE DRIE PREFERENTE ECOTOOPGROEPEN (EG)

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
01AA01	Associatie van Bultkroos en Wortelloos kroos	A18	A16	bA10	106
01AA02	Associatie van Veelwortelig kroos	A18	A16	-	60
01AB01	Watervorkjes-associatie	A16	-	-	44
01RG01	Rompgemeenschap van Klein kroos	A18	A16	-	12
01RG02	Rompgemeenschap van Puntkroos	A16	A18	-	11
02AA01	Associatie van Snavelruppia	bA10	A18	-	36
04AA01	Associatie van Doorschijnend glanswier	A16	A15	-	7
04BA01	Associatie van Sterkranswier	A16	-	-	52
04BA02	Associatie van Stekelharig kransblad	A16	A18	-	32
04BA03	Associatie van Ruw kransblad	A16	A18	A15	19
04BB01	Associatie van Gewoon kransblad	A16	A18	-	70
04BB02	Associatie van Kleinhoofdig glanswier	A16	A18	-	17
04BB03	Associatie van Groot boomglanswier	A16	-	-	12
04CA01	Associatie van Brakwater-kransblad	A16	-	-	4
04RG01	Rompgemeenschap van Breekbaar kransblad	A16	A18	-	23
05AA01	Associatie van Fijn hoornblad	A18	bA10	-	60
05AA02	Associatie van Zilte waterranonkel	A18	bA10	A16	84
05AA03	Associatie van Groot nimfkruid	A16	A18	bA10	45
05BA01	Associatie van Doorgroeid fonteinkruid	A18	A16	bA10	74
05BA02	Associatie van Glanzig fonteinkruid	A16	A18	-	93
05BA03	Associatie van Witte waterlelie en Gele plomp	A16	A18	A15	163
05BA04	Watergentiaan-associatie	A18	A16	-	74
05BB01	Krabbescheer-associatie	A16	A18	-	192
05BB02	Associatie van Groot blaasjeskruid	A16	A18	-	65
05BC01	Associatie van Klein fonteinkruid	A16	A18	-	38
05BC02	Associatie van Paarbladig fonteinkruid	A16	A18	-	37

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
05BC03	Associatie van Stijve waterranonkel	A18	A16	-	150
05BC04	Associatie van Stomp fonteinkruid	A16	A18	-	41
05BC05	Associatie van Waterviolier en Kransvederkruid	A16	-	-	61
05CA01	Associatie van Waterviolier en Sterrekroos	A16	A18	A15	68
05CA02	Associatie van Klimopwaterranonkel	A18	A15	K28	26
05CA03	Associatie van Teer vederkruid	A15	A16	-	20
05CA04	Associatie van Vlottende waterranonkel	A16	A15	A18	13
05RG01	Rompgemeenschap van Aarvederkruid	A18	A16	-	39
05RG02	Rompgemeenschap van Gekroesd fonteinkruid	A18	A16	-	17
05RG03	Rompgemeenschap van Schedefonteinkruid en Gesteelde zannichellia	A18	bA10	-	105
05RG04	Rompgemeenschap van Grof hoornblad	A18	A16	-	72
05RG05	Rompgemeenschap van Tenger fonteinkruid en Smalle waterpest	A18	A16	-	135
05RG06	Rompgemeenschap van Brede waterpest	A16	A18	-	44
05RG07	Rompgemeenschap van Haarfonteinkruid	A16	-	-	14
05RG08	Rompgemeenschap van Gewoon sterrekroos	A18	A16	-	18
06AA01	Associatie van Biesvaren en Waterlobelia	A12	A11	-	90
06AB01	Associatie van Ongelijkbladig fonteinkruid	A16	A15	A12	15
06AB02	Associatie van Kleinste egelskop	A12	A15	A16	30
06AC01	Pilvaren-associatie	K22	A12	K27	27
06AC02	Associatie van Vlottende bies	A12	A15	K22	66
06AC03	Associatie van Veelstengelige waterbies	K22	A12	-	68
06AC04	Associatie van Waterpunge en Oeverkruid	K23	K27	K22	47
06AD01	Naaldwaterbies-associatie	K27	A15	A16	32
06RG01	Rompgemeenschap van Oeverkruid	K22	A12	K27	17
06RG02	Rompgemeenschap van Duizendknoopfonteinkruid	A15	A12	A11	19
06RG03	Rompgemeenschap van Veelstengelige waterbies en Veenmos	K21	A11	-	70
06RG04	Rompgemeenschap van Knolrus en Veenmos	A11	K21	A12	44
07AA01	Bronkruid-associatie	K27	K28	-	30
07AA02	Associatie van Paarbladig goudveil	K27	K28	K22	36
07AA03	Kegelmos-associatie	K47	K46	K22	26
08AA01	Lidsteng-associatie	A18	A16	bA10	48
08AA02	Associatie van Blauwe waterereprijs en Waterpeper	K28	-	-	24
08AA03	Associatie van Groot moerasscherm	A18	K28	-	21
08AA04	Associatie van Stomp vlotgras	K28	-	-	11
08AB01	Watertorkruid-associatie	A18	A16	K28	59
08AB02	Associatie van Egelskop en Pijlkruid	A18	A16	-	84
08BA01	Associatie van Slangewortel en Waterscheerling	A16	-	-	62
08BA02	Associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge	A16	K27	A18	103
08BB01	Mattenbies-associatie	A18	A16	-	45
08BB02	Associatie van Ruwe bies	A18	-	-	26
08BB03	Associatie van Heen en Grote waterweegbree	A18	K28	K27	64
08BB04	Riet-associatie	A16	K28	K27	185
08BC01	Oeverzegge-associatie	K27	A16	K28	57
08BC02	Associatie van Scherpe zegge	K27	A16	K28	56
08BC03	Blaaszegge-associatie	K27	A16	-	20
08BC04	Associatie van Noordse zegge	K27	A16	-	20
08BD01	Galigaan-associatie	K27	A16	K22	55
08BD02	Pluimzegge-associatie	A16	K27	A15	66
08BD03	Associatie van Stijve zegge	K27	A16	A15	38
08RG01	Rompgemeenschap van Liesgras	K28	A18	K27	65
08RG02	Rompgemeenschap van Slanke waterkers	A18	A16	K28	24

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
08RG03	Rompgemeenschap van Grote lisdodde	A18	K28	A16	21
08RG04	Rompgemeenschap van Kalmoes	A18	A16	-	12
08RG05	Rompgemeenschap van Mannagras	K28	A18	K27	17
08RG06	Rompgemeenschap van Holpijp	A16	K27	-	27
08RG07	Rompgemeenschap van Padderus	K27	A16	-	22
08RG08	Rompgemeenschap van Moeraszegge	K27	A16	-	48
08RG09	Rompgemeenschap van Rietgras	K28	A18	-	16
09AA01	Associatie van Drienvrige en Zwarte zegge	K22	K23	H22	27
09AA02	Veenmosrietland	K22	K21	K27	166
09AA03	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge	K22	K27	A15	109
09BA01	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge	K22	K27	A15	24
09BA02	Associatie van Vetblad en Vlozegge	K22	K41	-	41
09BA03	Associatie van Duinrus en Parnassia	bK20	K23	K43	17
09BA04	Knobbies-associatie	K23	H23	bK20	117
09BA05	Associatie van Bonte paardestaart en Moeraswespenorchis	K23	K27	K46	30
09RG01	Rompgemeenschap van Duinriet en Addertong	K43	-	-	7
09RG02	Rompgemeenschap van Zwarte zegge en Moerasstruisgras	K27	K22	K21	44
09RG03	Rompgemeenschap van Hennegras	K27	K22	-	14
09RG04	Rompgemeenschap van Wilde gage	H22	H21	K22	88
10AA01	Waterveenmos-associatie	A11	K21	A12	135
10AA02	Associatie van Veenmos en Snavelbies	K21	-	-	91
10AA03	Veenbloembies-associatie	K21	A11	-	48
10AB01	Associatie van Draadzegge en Veenpluis	A11	A12	K22	29
10DG01	Derivaatgemeenschap van Pitrus en Veenmos	K21	-	-	26
10DG02	Derivaatgemeenschap van Witte waterlelie	A11	A15	A12	13
10RG01	Rompgemeenschap van Waterveenmos	K21	A11	-	11
10RG02	Rompgemeenschap van Snavelzegge	K21	A11	-	31
10RG03	Rompgemeenschap van Venpluis en Veenmos	K21	A11	-	64
10RG04	Rompgemeenschap van Pijpestrootje en Veenmos	K21	-	-	28
11AA01	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies	K21	K22	-	73
11AA02	Associatie van Gewone dophei	K41	K21	K22	268
11AA03	Associatie van Kraaihei en Gewone dophei	K22	K42	K41	80
11BA01	Associatie van Gewone dophei en Veenmos	K21	H21	-	246
11BA02	Moerasheide	K21	K22	-	149
11RG01	Rompgemeenschap van Eenrig wollegras	K21	K41	-	28
11RG02	Rompgemeenschap van Pijpestrootje	K41	K21	-	20
11RG03	Rompgemeenschap van Wilde gage	H21	H41	H22	43
12AA01	Associatie van Engels raaigras en Grote weegbree	K48	K47	K46	144
12AA02	Associatie van Varkenskers en Schijfkamille	K48	bK40	K47	197
12AA03	Associatie van Vetmuur en Zilvermos	K47	K48	K46	64
12BA01	Associatie van Geknikte vossestaart	K48	K28	bK20	352
12BA02	Associatie van Moeraszoutgras en Fioringras	K27	bK20	K28	49
12RG01	Rompgemeenschap van Ruw beemdgras en Engels raaigras	K48	K46	-	87
12RG02	Rompgemeenschap van Zandzegge en Straatgras	K67	K46	-	8
12RG03	Rompgemeenschap van Fioringras	K48	K28	K46	25
12RG05	Rompgemeenschap van Moerasstruisgras en Kruidende boterbloem	K27	K47	-	28
13AA01	Associatie van Tengere veldmuur	K63	K43	-	32
13AA02	Associatie van Kandelaartje en Plat beemdgras	K67	K60mu	-	13
14AA01	Associatie van Buntgras en Heidespurrie	K61	K62	-	469
14AA02	Duin-Buntgras-associatie	K62	K63	H62	351
14BA01	Vogelpootjes-associatie	K62	K67	-	222

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
14BB01	Associatie van Schapegras en Tijn	K62	K67	K47	146
14BB02	Duin-Struisgras-associatie	K62	K67	K63	178
14BC01	Associatie van Vetkruid en Tijn	K62	K67	K46	51
14BC02	Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver	K46	K67	-	141
14CA01	Duinsterretjes-associatie	K63	H63	-	414
14CA02	Kegelsilene-associatie	K63	K67	-	167
14CA03	Associatie van Oranjesteelteje en Langkapselsterretje	K63	K43	K42	126
14CB01	Duin-Paardebloem-associatie	K63	K62	H63	373
14CB02	Associatie van Wondklaver en Nachtsilene	K63	H63	-	104
14DG01	Derivaatgemeenschap van Grijs kronkelsteelteje	K62	-	-	14
14DG02	Derivaatgemeenschap van Trekrus en Noors mos	K41	K61	-	25
14RG01	Rompgemeenschap van Zandzegge	K62	K63	-	22
14RG02	Rompgemeenschap van Vroege haver	K62	K63	K67	32
14RG03	Rompgemeenschap van Gewoon gaffeltandmos	K62	K61	-	21
14RG04	Rompgemeenschap van Cipreswolfsmelk	K67	K63	K46	14
14RG05	Rompgemeenschap van Heelbeen	K67	-	-	19
14RG06	Rompgemeenschap van Gewoon struisgras en Gewoon biggekruid	K67	K47	-	16
14RG07	Rompgemeenschap van Hard zwenkgras	K62	K67	-	12
14RG08	Rompgemeenschap van Eekhoorngras	K47	K67	K46	9
14RG09	Rompgemeenschap van Duinriet	K43	K63	-	10
14RG10	Rompgemeenschap van Kruiwilg	H63	H62	H43	10
14RG11	Rompgemeenschap van Duinroosje	K63	-	-	16
15AA01	Kalkgrasland	K43	K46	-	115
16AA01	Blauwgrasland	K22	K27	K41	217
16AB01	Veldrus-associatie	K27	K47	-	39
16AB02	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	K46	K47	K27	59
16AB03	Associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi	K27	K47	-	104
16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid	K27	K47	-	67
16AB05	Bosbies-associatie	K27	K47	K46	36
16AB06	Associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge	K27	K47	-	29
16BA01	Kievitsbloem-associatie	K46	K47	K48	65
16BA02	Associatie van Grote pimpernel en Weidekervel	K47	K46	-	15
16BB01	Glanshaver-associatie	K46	K47	K48	420
16BC01	Kamgrasweide	K46	K47	K48	323
16RG01	Rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Engels raai gras	K48	K46	K47	151
16RG02	Rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem	K47	K27	K46	50
16RG03	Rompgemeenschap van Rood zwenkgras en Moerasrolklaver	K46	K47	-	33
16RG04	Rompgemeenschap van Pitrus	K27	K47	K28	49
16RG05	Rompgemeenschap van Blauwe zegge en Blauwe knoop	K22	K42	K27	41
16RG06	Rompgemeenschap van Tweerijige zegge	K27	K47	K48	59
16RG07	Rompgemeenschap van Weidegeelster	K46	K48	K47	12
16RG08	Rompgemeenschap van Grote vossestaart en Kweek	K48	K46	K47	57
16RG09	Rompgem. van Grote vossestaart en Echte koekoeksbloem	K48	K46	-	116
16RG10	Rompgemeenschap van Grote vossestaart en Veldgerst	K48	-	-	17
16RG11	Rompgemeenschap van Fluitekruid	K48	K46	-	42
16RG12	Rompgemeenschap van Spits havikskruid	K46	K47	-	24
17AA01	Associatie van Dauwbraam en Marjolein	K46	K43	H46	81
17AA02	Associatie van Parelzaad en Salomonszegel	K63	H63	K43	27
18AA01	Associatie van Hengel en Gladde witbol	H61	H42	H62	73
18AA02	Associatie van Boshavikskruid en Gladde witbol	K47	K46	H47	82
18RG01	Rompgemeenschap van Adelaarsvaren	H42	H47	-	22

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
19AA01	Associatie van Liggend walstro en Schapegras	K42	K62	K41	70
19AA02	Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras	K41	K42	K22	76
19AA03	Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem	K42	K41	-	40
19AA04	Associatie van Betonie en Gevinde kortsteel	K42	K46	-	21
19RG01	Rompgemeenschap van Borstelgras	K61	K42	K41	15
19RG02	Rompgemeenschap van Bochtige smele	K61	K41	K62	165
20AA01	Associatie van Struikhei en Stekelbrem	K61	K41	K62	487
20AA02	Associatie van Struikhei en Bosbes	K61	K41	-	43
20AB01	Associatie van Zandzegge en Kraaihei	K61	K62	-	30
20AB02	Associatie van Eikvaren en Kraaihei	K62	K42	H62	97
20AB03	Associatie van Kruiwilg en Kraaihei	K42	K41	K62	86
20AB04	Associatie van Wintergroen en Kruiwilg	H43	K43	H42	32
20RG01	Rompgemeenschap van Brem	H62	H61	H42	25
21AB02	Tongvaren-associatie	K40mu	K47	K60mu	47
23AB01	Associatie van Zandhaver en Helm	bK60	K63	K62	212
23RG01	Rompgemeenschap van Helm en Zandzegge	K62	K63	bK60	33
28AA01	Draadgentiaan-associatie	K22	K27	K47	179
28AA02	Associatie van Borstelbies en Moerasmuur	K27	K47	K48	102
28AA03	Associatie van Dwergbloem en Hauwmos	K47	-	-	37
28AA04	Grondster-associatie	K47	K42	K27	183
28RG01	Rompgemeenschap van Moerasdroogbloem	K28	K27	-	12
29AA01	Associatie van Waterpeper en Tandzaad	K28	K48	K27	139
29AA02	Associatie van Goudzuring en Moerasandijvie	K28	bK20	K48	83
29AA03	Associatie van Ganzevoet en Beklierde duizendknoop	K48	K28	bK20	156
29AA04	Slijkgroen-associatie	K28	K48	-	91
29RG01	Rompgemeenschap van Blaartrekkende boterbloem	K28	K48	-	10
29RG02	Rompgemeenschap van Watergras	A18	K28	-	15
30AA01	Stoppelleuwebek-associatie	K46	K48	K47	77
30AA02	Nachtkoekoeksbloem-associatie	K48	K46	-	19
30AB01	Associatie van Grote ereprijs en Witte krodde	K48	-	-	184
30AB02	Tuinbingelkruid-associatie	K48	-	-	25
30AB03	Associatie van Korrelganzevoet en Stijve klaverzuring	K48	-	-	44
30BA01	Korensla-associatie	K67	K47	K48	313
30BA02	Associatie van Ruige klaproos	K67	K46	K47	101
30BB01	Associatie van Gele ganzebloem	K48	K47	K67	57
30BB02	Hanepoot-associatie	K48	K68	-	123
30RG01	Rompgemeenschap van Witte winterpostelein en Vroegeling	K67	K47	-	9
30RG02	Rompgemeenschap van Echte kamille en Grote klaproos	K48	K47	-	11
30RG03	Rompgemeenschap van Echte kamille en Gewone spurrie	K47	K48	-	18
30RG04	Rompgemeenschap van Dauwnetel	K48	K47	-	13
30RG05	Rompgemeenschap van Eenjarige hardbloem	K67	K48	-	12
30RG06	Rompgemeenschap van Smalle wikke en Ringelwikke	K47	K48	-	16
31AA01	Vlieszaad-associatie	K67	K68	K48	68
31AA02	Associatie van Raketten en Kompassla	K48	K67	K47	86
31AB01	Associatie van Kleine brandnetel	K48	K67	K68	112
31AB02	Kruipertjes-associatie	K48	K67	K47	169
31AB03	Associatie van Ballote en andere Netels	K48	K46	K47	121
31BA01	Slangekruid-associatie	K67	K63	K46	100
31CA01	Honingklaver-associatie	K67	K47	K46	116
31CA02	Kweekdravik-associatie	K46	K67	K47	50
31CA03	Wormkruid-associatie	K47	K46	K48	179

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
31RG01	Rompgemeenschap van Bijvoet	K48	-	-	11
31RG02	Rompgemeenschap van Grote zandkool	K67	K46	-	11
31RG03	Rompgemeenschap van Akkerwinde	K48	-	-	13
31RG04	Rompgemeenschap van Kweek	K47	K48	K46	36
31RG05	Rompgemeenschap van Akkerdistel	K48	K68	-	10
31RG06	Rompgemeenschap van Klein hoefblad	K48	-	-	17
31RG07	Rompgemeenschap van Oeverstekelnoot	K48	-	-	7
31RG09	Rompgemeenschap van Grote kaardebol en Kweek	K48	K46	-	9
32AA01	Associatie van Moerasspirea en Echte Valeriaan	K27	K47	K28	176
32BA01	Rivierkruid-associatie	K48	K28	-	26
32BA02	Moerasmelkdistel-associatie	K28	K48	K27	64
32DG01	Derivaatgemeenschap van Late guldenroede	K48	K47	-	15
32RG01	Rompgemeenschap van Koninginnekruid	K27	K48	K47	17
32RG02	Rompgemeenschap van Harig wilgeroosje	K48	K28	-	81
32RG03	Rompgemeenschap van Haagwinde en Riet	K48	K27	K28	40
32RG04	Rompgemeenschap van Bitterzoet en Riet	K28	K27	A16	15
32RG05	Rompgemeenschap van Rietgras	K28	K48	K27	45
32RG06	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	K48	-	-	25
32RG08	Rompgemeenschap van Grote engelwortel	K48	K28	-	11
33AA01	Associatie van Fijne kervel en Winterpostelein	K67	K63	K46	30
33AA02	Heggedoornzaad-associatie	K46	K48	K47	34
33AA03	Kruisbladwalstro-associatie	K46	K47	K48	34
33AA04	Associatie van Look-zonder-look en Dolle kervel	K48	K47	H47	161
33AA05	Zevenblad-associatie	K48	K47	H47	191
33AA06	Kruidvlier-associatie	K48	K46	-	12
33DG01	Derivaatgemeenschap van Rubus armeniacus	H48	-	-	11
33DG02	Derivaatgemeenschap van Canadapopulier	H48	H47	-	13
33RG01	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	K48	K47	-	105
33RG02	Rompgemeenschap van Fluitekruid	K48	-	-	15
33RG03	Rompgemeenschap van Groot hoefblad	K48	K47	-	21
34AA01	Wilgeroosjes-associatie	K62	K47	K46	80
35AA01	Associatie van Bronskleurige bosbraam	H47	H61	H42	42
35AA02	Associatie van Witte bosbraam	H47	H42	H41	24
35AA03	Associatie van Sierlijke woudbraam	H42	H47	-	12
35RG01	Rompgemeenschap van Rubus plicatus	H62	H61	-	10
36AA01	Associatie van Geoorde wilg	H21	H27	H22	37
36AA02	Associatie van Grauwe wilg	H27	H21	H46	239
36RG01	Rompgemeenschap van Sporkehout	H21	H41	K22	19
36RG02	Rompgemeenschap van Wilde gageel	H22	H41	-	7
37AA01	Associatie van Fluweelbraam en Sleedoorn	H46	H47	-	7
37AA02	Associatie van Sleedoorn en Slankstekelige braam	H47	H46	-	6
37AB01	Associatie van Sleedoorn en Eenstijlige meidoorn	H46	H47	K47	137
37AB02	Associatie van Hondsgroen en Jeneverbes	H42	-	-	4
37AC01	Associatie van Duindoorn en Vlier	H67	H63	H46	24
37AC02	Associatie van Duindoorn en Liguster	H63	H43	K63	75
37AC03	Associatie van Wegedoorn en Eenstijlige meidoorn	H63	H46	H67	48
37AC04	Associatie van rozen en Liguster	H46	H43	-	6
37AC05	Associatie van Hazelaar en Purperorchis	H43	H46	-	25
37RG01	Rompgemeenschap van Duindoorn en Akkermelkdistel	H63	H67	K63	25
37RG02	Rompgemeenschap van Duindoorn en Cladonia	H63	K63	-	36
37RG03	Rompgemeenschap van Duindoorn en Hennegras	H63	K63	-	23

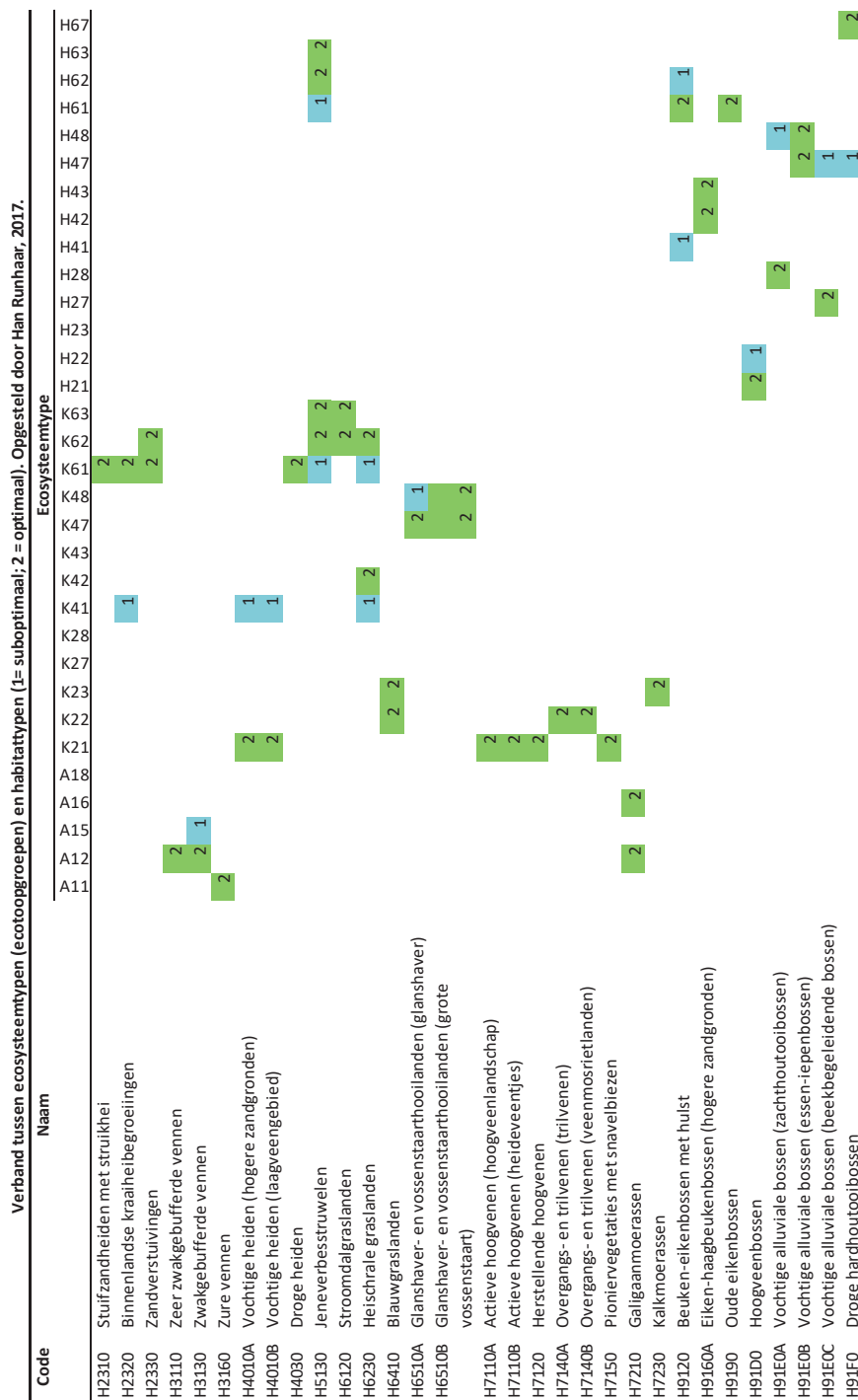
Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
37RG04	Rompgemeenschap van Liguster	H63	-	-	23
38AA01	Bijvoet-ooibos	H48	K48	K46	52
38AA02	Gele lis-ooibos	H28	H27	H48	87
38AA03	Bittere veldkers-ooibos	H28	H48	K48	116
38DG01	Derivaatgemeenschap van Reuzenbalsemien	H47	H48	-	10
39AA01	Moerasvaren-Elzenbroek	H27	K27	-	197
39AA02	Elzenzegge-Elzenbroek	H27	H22	-	225
39RG01	Rompgemeenschap van Hennegras	H27	-	-	12
40AA01	Dophei-Berkenbroek	H41	K41	-	72
40DG01	Derivaatgemeenschap van Zwarte appelbes	H21	-	-	6
40RG01	Rompgemeenschap van Gagelstruwelen	H22	-	-	9
41AA01	Gaffeltandmos-Jeneverbestruweel	H61	-	-	47
41AA02	Korstmossen-Dennenbos	H61	-	-	50
41AA03	Kussentjesmos-Dennenbos	H61	H42	-	226
41DG01	Derivaatgemeenschap van Amerikaanse vogelkers	H61	-	-	13
41RG02	Rompgemeenschap van Fijn en Groot laddermos	H41	H42	H61	36
41RG03	Rompgemeenschap van Adelaarsvaren	H61	H41	H62	14
42AA01	Berken-Eikenbos	H61	H41	-	172
42AA02	Beuken-Zomereikenbos	H61	H41	H42	180
42AA03	Bochtige smele-Beukenbos	H61	H41	-	90
42AB01	Veldbies-Beukenbos	H42	-	-	12
42DG01	Derivaatgemeenschap van Amerikaanse vogelkers	H42	H41	H61	19
42DG02	Derivaatgemeenschap van Amerikaanse eik	H41	H61	H42	62
42RG01	Rompgemeenschap Gladde Witbol en Brede stekelvaren	H41	H61	H42	18
42RG02	Rompgemeenschap van Gewone braam	H42	H41	H47	54
43AA01	Abelen-Iepenbos	H46	H47	-	127
43AA02	Essen- Iepenbos	H46	H47	-	53
43AA03	Meidoorn-Berkenbos	H46	H47	H43	48
43AA04	Goudveil-Essenbos	H47	H27	H46	55
43AA05	Vogelkers-Essenbos	H47	H46	H42	287
43AB01	Eiken-Haagbeukenbos	H46	H42	H47	340
43RG01	Rompgemeenschap van Fluitekruid	H48	H46	H47	19
43RG02	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	H48	H47	H46	28
43RG03	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	H47	H46	-	117
02AA02	Associatie van Spiraalruppia	bA10	-	-	8
03AA01	Associatie van Klein zee gras	zA10	-	-	39
03AA02	Associatie van Groot zee gras	zA10	-	-	12
12BA03	Associatie van Aardbeiklaver en Fioringras	bK40	bK20	K48	128
12BA04	Associatie van Kattedoorn en Zilte zegge	bK40	-	-	34
12RG04	Rompgemeenschap van Rietzwenkgras	K46	bK40	K48	55
16BC02	Associatie van Ruige weegbree en Aarddistel	K46	-	-	11
21AA01	Associatie van Klein glaskruid	K60mu	K40mu	K67	33
21AA02	Muurbloem-associatie	K60mu	K40mu	-	23
21AB01	Muurvaren-associatie	K60mu	K40mu	K47	57
21RG01	Rompgemeenschap van Muurvaren	K60mu	K40mu	-	18
21RG02	Rompgemeenschap van Muurleeuwebek	K40mu	K60mu	K67	37
21RG03	Rompgemeenschap van Gele helmblom	K60mu	K40mu	-	14
21RG04	Rompgemeenschap van Liggende vetmuur en Muurmos	K40mu	K60mu	K46	27
22AA01	Strandmelde-associatie	bK40	-	-	188
22AB01	Associatie van Loogkruid en Zeeraket	bK60	bK40	-	76
22RG01	Rompgemeenschap van Zeeraket	bK60	zK20	bK40	9

Code	Naam associatie	EG1	EG2	EG3	#
22RG02	Rompgemeenschap van Zeepostelein	bK40	bK60	-	11
23AA01	Associatie van Zandhaver en Biestarwegras	bK60	bK40	-	117
24AA01	Associatie van Klein slijkgras	zK20	-	-	43
24AA02	Associatie van Engels slijkgras	zK20	-	-	149
25AA01	Associatie van Langarige zeekraal	zK20	-	-	73
25AA02	Associatie van Kortarige zeekraal	zK20	bK20	-	42
25AA03	Schorrekruid-associatie	zK20	zK40	-	112
26AA01	Associatie van Gewoon kweldergras	zK20	bK20	bK40	827
26AA02	Associatie van Zeewegbree en Lamsoor	zK20	-	-	153
26AA03	Zoutmelde-associatie	zK20	zK40	bK40	348
26AB01	Associatie van Stomp kweldergras	bK20	bK40	zK20	143
26AB02	Associatie van Blauw kweldergras	bK20	zK20	bK40	78
26AB03	Associatie van Bleek kweldergras	bK20	bK40	zK20	25
26AB04	Zeegerst-associatie	bK40	bK20	-	33
26AC01	Associatie van Zilte rus	zK20	bK20	bK40	237
26AC02	Associatie van Engels gras en Rood zwenkgras	bK40	zK20	zK40	439
26AC03	Kwelderzegge-associatie	bK20	zK20	bK40	71
26AC04	Associatie van Rode Bies	bK20	bK40	-	83
26AC05	Zeealsem-associatie	zK40	zK20	bK40	63
26AC06	Associatie van Spiesmelde en Strandkweek	bK40	zK40	zK20	243
26AC07	Associatie van Zeerus en Weidetorkruid	bK40	bK20	-	26
26RG01	Rompgemeenschap van Heen	bK20	zK20	bK40	50
26RG02	Rompgemeenschap van Fioringras en Melkkruid	bK40	bK20	-	75
26RG03	Rompgemeenschap van Schorrezoutgras	zK20	bK20	-	28
26RG04	Rompgemeenschap van Zulte	zK20	bK20	-	58
27AA01	Associatie van Zeevetmuur en Deens lepelblad	bK40	bK60	K63	172
27AA02	Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia	bK40	bK20	K43	134
31RG08	Rompgemeenschap van Wilde cichorei	K46	-	-	11
32BA03	Associatie van Strandkweek en Echte heemst	bK40	bK20	-	51
32RG07	Rompgemeenschap van Heelblaadjes	K46	-	-	9

BIJLAGE VII

VERBAND HABITATTYPEN – ECOTOOPGROEPEN

Han Runhaar, 17 maart 2017



BIJLAGE VIII

SOIL NUTRIENT ESTIMATION FOR NEW SPU

Y. Fujita, April 2017

VIII.1 AIM

For parameterization of new Soil Physical Unit (SPU, N=72), soil C, soil N:C ratio, and soil P:C ratio was estimated for the b'bouwsteen' which is on the top soil of each SPU

VIII.2 METHOD

For 13 bouwstenen which were also one of the topsoil bouwstenen in the old SPU system (N=23), I used the same estimates of soil C, N:C, and P:C as Cirkel et al. 2016 (BTO2016.011). These estimates were derived from soil measurements of ca. 650 data points. See Bijlage 1 of Cirkel et al. 2016 for the method of the estimation.

For 7 bouwstenen (highlighted orange in Tabel 13), empirical data was not enough to make estimates, or it was not linked to top soils in old SPU system. For these bouwstenen, the values were approximated based on their corresponding bouwstenen in the old SPU system. See remarks of each bouwsteen in Tabel 13. Original calculation is stored in 'voorYuki_bofek2012_YF.xlsx' and 'SoilDataCompiled4parameterestimate.xls'.

