

MODELLERING VAN DE EFFECTEN VAN KLIMAAT EN WATERBEHEER OP DE BODEM-PH MET DE WATERWIJZER NATUUR



RAPPORT

2020

39

MODELLERING VAN DE EFFECTEN VAN KLIMAAT EN WATERBEHEER OP
DE BODEM-PH MET DE WATERWIJZER NATUUR

RAPPORT

2020

39

ISBN 978.90.5773.914.9



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

AUTEURS Jan-Philip Witte (KWR Water Research Institute)
Jelmer Nijp (KWR Water Research Institute)
Ruud Bartholomeus (KWR Water Research Institute)
Janine de Wit (KWR Water Research Institute)
Hans Kros (Wageningen Environmental Research)
Gert Jan Reinds (Wageningen Environmental Research)
Wim de Vries (Wageningen Environmental Research)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Frank van der Bolt (Waterschap Aa en Maas)
Wiebe Borren (Natuurmonumenten)
Doesjka Ertsen (Provincie Noord-Brabant)
Marieke van Gerven (Staatsbosbeheer)
Rob van Dongen (Staatsbosbeheer)
Chris Griffioen (Waterschap Drents Overijsselse Delta/gepensioneerd, voorzitter)
Arjen van Hinsberg (Planbureau voor de Leefomgeving)
Jan Hoogendoorn (Vitens)
Jackie Straathof (Deltaprogramma Zoetwater / WVL)
Rob Ruijtenberg (STOWA, secretaris)
Teun Spek (Provincie Gelderland)
Johan van der Veer (Provincie Limburg)
Bas Worm (Waterschap Vechtstromen)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2020-39
ISBN 978.90.5773.914.9

*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 Water Research Institute, Deltares, KnowH2O, FutureWater, Louis Bolk Instituut.

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.

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 (‘land’) natuur.

Voor het bepalen van de effecten van ingrepen in de waterhuishouding op terrestrische (land’) natuur vroegen Rijkswaterstaat, het ministerie van LNV en STOWA aan Wageningen Environmental Research, KWR en Deltares om raad. Hun advies: breng het beste van de bestaande modellijnen bij elkaar en ontwikkel dit verder, zodat het nieuwe instrument ook onder veranderende klimatologische omstandigheden gebruikt kan worden. Dit leverde de ‘Waterwijzer Natuur’ en is beschikbaar sinds eind 2018.

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 en ook verder ontwikkeld. In dit rapport vindt u de verbetering die is gedaan ten aanzien van de invloed van zuurgraad op het voorkomen van de terrestrische natuur.

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 in april 2021 een volgende versie van de Waterwijzer Natuur uitbrengen waarin dan ook de door velen gewenste invloed van de voedselrijkdom op de vegetatie is meegenomen. Daar wordt op dit moment aan gewerkt.

De Waterwijzer Natuur is vrij beschikbaar op www.waterwijzer.nl.

Joost Buntsma

Directeur STOWA

SAMENVATTING

AANLEIDING EN DOEL PROJECT

De Waterwijzer Natuur (WWN) bestaat uit twee onderdelen: één waarmee onder het huidige klimaat kan worden getoetst of de waterhuishouding van een gebied in overeenstemming is met beoogde vegetatietypen (WATERNOOD), en één waarmee de vegetatiepatronen kunnen worden voorspeld in afhankelijkheid van het waterbeheer en het klimaat (PROBE). In het voorspelingsdeel, PROBE, wordt de kansrijkdom van verschillende vegetatietypen berekend aan de hand van de Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad van de bodem. PROBE is deels gebaseerd op deskundigenoordeel en deels op proceskennis. Om het model geschikt te maken voor het evalueren van klimaateffecten in samenhang met effecten van waterbeheer, dient het deskundigenoordeel zoveel mogelijk te worden vervangen door proceskennis. Via een drietal fasen gaat dat gebeuren. In dit rapport is het resultaat van fase 2 beschreven, waarin de bodem-pH procesmatig wordt berekend en het resultaat daarvan wordt gebruikt om vegetatiepatronen te voorspellen met een vernieuwde versie van de Waterwijzer Natuur (WWN-2). De modelresultaten dienen uiteraard met een deskundig oordeel gebruikt te worden.

PROCESMODELLERING ZUURGRAAD

In natte systemen is de aanvoer van grondwater dikwijls van doorslaggevend belang voor de zuurgraad van de bodem. Enkele waardevolle ecosystemen, zoals bronbossen, blauwgraslanden en trilvenen, zijn vaak gebonden aan de aanvoer van basenrijk grondwater. Deze systemen kunnen zeer gevoelig zijn voor veranderingen in de waterhuishouding. Om voor vooral deze gebieden de pH goed te kunnen modelleren, is in dit project op basis van meetgegevens over de chemische samenstelling van het grondwater een landsdekkende kwelkwaliteitskaart vervaardigd. Deze kaart heeft, net als alle andere geografische invoer van de WWN, een ruimtelijke resolutie van 25 m en geeft de kwelkwaliteit weer in vijf klassen. Uit een kruisvalidatie op een onafhankelijke dataset blijkt dat dat deze klassen redelijk goed worden voorspeld (60% correct).

Voor de berekening van de bodem-pH zijn diverse aanpassingen gedaan aan het bodemchemische model VSD+. Allereerst is VSD+ geschikt gemaakt voor de aanvoer van kwelwater naar de wortelzone. Kwelwater is vaak basenrijk en kan daardoor zorgen voor een vrij stabiele en neutrale tot basische bodem-pH. Daarnaast zijn omzettingprocessen die door de zuurgraad worden beïnvloed (en vice versa) zo goed mogelijk gekwantificeerd aan de hand van literatuuronderzoek en veldmetingen: de afbraak van organische stof (mineralisatie) en de omzetting van stikstofverbindingen (nitrificatie en denitrificatie). Dit zijn processen die in sterke mate de zuurproductie en zuurconsumptie beïnvloeden. Samen met mineraalverwerking en de uitwisseling met kationen zijn deze processen van invloed op de basenverzadiging van de bodem. De beschrijving tussen basenverzadiging en pH is in deze studie voor vier grondsoorten (zand, klei, veen, löss) verbeterd. Met een validatie aan veldmetingen tonen wij aan dat VSD+ voor het beoogde doel de pH in natte en vochtige ecosystemen adequaat simuleert. Dat is relevant, omdat de pH (en niet de basenverzadiging) vervolgens wordt gebruikt in PROBE om de kansrijkdom van vegetatietypen te voorspellen.

PROBE rekent met metarelaties: statistische verbanden op basis van talloze modelsimulaties tussen invoervariabelen en benodigde uitvoervariabelen. Het grote voordeel van deze relaties is dat op basis daarvan de rekentijd tot het uiterste wordt teruggebracht en dat de gebruiker

zich niet hoeft te bekommeren om ingewikkelde procesmodellen. In deze studie gaat het om metarelaties die de pH van het bodemvocht in de wortelzone beschrijven in afhankelijkheid van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), de kwelintensiteit, de kwelkwaliteit, het begroeiingstype (den, spar, loofbos, heide, onbemest grasland), het klimaatscenario (huidig klimaat en de KNMI-2014 scenario's) en twee scenario's voor atmosferische depositie van verzurende stoffen (CLE -*Current Legislation* - voortzetting huidige beleid, en MFR – *Maximum Feasible Reductions* - technisch maximaal haalbare reductie van verzurende depositie). Wij maakten deze relaties door met een speciale procedure (GTST - *Groundwater to Stress Transfer*) voor Nederland karakteristieke eendimensionale beschrijvingen van de ondergrond te genereren, ieder met bepaalde bodemfysische en bodemchemische eigenschappen. Met een hydrologisch model (SWAP) werd voor ieder van deze plots de GLG en de hoeveelheid kwelwater, de temperatuur en het vochtgehalte in de wortelzone berekend, uitvoervariabelen die GTST als invoer aanbiedt aan VSD+, dat vervolgens de pH van het bodemvocht berekent. Als laatste stap werden dan door GTST de metarelaties door de uitkomsten gefit. De relaties houden rekening met de grilligheid van het weer, nu en in de toekomst, omdat ze zijn gebaseerd op (geprojecteerde) dagwaarden van het klimaat voor een rekenperiode van 30 jaar (1982-2010). Die lange periode is geselecteerd omdat het klimaat is gedefinieerd als de weergesteldheid gedurende 30 jaar. De metarelaties zijn ingebouwd in de rekensoftware en de gebruiksvriendelijke schil van de WWN.

PROBE berekent de kansrijkdom van vegetatietypen op basis van indicatiewaarden voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. We onderzochten vier verschillende manieren om de met VSD+ gesimuleerde pH om te zetten naar de indicatiewaarde voor zuurgraad: (1) met een ijkrelatie gebaseerd op veldmetingen tussen pH en zuurindicatie, (2) met indicatiewaarden volgens een systeem (PROPS) waarin die waarden al zijn uitgedrukt als pH, (3) met een relatie tussen gesimuleerde pH en de zuurindicatie afgeleid van de aanwezige vegetatie en (4) en met gebruikmaking van de huidige vuistregels en alleen de verandering in zuurindicatie ten gevolge van een scenario procesmatig gesimuleerd. Deze vier methoden zijn opgenomen in verschillende versies van de WWN die zijn genummerd van 2.1 t/m 2.4. Zie onderstaande tabel, waarin versie 1.0 huidige modelversie is.

OVERZICHT WWN VERSIES MET VERSCHILLENDE MANIEREN OM DE GESIMULEERDE ZUURGRAAD OM TE ZETTEN IN INDICATIEWAARDE VAN ZUURGRAAD

WWN versie	pH	Zuurindicatie		Depositiescenario	Kwelkaart nodig?
		Referentie	Scenario		
1.0	-	Kennisregels	Kennisregels	Nee	nee
2.1	VSD+	Veldijking	Veldijking	Ja	ja
2.2	VSD+	PROPS	PROPS	Ja	ja
2.3	VSD+	IJking vegetatiekaart	IJking vegetatiekaart	Ja	ja
2.4	VSD+	Kennisregels	Veldijking (verschil)	Ja	ja

RESULTATEN

De nieuwe versie van de WWN (WWN-2) pasten we toe op vooral proefgebied Sang & Goorkens (bij Eindhoven), daarnaast ook de Rheezermaten (bij Hardenberg, resultaten in een bijlage). De kaarten van de gesimuleerde pH waren verklaarbaar en aannemelijk: laag in infiltratiegebieden, hoog in natte kwelgebieden.

Hydrologische modellen hebben in de natte terreinen van deze proefgebieden voor het droge en warme KNMI-klimaatscenario W_H (zichtjaar 2050) een kleine stijging van de gemiddeld

hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en kwelintensiteit berekend, en een kleine daling van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). Op basis hiervan berekenden wij, met WWN-2 een stijging van de pH in kwelgebieden. Deze uitkomst verklaren we door de hogere kwelintensiteit en het grotere neerslagtekort in de zomer, waardoor basenrijk grondwater in de wortelzone kan toenemen ten koste van het basenarmere neerslagwater. Scenario MFR, waarin de atmosferische depositie met verzurende stoffen wordt gereduceerd, zorgde voor een verdere stijging van de pH, al was die verandering klein ten opzichte van de stijging ten gevolge van het klimaatscenario. Dat is verklaarbaar, want door klimaatverandering veroorzaakte veranderingen in de waterhuishouding werken direct door in het aandeel kwelwater in de wortelzone van de vegetatie, terwijl het herstel van bodemverzuring ten gevolge van o.a. verweringsprocessen zeer langzaam gaat en de gevolgen daarvan zich dus pas op de langere termijn ten volle manifesteren. Deze veranderingen in de standplaatsfactor Zuurgraad konden niet met de vorige modelversie worden nagebootst.