TABEL 12 CORRESPONDING BETWEEN NEW SPU AND TOP-SOIL BOUWSTEEN. THE OLD VERSION OF TOP-SOIL BOUWSTEEN IS DERIVED FROM THE CORRESPONDING TABLE OF BODEMCODE (=EENHEID) AND SPU, AND THAT OF SPU AND TOP-SOIL BOUWSTEEN

New SPU	Eenheid	Diepte_b	Diepte_o	Top soil Staringbouwsteen_new	Top soil Staringbouwsteen_old
301	Hd21	0	8	B1	B1
302	Zd21	0	6	B1	01
324	Zn50A	0	5	B1	01
327	EZ50A	0	30	B1	01
401	M0b75	0	10	B10	B8
412	Mn82A	0	25	B10	B8
414	Rn67C	0	10	B10	B12
420	pMn85A	0	20	B10	B10
421	Mn35A	0	25	B10	B10
405	Mv41C	0	8	B11	B12
415	Mn45A	0	25	B11	B12
422	Rn47C	0	8	B11	B12
503	KK	0	25	B11	#N/A
404	Rv01C	0	8	B12	B12
504	Ln5	0	25	B13	015
505	BLd5	0	20	B13	#N/A
506	Ld5g	0	25	B13	015
507	BLd6	0	25	B14	#N/A
109	iVz	0	20	B15	B2
110	iVp	0	20	B15	B2
203	iWp	0	20	B15	B2
204	iWpx	0	20	B15	B2
103	aVz	0	20	B16	B16

New SPU	Eenheid	Diepte_b	Diepte_o	Top soil Staringbouwsteen_new	Top soil Staringbouwsteen_old
104	faVzt	0	20	B16	B16
108	Vz	0	12	B16	B16
101	hVc	0	15	B17	B18
102	hVz	0	20	B17	B16
105	kVs	0	8	B17	B11
201	Wo	0	20	B17	B18
107	Vs	0	10	B18	B18
106	AVk-F	0	30	B2	#N/A
205	zWp	0	20	B2	B2
206	zWpx	0	20	B2	B2
304	Hn21	0	25	B2	B2
305	Hn21g	0	25	B2	#N/A
306	Hn21t	0	20	B2	B3
309	pZg21	0	20	B2	B2
310	cHn21	0	25	B2	B2
311	zEZ21	0	25	B2	B2
323	Zn40A	0	25	B2	01
312	Hn23	0	20	B3	B2
313	pZg23	0	20	B3	B3
314	pZg23t	0	20	B3	B3
315	Hn23x	0	20	B3	B3
317	zEZ23	0	25	B3	B2
318	zEZ23t	0	25	B3	B2
319	cHn23x	0	25	B3	B3
320	gHd30	0	8	B5	B1
322	zEZ30g	0	25	B5	B2
502	KX	0	15	B6	B8
307	kHn21	0	20	B8	B8
308	kHn21x	0	20	B8	B8
316	kpZg23	0	15	B8	B8
325	kZn40A	0	30	B8	B8
406	Mn15Av	0	25	B8	B12
408	Mn12A	0	25	B8	B8
409	KRn1g	0	20	B8	#N/A
416	Mn15A	0	25	B8	B8
417	Rn15C	0	25	B8	B8
202	kWp	0	8	B9	B11
303	kZn21	0	15	B9	B8
321	kZn30	0	15	B9	B8
403	Mv61C	0	15	B9	B12
407	Mn25Aw	0	10	B9	B8
410	Mn22A	0	25	B9	B8
411	KRn2	0	20	B9	B8
413	gMn53C	0	20	B9	B12
418	Mn25A	0	25	B9	B8
419	Rn95A	0	25	B9	B10
501	KT	0	15	B9	B8
326	Zn30A	0	120	05	B1
402	Mv51A	0	25	09	B12

TABEL 13 PARAMETERIZATION FOR EACH BOUWSTEEN.

Bouwsteen	Average of Soil_C	Average of Soil_NC	Average of Soil_PC	Corres- ponding SPU	Remark
B1	4.34202	0.049905	0.007715		
B2	3.84947	0.061317	0.011924		
B3	7.606321	0.056263	0.008678		
B8	10.20775	0.082086	0.013725		
B10	5.610549	0.085011	0.014643		
B11	21.28688	0.077051	0.008557		
B12	13.95989	0.082003	0.009795		
B15	10.32431	0.058231	0.00892		
B16	19.79901	0.062837	0.009472		
B17	12.58288	0.063921	0.004952		
B18	29.00018	0.072454	0.008616		
O1	4.322583	0.058497	0.009222		
O15	6.856957	0.107296	0.01155		
B5	4.095745	0.055611	0.009819	gHd30, zEZ30g	Use average values of B1 and B2, because these were the topsoil of gHd30 and zEZ30g in old SPU.
B6	10.20775	0.082086	0.013725	KX	Use the values of B8, because topsoil of KX in old SPU was B8
B9	12.76627	0.081538	0.01168	(11 SPU's)	use average values of B8, B10, B11, B12, because these were the topsoil in old SPU.
B13	6.856957	0.107296	0.01155	Ln5, BLd5, LD5g	use the values of O15, because topsoil of Ln5 and LD5g in old SPU was O15
B14	6.856957	0.107296	0.01155	BLd6	use the values of O15
O5	4.34202	0.049905	0.007715	Zn30A	use the values of B1, because topsoil of Zv30A in old SPU was B1
O9	13.95989	0.082003	0.009795	Mv51A	use the values of B12, because topsoil of Mv51A in old SPU was B12

BIJLAGE IX

TOEPASSING WVN OP LANDELIJKE SCHAAL

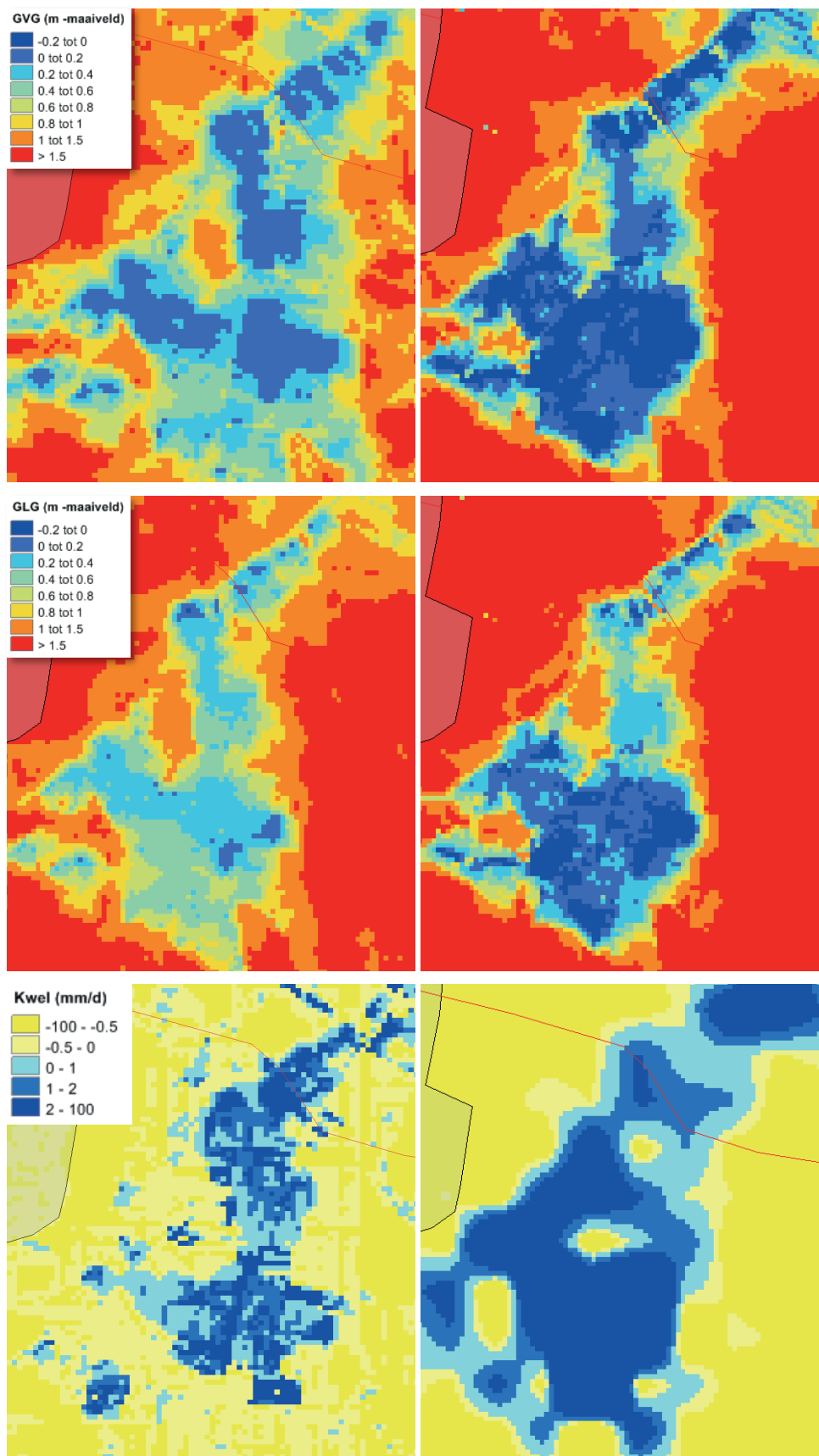
Hier beschrijven wij een zeer beknopte verkenning naar de mogelijkheid om neergeschaalde uitkomsten van het Landelijk Hydrologisch Model (LHM) te gebruiken als invoer voor de WVN. Voor deze vergelijking werden de uitkomsten voor het huidige klimaat van het LHM neergeschaald naar 25 m (Hoogewoud *et al.*, 2017). Voor de neerschaling werd gebruik gemaakt van een simpele lineaire interpolatie van grondwaterstanden ('conservatieve bilineaire interpolatie'). Dit is de "meest eenvoudige vorm van neerschaling", "wat in de afgesproken tijd kon worden gerealiseerd. Het toevoegen van extra informatie (met name de ligging en eigenschappen van waterlopen) leidt tot nauwkeurigere resultaten" (Hoogewoud *et al.*, 2017). Door Deltares werden aangeleverd de uitkomsten van *GLG*, *GVG*, *GLG* en kwelintensiteit (laatste niet neergeschaald). Zelf berekenden wij de *GG* als gemiddelde van de *GLG* en *GHG*. We spitsen de vergelijking toe op natuurgebied Sang en Goorkens.

Gaan we ervan uit dat de uitkomsten van het Brabant Model (Verhagen *et al.*, 2014) betrouwbaarder zijn dan die van het LHM, dan is in Figuur 54 is te zien dat op natte locaties (ruwweg $GVG < 0.8 \text{ m -m.v.}$) met de neergeschaalde uitkomsten de grondwaterstand te hoog wordt ingeschat en op droge locaties ($GVG > 0.8 \text{ m -m.v.}$) te laag. Op veel natte locaties gaat het om een tot wel twee klassen van 2 dm teveel. Dit heeft uiteraard consequenties voor de met WATERNOOD gesimuleerde doelgaten en doelrealisatie (Figuur 55). De totale doelrealisatie wordt op basis van het LHM hoger ingeschat, maar de verschillen met het regionale model lijken alleszins mee te vallen. Figuur 56 biedt een vergelijking van de samengestelde vegetatiekaart, zoals berekend met PROBE; Figuur 57 doet hetzelfde voor de natuurwaarde. Opvallend is dat met het LHM als invoer er voor delen van het gebied geen uitkomst meer wordt berekend. Het is daar zo nat geworden, met waterstanden boven maaiveld, dat de condities buiten het kalibratiebereik van PROBE valt.

Op basis van deze beknopte vergelijking concluderen we het dat de verschillen tussen de uitkomsten met het regionale model en het landelijke model mee lijken te vallen. Mogelijk zijn de neergeschaalde uitkomsten van het LHM bruikbaar voor toepassing van de WVN op landelijke schaal, maar een nadere analyse is noodzakelijk om hierover uitsluitsel te geven. Een meer geavanceerde neerschaling, zoals door Deltares voorgesteld, zou ook in deze analyse moeten worden betrokken.

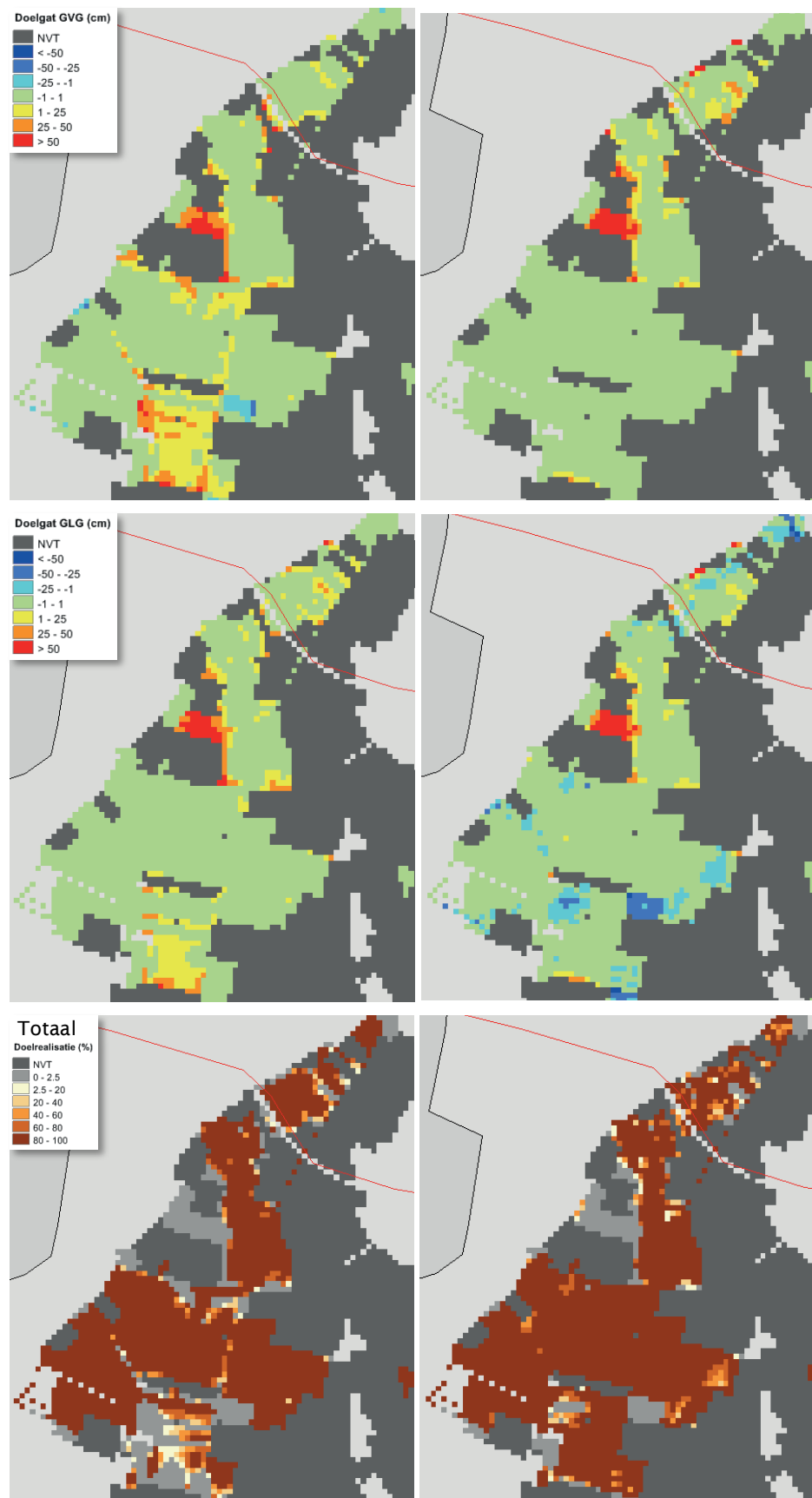
FIGUUR 54

VERGELIJKING UITKOMSTEN VAN HET BRABANT MODEL (LINKS) MET DE NEERGESCHAALDE UITKOMSTEN VAN HET NATIONALE HYDROLOGISCHE MODEL (RECHTS)

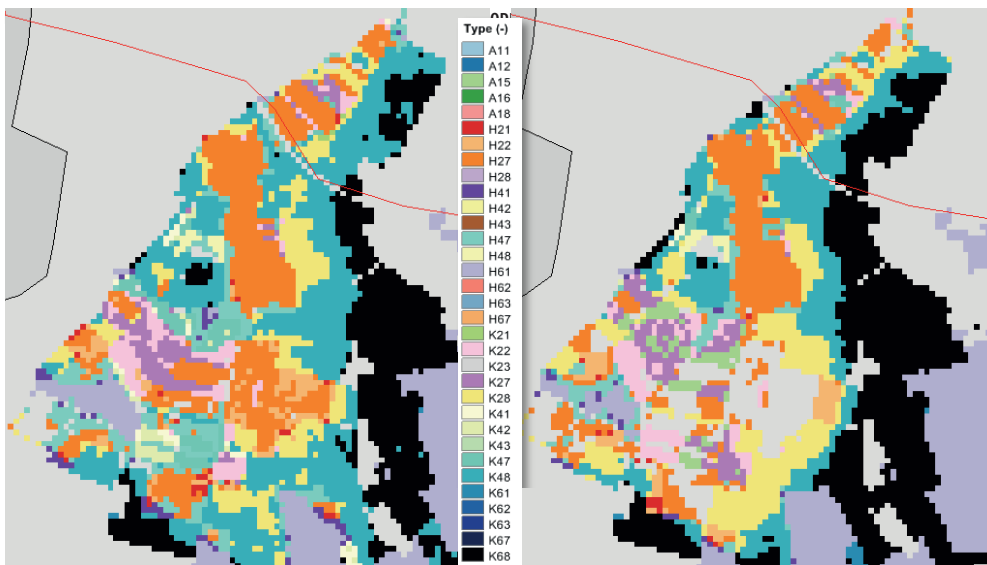


FIGUUR 55

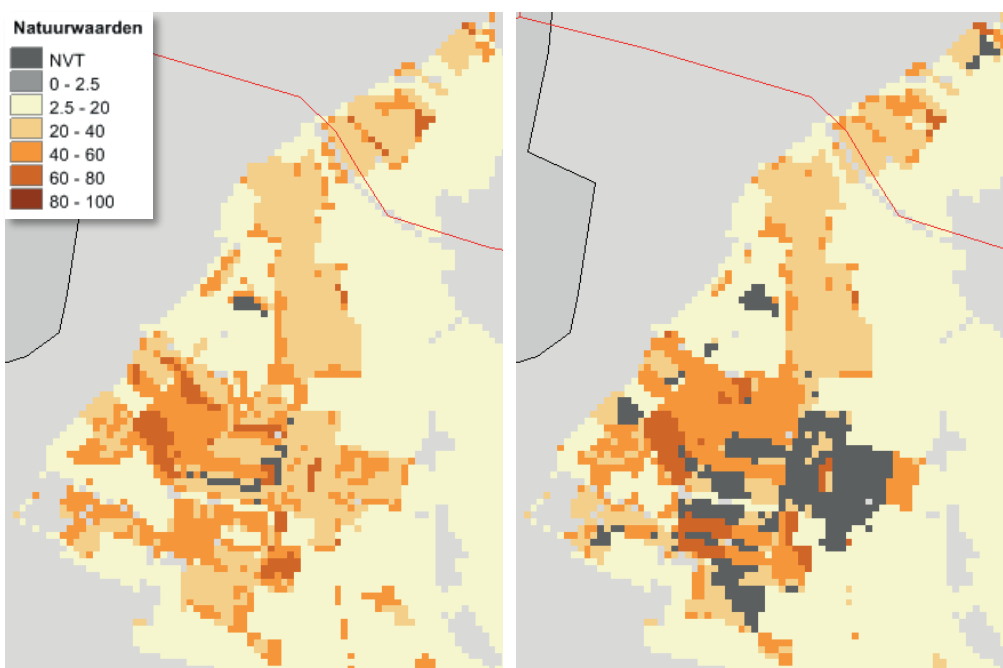
DOELGATEN GLG EN GVG EN TOTALE DOELREALISATIE VAN DE BEHEERTYPENKAART OP BASIS VAN HET BRABANT MODEL (LINKS) EN HET NEERGESCHAALDE LANDELIJKE HYDROLOGISCHE MODEL (RECHTS)



FIGUUR 56 MET PROBE BEREKENDE VEGETATIEKAART VAN SANG & GOORKENS OP BASIS VAN: DE UITKOMSTEN VAN HET BRABANT MODEL (LINKS) EN DE



FIGUUR 57 NATUURWAARDE SANG & GOORKENS OP BASIS VAN: DE UITKOMSTEN VAN HET BRABANT MODEL (LINKS) EN DE NEERGESCHAALDE UITKOMSTEN VAN HET LANDELIJK HYDROLOGISCHE MODEL (RECHTS)



BIJLAGE X

VERKENNENDE STUDIE VOEDSELRIJKDOM EN PH

Deze studie verscheen eerder in:

Kros, J., J. Mol, W. de Vries, Y. Fujita & J. P. M. Witte. 2017. *Comparison of model concepts for nutrient availability and soil acidity in terrestrial ecosystem*. KWR2017.053, KWR & WEnR, Nieuwegein.

ABSTRACT

STOWA heeft het initiatief genomen om samen met een aantal partijen een klimaatrobuuste Waterwijzer Natuur (WWN) te ontwikkelen. Een instrument dat de effecten van klimaatverandering en het waterbeheer op de terrestrische vegetatie van natuurgebieden dient te kunnen berekenen. Klimaatverandering zal vooral gevolgen voor natuurlijke vegetaties hebben via veranderingen in de waterbalans. Die veranderingen werken namelijk door op de bodemtemperatuur en de hoeveelheid vocht, zuurstof en nutriënten die voor de planten in het wortelmilieu beschikbaar zijn. Klimaatverandering noopt dan ook tot het stellen van enkele essentiële vragen, zoals:

- Welke maatregelen zijn er nodig om natuurdoelen in de toekomst zeker te stellen?
- Welke alternatieve doelen kunnen we overwegen als in het verleden vastgestelde natuurdoelen niet meer haalbaar blijken te zijn onder een veranderend klimaat?
- Waar liggen straks, in het klimaat van de toekomst, de beste kansen voor het creëren van hotspots van biodiversiteit?

Dit rapport geeft een overzicht van de overeenkomsten en verschillen van de wijze waarop PROBE (KWR) en VSD+ (WEnR) de nutriëntenbeschikbaarheid en zuurgraad in (half)natuurlijke terrestrische ecosystemen voorspellen in afhankelijkheid van milieu, (vnl. atmosferische depositie), klimaat (vnl. temperatuur en neerslag) en waterbeheersscenario's.

De belangrijkste conclusies zijn:

- PROBE is sterk in de berekening van stikstofbeschikbaarheid en hanteert een meer procesmatige aanpak dan VSD+ om de effecten van bepaalde milieufactoren te modelleren. Verder bieden de fijne ruimtelijke en temporele resoluties van dit model de mogelijkheid om seizoeneffecten, de invloed van regenwaterlenzen, weersextremen en beheersmaatregelen op een procesmatige basis mee te nemen, wat vooral voor de bodem-pH in natte gebieden van belang is. De pH module van PROBE is echter niet robuust voor alle vegetatie-bodem combinaties en dient te worden verbeterd of aangepast.
- VSD+ is sterk in de berekening van zuurgraad (pH), omdat het een volledige ionenbalans bevat op basis waarvan het effect van alle mogelijke zuur-producerende en zuur-bufferende processen op de pH wordt meegenomen. Het model is echter zwak in natte systemen omdat redoxprocessen niet zijn meegenomen. Dit zou moeten worden toegevoegd met het oog op toepasbaarheid in natte systemen.
- In beide modellen is de fosfaatbeschikbaarheid nog niet goed ingebracht. Dit kan essentieel zijn voor een goede voorspelling van effecten van maatregelen

Daarnaast geeft dit rapport een overzicht van de belangrijkste datasets die aanwezig zijn voor het parametriseren en valideren van beide modellen.

UITGEBREIDE SAMENVATTING

S1 INLEIDING

Waterbeheerders hebben als taak op een verantwoorde wijze om te gaan met de beschikbare hoeveelheid water van de juiste kwaliteit. Om dat goed te kunnen doen is kennis nodig over de waterverdeling op verschillende ruimtelijke schaalniveaus, variërend van een enkel perceel tot het gehele land. Bovendien dienen waterbeheerders inzicht te hebben in de gevolgen van het door hen gevoerde beheer. In het landelijk gebied zijn het vooral de landbouw, de natuur en de drinkwaterbedrijven die hiervan afhankelijk zijn.

De beoordeling van gevolgen voor de landbouw gebeurde tot nu toe met instrumenten, zoals de HELP-tabellen, die zijn gebaseerd op inmiddels verouderde kennis en die ongeschikt zijn voor klimaatprojecties. STOWA heeft daarom het initiatief genomen om samen met een aantal partijen een klimaatrobuuste beoordelingssystematiek voor de landbouw te laten ontwikkelen. Daarnaast heeft STOWA het initiatief genomen om ook een Waterwijzer Natuur (WWN) te ontwikkelen. Een instrument dat de effecten van klimaatverandering en het waterbeheer op de terrestrische vegetatie van natuurgebieden dient te kunnen berekenen. In beide waterwijzers zijn processen die door klimaatverandering worden beïnvloed zo goed mogelijk nagebootst. Door deze procesbenadering zijn ze ook geschikt voor klimaatprojecties en extreme weercondities, in tegenstelling tot instrumenten die vooral gebaseerd zijn op empirische relaties ontleend aan het recente klimaat en deskundigenoordeel.

De ontwikkeling van de WWN is opgenomen in de Landelijke Kennisagenda Zoetwater die door het Bestuurlijk Platform Zoetwater is vastgesteld. Samen met de Waterwijzer Landbouw kan de WWN worden beschouwd als een belangrijk instrument voor de onderbouwing van een Deltaplan Zoetwater fase 2 (2022 – 2027). De ambtelijke IPO-vertegenwoordigers in het Deltaplan Zoetwater hebben aangegeven dat de provincies een logische partij vormen om de ontwikkeling van de WWN mogelijk te maken. Dit onderzoek is daar het gevolg van.

In Nederland is natuur ruimtelijk gepland: er zijn voor alle natuurterreinen doelen vastgesteld. Vaak zijn die natuurdoelen wettelijk vastgelegd, bijvoorbeeld in Europees verband (Habitatrichtlijn/Natura 2000, Kaderrichtlijn Water). Verschillende organisaties hebben hierbij hun taken en verantwoordelijkheden. Provincies zijn verantwoordelijk voor natuurbehoud en -ontwikkeling (het Nationaal Natuurnetwerk, voorheen EHS). Hydrologische voorwaarden creëren is daarvoor een belangrijke maatregel. Waterschappen geven uitvoering aan hydrologische herstelmaatregelen.

Het klimaat van Nederland verandert echter, en dat heeft consequenties voor de haalbaarheid van natuurdoelen, zoals de PBL-studie ‘effecten van klimaatverandering in Nederland: 2012’ laat zien. Klimaatverandering zal vooral gevolgen voor natuurlijke vegetaties hebben via veranderingen in de waterbalans. Die veranderingen werken namelijk door op de bodemtemperatuur en de hoeveelheid vocht, zuurstof en nutriënten die voor de planten in het wortelmilieu beschikbaar zijn. Klimaatverandering noopt dan ook tot het stellen van enkele essentiële vragen, zoals:

- Welke maatregelen zijn er nodig om natuurdoelen in de toekomst zeker te stellen?
- Welke alternatieve doelen kunnen we overwegen als in het verleden vastgestelde natuurdoelen niet meer haalbaar blijken te zijn onder een veranderd klimaat?

- Waar liggen straks, in het klimaat van de toekomst, de beste kansen voor het creëren van hotspots van biodiversiteit?

Op dit moment ontbreekt het de waterbeheerder en beleidsmaker aan een praktisch instrument om dergelijke vragen te beantwoorden. Het gebrek hieraan kan leiden tot een beleid en beheer dat onvoldoende is afgestemd op de natuur, en op een navenant suboptimale besteding van middelen voor de natuur. Het is relevant voor zowel de overheid als voor gebiedspartijen om te weten of een investering in de natuur langdurig resultaat oplevert, of dat er op termijn een nieuwe investering nodig zal zijn.

Daarom hebben STOWA, het Ministerie van EZ, Rijkswaterstaat-WVL en de stichting Kennis voor Klimaat door drie onderzoeksinstituten een verkennend onderzoek laten verrichten waarin verschillende modelconcepten met elkaar werden vergeleken. Eén van de conclusies uit dit onderzoek komt erop neer dat bestaande computermodellen niet geschikt zijn voor klimaatprojecties, omdat ze zijn gebaseerd op indirecte relaties tussen standplaats en vegetatie die bovendien ontleend zijn aan het klimaat van de vorige eeuw. Dat geldt bijvoorbeeld voor het in nationale beleidsstudies gebruikte model DEMNAT, waarmee alleen voor het huidige klimaat kan worden beoordeeld hoe per vierkante kilometer de relatieve soortenrijkdom van een 18-tal ecosysteemtypen verandert wanneer de waterstand daalt of stijgt. Met hogere temperaturen, een langer groeiseizoen, meer extreme neerslagbuien, afgewisseld door langdurige perioden van droogte, kunnen deze modellen niet omgaan. Daarnaast werd gesignaleerd dat het modelleren van de zuurgraad en nutriëntenstatus van de bodem de zwakste schakel is bij het modelleren van effecten op de vegetatie.

Op basis van deze bevindingen zijn de volgende vervolgstappen voorgesteld:

- Gebruik het model PROBE als basis voor de ontwikkeling van de WWN.
- Besteed vooral aandacht aan de zwakste modelonderdelen: de berekening van de zuurgraad en nutriëntenstatus van de bodem.
- Zorg voor een gebruiksvriendelijke toepassing/schil.

Dit onderzoek gaat in op het tweede punt. Financiers en andere betrokken partijen bij het onderzoek zijn:

- STOWA
- Deltaprogramma Zoetwater (Ministerie van Infrastructuur en Milieu)
- Ministerie van Economische Zaken
- Planbureau voor de Leefomgeving
- Provincies Gelderland, Utrecht en Noord-Brabant
- Waterschap Aa & Maas en Waterschap Vechtstromen
- Kennisprogramma Lumbricus
- Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer
- KWR en WEnR

Mondiaal gezien zijn er behoorlijk wat modellen in omloop waarmee de zuur- en nutriëntendynamiek gemodelleerd kunnen worden. In deze analyse beperken wij ons echter tot twee modellen waarmee met name in Nederland ervaring is opgedaan. Het gaat hierbij om de modelversies van PROBE (bestaande uit de modellen SWAP, CENTURY en ORCHESTRA) ontwikkeld door het KWR en het VSD+ model, gekoppeld aan GrowUp en SUMO, ontwikkeld door WEnR (hierna genoemd VSD+).

S2 RESULTATEN

In grote lijnen zijn de modellen PROBE en VSD+ vergelijkbaar. Beide modellen hebben als doel standplaatsfactoren, zoals vochtgehalte, zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid in (half)natuurlijke terrestrische ecosystemen te voorspellen in afhankelijkheid van milieu (vnl. atmosferische depositie), klimaat (vnl. temperatuur en neerslag) en waterbeheersscenario's. Het belangrijkste verschil tussen beide modellen is dat het model VSD+ qua procesformulering eenvoudiger en minder gedetailleerd is dan het model PROBE.

S2.1 MODELVERGELIJKING

STRUCTUUR

In onderstaande figuur is een overzicht gegeven van de structuur en de relaties tussen de onderliggende modules van beide modellen.

Zo worden, om de rekensnelheid te verhogen, in PROBE-2.1 (Witte *et al.*, 2015) de standplaatsfactoren berekend met metarelaties die zijn afgeleid van het agrohydrologische model SWAP (voor bodemvocht) en het bodemmodel uit CENTURY (voor N beschikbaarheid). In PROBE-2.2 (Cirkel *et al.*, 2016a) is de bodem-pH als factor toegevoegd door koppeling met het bodemchemische model ORCHESTRA in combinatie met het hydrologische model SWAP. Ten slotte zijn in PROBE-3 (Fujita *et al.*, 2016) het model SWAP, CENTURY-bodemmodule en de CENTURY-plantmodule dynamisch gekoppeld om zowel het bodemvocht als de Nbeschikbaarheid te berekenen. In PROBE-3 wordt de pH echter niet dynamisch berekend, maar benaderd op basis van empirische relaties gebaseerd op Aggenbach *et al.* (2013a) en Stuyfzand (2010). PROBE-2.1 is toegepast voor de natte natuur in twee beekdalen de 'Baakse Beek' (Witte *et al.*, 2015) en de 'Tungelrooyse Beek' (Van der Knaap *et al.*, 2015; Van der Knaap *et al.*, submitted), terwijl PROBE-3 toegepast is op kustduinen en een landbouwgewas (Fujita *et al.*, 2016). Om de verschillende modelversies op nationale schaal te kunnen toepassen zijn reprofuncties afgeleid voor diverse Nederlandse bodemtypes. Voor versies 2.2 en 3 is dat maar ten dele gelukt. PROBE-2.1 heeft een gebruikersvriendelijk userinterface, wat wordt beschouwd als een prototype van de WWN. Via de interface kunnen gebruikers diverse klimaat- en hydrologie-scenario's selecteren voor toepassing op landschapsschaal, waarbij gebruik gemaakt wordt van ruimtelijk expliciete geografische informatie op 25 m × 25 m resolutie. PROBE-3, daarentegen, is voorzien van eenvoudige userinterface die is bedoeld voor toepassingen op standplaatsniveau.