Van de vier manieren om de pH om te zetten in een zuurindicatie, bleek alleen de vierde methode acceptabel te zijn. Met deze methode berekenden wij de gevolgen van klimaatscenario W_H (zichtjaar 2050). Door de pH-stijging breiden basenminnende vegetaties zich uit in terreingedeelten die onder invloed (komen te) staan van basenrijk grondwater. Bij de vorige (minder robuuste) modelversie bleef deze verschuiving naar basenminnende vegetaties achterwege. Het scenario waarbij tevens de atmosferische depositie met verzurende wordt gereduceerd, MFR, leidde, zoals vermeld, tot een kleine verhoging van de pH en diensgevolge tot een marginale verandering in het gesimuleerde vegetatiepatroon.

Scenario W_H zorgt voor veranderingen in de Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad van de standplaats. Deze veranderingen zijn niet eenduidig te interpreteren. Het scenario zorgt bijvoorbeeld voor iets hogere grondwaterstanden in voorjaar en winter, voor een warmere bodem met meer zuurstofstress, maar ook tot een hogere verdamping en een wat lagere grondwaterstand in de zomer, wat zorgt voor meer droogtestress, een hogere afbraak van organische stof en een toename van de invloed van basenrijk grondwater. Dit complex aan deels tegengestelde veranderingen maakt het lastig te beoordelen hoe realistisch de resultaten van de klimaatprojectie op de vegetatie zijn. Tegelijkertijd geeft dit aan hoe relevant het is om deze effecten integraal te beoordelen. Voor een goede validatie zijn kostbare en langdurige veldexperimenten nodig waarin klimaatscenario's worden nagebootst (bijvoorbeeld met doorzichtige schermen die regen afvangen en warmte vasthouden) en waarin de waterbalans en standplaatscondities gemeten worden. Een dergelijke kostbare studie valt buiten het bestek van de ontwikkeling van een praktisch instrument als de WWN. Dat betekent dat we het voor klimaatprojecties voorlopig moeten doen met de beste beschikbare kennis die er is, en dat is proceskennis die we verwerken in een zo robuust mogelijke versie van de WWN. Naast het inschakelen van deskundigenoordeel, is dit de enige optie.

CONCLUSIES

In fase 2 van de WWN is het volgende bereikt:

1. Er is een landsdekkende, gevalideerde kaart gemaakt die de kwaliteit van het kwelwater redelijk betrouwbaar weergeeft (60% van de kwaliteitsklassen).
2. Het bodemchemische model VSD+ is aangepast aan de laatste wetenschappelijk inzichten en geschikt gemaakt voor de aanvoer van kwelwater naar de wortelzone. Dit model simuleert de bodem-pH in natte en vochtige ecosystemen op een adequate manier, blijkt uit een validatie aan veldmetingen.
3. Er zijn metarelaties afgeleid voor de berekening van de bodem-pH, die vervolgens zijn inge-

bouwd in de voorspelmodule PROBE. De nieuwe versie van de WWN genereert daardoor nu kaarten met de pH van het bodemvocht.

4. De met de WWN-2 gesimuleerde pH lijkt realistisch en reageert op een verklaarbare wijze op klimaatverandering en verandering in atmosferische depositie. Het vervangen van kennisregels door proceskennis is daarmee een waardevolle aanpassing van de WWN.
5. Vertaling van de pH naar de zuurindicatie van de vegetatie bezorgde de meeste kopzorgen. Als voorlopige oplossing wordt de zuurindicatie in de referentiesituatie afgeleid van kennisregels, terwijl veranderingen in zuurindicatie wel op een procesmatige wijze worden berekend.

Verder concluderen we dat de manier waarop natte kwelgebieden hydrologisch worden gemodelleerd, van groot belang kan zijn voor de gesimuleerde pH. Met name dient aandacht te worden geschonken aan het verschijnsel dat water op het maaiveld kan worden geborgen. Dit stelt hoge eisen aan de manier waarop dit verschijnsel in hydrologische modellen wordt nagebootst.

Mogelijk zijn we in dit project zelfs aangelopen tegen de grens van wat nog verantwoord kan worden gesimuleerd, gegeven de beschikbaarheid van gegevens. Zo vallen of staan de resultaten van de WWN met een betrouwbare en nauwkeurige hydrologische invoer. Hetzelfde kan gezegd worden over de bodemkaart en de kaart met kwelwaterkwaliteit. Overigens is betrouwbaarheid van de modelinvoer niet enkel een voorwaarde voor de WWN, maar geldt deze voor alle modellen. Met een gevoeligheidsanalyse kan worden bepaald welke invoer de grootste invloed heeft op de modeluitvoer. Zo kan ook worden bepaald voor welke invoer de meeste inspanningen moeten worden verricht om tot een betrouwbaar resultaat te komen. WWN-simulaties met varianten van invoergegevens (bijvoorbeeld andere bodem of ander kweltype) ingezet worden om de onzekerheid van de voorspellingen te kwantificeren.

AANBEVELINGEN

Het rapport besluit met een aantal aanbevelingen, waarvan de belangrijkste zijn:

Procesmatige verbeteringen WWN-2

1. Zodra er een geschikt gebied met zeer betrouwbare invoergegevens beschikbaar komt, probeer dan nogmaals de relatie tussen zuurgraad van het bodemvocht en de zuurindicatie af te leiden uit de gesimuleerde pH en de zuurindicatie op basis van een aanwezige vegetatiekaart binnen het modelgebied. In andere woorden: het model te ijken aan de waargenomen vegetatie. In dit project is dat niet gelukt, wat vooral is toe te schrijven aan het gebrek aan betrouwbare en nauwkeurige gegevens.
2. Maak de metarelaties voor zuurgraad mede afhankelijk van de maximale diepte van plassen die op het maaiveld kunnen blijven staan (plasdiepte in een aantal klassen van bijvoorbeeld 10 cm breed opnemen, of door de gebruiker via een kaart laten invoeren).

Aanbevelingen voor het gebruik van WWN-2

3. 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. Gezamenlijk gebruik door hydrologen én ecologen kan ook een optie zijn om voldoende gebruikerskwaliteit te garanderen.

4. Om de betrouwbaarheid van de hydrologische invoer te controleren, raden wij aan om de WWN eerst te starten met WATERNOOD in combinatie met een actuele vegetatiekaart. In het ideale geval sluiten beide naadloos op elkaar aan en wordt overal 100% doelrealisatie gehaald. Meestal zal men echter vinden dat er gebieden zijn waar 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 zogenaamd 'doelgat droogtestress', de bodemkaart. Na deze analyse kan men de resultaten van PROBE beter op waarde schatten.
5. Bij de interpretatie van de resultaten van PROBE is voorts bewustzijn nodig van mogelijke andere dan hydrologische fouten, vooral voorkomend uit het gebruik van de 1:50.000 bodemkaart van Nederland en de kwelkwaliteitskaart voor een klein gebied.
6. Overweeg de schil open te zetten voor gebruikers die een eigen bodemkaart of kwelkwaliteitskaart willen invoeren en die willen rekenen in een fijnere ruimtelijke resolutie, bijvoorbeeld van 5 m. Technisch kan de software hier makkelijk mee omgaan; de grootste inspanning gaat waarschijnlijk zitten in het afvangen van fouten bij de invoer en het begeleiden van de gebruikers.
7. Bij deskundige toepassing kan de waterbeheerder overwegen met het model te zoeken naar de optimale balans tussen kwel en wegzijging, en daarop zijn terrein inrichten. Bijvoorbeeld door greppels te graven voor de afvoer van regenwater, of juist te dichten voor een hogere grondwaterstand. Ook kan de beheerder de WWN-2 gebruiken om te achterhalen welke kwelintensiteit er van een bepaalde kwaliteit nodig is om de door de vegetatie vereiste bodem-pH in stand te houden.

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 onderzoekslijnen 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 aan 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.

MODELLERING VAN DE EFFECTEN VAN KLIMAAT EN WATERBEHEER OP DE BODEM-PH MET DE WATERWIJZER NATUUR

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	DE STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Doel van deze studie	1
1.2	Achtergrond	1
1.3	Het belang van een goede zuurgraadmodellering in kwelgebieden	2
1.4	Nut, noodzaak en kwalijk gevolg van procesmodellering	3
1.5	Opzet PROBE	6
1.6	Leeswijzer	7
2	METHODEN	8
2.1	Algemene werkwijze	8
2.2	De kwelkwaliteitskaart	9
2.3	Aanpassingen van VSD+	10
2.3.1	Inleiding	10
2.3.2	Modelering van het effect van pH op stikstoftransformaties	10
2.3.3	Modellering en kalibratie van de relatie tussen pH en basenverzadiging	11
2.3.4	Validatie aangepaste model VSD+ op OBN locaties	12
2.4	Afleiden van metarelaties voor zuurgraad	12
2.4.1	Inleiding	12
2.4.2	Achtergrond metarelaties in WWN-1	13
2.4.3	Uitbreiding metarelaties met zuurgraad	13
2.5	Berekenen van de zuurindicatie van de vegetatie	14
2.6	Aanpassingen software Waterwijzer Natuur	17

3	RESULTATEN	19
3.1	De kwelkwaliteitskaart	19
3.1.1	Waterkwaliteit van grondwaterklassen en interpretatie	19
3.1.2	Grondwaterkwaliteitskaart – nationaal niveau	19
3.1.3	Grondwaterkwaliteitskaart – lokaal niveau	20
3.1.4	Beperkingen toepassing grondwatertypen kaart	22
3.1.5	Conclusie	22
3.2	Resultaten van VSD+	22
3.2.1	Kalibratie uitwisselingsconstanten	22
3.2.2	Validatie van VSD+ op de OBN locaties	23
3.2.3	Conclusie	24
3.3	Resultaten van de WWN-2 voor Sang & Goorkens	25
3.3.1	Inleiding	25
3.3.2	Beschrijving Sang & Goorkens	25
3.3.3	Invoergegevens	28
3.3.4	Gesimuleerde zuurgraad	30
3.3.5	Gesimuleerd vegetatiepatroon	30
3.3.6	Conclusies	35
4	DISCUSSIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	36
4.1	Discussie	36
4.2	Conclusies	37
4.3	Aanbevelingen	38
REFERENTIES	40	
BIJLAGE I	BEREKENING ZUURINDICATIE RM	48
BIJLAGE II	DE GRONDWATERKWALITEITSKAART	51
BIJLAGE III	BENODIGDE INVOER VSD+	65
BIJLAGE IV	AANPASSINGEN VSD+	67
BIJLAGE V	VALIDATIE VSD+ OP OBN LOCATIES	73
BIJLAGE VI	BESCHRIJVING METARELATIES ZUURGRAAD	78
BIJLAGE VII	DEPOSITIE VAN SOX EN TOTAAL N IN 2030	81
BIJLAGE VIII	DE BRUIKBAARHEID VAN PROPS (WWN-2.2)	82
BIJLAGE IX	HANDMATIGE IJ KING AAN DE VEGETATIE	88
BIJLAGE X	GEAUTOMATISEERDE IJ KING AAN VEGETATIE	103
BIJLAGE XI	BESCHRIJVING VAN PH_PROBE	119

1

INLEIDING

1.1 DOEL VAN DEZE STUDIE

Dit rapport beschrijft aanpassingen aan het instrument de Waterwijzer Natuur (WWN), gericht op een verbeterde modellering van de standplaatsfactor Zuurgraad. Met de WWN kan onder meer de kans op voorkomen van vegetatietypen worden berekend, mede op basis van de zuurgraad van de bodem. Een procesmatige modellering van de zuurgraad is noodzakelijk om de WWN met meer vertrouwen te kunnen toepassen in onder andere klimaatprojecties. Het doel van fase 2 in de ontwikkeling van de WWN is daarom:

Een procesmatige berekeningswijze voor de Waterwijzer Natuur waarmee betrouwbaar de pH van de bodem kan worden vastgesteld en vegetatiepatronen kunnen worden gesimuleerd.