In dit rapport richten we ons op de combinatie PROBE-3 (voor dynamische hydrologie en N beschikbaarheid en relatie met de vegetatie) en PROBE-2.2 (voor dynamische pH). In Figuur S1 is de onderlinge relatie tussen de modules aangegeven. Als tijdstap wordt een dag gehanteerd en de eendimensionale ruimtelijke schaal bestaat uit bodemlaagjes van 1 cm. De totale gemodelleerde bodemlaag bestrijkt 6 m en de tijdhorizon 1 jaar tot enkele decennia.

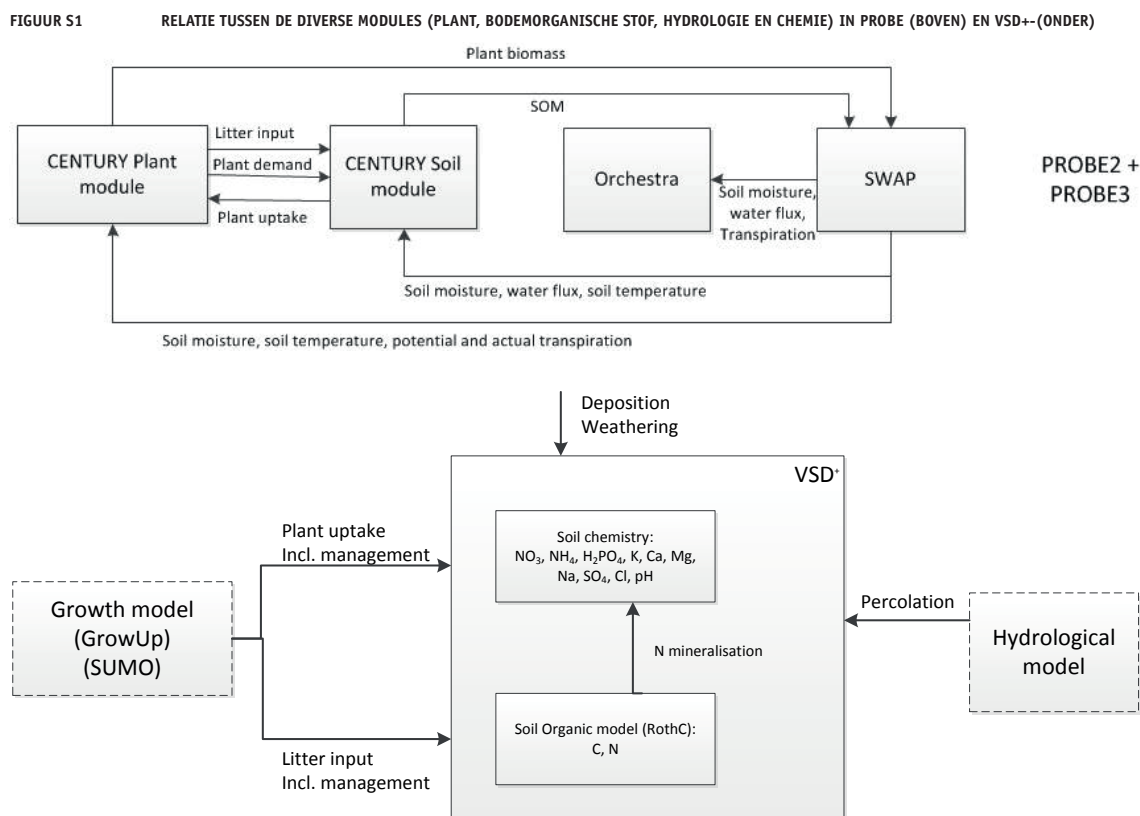
Het VSD+ model (Bonten *et al.*, 2016) berekent zowel de dynamiek als de bodemvochtconcentratie van SO₄, PO₄, Ca, Mg, K, Na, Cl, NO₃ en NH₄ de C/N ratio en de pH. Dit maakt het model geschikt voor het aanleveren van de benodigde standplaatsfactoren ten behoeve van plantendiversiteit modellen, zoals de vegetatiemodule van PROBE.

Het VSD+ model bestaat uit één bodemcompartiment en rekt standaard met een tijdstap van 1 jaar. Het model berekent zowel de pH als de C- en N-dynamiek en is met name bedoeld voor toepassingen op regionale schaal. Het model bevat alle belangrijke zuurproducerende

en zuurneutraliserende processen zoals mineraalverwerking, kationenuitwisseling, (de) nitrificatie, nutriëntopname en mineralisatie. De pH wordt berekend uit de ladingsbalans in de bodemoplossing. Voor de dynamiek van C- en N-pools in organische stof wordt gebruik gemaakt van het model RothC (Coleman & Jenkinson, 2014). Het RothC is volledig geïntegreerd met het VSD+ model. De jaarlijkse interacties tussen de bodem-pH enerzijds en mineralisatie en (de)nitrificatie anderzijds, zijn beschreven middels reductiefuncties.

Voor de waterbalans maakt het model gebruik van de invoer van een hydrologisch model. Dit kan ieder gewenst model zijn, bijv. SWAP. Dit geldt ook voor de relatie met de vegetatie. Bij VSD+-toepassing wordt veelal gebruik gemaakt van het model GrowUp. Deze module simuleert planten(bos)groei, strooiselproductie en nutriëntopname. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van het vegetatie-successiemodel SUMO, waardoor het mogelijk is effecten van vegetatiebeheer (zoals begrazen, maaien, afplaggen) te simuleren. Zie Figuur S1 voor de onderlinge relatie tussen de modules.

Het model heeft slechts een beperkte hoeveelheid aan input nodig, omdat veel gegevens reeds aanwezig zijn. Dit geldt voor geheel Nederland. De rekentijd van het model is minimaal (< 1 minuut bij toepassing voor geheel Nederland op een 250m × 250m resolutie). Het model is voorzien van een gebruiksvriendelijke grafische user interface (GUI). Deze GUI stelt de gebruiker eenvoudig in staat om zowel (Bayesian) kalibraties uit te voeren als scenario's door te rekenen.

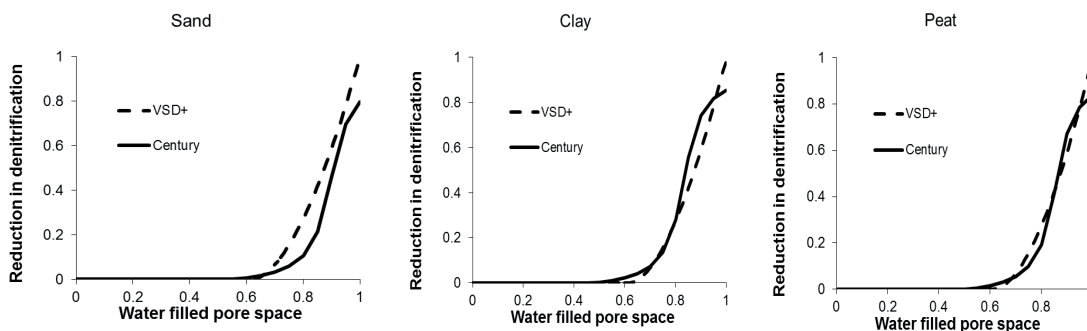


REDUCTIE-FUNCTIES

Naast een vergelijk op hoofdlijnen, zoals type processen en mate van detail is er ook een gedetailleerde vergelijking uitgevoerd van de functies waarmee het verband tussen de abiotische factoren, zoals bodemvocht, temperatuur, textuur, pH, CN-ratio en N-beschikbaarheid enerzijds en mineralisatie, (de)nitrificatie, groei, en N-gehalte van de vegetatie anderzijds.

In veel gevallen zijn de reductiefuncties, zoals gebruikt in beide modellen, vergelijkbaar. Zie bijv. Figuur S2 waarin de gehanteerde reductiefuncties voor de relatie vocht-denitrificatie worden getoond. Sommige reductie functies zijn slechts in één van beide modellen opgenomen, bijvoorbeeld voor het effect van bodemvocht op plantensterfte en het pH-effect op denitrificatie (zie Figuur S3).

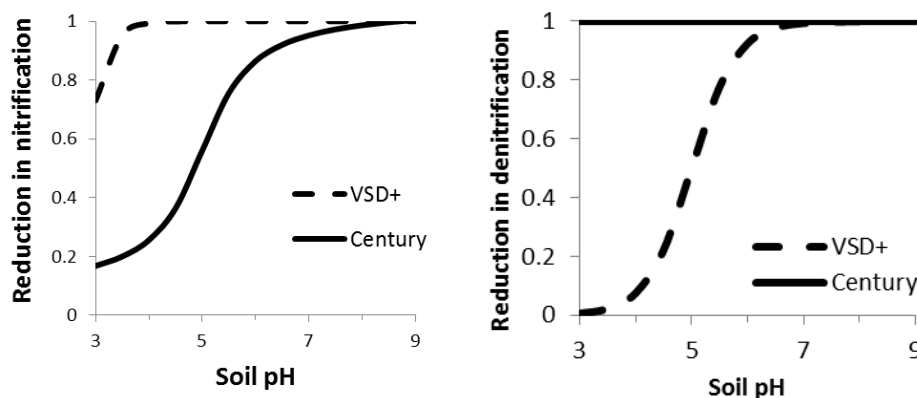
FIGUUR S2 EFFECT VAN VOCHT OP DENITRIFICATIE IN PROBE EN VSD+ VOOR ZAND ('BOUWSTEEN' B1), KLEI ('BOUWSTEEN' B11) EN VEEN ('BOUWSTEEN' B15).



Indien daar aanleiding toe is zijn de reductiefuncties vrij eenvoudig aan te passen en ontbrekende relaties vrij eenvoudig toe te voegen. Dit vereist geen ingrijpende wijzigingen in de modelstructuur. Een lastig punt hierbij is overigens, dat het niet altijd mogelijk is om een objectieve keuze te maken op een reductiefunctie door het ontbreken van de juiste proceskennis.

Er zijn echter ook relaties in beide modellen die in sterke mate van elkaar verschillen, zoals het effect van de CN-ratio van organische stof op de N-beschikbaarheid en het effect van pH op (de)nitificatie (zie figuur S3).

FIGUUR S3 EFFECT VAN PH OP NITRIFICATIE IN CENTURY EN VSD+ (LINKS) EN OP DENITRIFICATIE IN VSD+ (RECHTS).



DEFINITIES VAN NUTRIËNTENBESCHIKBAARHEID IN RELATIE TOT VEGETATIE-EFFECTEN

Naast de rol van N speelt ook fosfor (P) een belangrijke rol. Wij zijn dan ook van mening dat voor het modelleren van nutriëntenbeschikbaarheid niet alleen de N-beschikbaarheid, maar ook de P-beschikbaarheid dient te worden beschouwd.

Vanuit het oogpunt van de vegetatie nemen we aan dat de mineralisatiesnelheid van N en/of P een representatievere benadering voor de nutriëntenbeschikbaarheid is dan de totaal gehalten of extraheerbare hoeveelheden N en/of P in de bodem. Een mineralisatieflux betreft

immers de resultante van de beschikbare hoeveelheid N en/of P en de mate waarin deze vrijkomt in afhankelijkheid van omgevingsfactoren zoals temperatuur en vocht. Dit wordt ondersteund door onderzoek van Fujita *et al.* (2013). Daarom wordt voorgesteld om vooralsnog uit te gaan van de netto mineralisatieflux als maat voor de voedselrijkdom van de bodem. Echter, naast de netto mineralisatie is met name ook de toevoer van N via atmosferische depositie, grondwaterstroming en via N-fixatie door bodemorganismen van belang, maar ook de afvoer als gevolg van denitrificatie. In geval van P is daarnaast ook de toevoer via verwerking (en mogelijk via sorptie) en de eventuele aanvoer via kwelwater van belang. Dit resulteert in de volgende werkdefinities van N- en P-beschikbaarheid:

N-beschikbaarheid = netto N mineralisatie + atmosferische N depositie + N-fixatie - denitrificatie + N-kwelwater

P-beschikbaarheid = netto P mineralisatie + atmosferische P depositie + P sorptie + P verwerking + P-kwelwater

We hebben een aantal datasets geselecteerd aan de hand waarvan de modellen nader getest en met elkaar kunnen worden vergeleken en gevalideerd. In totaal zijn negen datasets geselecteerd die gebruikt kunnen worden voor de parametrisatie op landelijke schaal. Met het oog op validatie zijn tien monitoringreeksen geïnventariseerd, waarvan er een viertal geschikt lijkt om te worden gebruikt voor het uitvoeren van een modelvergelijking en validatie. Een manco is wel dat het merendeel van deze datasets zich richt op de drogere terrestrische ecosystemen, waardoor de nattere en anoxische systemen onvoldoende zijn vertegenwoordigd.

S2.2 STERKE EN ZWAKKE PUNTEN VAN BEIDE MODELLEN

Op basis van de uitgevoerde modelvergelijking komen we tot de volgende sterke en zwakke punten:

Sterke punten PROBE

- Een procesmatige en consistente beschrijving van nutriëntenlimitatie en het effect van C:N:P stoichiometrie op plantengroei en mineralisatie.
- Dynamische terugkoppeling tussen plant, bodem en hydrologie.
- Expliciete modellering van het effect van de pH beïnvloeding via grondwater.
- Meerlagenmodel, waardoor het mogelijk is om de verticale gradiënt in bodemchemie en bodemvochtconcentratie te modelleren.
- Bovendien een kleine rekentijdstep waardoor seizoeneffecten, de invloed van regenwaterlenzen, weersextremen en beheersmaatregelen kunnen worden meegenomen.

Zwakke punten PROBE

- Vrij complex en vraagt om veel input data.
- Lange rekentijden.
- pH module is niet gekoppeld met de bodemorganische-stofmodule.

Sterke punten VSD+

- Relatief eenvoudig en vraagt om relatief weinig input data.
- Bevat alle macro-ionen (volledig ladingsbalans).
- Dynamische interactie tussen pH en biochemische processen.
- In combinatie met SUMO is het mogelijk om interacties tussen bodem en vegetatiegroei en de effecten van vegetatiebeheer zoals plaggen en maaien te simuleren.

- Rekent snel.
- Eenvoudig toe te passen als gevolg van relatie met de nationale databases en gebruiksvriendelijke user interface.

Zwakke punten VSD+

- Hanteert een constante C:N ratio voor iedere organische-stofpool.
- Bevat geen P-mineralisatie en chemische interactie is beperkt tot direct P sorptie evenwicht met een labiele P pool.
- Combinatie met SUMO is niet gevalideerd en vraagt om vrij veel aanvullende input data.
- Seizoeneffecten zijn niet expliciet mee te nemen als gevolg van een jaarlijkse tijdstap.
- Bevat geen redoxprocessen.

S3 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

S3.1 CONCLUSIES

- PROBE is sterk in de berekening van stikstofbeschikbaarheid en hanteert een meer procesmatige aanpak dan VSD+ om de effecten van bepaalde milieufactoren te modelleren. Verder biedt de kleine rekentijdstap en opdeling in vele bodemlaagjes de mogelijkheid om seizoeneffecten, de invloed van regenwaterlenzen, weersextremen en beheersmaatregelen op een procesmatige basis mee te nemen, wat vooral voor de bodem-pH in natte gebieden van belang is. De pH module van PROBE is echter niet robuust voor alle vegetatie-bodem-combinaties en dient te worden verbeterd of aangepast.
- VSD+ is sterk in de berekening van zuurgraad (pH) omdat het een volledige ionenbalans bevat op basis waarvan het effect van alle mogelijke zuur-producerende en zuur-bufferende processen op de pH wordt meegenomen. Het model is echter zwak in natte systemen omdat redox-processen niet zijn meegenomen. Dit zou moeten worden toegevoegd met het oog op toepasbaarheid in nattere systemen.
- In beide modellen is de fosfaatbeschikbaarheid nog niet goed ingebracht. Dit kan essentieel zijn voor een goede voorspelling van effecten van maatregelen.
- Om objectief vast te kunnen stellen wat de optimale balans is in de mate van modeldetail en mate van interactie tussen de processen, dienen beide modellen te worden toegepast op één of meerdere van de geselecteerde datasets. Dit zal in fase 2 worden uitgevoerd.
-

S3.1 AANVELINGEN

- Zuurgraad: verbeter de beschrijving van de kationomwisseling en daarmee de relatie pH-basenverzadiging die essentieel is voor de voorspelling van de zuurgraad in het pH traject van 4.5-6.5. Bovendien dient beter rekening te worden gehouden met de invloed van kwelwater.
- N-beschikbaarheid: verbeter de onderbouwing van de relaties tussen de stikstoftransformaties (mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie) in afhankelijkheid van het vochtgehalte en de zuurgraad (pH). Deze zijn essentieel voor een robuuste voorspelling van N-beschikbaarheid en de NO₃-uitspoeling.
- P-beschikbaarheid: betrek de naast N-beschikbaarheid ook P-beschikbaarheid om de effecten op de vegetatie in beeld te brengen. Probeer hiervoor een relatie af te leiden tussen beschikbaar (geadsorbeerd) fosfaat in de bodem (en in de bodemoplossing) en biomassa-productie.

DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)33 - 460 32 00.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 2180, 3800 CD Amersfoort.

E-mail: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

COMPARISON OF MODEL CONCEPTS FOR NUTRIENT AVAILABILITY AND SOIL ACIDITY IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS

CONTENTS

	ABSTRACT	
	UITGEBREIDE SAMENVATTING	
	DE STOWA IN BRIEF	
1	INTRODUCTION	109
2	MODEL COMPARISON	111
2.1	Assumptions and requirements WWN	111
	2.1.1 Definition of nutrient availability and soil acidity in the context of WWN	111
	2.1.2 Scope of WWN application	114
2.2	PROBE (SWAP-CENTURY-ORCHESTRA)	114
	2.2.1 General description	114
	2.2.2 Processing	116
	2.2.3 Model outputs	123
2.3	VSD+/GrowUp/SUMO	123
	2.3.1 General description	123
	2.3.2 Processing	126
	2.3.3 Initialisation	131
	2.3.4 Model outputs	131
2.4	Comparison	132
	2.4.1 General Overview	132
	2.4.2 Comparison of functional relationships	134
	2.4.3 Discussion on used reduction functions	138
	2.4.4 Comparison of model capacity	138
	2.4.5 Strong and weak points	140

3	AVAILABLE DATASETS FOR MODEL PARAMETRIZATION AND VALIDATION	141
3.1	Datasets for model parametrization	141
3.2	Datasets for model validation	142
3.2.1	Speulderbos	142
3.2.2	Risdalsheia	143
3.2.3	OBN, 7 locations on (relatively) wet ecosystems	143
3.2.4	Veenkampen	143
3.2.5	Hulshorsterzand	143
3.2.6	Sellingen	144
3.2.7	ECN database UK	144
3.2.8	Lysimeters in Hoge Veluwe	144
3.2.9	Luchterduinen	145
3.2.10	Lysimeters in Castricum	145
4	DISCUSSION	146
4.1	The included processes and elements in view of nutrient availability and pH	146
4.2	The role of the calculation order of the modelled processes	147
4.3	The used spatial and temporal scale	147
4.4	Challenges in definition of nutrient availability	148
4.5	Model initialization	148
4.6	The availability of data	149
5	CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	150
5.1	Conclusions	150
5.2	Recommendations	150
6	LITERATURE	152
APPENDIX I	Comparison of model input data	157
APPENDIX II	Available dataset for parameterization	163
APPENDIX III	Available dataset for model validation	169

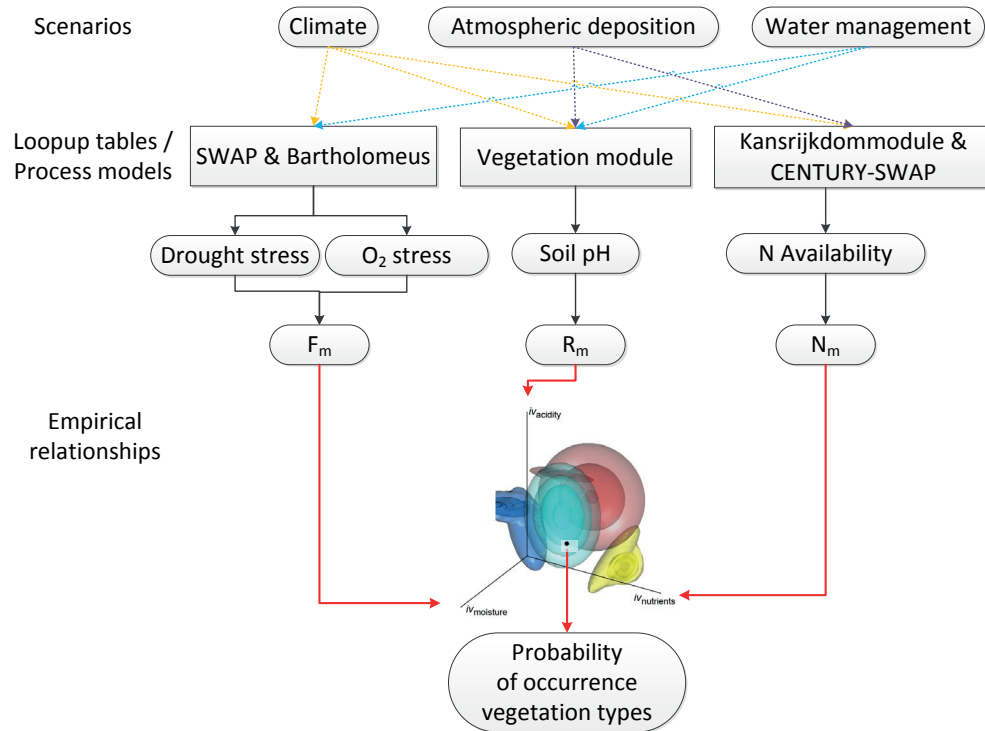
1

INTRODUCTION

The WaterWijzer Natuur (WWN) is meant to test and predict the occurrence probability of vegetation types, both under current and forecasted climate conditions. Whether or not vegetation types (phyto-sociological associations, nature target types, habitat types) can persist where they occur or have been planned, is tested on the basis of three site factors, i.e. moisture regime, nutrient availability, and soil acidity (Figure 1).

FIGURE 1

SCHEMATIC REPRESENTATION OF THE WATERWIJZER NATUUR (WWN)



Reliable estimates of these three site factors in view of changes in climate, groundwater levels and atmospheric deposition, requires a process based modelling approach. Based on the work of Bartholomeus *et al.* (2008; 2011) and Bartholomeus & Witte (2013), the effect of soil moisture has been adequately modelled (Witte *et al.*, 2015). The modelling of nutrient availability and acidity, however, needs substantial improvement.

The knowledge on vegetation effect modelling in the Netherlands is distributed amongst various research institutes (i.e. KWR, Wageningen Environmental Research (WEnR) and PBL) in the Netherlands, being an inefficient and unwanted situation. Therefore, STOWA, the Ministry of Economic Affairs, Ministry of Transport-WVL and the Knowledge for Climate Foundation decided to combine the research forced of the involved institutes on this topic. In a previous project a pilot study the different model concepts at the research institutes were compared (Van Ek *et al.*, 2014). One of the conclusions of this research was that the

existing models are not suitable for climate projections, because they are based on indirect relationships between habitat and vegetation using the climatic situation of the last decades as a fixed reference. Furthermore, it was acknowledged that the modelling of soil acidify and nutrient availability are the weakest point of the current modelling status.

Although several models are available to simulate dynamics in soil nutrients and pH, here we only focus on the models used by KWR within the WWN, i.e. CENTURY and SWAP-ORCHESTRA, and the WEnR model VSD+ used together with the plant species model Props (Reinds *et al.*, 2015). The idea is that we use the best of these two groups of models to identify the most suitable methods and/or formulations to incorporate into the WWN.

In this report we will first define (in Chapter 2) what is meant by: (i) nutrient availability and (ii) soil acidity in the context of WWN. This is followed by an inventory and comparison of used modelling concepts among the two model systems in view of nutrient availability and acidity. We finalized Chapter 2 with an inventory of strong and weak points of both models. Furthermore an inventory of available relevant datasets that can be used for parametrization and validation is performed (Chapter 3). In Chapter 4 the results are discussed. We conclude this report with conclusions (Chapter 5).

This research was financed / supported by the following organizations:

- STOWA
- Delta program Zoetwater (Ministry of Infrastructure and the Environment)
- Ministry of Economic Affairs
- PNL Netherlands Environmental Assessment Agency
- Provinces of Gelderland, Utrecht and Noord-Brabant
- Water board Aa & Maas and Water board Vechtstromen
- Knowledge program Lumbricus
- Nature conservation organisations Natuurmonumenten and Staatsbosbeheer
- Research Institutes KWR and WEnR

2

MODEL COMPARISON

2.1 ASSUMPTIONS AND REQUIREMENTS WWN

Nutrient availability and soil acidity can be interpreted and estimated in different ways. To avoid ambiguity, it is necessary to make definitions of nutrient availability and soil acidity in the context of WWN. Furthermore, we clarify the scope of WWN in terms of their target ecosystems and scenarios to be studied. Clarifying the scope helps to identify which aspects/processes/resolution of nutrient availability and soil acidity need to be considered for successful application of WWN, and therewith to make an effective comparison between different models to predict nutrient availability and soil acidity.

2.1.1 DEFINITION OF NUTRIENT AVAILABILITY AND SOIL ACIDITY IN THE CONTEXT OF WWN

The WWN predicts the occurrence probability of vegetation types from nutrient availability and soil acidity via plot-mean indicator values of {Witte, 2007 #484}Witte et al. (2007) for nutrient and acidity (Nm and Rm, respectively) using the framework of PROBE model. Therefore, in the context of WWN, the nutrient availability and soil acidity should be the measures which directly link to the plot-mean indicator values.

Indicator values of Witte et al. (2007) have been derived from the division of plant species into ecological groups by Runhaar *et al.* (2004). These Runhaar values reflect the vegetation characteristics in relation to environmental conditions, namely salinity, soil moisture, nutrient availability, and acidity. They closely resemble the internationally accepted indicator values of Ellenberg, but are tailor made to Dutch vegetation. Indicator values of a species are determined primarily based on expert judgement on the 'ecological group's where the species typically occur. Each ecological group is characterized with ordinal scales of nutrient availability (or 'potential plant production based on nutrient availability', divided in: poor/moderate/rich/very rich) and acidity (acid/weakly acid/alkaline). The nutrient availability can also be rephrased as the amount of nutrient available in soil under a given set of abiotic conditions, even if the nutrients cannot be all taken up by plants to produce biomass due to other limitation on plant growth (such as soil moisture, acidity, or development stage). For example, a low-productive pioneer vegetation can still be evaluated as 'rich in nutrient availability' if it is judged to contain large amount of nutrients in plant-available forms. Since many species have been ascribed to two or more ecological groups, the ecological amplitude of species are taken into account in calculation of indicator values (see Witte et al. 2007 for details of the calculation). With that, the indicator value describes the preference of each plant species on a continuous scale for nutrient availability (N, ranging from 1.0 = nutrient poor to 3.0 = very nutrient rich) and acidity (R, ranging from 1.0 = acid to 3.0 = alkaline). Next, indicator values of a plot (Nm and Rm) are calculated as an arithmetic mean of the indicator values of all species occurring in the plot. In PROBE, vascular plants and mosses are included for the calculation of plot-mean indicator values.

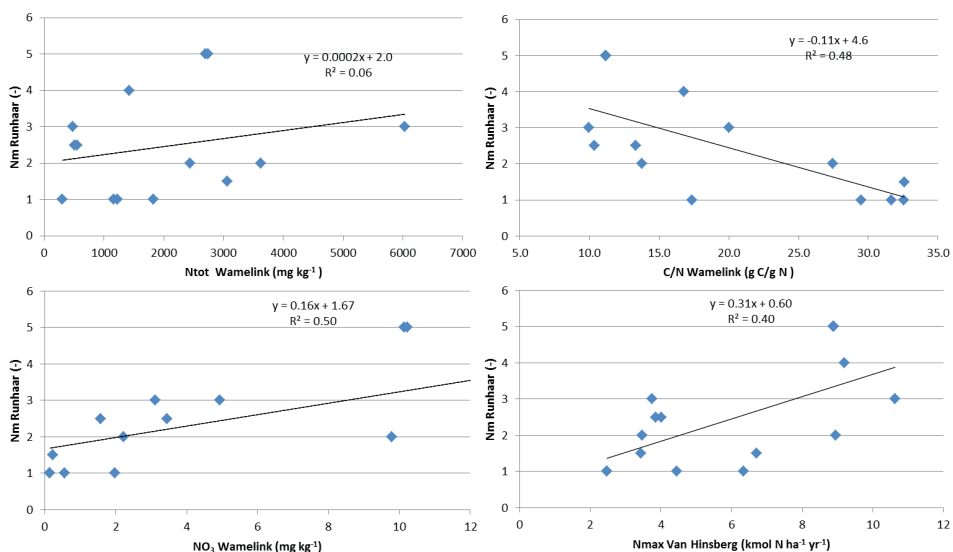
Existing studies showed that Rm is related to measured soil pH reasonably well (Douma *et al.*, 2012; Cirkel *et al.*, 2014b). However, Rm is less dependent on soil acidity on high pH level,

as reflected in the break point ($\text{pH}_{\text{KCl}}=5.05$) of the regression model of Cirkel *et al.* (2014b). A similar trend was observed by Schaffers and Sykora (2000), who found that Ellenberg acidity value increases with soil $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ only until pH 4.75, above which it hardly changes. Cirkel *et al.* (2014b) also found that the explained variance of the relationship between pH_{KCl} and Rm decreased with decreasing groundwater depth. This is because in wet soils plants with aerenchym are capable of releasing oxygen into the soil. By doing so, they can create large pH gradients around their roots, especially in case of upwelling alkaline groundwater.

For this study, we define soil acidity as soil pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) in the root zone of plants. Since temporal variation of soil pH can be large, even within a growing season (Cirkel *et al.*, 2014b), we suggest to consider either the yearly average or preferably the growing season averaged soil pH. In those cases when pH measurements are available as pH_{KCl} or $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ we use available robust relationships to transfer those measurements to $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values (e.g. Fotyma *et al.*, 1998; for $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$; Wamelink *et al.*, 2005; for pH_{KCl}).

Nm is moderately and consistently related to measured nutrient availability (Douma *et al.*, 2012; Fujita *et al.*, 2013; Witte *et al.*, 2015). However, there are a number of measures to express nutrient availability for plants, and the strength of correlation with plant characteristics differs among these measures (Ordonez *et al.*, 2010; Fujita *et al.*, 2013). It was indicated that soil P measures (e.g. P mineralization rate, soil P:C ratio, soil dissolved P) were slightly better related to Nm than soil N measures (e.g. N mineralization rate, soil N:C ratio, soil dissolved N) (Fujita *et al.*, 2013). Furthermore, phosphorus (P) limitation and nitrogen limitation are both common in grasslands of north-western Europa (Van Dobben *et al.*, 2016). Therefore, for this study, we take both N and P into account as two pivotal elements for plant growth. For several habitat types a comparison was made between the optimal Nm Runhaar indicator values and various other corresponding values either based on model results (Van Hinsberg & Kros, 1999), or measurements (Wamelink *et al.*, 2011).

FIGURE 2 COMPARISON OF THE PLOT-MEAN INDICATOR VALUE FOR NUTRIENTS RICHNES (NM RUNHAAR) AND VARIOUS SOIL N MEASURES FOR 15 DUTCH HABITAT TYPES AFTER VAN HINSBERG AND KROS (1999) AND WAMELINK ET AL. (2011). THE EXAMINED SOIL N MEASURES ARE MEASURED SOIL TOTAL N (IN MG N/KG; UPPER LEFT), MEASURED SOIL C/N (UPPER RIGHT), MEASURED TOP SOIL NITRATE CONCENTRATIONS (IN MG NO_3/KG MEASURED AS EXTRACTABLE IN 1M KCL; LOWER LEFT) (USING THE 75-PERCENTILE), AND MODELED N AVAILABILITY IN TOP SOIL (I.E. SUM OF N MINERALIZATION AND N DEPOSITION; IN KG N/HA/YR, LOWER RIGHT). EACH POINT REPRESENTS A HABITAT TYPE (I.E. AVERAGE VALUES OF SEVERAL PLOTS WHICH FALLS INTO THAT HABITAT TYPE). NOTE THAT NM RUNHAAR IS SIMILAR BUT NOT IDENTICAL TO THE INDICATOR VALUE NM WHICH WE USE FOR THIS STUDY



We assumed, mineralization rate of N (or P) should better represent nutrient availability for plants than total N (or P), C:N (or C:P) ratio, or extractable N (or P), as it integrates both the nutrient pool and the controlling factors of nutrient turnover (such as temperature and moisture). In fact, mineralization rates were related to N_m slightly better than other measures of N and P at individual stand level (Fujita *et al.*, 2013). The similar trends were observed on an association level (Van Hinsberg & Kros, 1999; Wamelink *et al.*, 2011). It was indicated that modelled levels of N availability, which was sum of N mineralization and N deposition, was better related to indicator value of nutrient richness than soil total N, yet not better than nitrate concentration and C:N ratio (Figure 2). Therefore, we suggest to consider net N mineralization rate (i.e. gross N mineralization minus N immobilization by microbes) as the main source of available N for plants.

N mineralization rates fluctuate largely within and between years. However, Fujita *et al.* (2013) found that time scale with which N mineralization rates were evaluated (i.e. one growing season, one year, or five years) had only minor effect on the relationship between N mineralization and N_m . Therefore, to start with, we choose a time scale of one year to evaluate N mineralization rates as the explanatory variable to predict N_m . See Discussion 4.4 for potential issues of the time scale to be tackled in the Phase 2.

In addition to the mineralization, we also take several other sources of N into account for our estimate of plant available N. In the Netherlands, atmospheric N deposition contributes to a substantial part of mineral N pool in soil. Also, non-symbiotic N fixation (i.e. N fixation by free-living microorganisms) can contribute to a large proportion of mineral N input in low productive ecosystems (e.g. ranging from 0.1 to 21 kg/ha/year in temperate unfertilized grasslands; Reed *et al.* 2011). Furthermore, in wet systems, N loss via denitrification is not ignorable. Based on these assumptions, we define N availability for plants (N_{avail} , gN/m²/year) as concentration of N-NH₄ and N-NO₃ in root zone of plants for a period of 1 year, which is formulated as:

$$N_{avail} = \text{net N mineralization} + \text{atmospheric N deposition} + \text{asymbiotic fixation} - \text{denitrification} \quad (1)$$

We assumed, mineralization rate of N (or P) should better represent nutrient availability for plants than total N (or P), C:N (or C:P) ratio, or extractable N (or P), as it integrates both the nutrient pool and the controlling factors of nutrient turnover (such as temperature and moisture). In fact, mineralization rates were related to N_m slightly better than other measures of N and P (Fujita *et al.*, 2013). Therefore, we suggest to consider net N mineralization rate (i.e. gross N mineralization minus N immobilization by microbes) as the main source of available N for plants. Since timescale of the mineralization estimate had only minor effect on the relationship with N_m (Fujita *et al.*, 2013), we suggest a time scale of one year. In addition to the mineralization, we also take several other sources of N into account for our estimate of plant available N. In the Netherlands, atmospheric N deposition In addition, we consider P inflow via atmospheric deposition and sorption and/or weathering. In short, our definition of P availability (P_{avail} , gP/m²/year) for this study is:

$$P_{avail} = \text{net P mineralization} + \text{atmospheric P deposition} + \text{P sorption} + \text{P weathering} \quad (2)$$

2.1.2 SCOPE OF WWN APPLICATION

The target system of WWN is (semi-)natural terrestrial ecosystems. It includes different vegetation types (grasslands, forests, heath), different moisture regimes (dry, moist, wet, but not constantly inundated systems such as peat) and different soil types (e.g., sandy, silty, and clayey soils). Former agricultural lands may also be considered. Ecosystems under the influence of brackish water are out of our scope. The WWN is intended to be applicable at the national scale and user friendly so that it can easily be used by the Water Boards,

WWN will be used to evaluate the changes in vegetation due to the results of climate change and water management (which impacts groundwater depths and groundwater level fluctuations). This implies that the chosen models of WWN should include relevant processes of nutrient availability and acidity that are affected by climate change and water management. However, vegetation development is also affected by other environmental influences, like different levels of atmospheric N deposition, vegetation management such as mowing and thinning (and optionally, grazing and sod-cutting too, although these are more complicated to model), and landuse change (e.g. from agricultural lands to nature area). To anticipate on possible future developments of the WWN, the chosen models of nutrient availability and soil acidity should be easily expandable to these environmental influences.

In this following section, we will describe the models which compute the two site factors (nutrient availability and soil acidity), as well as the functional relationships between abiotic factors and the influenced processes for both site factors, e.g. mineralisation, (de) nitrification.

2.2 PROBE (SWAP-CENTURY-ORCHESTRA)

2.2.1 GENERAL DESCRIPTION

PROBE is the eco-hydrological model to predict the occurrence probability of vegetation types, developed by KWR and drinking water companies. Modelled habitat factors (soil moisture, soil nutrient availability, soil acidity) are used to predict the response on potential occurrence of vegetation types and the conservation value they represent. The way how the habitat factors are computed is different between versions (Table 1). In PROBE-2.1 (Witte *et al.*, 2015), habitat factors were computed using transfer functions (to speed-up the calculations) derived from mechanistic models such as the hydrology model SWAP (for soil moisture) and the soil module of CENTURY model (for nutrient availability). In PROBE-2.2 (Cirkel *et al.*, 2016a), soil pH was dynamically simulated using the chemistry model ORCHESTRA coupled with SWAP, although the model is not yet fully operational. In PROBE-3 (Fujita *et al.*, 2016), the hydrology model SWAP, soil module of CENTURY, and plant module of CENTURY are dynamically coupled to compute soil moisture and nutrient availability. Due to the dynamic coupling, feedback effects between soil, vegetation, and water are explicitly included in PROBE-3. The soil module of CENTURY includes C, N, and P dynamics. In PROBE-3, pH is not dynamically modelled, but roughly approximated using empirical relationships from Aggenbach *et al.* (2013a) and Stuyfzand (2010).

The primary target system of PROBE is (semi-)natural herbaceous ecosystems. It can be applied for dry to wet ecosystems, but not (yet) for peatlands and for saline ecosystems. The model will be applied and validated for heath ecosystems in an on-going project (BTO 400554/187). PROBE-2.1 was successfully applied to case studies of the catchments 'Baakse Beek' (Witte *et*

al., 2015) and ‘Tungelrooyse Beek’ (Van der Knaap *et al.*, 2015; Van der Knaap *et al.*, submitted). PROBE 3 was also applied for an agricultural crop system (Fujita *et al.*, 2016). To apply the model for national-scale prediction of vegetation, we have developed a number of re-profunctions and initialization values for different soil types in the Netherlands.

PROBE-2.1 has a user-friendly interface which is the starting point of the WWN. Via the interface, users can select different scenarios of future climate and hydrology. PROBE-2.1 uses geographical input stored as raster maps, enabling prediction of vegetation on a landscape level. The model outputs of PROBE-2.1 are given as maps as well, which show occurrence probability of different vegetation types under different climate scenario as well as conservation values of each cell. Thanks to the use of transfer functions, the computation time of PROBE-2.1 is fast (e.g. three minutes for a catchment area of ca. 270 km² on a 25 m resolution). PROBE-3 is equipped with a simple user interface and meant for simulation of a single point.

In this report, we primarily present PROBE-3 (for process-based modelling of hydrology, soil, and plants) and PROBE-2.2 (for process-based modelling of soil pH). The linkage between the modules is shown in Figure 3. Note that the dynamic coupling of pH with other model components is not yet realized. The N flows of PROBE3 are schematically shown in Figure 4.

Temporal and (vertical) spatial scales used in PROBE-3 (CENTURY-SWAP) and PROBE-2.2 (SWAP-ORCHESTRA) are as follows. Note that these scales can be adjusted by the user, although the sensitivity of the model outputs to these scales has not been tested.

For the SWAP model, we choose soil layers of 1cm depth for 0 – 600 cm. For the ORCHESTRA model, the soil of 500 cm depth was divided into 65 soil layers, with 1 cm interval for the top 10 cm depth, 5 cm interval for 10 – 60 cm depth, and 10 cm interval for 60-500 cm depth. For CENTURY model, we used 3 soil layers, 0-20, 20-310, and 310-595 cm. In CENTURY, soil organic matter dynamics were simulated only in the top soil layer, while transport of mineral N was simulated all through the layers.

Time step of SWAP varies depending on the relevant process. We chose the time step of a day for SWAP output. Time step of ORCHESTRA and CENTURY were set to be one day. The time step of the CENTURY model can be easily adapted to larger scales, e.g. to the original values of one week for the soil and one month for the plant compartment.

TABLE 1. DIFFERENCE BETWEEN VERSIONS OF PROBE MODEL. EACH VERSION WAS SCORED FOR DIFFERENT ASPECTS ¹⁾

Version	Model validation	Computation time	pH	Feedback between soil, water, vegetation	Details of processes included	User interface
PROBE 2-1	+++	+++	+	+	+	+++
PROBE 2-2	+	+	+++	++	++	
PROBE 3	++	+	+	+++	+++	+

¹⁾ +++: main focus, ++: partly addressed, +: slightly addressed

FIGURE 3 LINK BETWEEN DIFFERENT MODULES (E.G. PLANT MODULE, SOIL+LITTER MODULE, HYDROLOGY MODULE, PH MODULE)

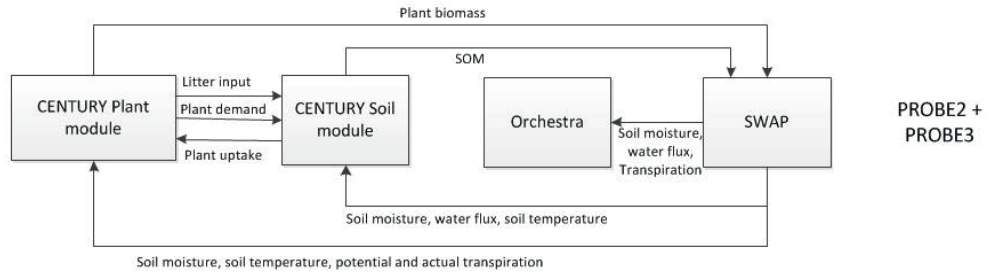
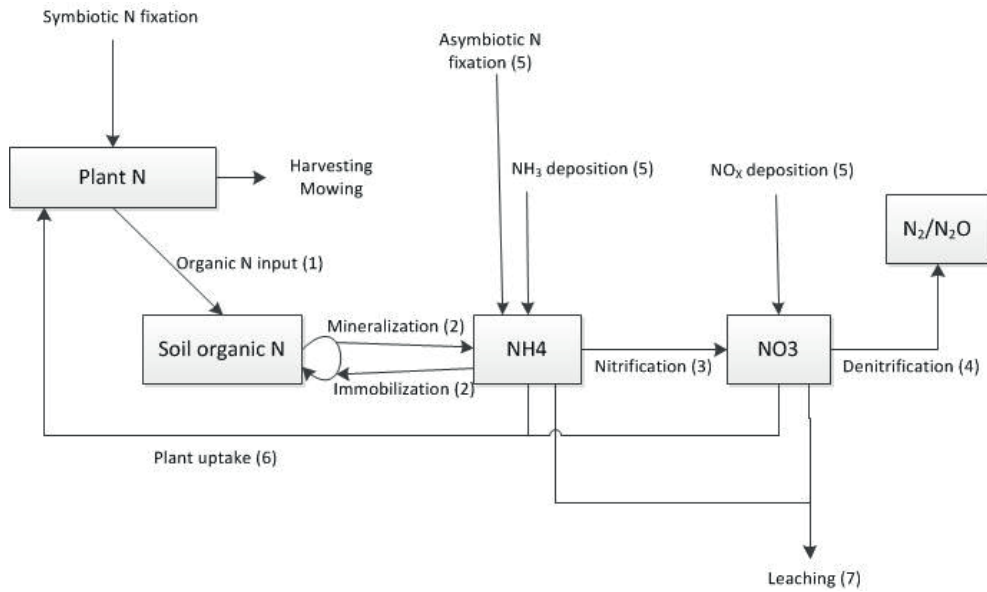


FIGURE 4 SOIL N FLOWS IN CENTURY. NUMBERS IN PARENTHESES INDICATE CALCULATION SEQUENCE

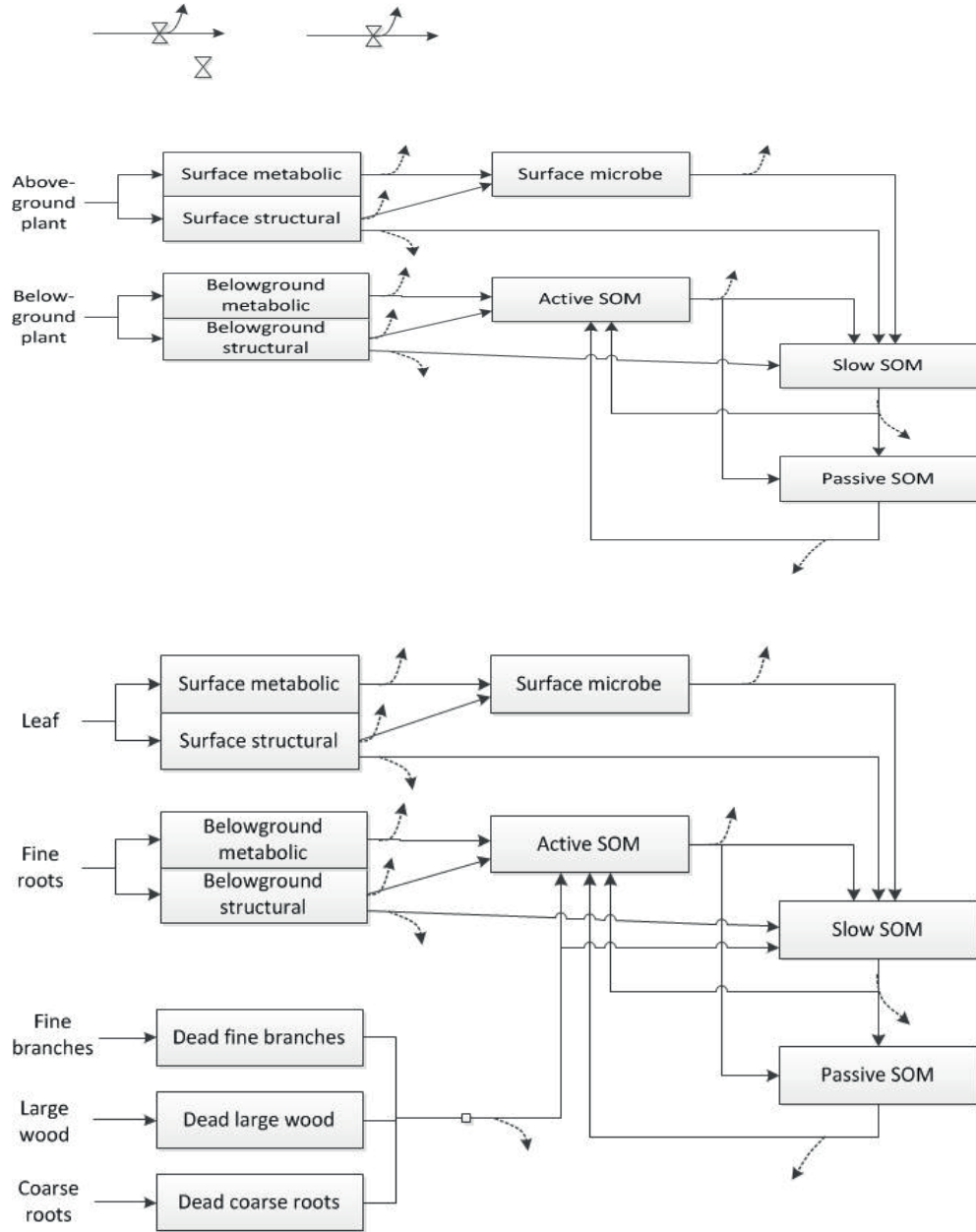


2.2.2 PROCESSING

2.2.2.1 DECOMPOSITION AND N MINERALIZATION (CENTURY SOIL MODULE)

CENTURY includes four carbon pools in soil surface and in soil: three soil organic matter pools (i.e. active, slow, and passive pools), and surface microbial pool. Further, above and belowground plant residues are split into four pools for grasslands (i.e. surface metabolic, surface structural, belowground metabolic, and belowground structural) (Figure 5 above) and seven pools for forests (i.e. in addition, dead fine branches, dead large wood, and dead coarse roots) (Figure 5 below).

FIGURE 5 SOIL ORGANIC MATTER TURNOVERS IN CENTURY FOR GRASSLANDS (ABOVE) AND FOR FORESTS (BELOW). DOTTED LINES ARE THE FLOW OF RESPIRATION (WHICH RELEASES CO₂)



Decomposition of carbon is described with simple first-order kinetics as:

$$DEC_i = k_i \cdot C_i \quad (3)$$

where DEC_i is the amount of decomposed C from pool i ($gC/m^2/day$), k_i is the decomposition rate of pool i (day^{-1}), and C_i is the amount of C in pool i (gC/m^2).

The decomposition rates are computed by multiplying the pool-specific decomposition coefficient ($kmax_i$, day^{-1}) and reduction terms for soil temperature ($rf_{T,i}$) and soil moisture ($rf_{\theta,i}$). Further, the decomposition rate of the active pool is modified by soil texture ($rf_{Tex,i}$), and those of surface structural pool and belowground structural pool are modified by lignin content ($rf_{L,i}$).

$$k_i = kmax_i \cdot rf_{\theta,i} \cdot rf_{T,i} \cdot rf_{Tex,i} \cdot rf_{L,i} \quad (4)$$

The decomposition is assumed to be mediated by microbes, with an associated loss of CO_2 as a result of microbial respiration. The rate of loss of C by respiration depends on the growth efficiency of microbes. Potential decomposition rate of carbon is thus formulated as:

$$potCmin = \sum_i (1 - e_i) \cdot DEC_i \quad (5)$$

where $potCmin$ is the carbon mineralized by microbial respiration from all pools ($gC/m^2/day$), e_i is the growth efficiency of microbes when assimilating carbon in pool i (fraction between 0 and 1). CENTURY uses constant e_i values except for active pool (i.e. e_6), for which increasing clay content linearly increases e .

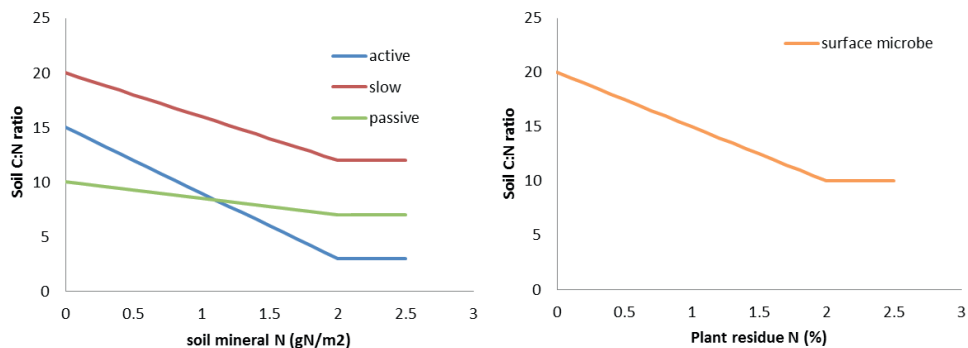
Mineralization and immobilization of nitrogen is strongly coupled with the decomposition of carbon. The N flows follow the C flows and are equal to the product of the carbon flow and the N:C ratio of the pool that receives the carbon. The N associated with carbon loss via respiration is assumed to be mineralized. The amount of N mineralized can thus be formulated as:

$$potNmin_c = \sum_i \sum_j (DEC_{i,c} \cdot NC_i - DEC_{i,c} \cdot e_i \cdot NC_j) \quad (6)$$

where NC_i is the N:C ratio of the decomposing pool, NC_j is the N:C ratio of the receiving pool.

C:N ratios of structural pools (i.e. surface structural, belowground structural) are fixed as 150, whereas N content of the metabolic pools vary as a function of the N content of the incoming plant residue. C:N ratio of soil microbe and of SOM linearly decreases with increasing amount of N in the incoming plant residues and in soil mineral N pool, respectively (Figure 6).

FIGURE 6 RELATION BETWEEN C:N RATIO AND SOIL MINERAL N (LEFT) AND PLANT RESIDUE N (RIGHT)



When potential N mineralization rate is positive, that amount of N is mineralized and released into the soil mineral N pool. When potential N mineralization rate is negative, that amount

of N is immobilized from the mineral N pool. If the N in mineral N pool is not enough to realize the N immobilization, decomposition of carbon is inhibited as follows:

$$I = \begin{cases} 1 & potNmin \geq minN \\ \frac{minN}{potNmin} & potNmin < minN \end{cases} \quad (6)$$

where $minN$ is the amount of N in mineral N pool (gN/m^2), I is the inhibition factor (fraction between 0 and 1). Finally, actual rate of carbon and N mineralization are written as:

$$Cmin = I \cdot potCmin$$

$$Nmin = I \cdot potNmin$$

Mineralized N enters the ammonium pool of the top soil.

CENTURY also includes P, it simulates the mineralization of P in CENTURY in the same way as N mineralization.

Decomposed carbon from structural pools, active pool, and slow pool goes to several pools. The flow rates from surface structural pool to surface microbe and slow pools are controlled by lignin content of above-ground plant materials. The flow rates from belowground structural pool to active and slow pools are controlled by lignin content of below-ground plant materials. Flow rates from active pool to slow and passive pools are controlled by soil texture. The flow rates of slow pool to active and passive pools are also controlled by soil texture.

Division of plant residues into metabolic and structural pools are controlled by lignin and nitrogen content in the plant residue.

2.2.2.2 NITRIFICATION AND DENITRIFICATION (CENTURY SOIL MODULE)

Nitrification rate follows a first-order process depending on ammonium concentration in soil, and is controlled by soil ammonium concentration, soil moisture, and soil pH.

$$Nit = k_{nit} \cdot [N-NH_4] \cdot fN_{NH_4} \cdot fN_q \cdot fN_T \cdot fN_{pH} \quad (8)$$

where Nit is the nitrification rate ($g N/m^2/day$), k_{nit} is the maximum nitrification rate (day^{-1}), $[N-NH_4]$ is the concentration of NH_4 in top soil (gN/m^2), fN_{NH_4} is the reduction term due low concentration of $N-NH_4$ in soil (-), and fN_{θ} is the reduction term due to soil moisture (-), fN_T is the reduction term due to soil temperature, and fN_{pH} is the reduction term due to soil pH. k_{nit} is set to be $0.15 day^{-1}$. Nitrification is limited by moisture stress when soil water-filled pore space is too low and by oxygen availability when water filled pore space is too high. Nitrification is not limited when pH is greater than 7, but decreases exponentially as pH falls below 7.

Denitrification is simulated as a function of concentration of nitrate, CO_2 (as a proxy for labile C), and soil moisture:

$$Denit = MIN(fD_{NO_3}, fD_{CO_2}) \cdot fD_q \quad (9)$$

where $Denit$ is the denitrification rate ($\text{g N/m}^2/\text{day}$), fD_{NO_3} is the denitrification rate limited by NO_3 concentration ($\text{gN/m}^2/\text{day}$), fD_{CO_2} is the denitrification rate limited by CO_2 concentration ($\text{gN/m}^2/\text{day}$), and $fD\theta$ is the reduction factor due to soil moisture (fraction between 0 and 1). Denitrification does not occur below WFPS of 50-60% ; above this threshold it increases exponentially with WFPS. The shape of the slope depends on soil physical characteristics and labile C availability.

2.2.2.3 INFLOW AND OUTFLOW OF MINERAL N (CENTURY SOIL MODULE)

Ammonium and nitrate originated from atmospheric N deposition directly enters the ammonium and nitrate pool in the top soil, respectively. Non-symbiotic N fixation is formulated either as a function of precipitation or as a function of N:P ratio in the mineral pool in CENTURY. Since the coefficient values of the non-symbiotic N fixation in CENTURY were obtained by model tuning procedure (Parton et al. 1987) and therefore not underpinned by theoretical or empirical evidence, we use the median value of Reed et al. (2011), $0.57 \text{ gN/m}^2/\text{yr}$, as a constant rate of for non-symbiotic N fixation. The fixed N is added to the ammonium pool of mineral N in the top soil layer.

Mineral N is leached from the soil with saturated water flow. CENTURY uses an empirical function to compute the fraction of mineral N which is leached out (as a function of soil texture and monthly saturated water flow). In PROBE, we simulated transfer of dissolved N ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) in soil simply as the products of the water flows and the concentration of dissolved N in the originating layer (i.e. advective transport), assuming that dissolved nitrogen and water move at the same advective rate.

2.2.2.4 PLANT PRODUCTION (CENTURY PLANT MODULE)

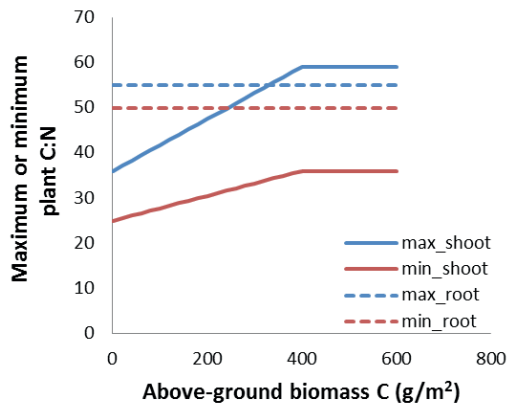
Plant production in grasslands

Plant growth of grasslands are simulated dynamically in CENTURY, and are divided into above-ground and below-ground biomass. Potential production of above-ground plant biomass is calculated by plant-specific maximum growth rate, which is modified by reduction terms of soil temperature, soil moisture, and shading effects. The shading effect is calculated as a function of living and dead plant materials, with an assumption that dead plant materials physically obstruct plant production. Potential production of below-ground biomass is computed based on shoot:root ratio. Shoot:root ratio can be either approximated by annual precipitation, or as a function of time since planting. Actual plant production becomes smaller than the potential plant production when currently available N supply (i.e. mineral N available for plants and symbiotic N fixation) is not enough to support the potential production. The fraction of mineral N which is available for plants is computed as a function of root biomass.

N concentration in newly created biomass varies depending on the amount of currently available N supply within the range of pool-specific maximum and minimum C:N ratio, and the maximum and minimum C:N ratio of shoots changes with the size of shoot (Figure 7). Newly created biomass is partitioned into shoot and roots pools, either with a constant rate, or as a function of age.

Decomposition is calculated as a function of soil moisture. In addition, when above-ground plant biomass exceeds a threshold value, plants die at a constant rate. At the senescence month plants die at a constant rate.

FIGURE 7 THE MAXIMUM AND MINIMUM C:N RATIO AS A FUNCTION OF THE SHOOTS BIOMASS



Plant production in forests

The growth of trees is simulated in a similar way to grasses, but their biomass is divided into five components: leaves, fine roots, fine branches, large woods, and coarse roots. Potential production of trees is calculated as potential gross production of trees minus maintenance respiration. The potential gross production is controlled by the effects of soil moisture, temperature, and leaf area index (which is approximated from large wood C pool). The maintenance respiration is calculated as a function of wood N content and temperature. Here it is assumed that only the sapwood part of the tree, which can be approximated by large wood size, respire C. The newly-produced biomass is allocated to different component with specific allocation rates. Leaves die with a month-specific death rate (with options to include the effect of soil moisture, temperature, or day length on leaf death rate). Death rates of other forest components are constant all through the year.

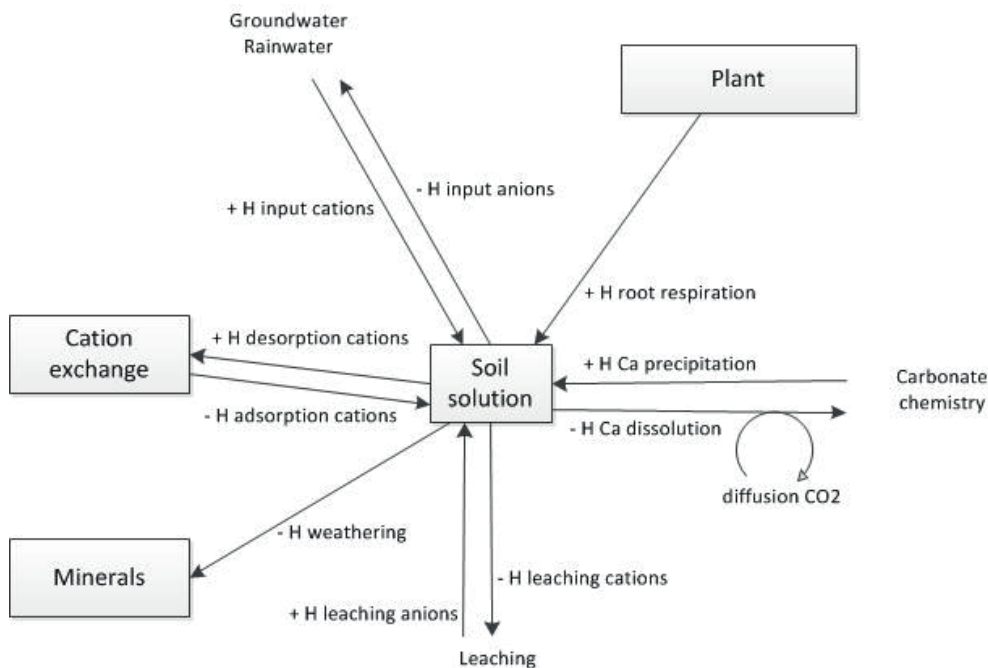
Plant production in forests with understory

The growth of forests with understory can be simulated in CENTURY too. It is a combination of growth of trees and growth of grasses, with extra functions to mimic competition between the two groups. Due to competition for light, growth of grasses are suppressed by shading of trees. Competition for nutrient is computed in a way that higher tree basal area and higher amount of mineral N in soil favours the fraction of nutrient uptake by trees.

2.2.2.5 PH (ORCHESTRA)

Soil pH is computed using a set of equations in the program ORCHESTRA (Cirkel *et al.*, 2016a). The model was built primarily for groundwater-dependent grassland systems. Water content and water fluxes between soil layers were simulated with SWAP. Root zone was defined as 40 cm depth. Simulation was conducted with a 1-day time step. In Figure 8 a schematic overview of processes influencing the H⁺ is given.

FIGURE 8

SOIL H⁺ FLOWS IN ORCHESTRA

The geochemical processes included in the model are as follows: adsorption and desorption on organic materials, clay, and oxides; dissolution and precipitation of gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$) and calcite (CaCO_3); pH-dependent silicate weathering; carbonate equilibrium (with CO_2 in gas phase); production of CO_2 by root respiration as a function of plant production; and gas diffusion of CO_2 depending on soil moisture. Uptake of elements by plants is not considered. Time-dependent solute transport (including those from groundwater and rainwater) and gas diffusion (only for CO_2) are simulated as well.

In principle, we used the standard parameter values equipped in ORCHESTRA, except following modifications.

Silicate weathering (and contaminant release of Ca^{2+}) was modelled with a simplified equation as:

$$W = rw \cdot 10^{0.5(pH_{ref} - pH_{act})} \quad (10)$$

W is the weathering rate ($\text{mol}_c/\text{m}^2/\text{s}/\text{cm}$), rw is the maximum weathering rate ($\text{mol}_c/\text{m}^2/\text{s}/\text{cm}$), pH_{ref} is the reference pH, pH_{act} is the actual pH. rw was set to be $1.15 \cdot 10^{-12}$, pH_{ref} was set to be 3.5.

CO_2 production by root respiration was approximated from plant production, which was calculated from transpiration.

2.2.2.6 HYDROLOGY (SWAP)

Soil Water Atmosphere Plant model, SWAP (Van Dam *et al.*, 2008), simulates transport of water in vadoze zones in interaction with vegetation development. SWAP is a one-dimensional, vertically directed model. When the simulated site is groundwater dependent, the daily groundwater level was used as a lower boundary condition. We selected the simple crop module, in which crop-specific and growth-stage-specific parameter values are used to

compute upper boundary conditions for soil water movement. For simulation of water loss by evapotranspiration we distinguished between ‘vascular plants’ and ‘bare sand, mosses and lichens’. The potential evapotranspiration of vascular plants was assumed to equal reference crop evapotranspiration according to Makkink (i.e. crop factor of 1.0). Total evapotranspiration was simulated as a cover-weighted average of both groups.

2.2.2.7 INITIALISATION

CENTURY has a number of approximation rules to aid initialization of state variables and parameter values. For initialization of soil C pools, users need to give values for the soil total C, soil total N, soil total P, and litter C only. The initial amounts of C, N, P in each pool are then computed with vegetation-structure specific fractions to split the total amounts. For vegetation-specific parameters, a set of default values are suggested for each vegetation types.

For multiple-location simulations, we have developed a method to estimate Initial values of soil total C, N, P for CENTURY based on the soil type (‘bodemcode’) of that location (Cirkel *et al.*, 2016a). Similarly, initial values of state variables of ORCHESTRA and initial soil physical characteristics needed for SWAP (e.g. van Genuchten parameters) can be approximated from the soil type.

2.2.3 MODEL OUTPUTS

Model outputs of PROBE-3 include values of state variables (on a daily step) such as:

- Organic C and N content in all soil pools and plant components (gC/m^2 or gN/m^2)
- Mineral N content in all soil layers (gN/m^2): nitrate and ammonium separately for the top soil
- Plant biomass of each component ($\text{g biomass}/\text{m}^2$)
- Soil water content in all soil layers (cm^3/cm^3)

Furthermore, PROBE-3 also computes daily process rates such as:

- N mineralization/immobilization ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{day}$)
- N leaching ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{day}$)
- Symbiotic N fixation ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{day}$)
- Nitrification and denitrification rates ($\text{gN}/\text{m}^2/\text{day}$)

2.3 VSD+/GROWUP/SUMO

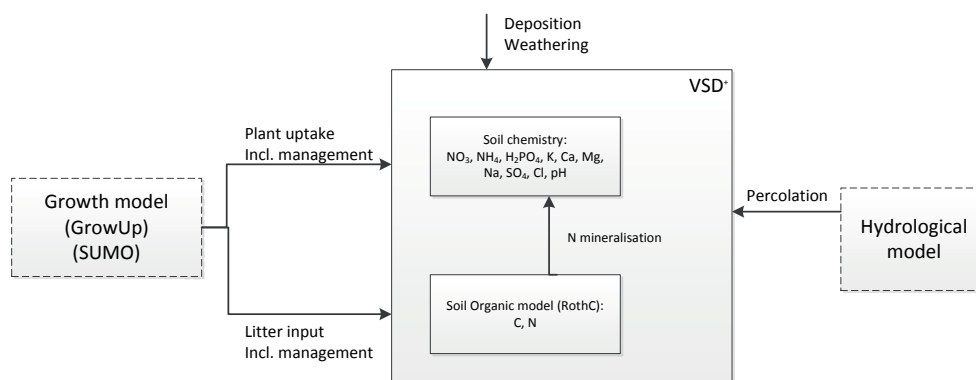
2.3.1 GENERAL DESCRIPTION

The VSD⁺ model (Bonten *et al.*, 2016)2016 is a single-layer model which consists of charge and mass balances to calculate changes in pH and element concentrations in the soil solution and an organic C and N model. The VSD⁺ model is an extension of the VSD model, a very simple dynamic soil acidification model, which has been developed as the simplest extension of steady-state models for critical load calculations and with an eye on regional applications. The model requires only a minimum set of inputs (compared to more detailed models) and execution time is minimised by reducing the set of model equations to a single non-linear equation. To facilitate the exploration of model behaviour at individual sites, the model is linked to a graphical user interface (GUI). This GUI allows easy (Bayesian) calibration, forward simulation (scenario analyses) and can also be used to compute target loads and delay times between deposition reductions and ecosystem recovery. Percolation of water, i.e. water that is leaving the soil compartment, is input and can be obtained by any hydrological model. The

same is true for litter input and nutrient uptake by vegetation, which can be obtained by any growth model (Figure 9). The GrowUp application is often used. This is a tool to simulate forest growth, litterfall and nutrient uptake by trees in forest stands, including effects of (simple) forest management. GrowUp allows especially to investigate effects of changes in forest growth and management on VSD+ model (version 1.0 or later) results.