De verwachting is dat men na uitvoering van het project beter in staat is met de WWN de gevolgen van waterbeheer en klimaatverandering op de zuurgraad van de bodem en de vegetatie te bepalen. De nieuwe WWN versie zal robuuster zijn en dus geschikter zijn voor het toepassen van klimaatprojecties. De verwachting is bovendien dat de vegetatievoorspelling in vooral kwelafhankelijke natuurgebieden zal verbeteren. Omdat de zuurgraad van de bodem mede wordt bepaald door de aanvoer van verzurende bestanddelen uit de atmosfeer (met name stikstof en zwavel), worden de modelberekeningen ook afhankelijk gemaakt van twee atmosferische-depositiescenario's.

1.2 ACHTERGROND

In 2012 heeft STOWA het initiatief genomen voor deze Waterwijzer Natuur, waarmee kan worden bepaald wat de effecten zijn van klimaatverandering en het waterbeheer op de terrestrische vegetatie van natuurgebieden. Ontbreekt het de waterbeheerder en beleidsmaker aan een dergelijk instrument, dan kan dat 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. Het is relevant voor zowel de overheid als voor gebiedspartijen te weten of een investering in de natuur blijvend resultaat oplevert, of dat er op termijn een nieuwe investering nodig zal zijn.

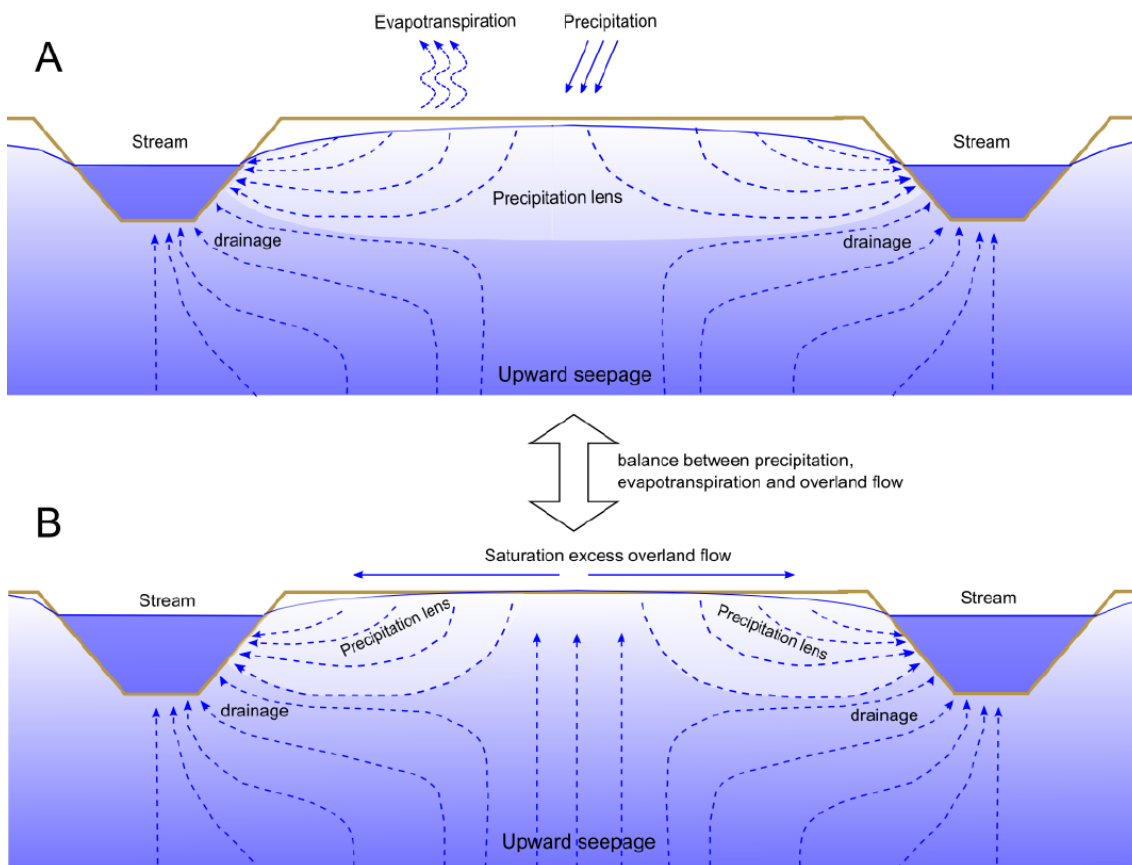
Na een verkennende onderzoek (Van Ek *et al.*, 2014) werd besloten het model PROBE (Witte *et al.*, 2015), waarmee effecten van verandering in de waterhuishouding en het klimaat op vegetatie kunnen worden voorspeld, te gebruiken als basis voor de ontwikkeling van de Waterwijzer Natuur geheten, afgekort de WWN. De WWN wordt in fasen ontwikkeld. De eerste fase is achter de rug en heeft rekensoftware opgeleverd die via een gebruiksvriendelijke schil wordt aangestuurd (Witte *et al.*, 2018b). Onder de gebruiksvriendelijke schil is niet alleen PROBE opgenomen, maar ook de 'abiotische randvoorwaarden natuur' van een aangepaste versie van WATERNOOD (Runhaar *et al.*, 2002, Runhaar & Hennekens, 2015), waarmee bestaande natuurdoelen kunnen worden getoetst aan de waterhuishouding onder het huidige klimaat.

In de eerste fase van de ontwikkeling is ook onderzocht hoe de standplaatsfactoren Voedselrijkdom en Zuurgraad binnen het voorspellingsmodel PROBE beter kunnen worden gemodelleerd (Kros *et al.*, 2017). Op basis van deze verkenning is besloten fase 2 in de ontwikkeling van de WVN te starten, dat zich richt op een verbeterde modellering van de standplaatsfactor Zuurgraad. In de huidige versie van de WVN wordt de zuurgraad van de bodem namelijk bepaald via kennisregels. In een nog uit te voeren fase 3 zal nadere aandacht aan de modellering van de voedselrijkdom worden besteed.