Because the focus in both research and clean air policies has shifted from acidification to the various effects of N deposition and climate change, soil-ecosystem models it includes detailed descriptions of C and N processes, and provide output variables needed for linked vegetation models. The extension in VSD+ consists of descriptions of C and N pools and their interactions, modelled along the formulations of the RothC model (Coleman & Jenkinson, 2014). The VSD+ model can predict both trends and absolute values of (besides SO_4 , Ca, Mg, K, Na and Cl) NO_3 and NH_4 concentrations and C/N ratios and pH, which makes the VSD+ model suitable for providing input for plant species diversity models like for instance the vegetation module of PROBE. The C and N model is completely integrated in the VSD+ model. Yearly interactions between pH and decomposition and (de)nitrification take place. The other way around, mineralisation and (de)nitrification affects pH. Litterfall, nutrient uptake and from a hydrological model water percolation and soil moisture are input in VSD+. There is no feed-back between growth and nutrient availability or between growth and water percolation (Figure 9). VSD+ has also been coupled to the succession module SUMO (Wamelink *et al.*, 2009), which implies a feed-back between nutrient availability and growth and litter production. With SUMO it is possible to calculate effects of different management options. P is included in the chemical part of the model by Langmuir adsorption and it is part of the charge balance. P is not yet included in the organic part of the model.

FIGURE 9 LINK BETWEEN DIFFERENT MODULES (E.G. PLANT MODULE, SOIL+LITTER MODULE, HYDROLOGY MODULE, PH MODULE). THE VSD+- MODEL INCLUDES A SOIL ORGANIC MATTER PART AND A SOIL CHEMISTRY PART



SUMO simulates the biomass and nutrient dynamics in the vegetation. The time step of the model is one year. In each time step the biomass, biomass growth, death and removal of biomass are calculated. The growth is in turn calculated on the basis of an assumed maximum growth, which is reduced by nutrient availability (provided by VSD+) and light interception. The dead biomass (litter with nitrogen content) is returned to the relevant pools in VSD+ (Figure 10).

FIGURE 10 LINK BETWEEN DIFFERENT MODULES (E.G. PLANT MODULE SUMO, SOIL+LITTER MODULE, HYDROLOGY MODULE, PH MODULE). THE VSD+- MODEL INCLUDES A SOIL ORGANIC MATTER PART AND A SOIL CHEMISTRY PART

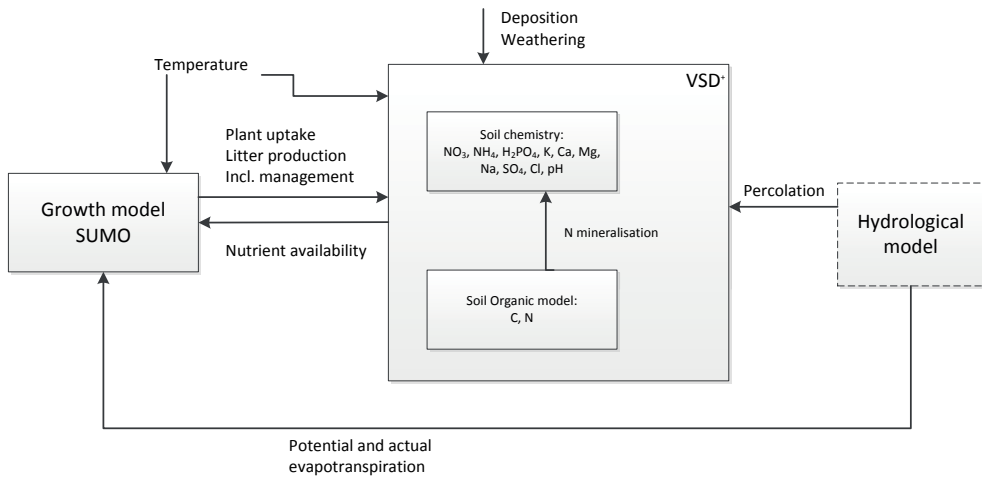
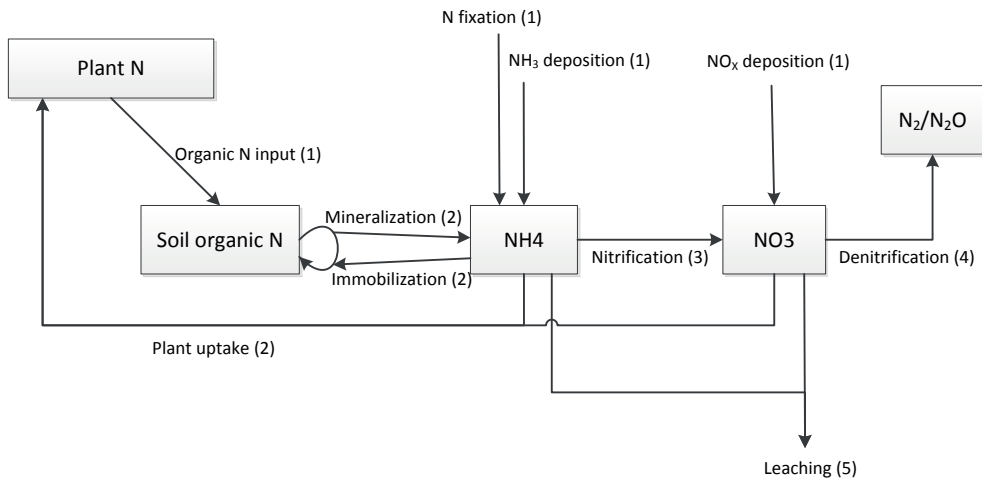


FIGURE 11 SOIL N FLOWS IN VSD+. NUMBERS IN PARENTHESES INDICATE CALCULATION SEQUENCE

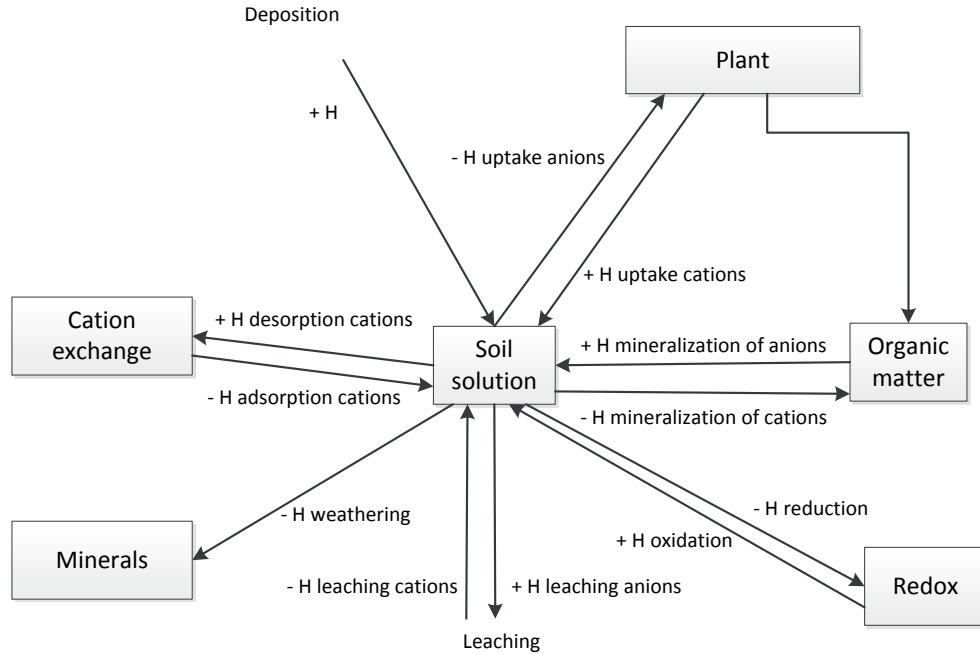


2.3.2 PROCESSING

2.3.2.1 PH (VSD+)

A schematic overview of processes which influences the flows of H⁺ is given in Figure 12.

FIGURE 12 SOIL H⁺ FLOWS IN VSD⁺



At every time step the charge balance (Eq. (1)) determines the proton concentration, i.e. pH, in the soil solution from the concentrations of other elements and dissolved organic anions.

$$[H^+] = [SO_4^{2-}] + [NO_3^-] + [H_2PO_4^-] + [Cl^-] + [HCO_3^-] + [Org^-] - [Ca^{2+}] - [Mg^{2+}] - [K^+] - [Na^+] - [Al^{3+}] - [NH_4^+] \quad (11)$$

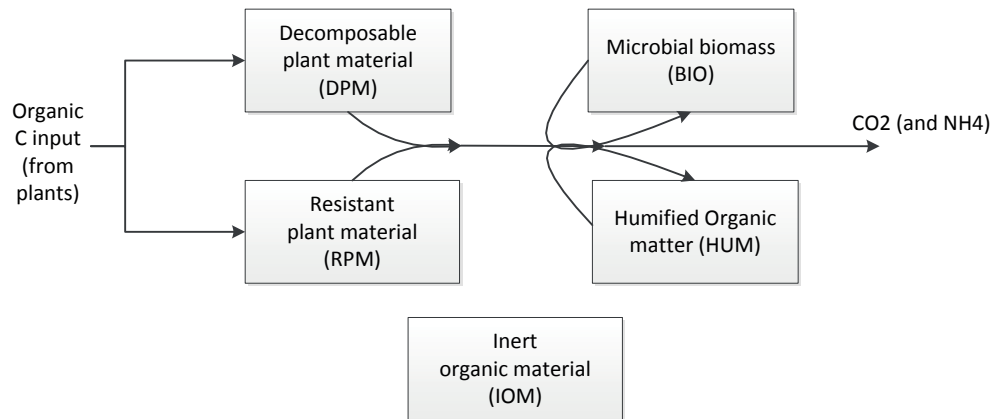
The changes in the concentrations of elements follow from a mass balance for the individual elements, which describes the change in the total amount of an element over time in the soil. The one side of the mass balance is the total amount of an element, which is the sum of the amounts of the element in the soil solution and in the soil solid phase. For Al, HCO₃⁻ and organic acids no mass balance is considered; their supply is assumed to be unlimited, and they are calculated from equilibrium equations with [H⁺]. For calcareous soils we also assume an infinite supply of Ca and Mg. Complexation of SO₄, NO₃, NH₄, Na and Cl by the soil solid phase are not modelled in VSD⁺, and therefore their solid phase concentrations are zero and their total amount equals the amount in soil solution. The base cations Ca, Mg, K in the solid phase are sorbed at the exchange complex. The other side of the balance includes the sinks and sources of elements, as well as element leaching as a consequence of water discharge. Sources in VSD⁺ are deposition (all elements), weathering (Ca, Mg, K, Na), input from litterfall (Ca, Mg, K), mineralisation (NH₄) and nitrification (NO₃). Sinks are leaching, uptake by plants (Ca, Mg, K, NH₄, NO₃), nitrification (NH₄) and denitrification (NO₃).

2.3.2.2 DECOMPOSITION (VSD+)

Decomposition is calculated in VSD⁺ with the formulation of the RothC model (Figure 13).

FIGURE 13

SOIL ORGANIC MATTER TURNOVERS IN VSD+



Plant material is divided in decomposable and resistant plant material (resp. DPM and RPM), depending on the type of vegetation. The plant material of grass decomposes easier than litter of trees. These two pools decompose to microbial biomass (BIO), humified organic matter (HUM) or to CO₂. Also BIO and HUM are decomposing to BIO, HUM and CO₂. Each pool, except inert organic material (IOM), which doesn't decompose, has its own first-order rate constant for turnover and these are modified by temperature, soil moisture and soil cover. The fraction of C turnover from BIO and HUM to CO₂ is dependent on clay content.

2.3.2.3 N MINERALISATION (VSD+)

The N fluxes in VSD⁺ are schematically shown in Figure 11.

The mineralisation and immobilisation of N are dependent on the turnover of the C pools, where the net mineralisation follows from changes in the sum of all organic N pools:

$$N_{mi} = \sum_X \frac{C_{X,yr-1}}{CN_{X,yr-1} \cdot 14} - \sum_X \frac{C_{X,yr}}{CN_{X,yr} \cdot 14} \quad (12)$$

where N_{mi} (mol m⁻² yr⁻¹) is the N mineralisation; $CN_{X,yr}$ is the C/N ratio of the respective C pool ($X = DPM, RPM, BIO, HUM, IOM$).

The C/N ratios of RPM, BIO and IOM are fixed, being resp. 100, 8.5 and 10. For DPM the C/N ratio is calculated from the N content of the plant material input. For HUM we assume that with turnover of DPM, RPM and BIO all N in these pools is transferred to the HUM pool.

P mineralisation is not included in VSD⁺ as SOM in VSD⁺ only contains C and N. So, mineralisation of base cations is also not included.

2.3.2.4 NITRIFICATION AND DENITRIFICATION (VSD+)

Nitrification and denitrification are modelled as first-order processes depending on the total amounts of NH₄ and NO₃ available after deposition, uptake, mineralisation and nitrification (NO₃ only). Inputs for VSD⁺ are the first-order rate constants and a modifying factor for site-specific climate conditions (in fact temperature and soil moisture). (De)nitritification rates in VSD⁺ are adjusted for soil pH as follows (De Vries *et al.*, 1988):

$$k_{ni,pH} = k_{ni,ref} \cdot mf_{ni,climate} \cdot \frac{1}{1 + \exp(4 \cdot (2.75 - pH))} \quad (13)$$

$$k_{de,pH} = k_{de,ref} \cdot mf_{de,climate} \cdot \frac{1}{1 + \exp(2.5 \cdot (5 - pH))} \quad (14)$$

where pH is the soil solution pH and $k_{ni,pH}$ and $k_{ni,ref}$ (yr^{-1}) are the first-order rate constants for nitrification at actual pH and at reference conditions (optimal pH, optimal moisture and $T = 10^{\circ}C$) respectively; analogously $k_{de,pH}$ and $k_{de,ref}$ (yr^{-1}) for denitrification; $mf_{ni,climate}$ and $mf_{de,climate}$ are the modifying factors for climate conditions for nitrification and denitrification respectively.

2.3.2.5 LEACHING (VSD+)

Leaching is calculated by multiplying the concentration of the element by the water flux that is leaving the soil compartment.

2.3.2.6 N FIXATION (VSD+)

N-fixation is a given input in the VSD⁺ model. It is added as done with deposition to the total input of N.

2.3.2.7 FOREST GROWTH MODEL (GROWUP)

Plant uptake is input in the VSD⁺ model and is often obtained by the tool GrowUp. Total uptake of N is the sum of growth uptake, which is the net biomass growth times the element contents in the standing biomass, and maintenance uptake, to resupply the losses from litterfall and root decay. N uptake in VSD⁺ differs from uptake of base cations, for which we use only a net uptake, i.e. growth uptake plus increase in storage in needles for evergreen trees. Implicitly, we thus assume that cations are available immediately after litterfall or root turnover. Uptake of P is incorporated in VSD⁺ and thus affects the charge balance.

GrowUp is of a module that computes time series of forest growth, nutrient uptake and litterfall, based on data on growth rates forest management in time. Below a short outline is provided of its principles:

Growth and litterfall

Yearly stem growth is calculated by interpolating the times series of growth rates. Standing biomass of stems is calculated adding yearly stem growth to the standing biomass of the year before. Initial stem biomass is computed as a function of the age of the stand at the start of the run; when the planting date is after the start of the VSD⁺ simulation, an initial age at the planting year of 2 years is assumed.

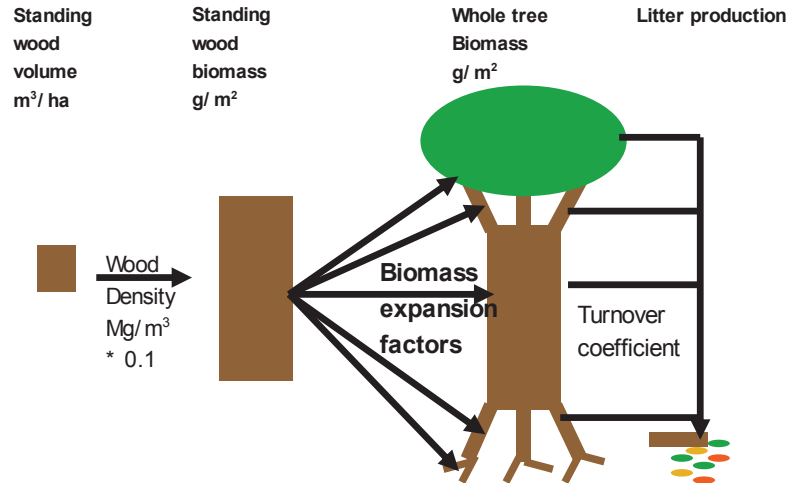
Growth of the different compartments (branches, leaves and roots) is calculated according to Equation 1 using yearly interpolated biomass expansion factors (BEFs):

$$\text{Biomass}_{\text{compartment } t} = \text{Biomass}_{\text{stems}} / \text{BEF}_{\text{stems}} * \text{BEF}_{\text{compartment } t} \quad (15)$$

The litterfall rates of trees are calculated by functions used in EFISCEN (Schelhaas et al., 2007). The calculation of litter production is visualized in Figure 14.

FIGURE 14

CALCULATION SCHEME FOR THE CALCULATION OF LITTER PRODUCTION



To calculate litter production, we use turnover coefficients per compartment, given as model input parameters, and sum over the compartments (stems, branches, roots, and leaves):

$$\text{Litter production} = \sum_{\text{Stem, Branches}} \text{Biomass}_{\text{compartment } t} * \text{Turn over coeff.}_{\text{compartment } t} \quad (16)$$

Management

To compute the soil inputs of carbon and nitrogen, information on the forest management is required: e.g. whether whole tree harvesting is practised or stem only and whether root removal takes place at the time of a clearcut. Management actions are limited to planting, thinning and clear cutting. At planting, the biomass starts to grow with an initial age of two years, assuming that two year old seedlings are planted. At thinning or clear cutting, the percentage of removed biomass must be specified and for each compartment (stems, branches, leaves and roots) whether the biomass is removed from the plot or left at the site. When biomass is left at the site, it is added to the amount of litterfall.

Nutrient uptake

Nutrient uptake is calculated by multiplying the actual growth per compartment by the contents of nutrients (%) for the compartment. N content in leaves is dependent on deposition according to:

$$\text{ctN}_{\text{leaves}} = \text{ctN}_{\text{leaves, min}} + (\text{ctN}_{\text{leaves, max}} - \text{ctN}_{\text{leaves, min}}) * (1 - e^{-\text{expNlfdep} * \text{Ndep}(t)}) \quad (17)$$

Where $\text{ctN}_{\text{leaves}}$ is N content in leaves (%), $\text{ctN}_{\text{leaves, min}}$ is minimum N content in leaves (%), $\text{ctN}_{\text{leaves, max}}$ is maximum N content in leaves (%), expNlfdep is the exponent for relation between N in litterfall and N deposition and $\text{Ndep}(t)$ is N deposition at time t (eq/m²/yr).

2.3.2.8 SUMO

SUMO (Wamelink *et al.*, 2009) distinguishes six vegetation types (grassland, heathland, reedland, shrub vegetation, salt marsh and forest). Each functional type is assumed to consist of three organs: root, stem, and leaf. SUMO calculates biomass growth, death and removal of biomass in view of vegetation management. The model equations are parametrized for each combination of functional plant type and vegetation type. Much attention is given to the simulation of competition between the functional types. The competition for nitrogen and light is assumed to be the driving force for succession. The

initial vegetation type is given as input to the model. Apart from biomass growth, SUMO also simulates height growth.

For the functional types herbs/grasses, dwarf shrubs, and shrubs, SUMO simulates the total biomass of all species. For the functional types pioneer tree and climax tree the biomass of a specific tree species is simulated. Each species is given its own set of parameters. The pool of tree species consists of Scots pine (*Pinus sylvestris*), larch (*Larix decidua*), Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*), Norway spruce (*Picea abies*), birch (*Betula pendula* and *Betula pubescens*), ash (*Fraxinus excelsior*), alder (*Alnus glutinosa*), willow (*Salix alba* and *Salix cinerea*), poplar (*Populus spec.*), oak (*Quercus robur* and *Quercus petraea*), northern red oak (*Quercus rubra*) and beech (*Fagus sylvatica*).

SUMO simulates the C and nutrient fluxes (N, P, K, Ca, Mg). The nitrogen that becomes available through mineralization (simulated by VSD⁺) and atmospheric deposition is partitioned over the functional types and within each functional type over its organs, using fixed percentage distributions per functional type/vegetation type combination. Nitrogen reallocation before litterfall is also simulated.

Biomass

The biomass of each functional type is computed as the result of the biomass in the previous year, the newly formed biomass, the production of dead biomass and the amount of biomass removed by management. The newly formed biomass is the result of the reduction of the maximum growth of each functional type by the reduction factors for light interception and nitrogen availability. Each year, a small amount of biomass is added to each organ of each functional type to simulate seed input (0.0001 ton ha⁻¹ y⁻¹). For several processes in SUMO the amount of biomass per organ is required. To this end the newly formed biomass is divided over the organs, where the division over the three organs differs per functional type. As with total biomass, the biomass per organ is corrected for death and biomass removal.

Litterfall

Each year part of the biomass dies. The fraction that dies depends on the organ and the functional type, and varies from 1.0 y⁻¹ for leaves of herbs, shrubs and deciduous trees to 0.01 y⁻¹ for stems of climax trees. The nitrogen content in litter and dead wood is lower than in living material due to reallocation. However, when the nitrogen content drops below a given threshold value no reallocation takes place. The biomass of dead roots and leaves is transferred to the litter pool and nitrogen release from the dead plant parts is simulated by VSD⁺. VSD⁺ assumes that dead stems do not release nitrogen.

Nitrogen uptake

The influence of the nitrogen availability on the growth of each functional type is described by a saturation equation based on potential growth, total nitrogen availability, and the minimum nitrogen content per functional type. In principle, all available nitrogen is taken up, but the nitrogen uptake of each functional type is limited by its maximum growth and maximum nitrogen content. The nitrogen that is not taken up by the roots remains in the soil.

2.3.2.9 HYDROLOGY

The hydrology is input to the VSD⁺ model. Yearly or a constant percolation, i.e. the water that is leaving the soil compartment (m/yr) is needed and a volumetric water content to calculate pools for the mass balance. These values can be obtained by any hydrological model.

2.3.3 INITIALISATION

For the initialisation of soil organic matter content over the five C pools, the inert organic matter pool (IOC) is calculated according:

$$IOC = 0.026 \cdot SOC_{ini}^{1.139} \cdot 100^{-0.139} \quad (18)$$

where SOC_{ini} is the user provided initial total soil organic carbon content (g m^{-2}). Next, the other C pools are initialised by assuming steady state for DPM, RPM and BIO. For DPM and RPM first year inputs are added to the steady state amounts. The C:N ratio of DPM is calculated from the N in incoming plant material (N_{IP}) and the C:N ratio of HUM is calculated from the total amount of N in the soil, calculated from the user provided C:N and total soil organic carbon content of the soil, and the C:N ratios of the other C pools.

The initial stem biomass is computed as a function of the user provide stand age.

The initial soil moisture content is calculated by an iterative procedure assuming that the initial amount of soil water equals one-third of the annual precipitation (Bonten *et al.*, 2016)2016.

2.3.4 MODEL OUTPUTS

2.3.4.1 GROWUP

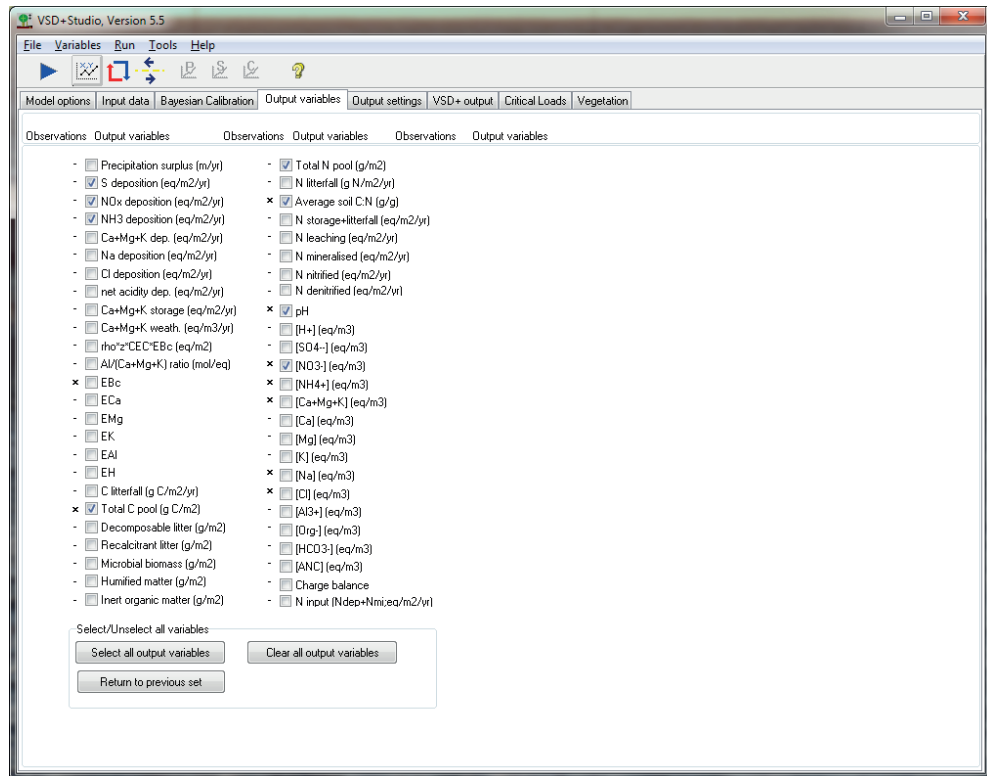
The model output consists of:

- Annual organic C and N input to the soil, which is the total of litter fall, fine root turnover and residues from cutting or thinning ($\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$)
- Annual storage of N, Ca, Mg and K in biomass (e.g. woody biomass on site, or harvested material) ($\text{eq m}^{-2} \text{yr}^{-1}$)

2.3.4.2 VSD+

Model outputs concern saturation of Ca, Mg, K, Al, and H at the exchange complex, the five organic matter pools, N fluxes like mineralisation, leaching, (de)nitrification and further on the concentrations of all elements in soil solution (Figure 15)

FIGURE 15 SELECTION POSSIBILITIES OF VSD+ MODEL OUTPUTS



2.4 COMPARISON

2.4.1 GENERAL OVERVIEW

Here we present an overview table comparing the principal characteristics of both models (Table 2). An overview of the input data of both models is given in Appendix I.

TABLE 2 OVERVIEW OF THE PRINCIPAL CHARACTERISTICS OF THE PROPE AND SUMU-VSD+ MODELS

Topic	PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) ¹⁾	SUMU-VSD+
Ecosystems	Terrestrial ecosystems, originally developed for agricultural croplands, but now also applicable for natural grasslands, forests, and savannah. Validations both for grasslands and forests.	Terrestrial Ecosystems, like forest, heath and grassland. Most validations on forest.
User interface	A simple user interface for a single point application ²⁾	For single point application easy user friendly interface. For multi-site application the VSD+ dll can be built in in a user program.
Computation time	Intermediate (a few minutes for a site for a simulation of ca. 50 years) ³⁾	Very short, within one minute for the whole of Netherlands (at 250 m by 250 m resolution)
Type of input data	CENTURY: 9 field for initial values of state variables of soil 11 site-specific parameters (soil) Many fixed parameters Many vegetation-specific parameters SWAP: Daily climate data of 4 variables Ca. 10 site-specific parameters for each soil layer. ORCHESTRA: Many site-specific input data for element concentrations	VSD+: 52 fields with input data and parameters, of which 6 variables need yearly values during the simulation period. GrowUp: 31 fields with input data and parameters SUMO: 8 fields with site specific information. Many fixed parameter values are given in 9 separate input files
Time scale	Time steps of one day. Developed for long term effect (e.g. for centuries).	Time step of one year. Developed for long term effects (up to 1000 years)

Topic	PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) ¹⁾	SUMO-VSD ⁺
Space scale (horizontal)	Point ⁴⁾	Point, but also applied on European scale as an ensemble of multiple points.
Spatial scale (vertical)	Three soil layers (with user-specified depth) for the SOM module. Many soil layers (user-specific) for hydrology and pH module. Soil organic matter is simulated only in the top layer.	One soil layer including an organic part and mineral part
Processes		
Carbon pools	4 (grassland) or 7 (forest) litter pools: <ul style="list-style-type: none"> • Surface metabolic* • Surface structural* • Belowground metabolic* • Belowground structural* • Dead fine branches <ul style="list-style-type: none"> • Dead large wood • Dead coarse roots <p>4 soil pools:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Soil surface microbe <ul style="list-style-type: none"> • Active pool • Slow pool • Passive pool 	2 litter pools: <p>Decomposable Plant Material (DPM)</p> <p>Resistant Plant Material (RPM)</p> <p>3 soil pools:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Microbial biomass (BIO) • Humified organic matter (HUM) • Inert organic matter (IOM)
Decomposition formulation	1 st order, rates are affected by moisture, temperature, soil texture, nutrient limitation, and lignin content	1 st order, rates are affected by moisture and temperature
Mineralisation elements	C, N, (P)	C, N Base cations implicit (all are available after litter fall)
Nitrification	1 st order, rate affected by temperature, moisture, and pH	1 st order, rate affected by temperature, moisture and pH
Denitrification	A slightly deviated 1 st order, rate is affected by labile C availability and moisture.	1 st order, rate affected by temperature, moisture and pH
Plant uptake	Explicitly calculated. Plant growth is affected by temperature, moisture, nutrient availability, and shading.	Model input for VSD+, provided by GrowUp or in feed-back with nutrient availability calculated by SUMO
Leaching	Percolation × concentration	Percolation × concentration
N fixation	Asymbiotic N fixation: model input Symbiotic N fixation: provides N for plants when mineral N in soil is not enough to support all potential plant growth, with a maximum rate	Model input
Exchange	Dzombak-Morel model for hydrous ferric oxide, NICA-Donnan model for Humic acid and Fulvic acid, Donnan model for clay	Gaines-Thomas or Gapon
Process order N processes	1: Organic N input (litter fall) 2: Mineralisation/immobilisation 3: Nitrification 4: Denitrification 5: Deposition + asymbiotic fixation 6: plant uptake 7: Leaching	1: Deposition + Fixation + organic N input (litter fall) 2: Mineralisation/immobilisation + uptake 3: Nitrification 4: Denitrification 5: Leaching
Process order pH processes	1. Net input/output fluxes 2. Transport between layers 3. Equilibrium calculations, de/adsorption, weathering, CO ₂ diffusion	1: Net input fluxes: Deposition, weathering, uptake, (de) nitrification 2: Concentrations 3: Base saturation and de/adsorption SO ₄ and PO ₄ for next year
pH effect	Nitrification (Figure 22 left)	Nitrification (Figure 22 left) Denitrification (Figure 22 right)
Moisture effect	Plant production (Figure 16 left) Plant death (Figure 16 right) SOM decomposition (Figure 17) Nitrification (Figure 18) Denitrification (Figure 19)	Plant production (only with SUMO) (Figure 16 left) SOM decomposition (Figure 17) Nitrification (Figure 18) Denitrification (Figure 19)

Topic	PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) ¹⁾	SUMO-VSD+
Temperature effect	Plant production (Figure 20 top right)	Plant production (only with SUMO) (Figure 20 top right)
	SOM decomposition (Figure 20 top left)	SOM decomposition (Figure 20 top left)
	Nitrification (Figure 20 bottom left)	Nitrification (Figure 20 bottom left)
Soil texture effect	SOM decomposition rate (Figure 21 bottom)	Denitrification (Figure 20 bottom right))
	C flow to slow and passive pool (Figure 21 top left)	C flow to microbial biomass and humus (Figure 21 top right)

¹⁾ The descriptions of the PROBE model are of PROBE-2.2 (for pH) and of PROBE-3 (for the rest).

²⁾ PROBE-2.1 is more elaborated, use-friendly interface. This can be adapted for later versions.

³⁾ PROBE-2.1 has much faster computation time due to their use of transfer functions. This method can be potentially applied for the later versions of the model.

⁴⁾ PROBE-2.1 is to be applied for a landscape to national level.

2.4.2 COMPARISON OF FUNCTIONAL RELATIONSHIPS

Below we visualize the difference in functional relationships between abiotic factors and process rates between the two models. See section 2.2.2 and 2.3.2 for details about each process. In section 2.4.3 a brief discussion is given on the included reduction functions.

2.4.2.1 EFFECT OF MOISTURE AND TEMPERATURE

Soil moisture influences plant growth in both CENTURY and VSD+, whereas soil moisture influences plant death only in CENTURY (Figure 16).