1.3 HET BELANG VAN EEN GOEDE ZUURGRAADMODELLERING IN KWELGEBIEDEN

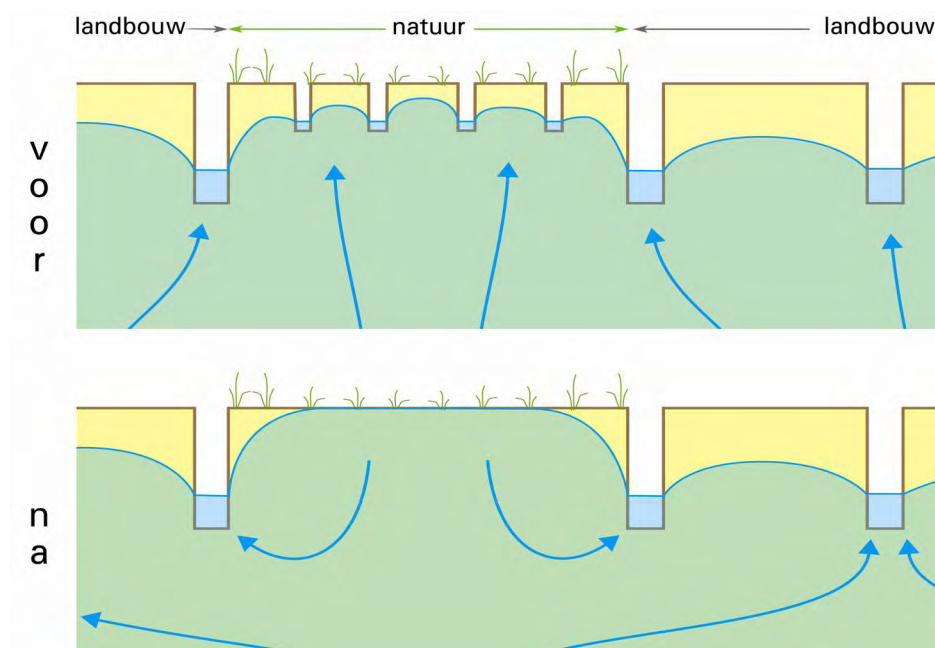
Vooraf door kwelwater gevoede natte terrestrische ecosystemen kunnen zeer gevoelig zijn voor de balans tussen de aanvoer van basen via het grondwater, waardoor de zuurgraad wordt gebufferd, en de afvoer van basenarm neerslagwater. Zulke ecosystemen hebben dikwijls een zeer hoge natuurwaarde en vragen dus extra bescherming. Voorbeelden zijn blauwgraslanden, dotterbloemhooilanden en trilvenen. De gevoeligheid van deze systemen voor de balans tussen kwelwater en neerslagwater, maakt ze ook kwetsbaar voor klimaatveranderingen. Overtuigend is aangetoond dat maaiveldafvoer noodzakelijk is voor de toestroming van kwelwater naar de wortelzone (Cirkel, 2003, De Haan *et al.*, 2010, De Raat, 1999, Maas, 2001, Poot & Schot, 2000b, Schot *et al.*, 2004, Van Immerzeel *et al.*, 1996). Voor de waterbeheerder is het soms balanceren tussen kwel en wegzijging voor dit soort systemen (Van der Schaaf, 1998): is de grondwaterstand te hoog, dan kan het kwelwater worden weggedrukt naar aangrenzende sloten, maar is hij te laag, dan kan dat weer leiden tot verdroging (zie de eerste ervaring van Staatsbosbeheer hiermee in: Zeeman, 1986) (Figuur 1, Figuur 2).

FIGUUR 1 ALS HET PEIL IN DE SLOTEN TE LAAG IS, TREEDT ER GEEN MAAIVELDAFVOER OP EN ONTSTAAT ER EEN REGENWATERLENS DIE DE BASENMINNENDE VEGETATIE VERDRINGT (BRON: CIRKEL, 2014)



FIGUUR 2

MET GREPPELS OF ANDERE AFVOERLAAGTEN ZOALS TERREINDEPRESSIES KAN REGENWATER WORDEN AFGEVOERD EN KWELWATER WORDEN AANGETROKKEN (BOVEN), MAAR DIE KUNNEN ALS NADEEL HEBBEN DAT DE GRONDWATERSTAND TE LAAG UITKOMT. DRAINAGENIVEAUS IN HET NATUURGEBIED VERHOGEN (ONDER) KAN WEER LEIDEN TOT HET WEGDRUKKEN VAN DE KWEL EN DUS VOOR VERZURING (BRON: WITTE, 2007)



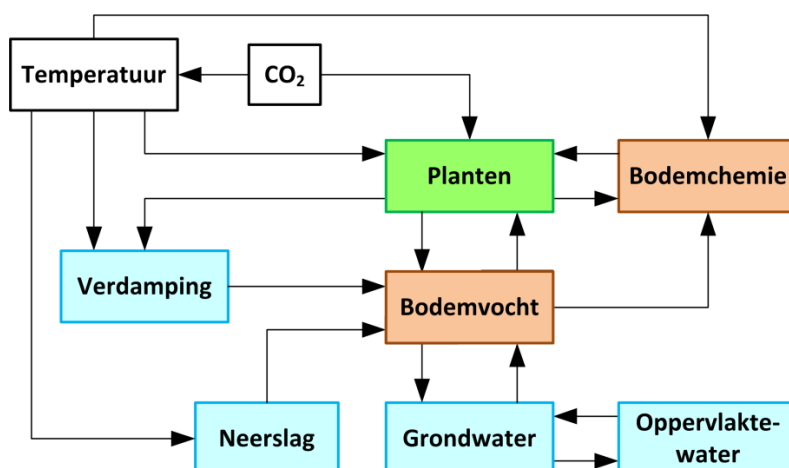
1.4 NUT, NODDZAAK EN KWALIJK GEVOLG VAN PROCESMODELLERING

Voor niet iedereen is het evident dat een procesmatige modelbenadering moet worden gevolgd bij de ontwikkeling van een instrument dat zo robuust mogelijk is: toepasbaar in een groot bereik van invoervariabelen. Bovendien is niet iedereen ermee bekend dat meer processen inbouwen ook nadelen kan hebben. In deze paragraaf leggen we uit hoe dat zit.