Further, soil moisture influences decomposition rate (Figure 17), nitrification rates (Figure 18), and denitrification rates (Figure 19) in both CENTURY and VSD+. The reduction functions are comparable, except that only CENTURY includes reduction effect under wet conditions (Figure 17).

Effects of temperature on decomposition and nitrification rates are similar between CENTURY and VSD+ (Figure 20). Temperature effects on plant growth are similar between the two models in lower temperature range, whereas in higher temperature range only CENTURY has a hampering effect. Temperature effects on denitrification are included only in VSD+.

FIGURE 16 EFFECT OF MOISTURE ON PLANT GROWTH (LEFT) AND PLANT DEATH (RIGHT) IN CENTURY AND SUMO. X-AXIS FOR CENTURY IS ACTUAL TRANSPIRATION DIVIDED BY POTENTIAL TRANSPIRATION, WHICH WERE COMPUTED IN THE HYDROLOGICAL MODULE SWAP. X-AXIS FOR SUMO IS ACTUAL EVAPOTRANSPIRATION DIVIDED BY POTENTIAL EVAPOTRANSPIRATION. SUMO DOES NOT INCLUDE MOISTURE EFFECT ON PLANT DEATH. THE ORIGINAL FUNCTION OF CENTURY WAS ADJUSTED BY FUJITA ET AL. (2015)

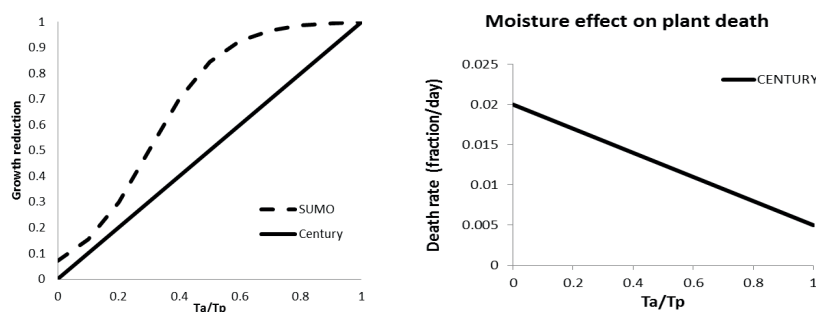


FIGURE 17 EFFECT OF MOISTURE ON DECOMPOSITION IN CENTURY AND VSD+ FOR SAND ('BOUWSTEEN' B1, LEFT), CLAY ('BOUWSTEEN' B11, MIDDLE) AND PEAT ('BOUWSTEEN' B15, RIGHT). X-AXIS IS VOLUMETRIC WATER CONTENT. THE ORIGINAL FUNCTION OF CENTURY WAS ADJUSTED BY FUJITA ET AL. (2013)

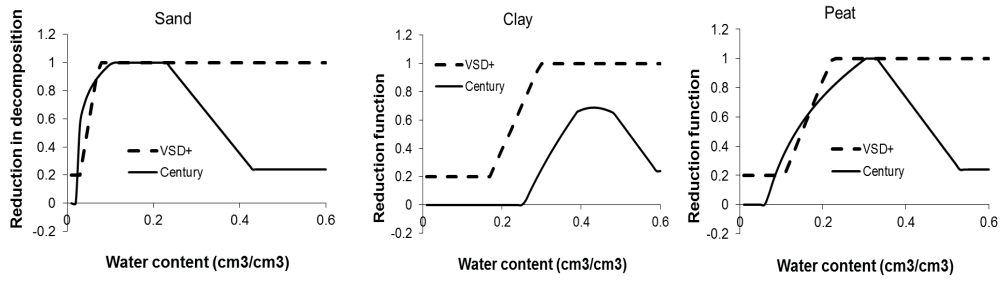


FIGURE 18 EFFECT OF MOISTURE ON NITRIFICATION IN CENTURY AND VSD+ FOR SAND ('BOUWSTEEN' B1, LEFT), CLAY ('BOUWSTEEN' B11, MIDDLE) AND PEAT ('BOUWSTEEN' B15, RIGHT)

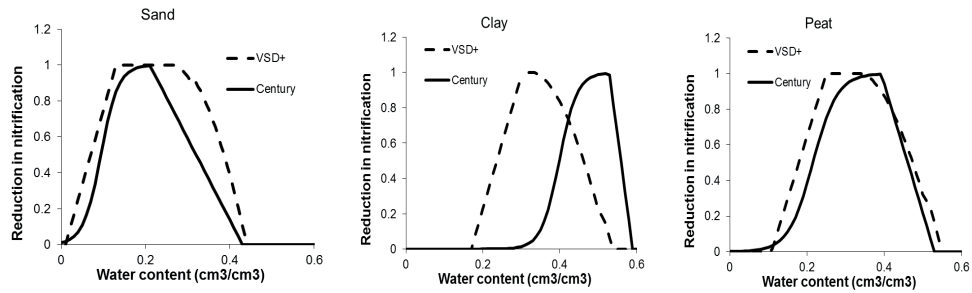


FIGURE 19 EFFECT OF MOISTURE ON DENITRIFICATION IN CENTURY AND VSD+ FOR SAND ('BOUWSTEEN' B1, LEFT), CLAY ('BOUWSTEEN' B11, MIDDLE) AND PEAT ('BOUWSTEEN' B15, RIGHT)

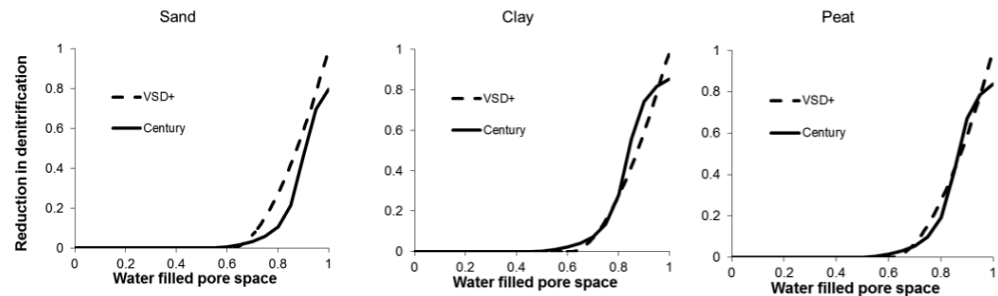
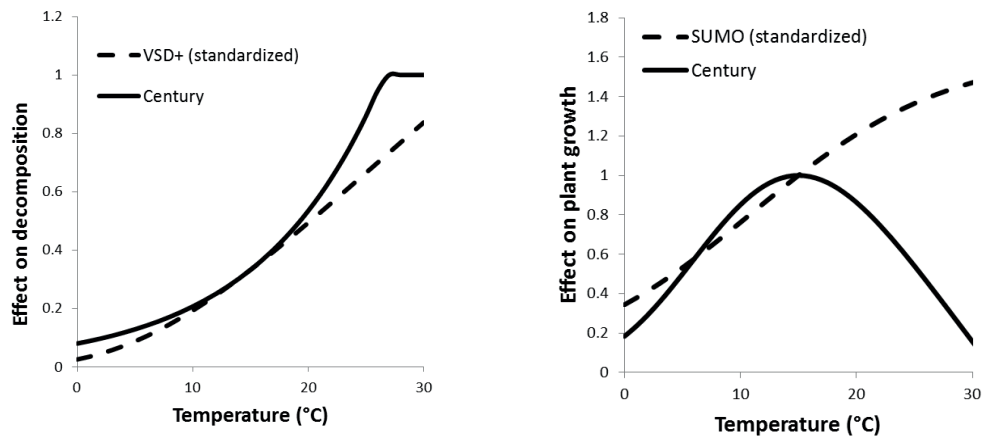
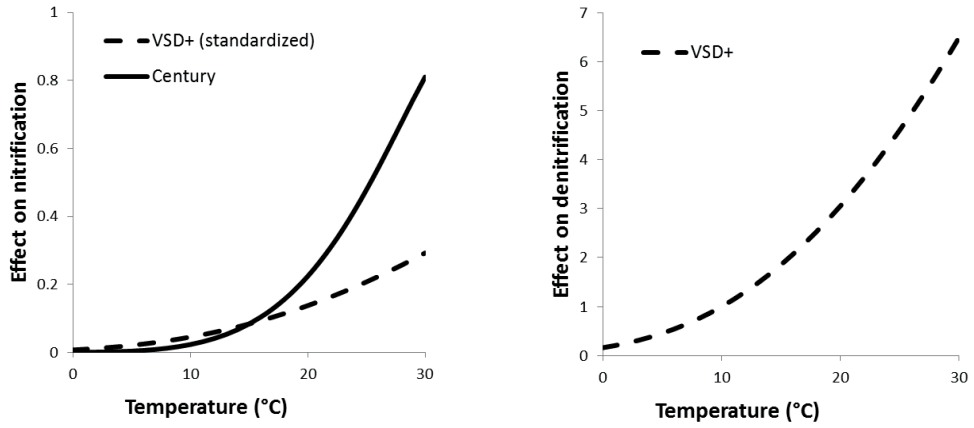


FIGURE 20 EFFECT OF TEMPERATURE ON PLANT GROWTH IN CENTURY AND SUMO (LEFT TOP) AND ON DECOMPOSITION (TOP RIGHT), NITRIFICATION (BOTTOM LEFT), AND DENITRIFICATION (BOTTOM RIGHT) IN CENTURY AND VSD+. FOR THE SAKE OF COMPARISON, THE FUNCTIONS OF SUMO AND VSD+ WERE STANDARDIZED FOR CENTURY AT THE REFERENCE TEMPERATURE OF 15 °C. CENTURY USES DAILY AVERAGE SOIL TEMPERATURE OF TOP SOIL (WHICH IS COMPUTED IN HYDROLOGICAL MODULE SWAP), WHILE SUMO AND VSD+ USE YEARLY AVERAGE AIR TEMPERATURE

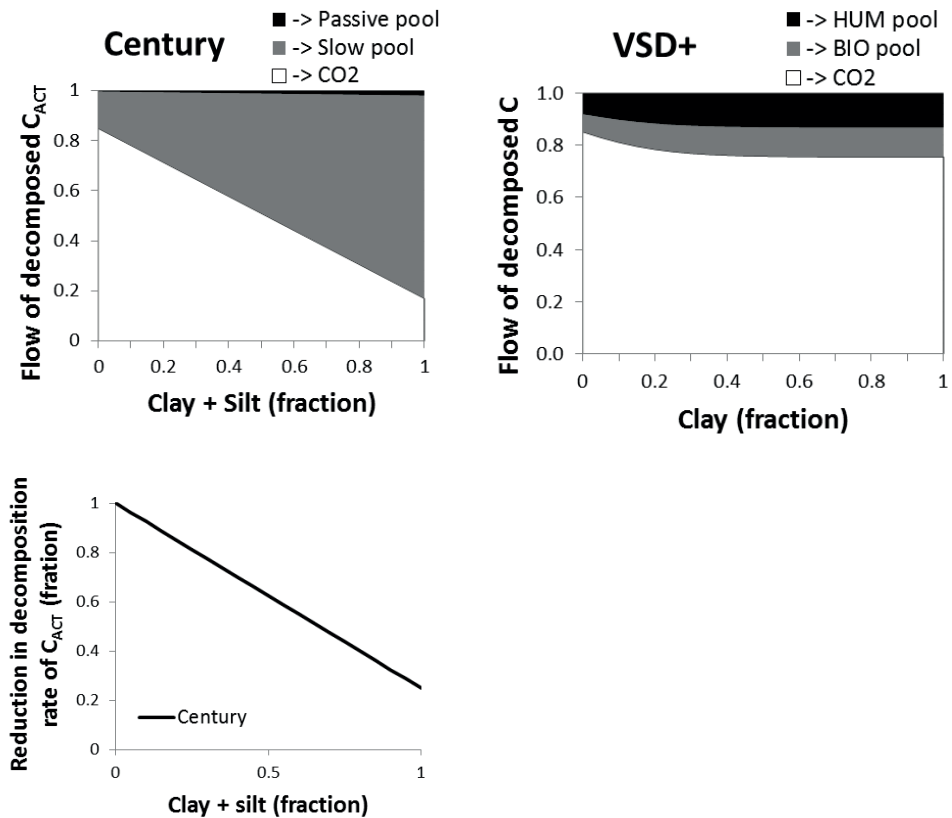




2.4.2.2 EFFECT OF SOIL TEXTURE

In both CENTURY and VSD+, a higher clay fraction decreases the fraction of decomposed C that is released as CO₂, yet the effect was much stronger in CENTURY (Figure 21 top). Only CENTURY includes the effect of soil texture on decomposition rate (Figure 21 below).

FIGURE 21 EFFECT OF SOIL TEXTURE ON FLOW RATE OF DECOMPOSED CARBON INTO DIFFERENT CARBON POOLS IN CENTURY (TOP LEFT) AND VSD+ (TOP RIGHT), AND ON DECOMPOSITION RATE OF THE ACTIVE CARBON POOL IN CENTURY (BOTTOM)

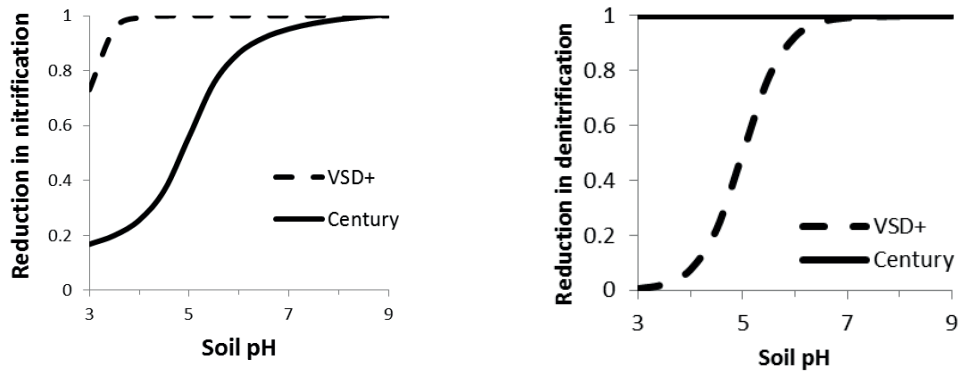


2.4.2.3 EFFECT OF SOIL PH

Soil pH influences nitrification both in CENTURY and VSD+ (Figure 22 left). The effect of soil pH on denitrification is included only in VSD+ This means that the reduction values is always 1 (Figure 22 right).

FIGURE 22

EFFECT OF PH ON NITRIFICATION IN CENTURY AND VSD+ (LEFT) AND ON DENITRIFICATION IN VSD+ (RIGHT)



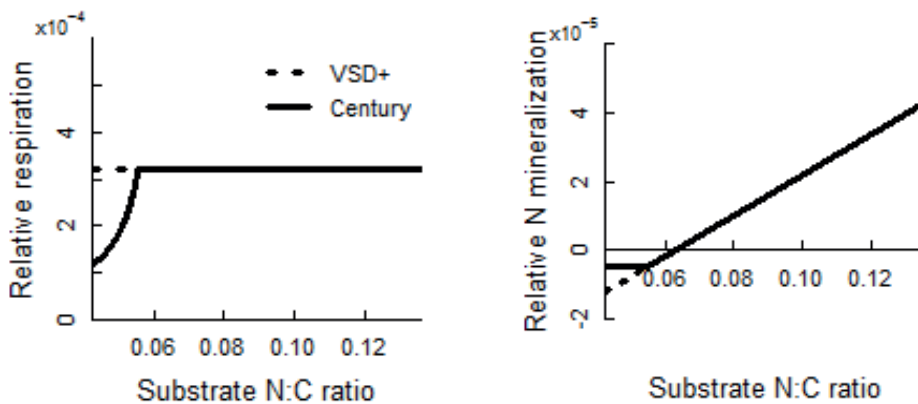
2.4.2.4 EFFECT OF SOIL/LITTER QUALITY

In VSD+, soil N:C ratio does not influence soil decomposition rate, whereas in CENTURY a low N:C ratio of soil and litter inhibits decomposition (Figure 23 left). Both in VSD+ and in CENTURY, soil and litter N:C ratio influence the amount of N mineralized per unit C decomposed (Figure 23 right), with N-rich substrate releasing more N via mineralization.

Additionally, in CENTURY, lignin content of litter influences decomposition rates and flow rates of decomposed C between pools. In VSD+, so-called 'litter quality index', which is a constant parameter value and is different among vegetation types.

FIGURE 23

EFFECT OF SUBSTRATE (I.E. SOIL OR LITTER) N:C RATIO ON RELATIVE DECOMPOSITION RATE (I.E. C DECOMPOSITION RATE PER DAY DIVIDED BY TOTAL C POOL) AND RELATIVE N MINERALISATION RATE (I.E. N MINERALIZATION RATE PER DAY DIVIDED BY TOTAL C POOL) IN CENTURY AND VSD+



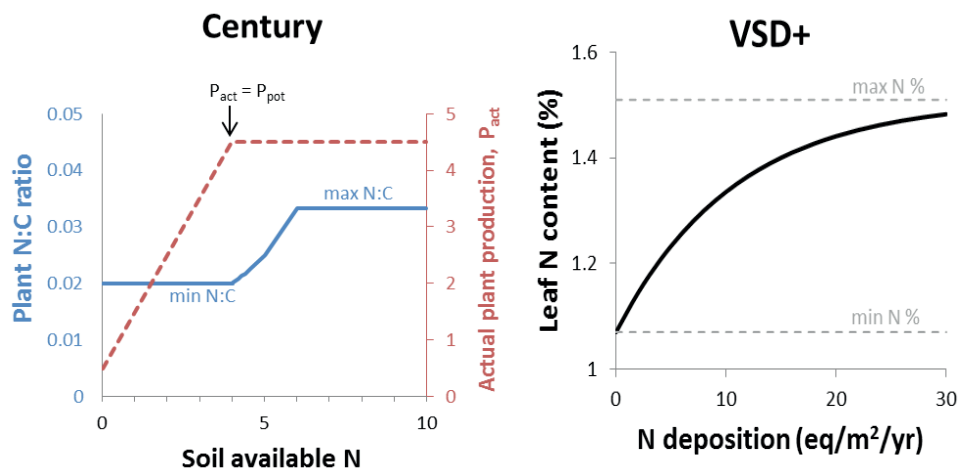
2.4.2.5 EFFECT OF SOIL N AVAILABILITY/ATMOSPHERIC N DEPOSITION ON PLANT N CONCENTRATION

Both in CENTURY and VSD+, N concentration in plant changes dynamically, yet with different mechanisms.

In CENTURY, both plant production and plant N concentrations are influenced by soil available N (i.e. N-NO₃ and N-NH₄). As soil available N increases, actual daily plant production (P_{act}) increases up to potential plant production (P_{pot} : plant production determined by other factors than nutrients, i.e. moisture, temperature, and shading). After that level, N:C ratio in newly-assimilated plant biomass increases until N:C ratio reaches the maximum value (Figure 24 left). The maximum and minimum N:C ratio is different for shoots and roots, and is a function of size of plant for shoot.

In VSD+, soil available N is not explicitly used to determine N concentration in plants. Instead, annual atmospheric N deposition rate is used to approximate N availability for plants. Similar to CENTURY, leaf N concentration increases as N deposition increases until the vegetation-specific maximum N concentration level (Figure 24 right). An important difference is that plant production is not influenced by N level in VSD+.

FIGURE 24 EFFECT OF N AVAILABILITY ON PLANT N CONCENTRATIONS IN CENTURY (LEFT) AND VSD+ (RIGHT). MAXIMUM AND MINIMUM VALUES OF N:C RATIO OR N CONCENTRATIONS ARE VEGETATION TYPE SPECIFIC FOR BOTH MODELS. IN CENTURY, ACTUAL PLANT GROWTH (P_{ACT}) EQUALS POTENTIAL PLANT GROWTH (P_{POT}) AFTER SOIL AVAILABLE N EXCEEDS A CERTAIN LEVEL, ABOVE WHICH PLANT N:C RATIO LINEARLY INCREASES



2.4.3 DISCUSSION ON USED REDUCTION FUNCTIONS

In addition to the effect on species diversity it is important to consider that the pH influence on soil microbiology cannot be seen independently of the pH influence on plant growth and rhizosphere ecology as they influence the supply and quality of organic matter, i.e. the source of the material to be decomposed (Kemmitt *et al.*, 2006; Pietri & Brookes, 2009). The same is true for temperature and moisture content. E.g. Falkengren-Grerup *et al.* (1998) showed that nitrogen deposition increases the rate of both mineralisation and nitrification.

In general the used reduction functions in both models are quite comparable. Some of the effects are not included in a model but in the other (e.g. temperature effect on plant death, pH effect on denitrification). The difference between models are relatively large in wet conditions and on clay soils. However, these reduction equations can be easily added or replaced without changing model structure. To make a choice on which equation to include in the model, we still need empirical data and knowledge which rationalize the choice.

Notable differences exist for the effect of soil and litter quality and the effects of soil available N. CENTURY takes more process-based approach to reflect these effects. These effects are not easily replaced since it requires changes in model structure (i.e. increases in state variables) or requires different time scale.

2.4.4 COMPARISON OF MODEL CAPACITY

We evaluate the possibilities of both models to simulate responses to drivers and factors which are relevant to simulate scenarios on target ecosystems in the context of WWN (Table 3).

TABLE 3 COMPARISON OF VSD+ AND PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) FOR THEIR CAPACITY TO SIMULATE RESPONSES TO DRIVERS AND FACTORS IN VIEW OF NUTRIENT AVAILABILITY AND PH

Responses to drivers/factors for each scenario	Relevance for WWN ¹⁾		VSD+		PROBE		Note
	Nut. avail-ability	Soil pH	Already included	Easy to include	Already included	Easy to include	
1. Responses to drivers/factors for each scenario							
Climate change scenarios							
• Temperature effect on SOM decomposition	++		Y		Y		
• Temperature effect on plant growth / litter production	++		N	Y (using SUMO)	Y		
• Temperature effect on nitrification	-	+	Y		Y		
• Drought effect on SOM decomposition	++		Y		Y		
• Drought effect on plant growth / litter production	++		N	Y (using SUMO)	Y		
• Drought effect on plant death	+		N	Y	Y		
• Drought effect on nitrification	-		Y		Y		
• Drought effect on denitrification	+		Y		Y		
• Oxygen stress effect on SOM decomposition	++		N	Y ²⁾	Y		
• Oxygen stress effect on nitrification	-		Y		Y		
• Effect of redox status on base and P chemistry	+	++	N	N ³⁾	N	N? ³⁾	
• Effect of short but extreme weather event on SOM decomposition	?		N	N ⁴⁾	Y		
• Effect of short but extreme weather event on plant death	+		N	N	Y		5)
• Effect of short but extreme weather event on groundwater flows	-	++	N?	Y	Y		
Atmospheric N deposition scenarios							
• Effect of N deposition / soil mineral N on plant C:N	++		Y		Y		
• Effect of N deposition / soil mineral N on plant production	+		N	Y (using SUMO)	Y		
• Effect of litter and soil C:N on N mineralization rate	+		Y		Y		
• Effect of soil mineral N on decomposition rate	+		N	N ⁴⁾	Y		
Management scenarios							
• Effect of groundwater level on soil moisture	++	+	Y		Y		
• Effect of mowing, thinning, and cleaning on plant biomass	+		N	Y (using SUMO)	Y		
• Effect of grazing on plant biomass			N	N?	N	Y ⁶⁾	
2. Responses to factors for specific ecosystems							
Groundwater-dependent ecosystems							
• Effect of groundwater level on soil moisture	++	+	Y		Y		
• Effect of groundwater recharge on soil water chemistry		+	N	Y	Y		
Clay – sandy ecosystems							
• Effect of soil texture on microbial yield efficiency	+		Y		Y		
• Effect of soil texture on C partitioning	-		N	N	Y		7)
• Effect of soil texture on decomposition rate	+		N	Y	Y		
(Low productive) grasslands							
• Effect of nutrient limitation on plant growth	+		N	Y (using SUMO)	Y		8)
Heathlands							
• Competition between trees and grasses	+		N	Y ⁹⁾ (using SUMO)	Y		

¹⁾ Relevance for WWN was evaluated as ++: very relevant, +: relevant, -: indirectly relevant

²⁾ By adjusting the reduction function

³⁾ Lots of extra elements need to be added

⁴⁾ Smaller time step is needed

⁵⁾ 'Oxygen stress' module can tackle the effects of extreme event on plant species properly, but not on plant death (and contaminant increase in litter input)

⁶⁾ Original CENTURY has a set of equations for grazing

⁷⁾ Otherwise, proper initial partitioning of C pools can tackle this issue

⁸⁾ Nutrient limitation may also be important in forest ecosystems (but to a lesser extent)

⁹⁾ Functions of SUMO need to be modified in this regard

2.4.5 STRONG AND WEAK POINTS

Here we summarize the strong and weak aspects of both model chains in view of modelling soil acidity and nutrient availability.

PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)

Strong points of PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) are:

- Effects of nutrient limitation and C:N:P stoichiometry on plant growth and decomposition are explicitly included
- Dynamic feedback between plant, soil, and hydrology
- Small time step, which enables including temporal aspects, such as seasonality of rain water lenses in areas with upwelling alkaline groundwater, effect of short weather events, and management options
- Explicit inclusion of groundwater influence and carbonate chemistry in pH module

Weak points of PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA) are:

- Rather complex with many input (parameter) values
- High computational load
- pH module is not robust for all combinations of input values
- pH module is not coupled with N dynamics in SOM module

VSD+

Strong points of VSD+ are:

- Relative simple; Relative low data demand
- Includes all macro ions (a complete charge balance)
- Dynamic interaction between pH and biochemical processes.
- With SUMO, it is possible to simulate interactions between soil and vegetation growth and effects of vegetation management like sod cutting and mowing
- Low computational load when applied without SUMO
- Easy to apply (due to link with national database and user friendly user interface)
- Includes P sorption

Weak points of VSD+ are:

- C:N ratio of various soil pools constant
- P-mineralisation not yet included
- Combination with SUMO not thoroughly validated
- When combined with SUMO, the number of necessary input values increases a lot
- No seasonal effects due to yearly time step
- No redox

3

AVAILABLE DATASETS FOR MODEL PARAMETRIZATION AND VALIDATION

For the application of the process-based model for a wide range of situations in the Netherlands, we have to assign parameter values to characterise soil- and functional vegetation types. For the parametrization, we need physical and chemical data of soil- and vegetation types.

For the validation of the process-based model we need time series of measured soil processes, contents, concentrations and pools of the main elements.

3.1 DATASETS FOR MODEL PARAMETRIZATION

An overview of available dataset for the parametrization is given in Table 4. An extensive overview of the content of each dataset is given in Appendix II. The first 9 datasets are stored in one access database. The dataset 'HUMBASE' (Van Delft, 2001; Van Delft *et al.*, 2012; Van Delft, 2013) includes 1864 soil profiles gathered in heathland and grassland, of which a majority is for agricultural use. A selection of 'nature' sites with chemical analyses (296 sites) was made for KWR. That part is described here. Note that the considered datasets also contain model output, but only during one time. The lack of time series make them unsuitable for model validation.

TABLE 4 OVERVIEW OF POTENTIAL DATASETS FOR PARAMETRIZATION

Name/Ref	Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
(De Vries & Leeters, 2001)	150 forest sites sampled once in 1990	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(De Vries <i>et al.</i> , 1995)	12 forest sites on non-calcareous soils sampled once in 1992	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(De Vries, 1993)	48 forest sites on sandy soils (calcareous and non-calcareous) sampled once in 1992	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(Klap <i>et al.</i> , 1999b)	40 forest sites on loess soils sampled once in 1992	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(Klap <i>et al.</i> , 1999b)	30 forest sites on clay soils sampled once in 1992	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(Klap <i>et al.</i> , 1999b)	30 forest sites on peat soils sampled once in 1992	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(Klap <i>et al.</i> , 1999a)	63 grassland and forest sites in the Drentse Aa region sampled in 1994	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
(Leeters & de Vries, 2001)	200 forest sites on non-calcareous soils sampled once in 1995	Soil, soil solution and vegetation	All major elements and pH
HUMBASE	296 grassland, heath and forest sampled once in the period 1990 – 2013	Soil solid phase	All major elements, pH and C and N pools
(Fujita <i>et al.</i> , 2013)	36 Grasslands, heath, sampled once in 2011	Soil, vegetation	C, N, P, pH
(Ordonez <i>et al.</i> 2010)	51 grasslands, shrubs, forests, sampled once	Soil, vegetation	C, N, P, pH
(Olde Venterink <i>et al.</i> , 2002)	47 grasslands	Soil, vegetation	C, N, P, pH

3.2 DATASETS FOR MODEL VALDATION

inventories at 10 sites with time series that are in principle suitable for model validation as given in Table 5. An extensive overview of the content of those datasets is given in Appendix III.

TABLE 5 OVERVIEW OF POTENTIAL DATASETS FOR VALIDATION.

Name/location	Data type	Vegetation structure	Measurements	Reference
Speulderbos	monthly or weekly monitoring (1990-1995)	forest	Soil pore water (major elements, pH) Deposition	Van der Salm <i>et al.</i> (1998)
Risdalheia	Yearly ^{*1} monitoring 1984-1997	forest	Soil pore water (major element) Mineralization Nitrification Litterfall Plant nutrient (N, K, Ca, Mg) Deposition	Mol-Dijkstra and Kros (2001)
OBN Sites	Monthly monitoring in 1999, 7 sites	grassland	Soil pore water (major elements)	Grobben <i>et al.</i> , (unpublished data) (Kemmers, 1999; Kemmers <i>et al.</i> , 2000)
Veenkampen	Monitoring 1983-2006	grassland	Soil C & N & P & K pool Soil pore water (major elements) Plant biomass, N & P & K content	Mol <i>et al.</i> , (unpublished data)
Hulshorsterzand	Chronosequence, measured in 1993-1994	Bare soil to forest	Soil C & N pool Plant biomass Plant species composition	(Wamelink <i>et al.</i> , 2001)
Sellingen	Chronosequence, measured in 1999	forest	Soil pore water (major elements) Soil C & N pool Plant biomass & nutrient content	(Wamelink <i>et al.</i> , 2001)
ECN database, UK	1992-2011, 12 sites (ca. 100 plots)	Grassland, forest	meteo (hourly) deposition (weekly) soil solution chemistry (bi-weekly) vegetation surveys	
Luchterduinen	Chronosequence, measured in 2012, 110 sites	Bare soil to grassland	Soil C & N pools pH Plant species composition Plant biomass	(Aggenbach <i>et al.</i> , 2013b)
Hoge Veluwe	Monthly monitoring 3 lysimeter (2016 – 2018)	Heath	Leachates (N-NO ₃ , N-NH ₄ , DON, P-PO ₄) Meteo Soil pore water (N-NO ₃ , N-NH ₄ , DON, P-PO ₄) Soil C & N & P pool Plant biomass, N & P content N dry deposition	Fujita <i>et al.</i> , unpublished
Castricum	Monthly monitoring 4 lysimeters, 1941-1999	Bare, grassland, forest	Leachates (Major elements) Meteo Deposition	(Stuyfzand & Rambags, 2011)&

*1: Some of the variables were measured more often than yearly interval.

3.2.1 SPEULDERBOS

The Speulderbos was in 1998 a 40 year old Douglas fir stand in the Netherlands (planted). The soil is sandy loam (Boxman *et al.*, 1995; Van der Salm *et al.*, 1998). In 1989, a 2-3 m high transparent roof was erected to intercept throughfall before it reached the forest floor. Part of the roofed area received ambient deposition, whereas the other part received deposition

with pristine amounts of N and S. Until 1992 the collected throughfall was sprinkled every two weeks. This system was replaced by an almost real time watering in February 1992. A complete description of the experimental design and the monitoring program is given in Boxman *et al.* (1995). Ceramic lysimeter cups were installed in the mineral soil of each plot at depths of 10 cm (eight replicates), 25 cm (four replicates), 45 cm (four replicates) and 90 cm (four replicates). Boxman *et al.* (1995) only analysed the averaged value of the replicates and paid no attention to the strong spatial variation among the replicates. Van der Salm *et al.* (1998), however, calculated 95% confidence intervals per plot for each observation date from 1990-1994 and found strong fluctuations in soil solution between the individual cups in both the roofed plot with ambient and with pristine deposition. The coefficient of variation ranged between 30 and 150%. Accordingly, the 95% confidence interval around the measurements was rather broad, especially in dry periods when no soil solution could be extracted from some of the cups. Moreover, the lack of soil solution data from these cups, situated in the dryer part of the plot, may lead to an underestimation of the average concentrations during these dry periods.

3.2.2 RISDALSHEIA

Risdalsheia is located near Grimstad, southern Norway, (58°23'N, 8°19'E) at 300 m above sea level (Wright *et al.*, 1998a). The site is representative of large areas of upland southern Norway. Mean annual precipitation is 1400 mm, runoff is 1200 mm and mean annual temperature is 5°C (mean of -3°C in January and +16°C in July). Vegetation is mainly a sparse cover of pine (*Pinus sylvestris* L.) and birch (*Betula pubescens* L.) with heather (*Calluna vulgaris* L.) and blueberry (*Vaccinium myrtillus* L.) as dominant ground species. Risdalsheia receives relatively high levels of acid deposition with mean values for 1984-1992 of 113 meq S m⁻² yr⁻¹ and 132 meq N m⁻² yr⁻¹ (Wright *et al.*, 1993).

3.2.3 OBN, 7 LOCATIONS ON (RELATIVELY) WET ECOSYSTEMS

Seven research plots of OBN at wet grasslands all over the Netherlands were used for a validation of SMART2 (not published). Many soil properties were measured, but soil solution concentrations only for one year.