Het is aannemelijk dat de grootste effecten van klimaatverandering op de biodiversiteit optreden via wijzigingen in de waterhuishouding (Bazzaz *et al.*, 1996, Knapp *et al.*, 2008, Van Oene & Berendse, 2001, Witte *et al.*, 2012). Klimaatverandering resulteert in een ander neerslagpatroon en een hogere luchttemperatuur, wat gevolgen heeft voor de verdamping en de hoeveelheid water die doorsijpelt naar het grondwater. Daarmee verandert ook de kwel naar bijvoorbeeld beekdalen. Deze veranderingen beïnvloeden op hun beurt de nutriëntenkringloop en de zuurgraad in de wortelzone (Figuur 3).

FIGUUR 3

EFFECTEN VAN KLIMAATVERANDERING OP DE VEGETATIE (BRON: WITTE ET AL., 2018B)



Er bestaan ruwweg drie typen modellen om effecten van milieuveranderingen op de natuur te voorspellen. In de internationale literatuur over klimaateffecten is tot nu toe vaak gebruik gemaakt van klimaatenveloppen, het eerste type. Dit zijn statistische beschrijvingen van het potentieel voorkomen van soorten als functie van een beperkt aantal klimaatvariabelen, zoals jaarlijkse neerslag, minimum temperatuur en zonneshijnduur. Op dit type modellen bestaat kritiek (Botkin *et al.*, 2007, Guisan & Thuiller, 2005, Pearson & Dawson, 2003): de gevonden statistische relaties (klimaatenveloppen) zijn veel te correlatief; ze geven niet het potentieel voorkomen weer omdat ze zijn gebaseerd op gerealiseerde verspreidingspatronen waarbij soorten door allerlei oorzaken, zoals de laatste ijstijd, geschikte habitats (nog) niet bereikt hebben; ze houden geen rekening met interacties tussen soorten; ze weerspiegelen waar biologen soorten hebben geïnventariseerd, en waar niet; etc.

In een tweede type modellen zijn zoveel mogelijk processen ingebouwd. Een voorbeeld hiervan is NUCOM (Van Oene & Berendse, 2001), dat de concurrentie om water, nutriënten en licht tussen een beperkt aantal functionele groepen van soorten (zoals 'grassen', 'mossen' en 'heide') simuleert. Zo'n mechanistische aanpak is echter vooral van wetenschappelijk belang: begrijpen hoe de natuur 'werkt'. Zo bevat NUCOM maar liefst 30 vergelijkingen en 98 modelparameters, wat voor de praktische toepassingen een bezwaar is. Een nadeel is bovendien dat van te voren functionele groepen moeten worden gedefinieerd en dat geen rekening gehouden wordt met de interne variatie binnen deze groepen, terwijl de samenstelling van functionele groepen in de toekomst waarschijnlijk gaat veranderen.

Voor het bepalen van de effecten op de vegetatie van veranderingen in de waterhuishouding bestaat er een derde type modellen: de zogenaamde ecohydrologische modellen. Deze zijn hoofdzakelijk in Nederland ontwikkeld. Voorbeelden zijn WAFLO, NICHE, NATLES, Waternood, DEMNAT en PROBE_{Duinen} (resp. Gremmen *et al.*, 1990, Koerselman *et al.*, 1999, Runhaar *et al.*, 2003, Van Ek *et al.*, 2000, Witte *et al.*, 2007a). Deze modellen zijn ongeschikt voor het bepalen van klimaateffecten, zoals onder meer is aan getoond door Bartholomeus *et al.* (2012). De belangrijkste vier redenen zijn dat:

1. Ze gebruik maken van correlatieve verbanden die zijn ontleend aan gegevens uit het klimaat van de tweede helft van de twintigste eeuw.
2. Door klimaatverandering nieuwe combinaties van standplaatsomstandigheden en soorten kunnen ontstaan die nu nog niet voorkomen.
3. Door klimaatverandering de bandbreedten zullen worden overschreden van de beslisregels of relaties in deze modellen.
4. De modellen geen rekening houden met veranderingen in bodemeigenschappen.

Een voorbeeld van de derde tekortkoming is een beslisregel voor bijvoorbeeld het vochttekort of de voorjaarsgrondwaterstand, waarbij aan een bepaald vegetatietype alleen een ondergrens of bovengrens wordt gesteld: het vochttekort, bijvoorbeeld, dient minimaal zoveel millimeter per jaar te bedragen. Zulke beslisregels doen het goed onder het huidige klimaat, maar bij klimaatverandering moeten we ook rekening houden met bovengrenzen: het kan ook te droog worden voor een vegetatie die nu al als 'droog' wordt gekarakteriseerd.

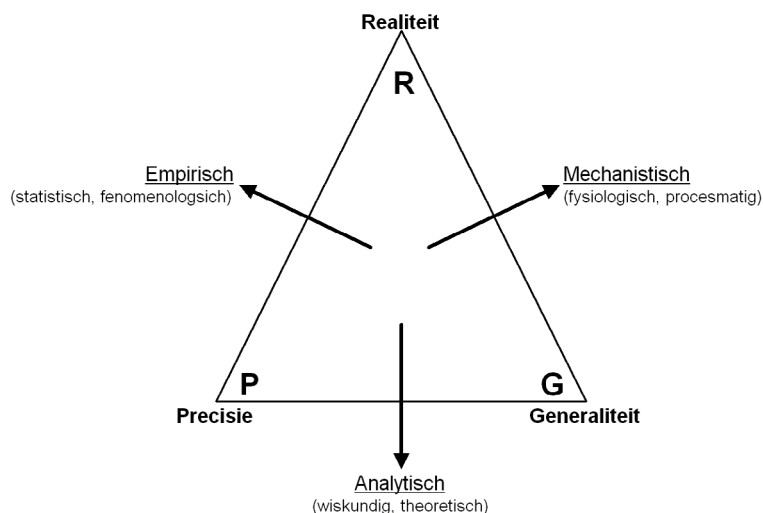
Waar het duidelijk moge zijn dat voor modellen met een beleidsmatige toepassing vooral het derde type modellen geschikt is, kunnen we met de huidige modellen niet uit de voeten en is er behoefte aan een klimaatbestendig model voor vegetatiekundige natuurdoelen. Dat is de reden dat het WVN-project is gestart.