3.2.4 VEENKAMPEN

The Veenkampen is a research site located between Wageningen and Veenendaal. The soil consists of a clayey topsoil on peat. At the beginning of the twentieth CENTURY the vegetation consisted of a species rich grassland vegetation, but after 1945 is the area drained and levelled for agriculture. From 1968 to 1978 was the annual fertilization 300 kg N, 33 kg P and 125 kg K. Since 1978 is the fertilization stopped and mowed twice each year. In 1986, rewetting experiments began and the plot was divided in a dry part, with the same hydrological regime as the surrounding plots, and a wet part. Those two parts were subdivided into different parts with different types of management were applied.

3.2.5 HULSHORSTERZAND

This dataset is based on a chronosequence from bare soil to forest of a nutrient poor ecosystem (Berendse, 1998; C. G. F. De Kovel, unpublished data) located in the Leuvenumse Bos (52°20' N, 5°44' E). The substrate in these areas consists of unconsolidated calcium-poor material of fluvio-glacial origin with a thin cover of aeolian deposits. Vegetation development in such inland dune areas can be considered as primary succession. Within these areas, different parts (sites) have been colonized by vegetation at different times in the past, so that different stages of succession coexist. Since the substrate is homogeneous and spread over large areas,

different sites with different stages of succession form a successional chronosequence. Each site, though, has its own history of atmospheric deposition.

3.2.6 SELLINGEN

This dataset is based on a Chronosequence of oak forest on former agricultural land, Eastern Groningen (in the neighbourhood of Sellingen). The oaks were planted as 3-year old seedlings on ploughed soil. The original number of seedlings is unknown. The sites were extensively managed and weed-control or thinnings have not been carried out. At the time of the measurements the stands were 4, 8, 11 and 18 years old (Van der Salm et al., 2006). The stands were located close to the village of Sellingen (52°56 N, 7°05 E) in the northeastern part of The Netherlands. The oaks were planted as 3-year old seedlings on ploughed soil. The original number of seedlings is unknown. The sites were extensively managed and weed-control or thinnings have not been carried out. At the time of the measurements the stands were 4, 8, 11 and 18 years old. The stands were located close to the village of Sellingen (52°56 N, 7°05 E) in the northeastern part of The Netherlands. Rainfall, throughfall, soil water contents, groundwater level and the water level of the ditches was measured once a month from June 2001 to January 2003. Throughfall was measured using 10 samplers at each site. The funnels (18 cm diameter) were placed in a cross in each stand at varying distances to the tree stems. Rainfall is collected in two open fields at approximately 500 m from the sites. Soil water contents were measured at three points in each site using plastic access tubes and a portable TDR probe. Soil solution was sampled using lysimeter cups made of polyester acrylat. Cups were installed at 10, 30 and 90 cm depth. At each depth 15 lysimeter cups were placed at randomly selected sites within each plot.

3.2.7 ECN DATABASE UK

We have obtained data of several plots in the UK. They all have a long complete time series of meteo (hourly), deposition (weekly), soil solution chemistry (bi-weekly) and vegetation surveys (about 100 plots). Table 6 gives an overview of the available time series. A description of the monitoring sites is given In Appendix III. Unfortunately, soil properties are not available in this set.

TABLE 6 TIME SERIES AVAILABLE IN ECN DATABASE

Sites	Meteo	Precipitation chemistry	Solution chemistry	Vegetation surveys
Alice Holt	94-11	94-11	94-09	94
Cairngorms	99-11	99-10	99-10	98-99
Drayton	93-11	93-10	94-09	93
Glensaugh	94-11	93-10	93-10	94
Hillsborough	93-95,01-09	94-09	94-10	94
Moor House	92-11	92-11	92-11	93-94
North Wyke	95-11	93-10	10	93-94
Porton	92-12 online	94-10	96-99	91,94
Rothamsted	93-11	92-11	94-11	93
Snowdon	95-09	97-10	97-10	95,97-00
Sourhope	93-11	93-10	93-10	93-94
Wytham	92-11	93-12	93-10	93-94

3.2.8 LYSIMETERS IN HOGE VELUWE

KWR installed six precision lysimeters in a heath stand in Hoge Veluwe. From three lysimeters, leachates from 50 cm depth are monthly collected for chemical analysis between December

2016 and spring of 2018. At the same sampling interval, soil pore water of 10 cm, 25 cm, and 50 cm depth are also collected from nearby locations (N=3). In summer 2017, soil bulk properties (C & N & P pool) and plant properties (biomass, N & P content) will be measured. Next to the lysimeters, RIVM measures dry deposition of nitrogen.

3.2.9 LUCHTERDUINEN

Based on analysis of high-resolution aerophotographs, chronosequence of dune grasslands were built in lime-rich and lime-poor dunes in Luchterduinen. The chronosequence includes different ages of dune grasslands, ranging from 0 to 97 years old. Soil C and N pools, plant biomass (only for a part of the plot), and plant species composition were measured.

3.2.10 LYSIMETERS IN CASTRICUM

There exist long-term datasets of four lysimeters in Castricum. The dimension of the lysimeters is 25 x 25 x 2.5m. The vegetation in the lysimeters (at the time of the installation) is: bare sand, shrub, pine forest, and oak forest. Apart from measurements of meteorology and deposition, chemical properties of leachates were measured monthly. Measured items in the leachates are: SEC, pH, Cl, SO₄, HCO₃, NO₃, NO₂, PO₄, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, NH₄, SiO₂, KMnO₄, colour (till 1961), NH₄-album (till 1961), TOC (after 1980).

4

DISCUSSION

In general terms the two model chains are quite comparable. This was also found in other comparative studies. In an overview paper on the use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition, De Vries *et al.* (2010) concluded that there are large similarities between those type of models (not including VSD+ and PROBE), particularly those based on survey data, but there are also several important differences, including: (1) use of different abiotic variables for N, such as N availability (such as VSD+ and PROBE), Ellenberg N indicators and soil-solution N, (2) prediction of individual plant species versus. plant communities, and (3) calibration based on different (national) soil and vegetation data sets.

Nevertheless, there are clear differences exists between two reviewed modelling chains. In sequel of this section we address the following discussion points:

- The background/origin of the discussion point
- The consequences for the model results
- The feasibility of changing/including the discussed item

4.1 THE INCLUDED PROCESSES AND ELEMENTS IN VIEW OF NUTRIENT AVAILABILITY AND PH

Basically both modelling systems include most of the relevant processes. The main lacking processes or elements are:

- P – only partly included both models
- Cation exchange – only fully included in SUMO-VSD+

The role of phosphorus in nutrient availability: To include chemical aspects of P is not a complicated task for oxic (dry) systems. Descriptions, and the corresponding data, to do this are available for agricultural systems (see e.g. Van der Salm *et al.*, 2016), while limited data are also available for natural systems (De Vries & Leeters, 2001). However, this is only valid for oxic (dry) systems. Furthermore, the model validation presented in Van der Salm *et al.* (2016) has been limited to agricultural systems and it appeared that the included models did perform well under P excess, but not under P limited circumstances. For anoxic (wet) systems it is necessary to include reductions processes, which makes it more complicated. The main challenge will be how to include the P availability. If we use mineralisation plus deposition as an indicator, than the inclusions of the soil chemical processes is of minor importance. Most of the P will be turned over through mineralisation. On the other hand, the adsorbed P might be a limiting factor for species diversity; see e.g. Sival and Chardon (2002), who showed that there is a relation between P_w and P-AI and biomass production and the N:P ratio in the vegetation.

The role of cation exchange: For the regulation of the pH, especially within the pH range 4.5-6.5, cation exchange is the most prominent process. So, it is obvious that there is a clear

need to include cation exchange. Inclusion of cation exchange by using ORCHESTRA is, however, cumbersome (huge computational load limits the applicability). Beyond the relevance of inclusion as such, also how cation exchange is modelled is relevant. E.g. using either Kerr, Gapon or Gaines Thomas relationships. Validation on empirical pH-Base saturation relationships can help to identify the most suitable relationship.

4.2 THE ROLE OF THE CALCULATION ORDER OF THE MODELLED PROCESSES

The most notable difference is that PROBE calculates nitrification and denitrification before uptake, whereas VSD calculates uptake first. This means that PROBE treats uptake as a slower, less efficient, process than nitrification and denitrification, while VSD+ assumes that uptake takes place first. The consequence of this choice on N availability and related cation availability and pH, depends on the used calculation time-step. At a larger time-step (VSD+), the process-order has a larger impact than at a smaller time-step (PROBE).

4.3 THE USED SPATIAL AND TEMPORAL SCALE

Effect of spatial resolution can be distinguished in resolution in the vertical direction and the horizontal direction. Regarding the vertical resolution the VSD assumes one soil homogeneous compartment for the root zone as a whole, rather than the top soil where most of the fine roots occur. This assumption implies that the calculated concentrations refer to the bottom of the root zone. Generally, there is a strong gradient in soil solution chemistry and fine root distribution with depth. pH and Al concentrations generally decrease with depth, as most of the fine roots occur in the top soil. The PROBE model, however, does include multiple layers and is capable to simulate gradients with depth. However, the regional applicability (the horizontal direction) of this model is low due to limited availability of regional process parameters.

The two models also differ in temporal scale yearly (VSD+) versus daily (PROBE). The influence of the chosen temporal scale, daily versus yearly mean, can particularly strong for the NO_3^- , NH_4^+ and base cations concentrations, which are strongly influenced by seasonal processes as nutrient uptake and mineralisation, which is especially the case in the upper 30 cm.

Both a high spatial and temporal resolution are especially needed in nature areas with small rain water lenses floating upon upwelling alkaline groundwater. Such nature reserves exhibit strong vertical and horizontal gradients in groundwater chemistry, which is one of the explanations for their high species richness (Cirkel *et al.*, 2014a; Cirkel *et al.*, 2014b). These areas often harbour habitat types and plant species that are highly protected by both national and international legislations. To account for the dynamics of the rainwater lenses in such areas, and for the sensitivity of the vegetation to subtle changes in weather conditions and water management, modelling with fine spatial and temporal resolutions is a prerequisite. This of course requires huge computation times. To avoid such a time consuming effort, process models can be used to generate easy-to-use repro-functions (Bartholomeus & Witte, 2013; Cirkel *et al.*, 2016b). Another option might be to drastically schematize and simplify processes (De Haan *et al.*, 2010; Stoffberg *et al.*, 2017).

4.4 CHALLENGES IN DEFINITION OF NUTRIENT AVAILABILITY

One of the biggest challenges in making a robust prediction of vegetation response is to improve the poor relationship between the indicator value for nutrient availability, N_m , and the actual nutrient availability in soil, and the mismatch between these two definitions. Unlike soil moisture and soil acidity, nutrient availability cannot be easily judged in the field and therefore the above-ground productivity of the vegetation is used as the visible proxy of N_m . However, the productivity of vegetation is not only influenced by nutrient availability but also by soil moisture and acidity. On top of that, biological factors also influence productivity: plants may produce root exudates to change pH around the roots or produce oxygen to change redox status, so that nutrients become more available for plants on that micro scale. Runhaar tackled this issue by defining N_m as ‘potential plant productivity based on nutrient availability’. In this way, the effects of other abiotic factors (e.g. moisture and acidity) are in principle eliminated from the expert judgement of N_m . Still, the fact that N_m was more strongly related to above-ground biomass production than to any measures of nutrient availability (Fujita, unpublished) indicates that the bias in expert judgement hampers the clear relationship between N_m and soil nutrient availability.

At this moment we do not have a better alternative to replace N_m ; quantitative species traits, such as leaf nutrient concentrations and SLA, failed to exhibit a better correlation with soil nutrient measures. Therefore, in the context of WWN, we strive to find the best measure of nutrient availability in soil which matches what N_m represents.

In that regard, making a clear definition of nutrient availability in soil is another challenge. In this report, we came up with a theoretically plausible measure of nutrient availability for plants, i.e. sum of net N mineralization, N deposition, asymbiotic N fixation, minus denitrification. However, there are still rooms to improve the definition and interpretation. For example, which time scale should we use? We choose the time scale of one year because the study of Fujita et al (2013) indicated that time scale had only minor influence on the relationships between N_m and nutrient availability. However, these relationships were obtained in (near-) equilibrium ecosystems, whereas under climate change scenarios inter-annual relationships may have much stronger influence on the relationships. In addition, one will expect a time-lag in plant response under changing climate, because vegetation types do not instantaneously respond to the changes in nutrient availability in soil. Should we then use moving average of nutrient availability to have a better relationship between N_m and nutrient availability? If so, which time span should we take into account? In phase 2, we need to keep exploring the best definition of nutrient availability by means of comparing the model output with field observation from the available dataset.

4.5 MODEL INITIALIZATION

The two models reviewed in this study use different initialization scheme for obtaining initial sets of state variables. Especially when the goal of modelling exercise is to predict (regional) spatial distribution of vegetation types in an equilibrium state, proper initialization of the model state variables (among others, C pool, N pool) is the key for successful prediction. The initialization schema is disconnected from the dynamic modelling processes. Based on the overview given in Section 2.2 and Section 2.3, we should combine our best knowledge and data to improve the initialization scheme to provide the proper ‘starting points’ to the model, irrespective of which model framework is chosen.

When the goal of modelling exercise is to predict dynamic changes of nutrient availability

or soil acidity under changing environment, then the model initialization of state variables becomes of relatively less importance. Instead, proper inclusion of feedback effects between soil, water, and plants plays much more importance. Especially for predicting nutrient availability, the balance between the effects of abiotic factors (e.g. temperature, soil moisture) on plant growth, plant death, and on soil organic matter decomposition determine how much nutrients accumulate in soil. These effects are often counteracting: for example, high temperature and high moisture speeds up soil decomposition (i.e. less accumulation) and they stimulate plant uptake (i.e. less accumulation) whereas they also increase litter input to soil (i.e. more accumulation). This means that subtle errors in parametrization for these processes can mislead the overall effects of climate change on nutrient availability. PROBE model is equipped to simulate these chains of feedback effects under changing environment, while VSD+ is not. If VSD+ is coupled with SUMO, then they are also able to handle the feedbacks. However, for both PROBE and VSD+ coupled with SUMO, it is a big challenge to properly parametrize all the equations which influence the feedback chains. In phase 2, efforts are needed to examine the uncertainties around the parametrization and to quantify how the error propagates in the course of model simulation period. Further, to evaluate plausibility of the model to simulate dynamic changes in nutrient availability, model validation should be conducted using time-series data under experimentally manipulated abiotic conditions, such as those of lysimeter study in Hoge Veluwe.

4.6 THE AVAILABILITY OF DATA

One of the aims of the next phase will be the development of a nationwide applicable and flexible model to model the pH and nutrient availability adequately. Therefore several datasets were inventoried for either parametrization or validation. A total number of nine data sets were inventoried to be used for parametrization. For the validation ten time series were inventoried. However, not all of these dataset are suitable for model validation, e.g. due to incompleteness or a too short monitoring period. About four time series seems of appropriate completeness enough to be suitable to be used for model comparison and validation. Another shortcoming is that the majority of this dataset is focused on the drier terrestrial ecosystems, so the wetter systems cannot be adequately addressed.

The most promising datasets seems to be:

- For grassland: Veenkampen (long-term monitoring site including interaction with ground-water)
- For forest: Speuld (This is one of the very view sites in the Netherland with a long-term monitoring record. Furthermore, various model applications has been performed for this site, e.g. SMART2)
- Lysimeter site Hoge Veluwe (relevant in view of the BTO-project)
- Solling (A long-term monitoring record for a Spruce forest in Germany. For this site the VSD+ model has already been applied)

5

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

5.1 CONCLUSIONS

MAIN SIMILARITIES ARE:

- Overall the same process are included in both models.
- In general the used reduction function for environmental factors in both models are quite comparable. Differences exist for the effect of soil and litter quality and the effects of soil available N.

MAIN DIFFERENCES ARE:

- Scale, both temporal (daily versus yearly) and spatial (plot versus regional; one-layer versus multi-layer). Where PROBE is operating at a daily time scale for multi-layer soil profiles and VSD+ at a yearly time scale and at a regional spatial scale.
- The principal difference between the two model chains is the level of detail used in the soil chemistry and soil hydrology part. Where PROBE is much more detailed in view of soil chemistry and soil hydrology.
- Effects of nutrient limitation and C:N:P stoichiometry on plant growth and decomposition are only explicitly included in PROBE.
- PROBE is rather complex with many input (parameter) values and requires a high computational load whereas the opposite is true for VSD+.

CONSEQUENCES OF DIFFERENCES:

- Some of the effects of environmental factors are not included in a model but in the other (e.g. temperature effect on plant death, pH effect on denitrification) or modelled differently. However, these reduction equations can be easily added or replaced without changing model structure.
- PROBE takes more process-based approach to reflect the effects of environmental factors. These (temporal) effects are not easily replaced since it requires changes in model structure (i.e. increases in state variables) or requires different time scale.
- A small time step, enable to include temporal aspects, such as seasonality, effect of short weather events, inter-annual management options and a feedback between plant, soil, and hydrology.
- The pH module PROBE is not robust for all combinations of input value
- VSD+ does not include redox-processes.
- The applicability is rather demanding for PROBE, whereas VSD+ is rather easy to apply.

5.2 RECOMMENDATIONS

Based on the performed analyses and comparisons we come to the following recommendations in order to derive a robust and adequate pH and nutrient availability module for the WWN:

- pH: improve the relationship between pH and base saturation, which is crucial for the pH prediction between 4.5 and 6.5, which is a common pH for groundwater influenced ecosystems. Furthermore, include the role of upward seepage, both in view of quantity and quality.
- N availability: N transformations such as mineralisation, nitrification and denitrification are strongly influenced by soil moisture and pH. These relationships are crucial for an adequate prediction of the N leaching and N availability. Since the relationships currently are not always scientifically sound, it is recommended to improve these relationships.
- P availability: since P availability is also relevant in view of plant species diversity it is recommended to include P availability in the WWN. However, it is too complicated and not realistic to include a process based P availability module. Therefore, we recommend to derived relationships between solid phase or adsorbed P (such as P_{ox}, P_w) and biomass production.

6

LITERATURE

Aggenbach, C.J.S., Kooijman, A.M., Bartholomeus, R.P. & Fujita, Y. (2013a) Herstelbaarheid van droge duingraslanden in relatie tot accumulatie van organische stof en stikstof in de bodem. In, p. 73. KWR Watercycle Research Institute

Aggenbach, C.J.S., Kooijman, A.M., Bartholomeus, R.P. & Fujita, Y. (2013b) Herstelbaarheid van droge duingraslanden in relatie tot accumulatie van organische stof en stikstof in de bodem. In, p. 73 pp, Nieuwegein.

Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2013) Ecohydrological Stress - Groundwater To Stress Transfer. Theory and manual version 1.0. In. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M. & Runhaar, J. (2011) Drought stress and vegetation characteristics on sites with different slopes and orientations. *Ecohydrology*, **5**, 808-818.

Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., van Bodegom, P.M., van Dam, J.C. & Aerts, R. (2008) Critical soil conditions for oxygen stress to plant roots: Substituting the Feddes-function by a process-based model. *Journal of Hydrology*, **360**, 147-165.

Berendse, F. (1998) Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry*, **42**, 73-88.

Bonten, L.T.C., Reinds, G.J. & Posch, M. (2016) A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software*, **79**, 75-84.

Boxman, A.W., van Dam, D., van Dijk, H.F.G., Hogervorst, R.F. & Koopmans, C.J. (1995) Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, **71**, 7-29.

Cirkel, D.G., Van Beek, C.G.E.M., Witte, J.P.M. & Van Der Zee, S.E.A.T.M. (2014a) Sulphate reduction and calcite precipitation in relation to internal eutrophication of groundwater fed alkaline fens. *Biogeochemistry*, **117**, 375-393.

Cirkel, D.G., Fujita, Y., Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2016a) Inbouw van bodemnutriënten en zuurgraad in PROBE. In, p. 35 pp, Nieuwegein.

Cirkel, D.G., Fujita, Y., Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2016b) Inbouw van bodemnutriënten en zuurgraad in PROBE. In, p. 35. Nieuwegein

Cirkel, D.G., Witte, J.P.M., Nijp, J.N., van Bodegom, P.M. & Zee, S.E.A.T.M. (2014b) The influence of spatiotemporal variability and adaptations to hypoxia on empirical relationships between soil acidity and vegetation. *Ecohydrology*, **7**, 21-23.

Coleman, K. & Jenkinson, D.S. (2014) RothC - a Model for the Turnover of Carbon in Soil. Model Description and Users Guide. In: Available at: http://rothamsted.ac.uk/sites/default/files/users/kcoleman/RothC_guide_DOS.pdf (accessed 6 April 2017), Rothamsted Research, Harpenden, UK.

De Haan, M., Runhaar, H. & Cirkel, G. (2010) Waterlood Kansrijkdommodule; Pilotstudie in Noord-Nederland en toepassing voor vervaardiging waterkansenkaarten voor natuur. In, p. 55. KWR, Nieuwegein.

De Vries, W. (1993) De chemische samenstelling van bodem en bodemvocht van duingronden in de provincie Zuid-Holland. In: *Rapport*, p. 31. DLO-Staring Centrum, Wageningen.

De Vries, W. & Leeters, E.E.J.M. (2001) Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990. In: *Alterra rapport*, p. 113. Alterra, Green World Research, Wageningen (Netherlands).

De Vries, W., Waltmans, M.J.P.H., van Versendaal, R. & van Grinsven, J.J.M. (1988) Aanpak, structuur en voorlopige procesbeschrijving van een bodemverzuringmodel voor toepassing op regionale schaal. In: *Rapport*, p. 132. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

De Vries, W., Boumans, L.J.M., Olsthoorn, A.F.M. & Leeters, E.E.J.M. (1995) Chemische samenstelling van naalden, bodem, bodemvocht en grondwater van twaalf monitoring-locaties onder bos. In: *Staring Centre Report*, p. 55. Winand Staring Centre for Integrated Soil and Water Research, Wageningen; Netherlands.

De Vries, W., Wamelink, G.W.W., Dobben, H.v., Kros, J., Reinds, G.J., Mol-Dijkstra, J.P., Smart, S.M., Evans, C.D., Rowe, E.C., Belyazid, S., Sverdrup, H.U., Hinsberg, A.v., Posch, M., Hettelingh, J.-P., Spranger, T. & Bobbink, R. (2010) Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. *Ecological Applications*, **20**, 60-79.

De Witte, J.P.M., Wójcik, R.B., Torfs, P.J.J.F., de Haan, M.W.H. & Hennekens, S. (2007) Bayesian classification of vegetation types with Gaussian mixture density fitting to indicator values. *Journal of Vegetation Science*, **18**, 605-612.

Douma, J.C., Witte, J.-P.M., Aerts, R., Bartholomeus, R.P., Ordoñez, J.C., Olde Venterink, H., Wassen, M.J. & van Bodegom, P.M. (2012) Towards a functional basis for predicting vegetation patterns; incorporating plant traits in habitat distribution models. *Ecography*, **35**, 294-305.

Falkengren-Grerup, U., Brunet, J., Diekmann, M., van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S. & Wisniewski, J.R. (1998) Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environmental Pollution*, **102**, 415-420.

Fotyma, M., Jadczyzyn, T. & Jozefaciuk, G. (1998) Hundredth molar calcium chloride extraction procedure. part II: Calibration with conventional soil testing methods for pH. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **29**, 1625-1632.

Fujita, Y., van Bodegom, P.M. & Witte, J.P.M. (2013) Relationships between Nutrient-Related Plant Traits and Combinations of Soil N and P Fertility Measures. *Plos One*, **8**

Fujita, Y., Bartholomeus, R.P. & Witte, J.P.M. (2016) PROBE-3: A succession model for ecosystem services,. In, p. 43 pp, Nieuwegein.

Kemmers, R.H. (1999) Fosfor- en kaliumhuishouding in kwelafhankelijke schraalgraslanden. In. Wageningen, SC, 1999. Rapport 699, 62 blz

Kemmers, R.H., Jansen, P.C. & van Delft, S.P.J. (2000) De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen. In. Expertisecentrum LNV, Wageningen.

Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W.T. & Jones, D.L. (2006) pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry*, **38**, 898-911.

Klap, J.M., Kros, J. & de Boer, W.A. (1999a) Chemische samenstelling van bodem en grondwater in het stroomgebied van de Drentse Aa: inventarisatie ten behoeve van de parametrisatie en validatie van de standplaatsmodule van het GREINS-model. In: *Staring Centrum Rapport 541, NBP Onderzoeksrapport 12*, p. 136. Wageningen, Netherlands.

Klap, J.M., de Vries, W. & Leeters, E.E.J.M. (1999b) Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. In: *Staring Centre Report*, p. 181, Wageningen.

Leeters, E.E.J.M. & de Vries, W. (2001) Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995. In: *Alterra rapport*, p. 108. Alterra, Green World Research, Wageningen (Netherlands).

Mol-Dijkstra, J.P. & Kros, H. (2001) Modelling effects of acid deposition and climate change on soil and run-off chemistry at Risdalsheia, Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*, **5**, 487-498.

Olde Venterink, H., Pieterse, N.M., Belgers, J.D.M., Wassen, M.J. & De Ruiter, P.C. (2002) N, P, and K Budgets along Nutrient Availability and Productivity Gradients in Wetlands. *Ecological Applications*, **12**, 1010-1026.

Ordonez, J.C., van Bodegom, P.M., Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., van Hal, J.R. & Aerts, R. (2010) Plant Strategies in Relation to Resource Supply in Mesic to Wet Environments: Does Theory Mirror Nature? *American Naturalist*, **175**, 225-239.

Pietri, J.C.A. & Brookes, P.C. (2009) Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. *Soil Biology & Biochemistry*, **41**, 1396-1405.

Reinds, G.J., Mol-Dijkstra, J.P., Bonten, L.T.C., Wamelink, G.W.W., Hennekens, S.M., Goedhart, P.W. & Posch, M. (2015) Probability of Plant Species (PROPS) model: Latest Development. *Modelling and Mapping the Impacts of Atmospheric Deposition of Nitrogen and Sulphur* (ed. by J. Slootweg, M. Posch and J.-P. Hettelingh), pp. pp.55-62 CCE Status Report 2015, RIVM report 2015-0193, Bilthoven.

Runhaar, J., van Landuyt, W., Groen, C.L.G., Weeda, E.J. & Verloove, F. (2004) Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria*, **30**, 12-26.

Schaffers, A.P. & Sykora, K.V. (2000) Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, **11**, 225-244.

Sival, F.P. & Chardon, W.J. (2002) Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in relatie tot de beschikbaarheid van fosfaat : eindrapport. In: *SKB Rapportnummer*, p. 91. Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem, Gouda.

Stofberg, S.F., Essink, G.H.P.O., Pauw, P.S., de Louw, P.G.B., Leijnse, A. & van der Zee, S.E.A.T.M. (2017) Fresh Water Lens Persistence and Root Zone Salinization Hazard Under Temperate Climate. *Water Resources Management*, **31**, 689-702.

Stuyfzand, P.J. (2010) Modellering kwaliteit ondiep (duin)grondwater en ontkalking, inclusief effecten van atmosferische depositie, klimaatverandering en kustuitbreiding: DUVELCHEM. In:

Stuyfzand, P.J. & Rambags, F. (2011) Hydrologie en hydrochemie van de 4 lysimeters te Castricum; Overzicht van resultaten met uitzicht op haalbaarheid van reanimatie van het lysimeterstation. In, Nieuwegein.

- Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A. & Kroes, J.G. (2008) Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone Journal*, **7**, 640-653.
- Van Delft, S.P.J. (2001) Ecologische typering van bodems; deel 2 humusvormtypologie voor korte vegetaties. In, p. 175. Alterra, Wageningen.
- Van Delft, S.P.J. (2013) Meta-data beschrijving HumBase. In: *Interne notitie*. Alterra, Wageningen.
- Van Delft, S.P.J., Hof, J. & Bolhuis, P.R. (2012) Natuurpotenties in Drentse beekdalen : resultaten van een ecopedologisch en bodemchemisch onderzoek in zeven raaien in het dal van de Drentse Aa en Elperstroom. In. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Van der Knaap, Y., Bakker, M.M., Alam, S.J., Witte, J.P.M., Van Ek, R., Bierkens, M.F.P. & Van Bodegom, P.M. (submitted) Land use changes determine vegetation patterning more than climate change or climate adaptation measures. *Land Use Policy*,
- Van der Knaap, Y.A.M., De Graaf, M., van Ek, R., Witte, J.-P.M., Aerts, R., Bierkens, M.F.P. & Van Bodegom, P.M. (2015) Potential impacts of groundwater conservation measures on catchment-wide vegetation patterns in a future climate. *Landscape Ecology*, **30**, 855-869.
- Van der Salm, C., Groenenberg, J.E. & Boxman, A.W. (1998) Modelling the response of soil and soil solution chemistry upon roofing a forest in an area with high nitrogen deposition. *Hydrology and Earth System Sciences*, **2**, 451-472.
- Van der Salm, C., Kros, J. & de Vries, W. (2016) Evaluation of different approaches to describe the sorption and desorption of phosphorus in soils on experimental data. *Science of The Total Environment*, **571**, 292-306.
- Van der Salm, C., Denier van der Gon, H., Wieggers, R., Bleeker, A. & van den Toorn, A. (2006) The effect of afforestation on water recharge and nitrogen leaching in The Netherlands. *Forest Ecology and Management*, **221**, 170-182.
- Van Dobben, H.F., Wamelink, G.W.W., Slim, P.A., Kamiński, J. & Piórkowski, H. (2016) Species-rich grassland can persist under nitrogen-rich but phosphorus-limited conditions. *Plant and Soil*, 1-16.
- Van Ek, R., Witte, J.M.P., Mol-Dijkstra, J.P., de Vries, W., Wamelink, G.W.W., Hunink, J. & Bonten, L.T.C. (2014) Ontwikkeling van een gemeenschappelijke effect module voor terrestrische natuur. In. Stowa, Amersfoort.
- Van Hinsberg, A. & Kros, J. (1999) Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. In: *RIVM rapport*, p. 111. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, The Netherlands.
- Wamelink, G.W.W., van Dobben, H.F. & Berendse, F. (2009) Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: a modelling approach. *Forest Ecology and Management*, **258**, 1762-1773.
- Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., van Dobben, H.F. & Berendse, F. (2005) Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 461-470.
- Wamelink, G.W.W., Oene, H.v., Mol-Dijkstra, J.P., Kros, J., Dobben, H.F.v. & Berendse, F. (2001) Validatie van de modellen SMART2 , SUMO1, NUCOM en MOVE op site-, regionaal en nationaal niveau. In, p. 120. Wageningen : Alterra, 2001. - (Alterra rapport ; 065). - ISBN 1566-7197

Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Malinowska, A.H., Frissel, J.Y., Wegman, R.J.M., Slim, P.A. & van Dobben, H.F. (2011) Ecological ranges for the pH and NO₃ of syntaxa: a new basis for the estimation of critical loads for acid and nitrogen deposition. *Journal of Vegetation Science*, **22**, 741-749.

Witte, J.-P.M., Bartholomeus, R.P., van Bodegom, P.M., Cirkel, D.G., van Ek, R., Fujita, Y., Janssen, G.M., Spek, T.J. & Runhaar, H. (2015) A probabilistic eco-hydrological model to predict the effects of climate change on natural vegetation at a regional scale. *Landscape Ecology*, **30**, 835-854.

APPENDIX I

COMPARISON OF MODEL INPUT DATA

Input values for soil module and pH module of VSD+ are separately shown for the sake of comparison with CENTURY-SWAP-ORCHESTRA, although these two modules are integrated in VSD+. The descriptions of PROBE model are of PROBE-2.2 (for pH) and PROBE-3 (for the rest). Input values are divided into: initial values of state variables, site-specific input values, vegetation-specific parameters (for which different default values are set for each vegetation type or species), fixed parameters (i.e. those which do not vary between sites nor vegetation types), and input values which are computed in other model modules.

	PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
General	<ul style="list-style-type: none"> • Calculation period (begin and end date) • Thickness of each soil layer (cm) 	<ul style="list-style-type: none"> • Site information, title above the produces chart; • Calculation period (begin and end year); • Thickness of soil compartment (m);
Model options	<ul style="list-style-type: none"> • Growth option for plant module: Trees, grasses, or trees + grasses 	<ul style="list-style-type: none"> • Cation exchange model option (Gaines-Thomas model (1) or Gapon model (2)) • Organic acid dissociation model option; Oliver model (0), monoprotic organic acid (1) or none (-1); • Parameters for organic acid dissociation model;
Input (soil module)	<p>'CENTURY' (SOM module)</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Initial C content in top soil (gC/m²) • Initial N content in top soil (gN/m²) • Initial concentrations of NO₃ and NH₄ in top soil layer (gN/m²) • Initial concentrations of total mineral N (NO₃+NH₄) in the second and third soil layer (gN/m²) • Initial C content in plant litter (gC/m²) • Initial content of dead wood biomass (for forest only) 	<p>'VSD+'</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Initial amount of C in top layer (g/m²); • Initial C:N ratio in topsoil (g/g); • Initial concentration of NO₃- and NH₄+ (eq/m²)
	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Atmospheric N deposition (wet + dry) (gN/m²/yr) • Non-symbiotic biological N fixation (gN/m²/yr) • Volumetric water content at saturation (θ_{sat}), field capacity (θ_{fc}), and wilting point (θ_{wilt}) 	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Deposition of NO_x and NH₃ (eq/m²/yr); • Nitrogen fixation (eq/m²/yr)
	<ul style="list-style-type: none"> • Soil clay, silt, and sand content (fraction) • Lignin content in shoots and roots (fraction) (This can also be approximated based on average annual precipitation (mm/year)) • Relative root density in each soil layer (fraction between 0 and 1) 	<ul style="list-style-type: none"> • Volumetric water content at saturation (θ_{sat}), field capacity (θ_{fc}), wilting point (θ_{wilt}), and at a pressure of -1 bar (θ_{P=-1bar}) • Clay content of the soil (%); • Quality index of litterfall (-) for the RothC model • Yearly air temperature (°C). Based on either daily, weekly or monthly data a yearly a reduction fraction is derived for each year.

PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maximum decomposition rate for each SOM pool (day-1) ('dec1' – 'dec5'; and for forests, 'decw1', 'decw2', 'decw3' additionally) • Coefficient values for reduction function of soil temperature on decomposition rate ('teff(1..4)') • Coefficient values for reduction function of moisture on decomposition rate • Coefficient values for reduction function of texture on decomposition rate ('peftxa', 'peftxb') • Coefficient values for reduction function of lignin on decomposition rate ('plgst(1..2)') • Coefficient values for reduction function of texture on microbial yield efficiency <ul style="list-style-type: none"> • Maximum nitrification rate (day-1) • Coefficient values for reduction function of soil pH on nitrification rate • Coefficient values for reduction function of soil temperature on nitrification rate • Coefficient values for reduction function of soil moisture on nitrification rate • Coefficient values for function of labile C on denitrification rate • Coefficient values for function of nitrate on denitrification rate <ul style="list-style-type: none"> • Coefficient values for reduction function of soil moisture on denitrification rate <ul style="list-style-type: none"> • Minimum and maximum C:N ratios of surface microbe, active, slow, and passive pools ('pemic(1..2,1)', 'varat1' – 'varat3') • C:N ratio of structural pools ('rcestr(1)') • Coefficient values to determine the effect of soil texture on flow rates of active pool into slow and passive pools ('ps1s3(1..2)') • Coefficient values to determine the effect of lignin on flow rates from surface structural pool into surface microbe and slow pools ('spl(2)') • Coefficient values to determine the effect of lignin on flow rates from belowground structural pool into active and slow pools • Coefficient values for function of lignin and nitrogen content on division of plant residues into metabolic and structural pools • Initial division of C into different soil pools (fractions). This is related to initialization of C pools. 	<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maximum decomposition rate of each C pool (yr-1) (kDPM,ref, kRPM,ref, kBIO,ref, kHUM,ref); • Coefficient values for reduction function of moisture on mineralisation rates • Coefficient values for reduction function of temperature on mineralisation rates • Coefficient values to function of clay on fraction of decomposed C converted to CO₂ <ul style="list-style-type: none"> • Nitrification rate at reference temperature of 10° (yr-1); • Coefficient values for reduction factor of moisture and temperature on nitrification rates • Denitrification rate at reference temperature of 10° (yr-1); • Coefficient values of reduction factor of moisture and temperature on denitrification rates; <ul style="list-style-type: none"> • C:N ratios of three C pools (BIO, RPM, and IOM) • Fraction of decomposed C that is transferred to the BIO pool (frBIO)
<p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Daily water flow between layers (cm/d) <ul style="list-style-type: none"> • Daily soil volumetric water content (cm³/cm³) • Daily soil temperature (°C) • Daily plant demand of N for potential production (gN/m²/d) • Daily plant residue input (for each plant component) in terms of C and N (gC/m²/d or gN/m²/d) <p>(• Soil pH)</p>	<p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Percolation (i.e. the water that is leaving the soil compartment) (m/yr); • Volumetric water content (m³/m³). Based on either daily, weekly or monthly data a yearly a reduction fraction is derived for each year. • Total plant uptake of N (eq/m²/yr); • Litter fall C and N (g/m²/yr); • Soil pH

	PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
Input (pH module)	<p>'ORCHESTRA'</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> initial concentrations of 'master' species of cations and anions (H⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Ca₂⁺, Mg₂⁺, Na⁺, K⁺, Mn₂⁺, NH₄⁺, CO₂[g], in mol/L) (speciation according to ORCHESTRA database Minteqv4) 	<p>'VSD+'</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> Fraction (0-1) of Ca in the parent material of a calcareous soil; Initial base saturation (fraction 0-1) or separately initial saturation of Ca, Mg and K; Initial concentration of cations and anions, i.e. H⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, HCO₃⁻, Org⁻, Ca₂⁺, Mg₂⁺, K⁺, Na⁺, Al₃⁺, NH₄⁺ (eq/m²)
	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> Chemical composition of groundwater (pH, Cl⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Ca₂⁺, Mg₂⁺, Na⁺, K⁺, Mn₂⁺, NH₄⁺, CO₂[g], in mol/L) Chemical composition of rainwater (pH, Cl⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Ca₂⁺, Mg₂⁺, Na⁺, K⁺, Mn₂⁺, NH₄⁺, CO₂[g], in mol/L) Soil substrate density (g/cm³) for each soil layer Porosity (cm³/cm³) for each soil layer Clay (kg/kg) for each soil layer Soil organic matter (kg/kg) for each soil layer Total calcium content of the soil (mol/kg) (inc. adsorbed/calclite/pore water Ca) Iron (hydro)oxide + aluminium oxide (kg/kg) for each soil layer Gibbsite Al(OH)₃ (kg/kg) for each soil layer Calcite CaCO₃ (kg/kg) for each soil layer CEC for each soil layer (approximated from clay, SOM, pH) 	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> Deposition of SO₂, Ca, Mg, K, Na and Cl (eq/m²/yr); Uptake efficiency of available N (fraction between 0-1), i.e. is the fraction of the N deposition that is available for uptake; Weathering rates for Ca, Mg, K and Na (eq/m³/yr); Concentration of organic acids (m*DOC) (mol/m³); either a constant value or a time series with yearly values. Bulk density (g/cm³) Average potential cation exchange capacity (CEC) of the soil (meq/kg); log10 of selectivity constant for Al-BC exchange; log10 of selectivity constant for H-BC exchange; log10 of Al equilibrium constant ((mol/L)^{1-expAl});
	<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> Maximum weathering rate of silicates (molc/m²/s/cm) Coefficient values for function of pH on weathering rate of silicates Coefficient values to determine root respiration as a function of transpiration <p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> Daily soil volumetric water content (cm³/cm³) and water flow between layers (cm/d) Daily soil temperature (°C) 	<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> CO₂ pressure in the soil solution (given as a multiple of pCO₂(atm) in air); Exponent in [Al] = KAl^{ox}[H]^{expAl} (>0); default is 3 (gibbsite equilibrium); <p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> Percolation (i.e. the water that is leaving the soil compartment) (m/yr); Volumetric water content (m³/m³); Concentration of NO₃⁻ and NH₄⁺ (eq/m²); Net plant uptake Ca, Mg and K (eq/m²/yr);
Input (plant module)	<p>'CENTURY' (plant module)</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> Initial above-ground plant biomass (g/m²)(for grassland) Initial biomass of 5 plant components: leaves, fine roots, fine branches, large woods, and coarse roots (for forest) 	<p>'Growup'</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> The initial distribution of the stem volumes of the various tree species (for uneven aged forests only)
	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> Mowing rate (fraction between 0-1) (for grassland only) 	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> Year of planting (even aged forests only), Fraction of biomass that is removed by thinning (%), and the year in which the action take place, and which residues are left at the plot Year of clear cut, and which residues are left at the plot.

PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
<p>[Vegetation-specific parameters: Forests]</p> <p>(Default values are set for each forest type, but can be modified by the user)(Items with * are also common for the grassland version)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maximum gross forest production rate (g biomass/m²/day) ('prdx(2)') • maximum net production of trees (g C/m²/day) ('prdx(3)') • *Coefficient values for reduction function of soil temperature on plant growth ('ppdf(1..4)') • Coefficient to determine LAI effects on tree production ('laitop') <ul style="list-style-type: none"> • C allocation fraction of new production to different forest compartments, for juvenile forest and for mature forest ('ffrac(1..5,1)', 'ffrac(1..5,2)') • Month-specific death rate of leaves (fraction /day) ('leafdr(1..12)') • Death rate for each forest components except for leaf (fraction/day)('wooddr(2..5)') • *Fall rate of standing dead (fraction /day) ('fallrt') <ul style="list-style-type: none"> • Maximum and minimum C:N ratio of each tree compartment ('cerfor(1,1..5,1)', ('cerfor(2,1..5,1)') <ul style="list-style-type: none"> • *Maximum level of N fixed per C fixed (gN/gC) ('snfxmx') • *Proportion of plant species associated with symbiotic N fixers (fraction in 0-1) • Coefficients to approximate LAI from large wood ('maxlai', 'klai') <ul style="list-style-type: none"> • Coefficient controls the ratio of sapwood to total stem wood ('spak') • Lignin fraction for each forest component (fraction)('wlig(1..5)') 	<p>[Vegetation-specific parameters]</p> <p>(Default values are set for each tree species, but can be modified by the user)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Forest growth rate for different age class (m³/ha/y) (for even aged forests) • Maximum tree growth rate (m³/ha/y) (for uneven aged forests) • Coefficient value to determine effect of competition on growth rate (for uneven aged forests) <ul style="list-style-type: none"> • Biomass expansion factors (BEFs) for each tree compartment and for each age class. (Default values are set for different regions) • Turnover rates of each tree compartments (yr⁻¹) <ul style="list-style-type: none"> • Carbon content in biomass (%) • Wood density (g/cm³) • Nutrient (Ca, Mg, K) contents of each tree compartments (%). • Maximum and minimum N content in leaves (%) <ul style="list-style-type: none"> • Coefficient to determine the effect of N deposition on N content in leaves

PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
<p>[Vegetation-specific parameters: Grasslands]</p> <p>(Default values are set, but can be modified by the user)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maximum growth rate (gC/m²/day) ('prdx(1)') • *Coefficient values for reduction function of soil temperature on plant growth ('ppdf(1..4)') • The amount of the shading materials (gC/m²) with which production is reduced to half maximum ('biok5') • Coefficient values to determine lignin content as a function of annual rainfall ('fligni') • Maximum shoot and root death rate (fraction/day) ('fdeth(1)', 'rdr') • Shoot death rate of the senescence month (fraction) ('fdeth(2)') • Extra death rate of shoot due to shading (fraction /day) ('fdeth(3)') • Threshold value of plant biomass above which shading effect on shoot death is induced (g/m²) ('fdeth(4)') • *Fall rate of standing dead (fraction /day) ('fallrt') • *Maximum level of N fixed per C fixed (gN/gC) ('snfxmx') • *Proportion of plant species associated with symbiotic N fixers (fraction in 0-1) • Maximum and minimum C:N ratio of root (ratio) ('prbmn', 'prbmx') • Maximum and minimum C:N ratio of shoot when biomass is nearly zero (ratio) ('pramn(1..3,1)', 'pramx(1..3,1)') • Maximum and minimum C:N ratio of shoot when biomass reaches threshold (ratio) ('pramn(1..3,2)', 'pramx(1..3,2)') • Threshold value of shoot biomass when C:N ratio reaches the maximum (g biomass/m²) ('biomax') 	
<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Coefficient values for reduction function of soil moisture on plant growth • Coefficient values for function of soil moisture on plant death • Coefficient values to determine the effect of root biomass on the fraction of soil mineral N available for plants ('rictrl', 'riint') • Coefficient values to determine shoot:root ratio of newly-produced biomass based on annual precipitation ('agppa', 'agppb', 'bgppa', 'bgppb') 	
<p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Daily soil mineral N availability in top soil (gN/m²) • Daily soil volumetric water content (cm³/cm³) [when coupled with hydrological module of CENTURY] • Potential and actual transpiration (cm/d) [when coupled with SWAP] • Daily soil temperature (°C) 	<p>[Input from other model module]</p> <p>none</p>
	<p>'SUMO'</p> <p>[Initial values of state variables]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Initial biomass per organ and per vegetation structure type. For the standard regional version the initial values per vegetation structure type and age class are provide by the model. For standalone application (e.g. in combination with VSD+) these values must be provide by the user. • Initial N content per organ and per vegetation structure type • Vegetation structure type (one of 23 types) • Age of the vegetation (yr)

PROBE (CENTURY-SWAP-ORCHESTRA)	VSD+
	<p>[Site-specific input values]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fertilisation (ton N·ha⁻¹·yr⁻¹) • Management (no management or one of 10 options) • Frequency of management (yr) (management options occurring once in a period of several years) • Frequency of mowing (times·yr⁻¹) (management options occurring more than once per years) • Cutting cycle period and the percentage of thinning per thinning cycle For the regional version predefined values are include in the model. For standalone application (e.g. in combination with VSD+) these values must be provide by the user. • Pioneer tree species (none, or one of 23 tree species) • Climax tree species (none, or one of 23 tree species)
	<p>[Vegetation-specific parameters]</p> <p>(these values are different per tree species for forests, or per vegetation type for the functional types grasses and herbs, dwarf shrubs and shrubs)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Division of new biomass and nitrogen over the organs (fraction) • Added amount of seed biomass in the system • Fraction of dead biomass per organ • Light extinction factor, i.e. the fraction of light remaining after interception in the canopy. • Minimum and maximum N content (%), i.e. the boundaries between the actual N content may vary. • Minimum and maximum P content (%), i.e. the boundaries between the actual P content may vary. • Coefficient values to determine the effect of N deposition on N content in leaves • Maximum growth rate (ton/ha/yr) • Coefficients for the effect of biomass increment on tree growth (m/yr) • Potential transpiration per vegetation type (mm/yr)
	<p>[Fixed parameters]</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minimum of biomass that is required per organ before grazers can eat from the biomass (ton/ha) • The amount of biomass eaten by each grazer, the fraction that become excreted, and the N and P contents of the faeces and urea • Fraction of N that is reallocated depending on the N content of the organ per organ
	<p>[Input from other model module]</p> <ul style="list-style-type: none"> • N availability in soil (an extended version also uses P, Ca, Mg and K availability) • Mean spring water level in cm below surface • Temperature • CO₂

APPENDIX II

AVAILABLE DATASET FOR PARAMETERIZATION

TABLE 7 DESCRIPTION OF DATASET WITH FOREST STANDS SAMPLED IN 1990

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	De Vries and Leeters (2001)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1990	
Soil type	Non-calcareous sand	
Amount of locations	150	Non-calcareous sand
Sample depth	Litter 0-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates	20 subsamples mixed to one	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral)
	Soil solution concentrations	pH, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCOO ₋
	CEC	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition	No	

TABLE 8 DESCRIPTION OF DATASET WITH FOREST STANDS TO DEFINE THE STARTING POINT FOR ACIDIFICATION RESEARCH

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	De Vries <i>et al.</i> (1995)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1992	
Soil type	Non-calcareous sand	
Amount of locations	12	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates	20 subsamples mixed to one	
Soil Parameters	Texture	
	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, Na, S
	Soil solution concentrations	pH, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, H ₂ PO ₄ , RCOO ₋
	CEC	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 9 DESCRIPTION OF DATASET WITH DUNE LOCATIONS, SAMPLED IN 1992

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	(De Vries, 1993)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Dunes, grassland and deciduous forest	
Period	1992	
Soil type	Calcareous and non-calcareous sand	
Amount of locations	48	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm	
Duplicates	20 subsamples mixed to one	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral)
	Soil solution concentrations	pH, Al, Fe, Mn, K, Ca, Mg, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl
	CEC	H, Al, Fe, Mn, K, Ca, Mg, K, Na
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 10 DESCRIPTION OF DATASET WITH FOREST STANDS ON LÖSS SOILS, SAMPLED IN 1992

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Klap <i>et al.</i> (1999b)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1992	
Soil type	Löss	
Amount of locations	40	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates		
Soil Parameters	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral)
	Soil solution concentrations	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCO ₂
	CEC	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P (all) Ca, Mg, K, Fe, Mn (subset of 10)
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 11 DESCRIPTION OF DATASET WITH FOREST STANDS ON CLAY SOILS

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Klap <i>et al.</i> (1999b)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1993	
Soil type	Clay	
Amount of locations	30	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates		
Soil Parameters	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral)
	Soil solution concentrations	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCOO ₋
	CEC	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P (all) Ca, Mg, K, Fe, Mn (subset of 10)
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 12 DESCRIPTION OF DATASET WITH FOREST STANDS ON PEAT SOILS

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Klap <i>et al.</i> (1999b)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1993	
Soil type	Peat	
Amount of locations	30	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates		
Soil Parameters	Soil contents (solid phase)	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral)
	Soil solution concentrations	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCOO ₋
	CEC	H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄
	Oxalate extractable	Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P, Ca, Mg, K, Fe, Mn
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 13 DESCRIPTION OF DATASET WITH MEASUREMENTS IN DRENTSE AA AREA

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Klap <i>et al.</i> (1999a)	
Country	Netherlands, Drentse AA	
Ecosystem/vegetation	Different	
Period	1994	
Soil type	Sand (41), Peat (15) and clay (4), arable (3)	
Amount of locations	63 (50 sampled, 13 in other sets)	
Sample depth	Litter (only forest and heath where available) 0-10 cm 10-30 cm 30-60 cm 60-100 cm	
Duplicates	20 subsamples mixed to one	
Soil Parameters	Soil moisture content Bulk density Soil contents (solid phase) Soil solution concentrations CEC Oxalate extractable	C, N, P, pH (H ₂ O and KCl) pH, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCOO ₂ EGV H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ Al, Fe, P (not in litter)
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient contents in foliage	
Species composition		

TABLE 14 DESCRIPTION OF DATASET WITH RESAMPLING OF FOREST STANDS ON SANDY SOILS

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Leeters and de Vries (2001)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Forest	
Period	1995	
Soil type	Non-calcareous sand	
Amount of locations	200	
Sample depth	Litter 0-10 cm 10-30 cm	
Duplicates	10 (litter) or 25 (mineral) subsamples mixed to one	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase) Soil solution concentrations CEC Oxalate extractable	C, N, P, K, Ca, Mg, S (litter) C, N, P (mineral) H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Cl, RCOO ₂ H, Al, Fe, K, Ca, Mg, K, Na, NH ₄ (only 0-10 cm), 0-30: acidity Al, Fe, P
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
MSW	Nutrient contents in foliage	
Vegetation parameters		
Species composition		

TABLE 15 DESCRIPTION OF DATASET HUMBASE (BETWEEN BRACKETS THE NUMBER OF SAMPLES)

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Van Delft (2001); (Van Delft, 2013)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Grassland, heath and forest	
Period	1990 – 2013	
Soil type	Different soil types	
Amount of locations	296	
Sample depth	0-10 (67) 0-15 (14) 0-20 (40) 0-25 (83) 0-30 (15) Other depths (78)	
Duplicates	No	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase) CEC (474) Oxalate extractable	C, N, P (mineral) pH-H ₂ O (146) pH-KCl (596) H, Al, Fe, K, Ca, Mg, Na, NH ₄ (only 0-10 cm), 0-30: acidity Al (240), Fe (218), P (235)
Carbon and Nutrient pools		C (41), humus (666), N (540), P (475)
Vegetation parameters		
Species composition	Association given	

TABLE 16 DESCRIPTION OF DATASET FUJITA ET AL. 2013

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Fujita <i>et al.</i> (2013)	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Grassland, heath	
Period	2011	
Soil type	Different soil types	
Amount of locations	36	
Sample depth	0-15 cm	
Duplicates	3 subsamples, mixed to one	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase) Chloroform fumigation extraction KCl extraction Olsen extraction Oxalate extraction Soil texture Bulk density Net mineralization rates (incubation experiment)	C, N, P (mineral) C, N (microbe) N-NH ₄ , N-NO ₃ , pH P-PO ₄ ^r P, Al, Fe
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient content (N, P) in above-ground biomass	
Species composition	Cover of vascular plant species	

TABLE 17 DESCRIPTION OF DATASET ORDONEZ ET AL. 2010

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Ordonez et al. 2010	
Country	Netherlands	
Ecosystem/vegetation	Grassland, shrubs, forests	
Period	2009?	
Soil type	Different soil types	
Amount of locations	51	
Sample depth	0-15 cm	
Duplicates	5 subsamples, mixed to one	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase) KCl extraction Olsen extraction Net mineralization rates (incubation experiment)	C, N, P (mineral) N-NH ₄ , N-NO ₃ , pH P-PO ₄ ,
Carbon and Nutrient pools		C, N, P
Vegetation parameters	Nutrient content (N, P) in plant leaves	
Species composition	Cover of vascular plant species	

TABLE 18 DESCRIPTION OF DATASET OLDE VENTERINK ET AL. 2002

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Olde Venterink <i>et al.</i> (2002)	
Country	Netherlands, Belgium	
Ecosystem/vegetation	Grasslands	
Period	1995 - 2003	
Soil type	Different soil types	
Amount of locations	47	
Sample depth	0-10 cm	
Duplicates	No duplicate	
Soil Parameters	Soil contents (solid phase) KCl extraction ALA extraction Net mineralization rates (incubation experiment)	N, P (mineral), SOM N-NH ₄ , N-NO ₃ , pH P-PO ₄
Carbon and Nutrient pools		N, P
Vegetation parameters	Nutrient content (N, P) in above-ground biomass	
Species composition	Cover of vascular plant species	

* Permission of the authors is required to use this dataset.

APPENDIX III

AVAILABLE DATASET FOR MODEL VALIDATION

TABLE 19 DESCRIPTION OF DATASET SPEULD

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Van der Salm <i>et al.</i> (1998)	
Location	Speulderbos	
Ecosystem/vegetation	Forest, Douglas fir	
Area		
Amount of replicates		
Period	1990-1995	
Frequency	e.g. monthly or weekly	
Soil Parameters (frequency)	Soil type Bulk density CEC	
Carbon and Nutrient pools		
Soil moisture	Lysimeter cups (bi-weekly)	pH, NH ₄ , NO ₃ , Cl, Na, K, Al, Ca, Mg, Fe, Mn, P, S, Si, Zn
Vegetation parameters	Biomass fitted to growth data Nutrient contents: no	
Species composition	No	
Meteo data	e.g. Rainfall, temperature	
Hydrology	Modelled by SWATRE	
Deposition	Measured bi-weekly	

TABLE 20 DESCRIPTION OF DATASET RISDALSHEIA

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Mol-Dijkstra and Kros (2001)	
Location	Risdalheia	
Ecosystem/vegetation	Pine and birch with heather	
Area		
Amount of replicates		
Period	1984-1997	
Frequency		
Soil Parameters (frequency)	Soil type Bulk density Porosity CEC SO ₄ adsorption Organic matter	

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Carbon and Nutrient pools		
Mineralisation	Measured in 1994-1996	
Nitrification	Measured in 1994-1996	
Soil moisture	Concentrations (several per year)	pH, NH ₄ , NO ₃ , Cl, Na, K, Al, Ca, Mg, Fe, Mn, P, SO ₄
Vegetation parameters	Litter fall	
	Nutrient contents	N, K, Ca, Mg
Species composition		
Meteo data	Rainfall, temperature	
Hydrology	Modelled by SWATRE	
Deposition	Measured yearly (we only have yearly data)	

TABLE 21

DESCRIPTION OF DATASET SPEULD

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Grobben et al. (unpublished data) (Kemmers, 1999; Kemmers <i>et al.</i> , 2000)	
Location	7 sites	
Ecosystem/vegetation	Wet grassland	
Area		
Amount of replicates		
Period	1999	
Frequency		
Soil Parameters (frequency)	Soil type Bulk density CEC	
Carbon and Nutrient pools		
Soil moisture	Lysimeter cups (monthly)	pH, Na, K, Ca, Mg, Fe, SO ₄ , Cl, NH ₄ , NO ₃
Vegetation parameters	Biomass:No Nutrient contents: no	
Species composition	No	
Meteo data	e.g. Rainfall, temperature	From closest KNMI station
Hydrology	Modelled by SWATRE	
Deposition	Taken from modelled maps by RIVM	

TABLE 22

DESCRIPTION OF DATASET VEENKAMPEN

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Mol et al, (unpublished data)	
Location	Wageningen	
Ecosystem/vegetation	Wet grassland	
Area		
Amount of replicates		
Period	1983-2006	
Frequency		
Soil Parameters (frequency)	Soil type	

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
	Bulk density	
	CEC	
Carbon and Nutrient pools	'86, '87, '91, '93, '97	C, N, P, K
Soil moisture	1993, 2002, 2006	pH, Na, K, Ca, Mg, Fe, SO ₄ , Cl, NH ₄ , NO ₃
Vegetation parameters	Biomass: 1983-1990, 2006	
	Nutrient contents: 1983-1990, 2006	N, P, K
Species composition	?	
Meteo data	e.g. Rainfall, temperature	From closest KNMI station
Hydrology		
Deposition	Taken from modelled maps by RIVM	

TABLE 23

DESCRIPTION OF DATASET HULSHORSTERZAND

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Wamelink <i>et al.</i> (2001)	
Location	Hulshorsterzand	
Ecosystem/vegetation	4 stages (bare soil to forest)	
Area		
Amount of replicates		
Period	1993-1994	
Frequency		
Soil Parameters (frequency)	Soil type	
	Soil moisture	
	CEC	
	pH	
	Soil moisture	
	N mineralisation	
Carbon and Nutrient pools	1994	C, N
Soil moisture	No	
Vegetation parameters	Biomass: 1994	
Species composition	Yes	
Meteo data	Rainfall yearly	From closest KNMI station
Hydrology		
Deposition	Taken from modelled maps by RIVM	

TABLE 24

DESCRIPTION OF DATASET SELLINGEN

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Reference	Wamelink <i>et al.</i> , 2001	
Location	Sellingeng	
Ecosystem/vegetation	4 stages Oak forest	
Area		
Amount of replicates		
Period	1999	
Frequency		

Monitoring Characteristics	Type of measurement	Elements included
Soil Parameters (frequency)	Soil type Bulk density CEC	
Carbon and Nutrient pools	1999	C, N
Soil moisture	1996	pH, Na, K, Ca, Mg, Fe, SO ₄ , Cl, NH ₄ , NO ₃
Vegetation parameters	Biomass: 1999 Nutrient contents: 1999	N, K, Ca, Mg
Species composition	No	
Meteo data	e.g. Rainfall, temperature	Same as Hulshorsterzand
Hydrology		
Deposition	Taken from modelled maps by RIVM	

DATASETS

Meteo (resolution = 1 hour)

- solar radiation
- net radiation
- wet bulb T
- dry bulb T
- wind speed
- wind direction
- rainfall
- albedo (sky)
- albedo(ground)
- soil T at 10 cm
- soil T at 30 cm
- nr. of minutes that the surface is wet
- soil moisture (theta probe)

Precipitation chemistry (resolution = weekly)

- pH
- conductivity
- alkalinity
- Na, K, Ca, Mg, Fe, Al, PO₄-P, NO_x-N, NH₃-N, Cl, SO₄-S, DOC, Total-N

Soil solution (two depths (which?), six samples per depth and sampling event, every two weeks)

- pH
- conductivity
- alkalinity
- Na, K, Ca, Mg, Fe, Al, PO₄-P, NO_x-N, NH₃-N, Cl, SO₄-S, DOC, Total-N

Vegetation surveys (2m × 2m plots for non-woodlands, 10m × 10m for woodlands)

- plant species occurrence for approx. 100 plots

Site descriptions of the ECN sites

Alice Holt

The history of Alice Holt forest can be traced back over 2000 years and is believed to have originated during the Atlantic period. Iron Age and Roman relics found within the forest point to a long history of human inhabitation. The forest has belonged to the crown since William the Conqueror adopted it as a Royal Hunting Forest. The Forestry Commission has actively managed the forest since 1924 and it has been the focus of research activities since 1946.

Alice Holt Forest Park covers 851 hectares of mainly Corsican pine but approximately 140 ha. of original 1820 oak still remain. The ancient forest is now a truly multi-purpose woodland where research, conservation, timber production and recreation co-exist.

Min Altitude	110 m
Max Altitude	125 m
Area of Site	850 ha
Mean annual temperature*	10.7 °C
Mean annual rainfall*	850 mm

Cairngorms

The Cairngorms site, which joined the ECN network in summer 1999, is located high in the Cairngorms, near Aviemore in Speyside. The site lies on the western flank of the Cairngorms and is the catchment of the Allt a' Mharcaidh (a site in the ECN freshwater network). It is part of the Invereshie and Inshriach National Nature Reserve, within the Cairngorms National Park, and covers some 10 km². The site is supported by a consortium of Scottish Natural Heritage (SNH), the Natural Environment Research Council (through the Centre for Ecology and Hydrology) and The James Hutton Institute (JHI). ECN monitoring at the site is co-ordinated by CEH.

ECN Cairngorms is also part of the UK's first Long-Term Socio-Ecological Research platform, the Cairngorms National Park.

This site is in the UK's sub-arctic zone and is an important link not only to other upland ECN sites but to sites in the Alps and Pyrenees (GLORIA network) and also to networks in the Arctic (SCANNET network and INTERACT project).

Min Altitude	320 m
Max Altitude	1110 m
Area of Site	1000 ha
Mean annual temperature*	4.7 °C
Mean annual rainfall*	872 mm

Drayton

A heavy clayland site, representative of 2 million hectares of similar soils in lowland England, where agricultural experiments have been conducted for 50 years. The farm system is based on autumn sown combinable crops and grassland. Hedges and ditches contribute to biological diversity.

Min Altitude	40 m
Max Altitude	80 m
Area of Site	190 ha
Mean annual temperature*	10.3 °C
Mean annual rainfall*	630 mm

Hillsborough

A lowland grassland site situated at the Agri-Food and Biosciences Institute, Co. Down, Northern Ireland and representative of grassland in much of the north-western United Kingdom. There are several long-term experiments, for example on slurry application and nitrogen cycling on grazed plots receiving different levels of nitrogen input. A large part of the site used for the biological aspects of ECN monitoring is estate woodland (Hillsborough Forest) consisting of mature mixed woodland and conifer plantation. Many of the vegetation plots are located within this forested area, as are sections of the butterfly, carabid beetle, spider and bird transects.

Min Altitude	110 m
Max Altitude	170 m
Area of Site	400 ha
Mean annual temperature*	9.2 °C
Mean annual rainfall*	1116 mm

Moor House

This site lies in the North Pennine uplands of England. It is England's highest and largest terrestrial National Nature Reserve (NNR). Habitats include exposed summits, blanket peatlands, upland grasslands, pastures, hay meadows and deciduous woodland. A large part of the catchment of the River Tees, from its source near Great Dun Fell to High Force waterfall, is included in the reserve. The Trout Beck, which has its catchment entirely within the Moor House National Nature Reserve, is an ECN Freshwater Site

Min Altitude	290 m
Max Altitude	848 m
Area of Site	7500 ha
Mean annual temperature*	5.8 °C
Mean annual rainfall*	2044 mm

North Wyke

A lowland grassland site typical of conditions in wetter, western Britain, with predominately impermeable clays of the Culm Measures. Current research at North Wyke is helping to address some of agriculture's most pressing challenges, for example mitigating and adapting to climate change, protecting natural resources and sustaining the rural economy in grassland dominated regions.

Min Altitude	120 m
Max Altitude	180 m
Area of Site	250 ha
Mean annual temperature*	9.9 °C
Mean annual rainfall*	1063 mm

Porton

As well as being a Site of Special Scientific Interest (SSSI), Porton Down is also a Special Area of Conservation (SAC) and a Special Protection Area (SPA) covering over 1500 hectares. It constitutes the largest uninterrupted tract of semi-natural chalk grassland in Britain, a habitat which has declined by more than 80% in the last 50 years. As well as the grassland the site supports large areas of mixed scrub, including juniper, and broadleaved, mixed and coniferous woodland.

Min Altitude	m
Max Altitude	m
Area of Site	1227 ha
Mean annual temperature*	9.7 °C
Mean annual rainfall*	803 mm

Rothamsted

The oldest continually functioning agricultural research station in the world. The 'Classical Experiments', started between 1843 and 1856, plus wilderness sites, have been used by successive generations of scientists and continue to form a unique resource for studying environmental change.

Min Altitude	94 m
Max Altitude	134 m
Area of Site	330 ha
Mean annual temperature*	10.1 °C
Mean annual rainfall*	692 mm

Snowdon

Yr Wyddfa/Snowdon is an upland ECN site incorporating the summit of Yr Wyddfa or Snowdon, the highest mountain in England and Wales, 19km south-east of Bangor in North Wales. It is co-located with the Nant Teyrn freshwater site. The dominant vegetation is acidic grassland with *Festuca ovina* (sheep's fescue) and *Agrostis* species (bent grass) in the drier areas and *Nardus stricta* (mat grass) in the wetter areas. The site is part of the Yr Wyddfa/Snowdon National Nature Reserve, managed by Natural Resources Wales (NRW) under agreement with the owner. The land is unenclosed and grazed by sheep and a small herd of feral goats.

Min Altitude	298 m
Max Altitude	1085 m
Area of Site	700 ha
Mean annual temperature*	7.4 °C
Mean annual rainfall*	3784 mm

Sourhope

The ECN site at Sourhope lies 15 miles south-east of Kelso near the head of the Bowmont valley on the western slopes of the Cheviot. The site covers an area of approximately 1100 hectares. The vegetation at the Target Sampling Site is representative of that across both the farm and many parts of the uplands in southern Scotland consisting of coarse grassland dominated by White bent (*Nardus stricta*) and Flying bent (*Molinia caerulea*). The site is relatively exposed and access can be difficult due to prolonged snow cover during the winter months.

Min Altitude	200 m
Max Altitude	601 m
Area of Site	1119 ha
Mean annual temperature*	7.4 °C
Mean annual rainfall*	971 mm

Wytham

Wytham is 5 km north west of Oxford. About half the site is woodland, the rest organic mixed farmland. Roughly a third of the wooded area is ancient woodland which, to our knowledge, has never been cleared and there has been continuity of tree cover since the prehistoric 'wild wood'. It has however had a long history of management, which for many hundreds of years took the form of coppicing. Within the woodland there are patches of semi-natural grassland, of both ancient and recent origin, and scrub.

Min Altitude	60 m
Max Altitude	165 m
Area of Site	770 ha
Mean annual temperature*	9.9 °C
Mean annual rainfall*	750 mm