Levins (1966) onderscheidt op grond van een uitgebreide studie drie belangrijke intrinsieke kenmerken van modellen: realiteit (hoe realistisch wordt het fenomeen beschreven), generaliteit (hoe algemeen toepasbaar zijn de modellen) en precisie (hoe klein zijn de toevallige fouten van de modellen). Op basis van deze eigenschappen zijn, zie Figuur 4, drie modeltypen te onderscheiden: empirische, analytische en mechanistische (Guisan & Zimmermann, 2000). Op NUCOM na, dat duidelijk mechanistisch is (een procesmodel), behoren alle hiervoor genoemde modellen vooral tot het empirische type. Ze zijn namelijk via statistiek of deskundigenoordeel gekoppeld aan waarnemingen. Een belangrijk principe van Levins (1966) is dat slechts twee van de drie modeleigenschappen tegelijk verbeterd kunnen worden, maar dan wel ten koste van de derde eigenschap.

Het volgende voorbeeld, ontleend aan de afvoerhydrologie, moge de betekenis van dit principe illustreren. Het afvoerregime van beken en rivieren kan heel goed worden nagebootst met een simpel bakjesmodel. In het bakje valt de neerslag die er via een pijpje met een bepaalde weerstand weer uitstroomt. Hoe hoger de weerstand van het pijpje, des te meer water er in het bakje wordt geborgen en des te gelijkmatiger de uitstroom door het pijpje is. De weerstand wordt gekoppeld aan neerslag- en afvoermetingen, waarna het model in staat is om de afvoer bij een gegeven neerslag met een hoge precisie (P) te simuleren. Dit is typisch een modeltype met een hoge generaliteit (G): toepasbaar voor bijna alle stroomgebieden. Samen met de hoge precisie komt het bakjesmodel in Levins' systeem dan uit tot het analytisch modeltype (Figuur 4). Het moge duidelijk zijn dat het bakjesmodel zijn voorspellende waarde verliest zodra de eigenschappen van het stroomgebied veranderen; wanneer bijvoorbeeld bos wordt gekapt of land wordt ontwaterd. Ook voorspellingen buiten het meetbereik zijn met dit simpele model niet mogelijk, omdat het systeem zich dan anders kan gedragen: dijken stromen bijvoorbeeld over bij heel hoge afvoeren, of de bodem droogt zo ver uit dat hij hydrofoob wordt of dat planten afsterven. In die gevallen verliest de via ijking gevonden relatie tussen neerslag en afvoer zijn betekenis. Om veranderingen in systeemgedrag en extrapolaties buiten het meetbereik mogelijk te maken, is een model nodig waarin processen als het overstromen van dijken en het kappen van bossen expliciet zijn beschreven. Daarmee wordt de realiteit (R) van het model verhoogd zodat we te maken krijgen met een mechanistisch ofwel procesgeoriënteerd modeltype. Een mechanistisch model vraagt echter veel meer invoergegevens (bodemkaart, landgebruik, enzovoorts) en schattingen van allerlei parameters (bijvoorbeeld bodemfysische). Daarmee worden onzekerheden geïntroduceerd, wat uiteindelijk ten koste gaat van de modelprecisie (P).

FIGUUR 4

CLASSIFICATIE VAN MODELLEN OP BASIS VAN HUN INTRINSIEKE EIGENSCHAPPEN (NAAR: GUISAN & ZIMMERMANN, 2000)



Om een robuust model te verkrijgen, dat toepasbaar is onder een ander klimaat, zal dus proceskennis moeten worden ingebouwd. En een kwalijk gevolg is dat dit, volgens Levins' principe, ten koste zal gaan van de modelprecisie. Van een klimaatrobuust op processen gebaseerd vegetatiemodel kan dus worden verwacht dat het de huidige vegetatiepatronen minder goed voorspelt dan bestaande, beschrijvende, empirische modellen. De kunst in het WWN-project is en blijft daarom het evenwicht te bewaren tussen mechanistisch en empirisch: schieten we te veel door naar het eerste, dan worden de uitkomsten te onnauwkeurig, zelfs onder het huidige klimaat; blijven we teveel steken in het laatste, dan is het model niet robuust genoeg en krijgen we onrealistische uitkomsten. Er bestaat geen wetenschappelijk criterium voor het optimale evenwicht.

1.5 OPZET PROBE

In PROBE wordt niet geprobeerd de concurrentie tussen soorten te modelleren. Daarvoor is het aantal soorten en het aantal mogelijke interacties veel te groot. Er zijn in Nederland alleen al ca. 1400 hogere planten, wat betekent dat we bij een soortgerichte modelbenadering rekening moeten houden met ongeveer één miljoen mogelijke interacties ($\frac{1}{2} N(N-1)$), waarbij dan bovendien van alle soorten de parameters bekend moeten zijn. Het model rekent daarom met vegetatietypen. De methode is zo opgezet dat daarvoor verschillende vegetatietypologieën kunnen worden gebruikt (bijvoorbeeld die van de plantensociologie, beschreven in het vijfdelige 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). Omdat het model mede bedoeld is voor klimaatprojecties, is voorlopig een vrij grove typologie aangehouden, die van de indeling van de vegetatie in ecotoopgroepen (zie het eerste WWN-rapport (Witte *et al.*, 2018b) voor een beschrijving van deze typen).

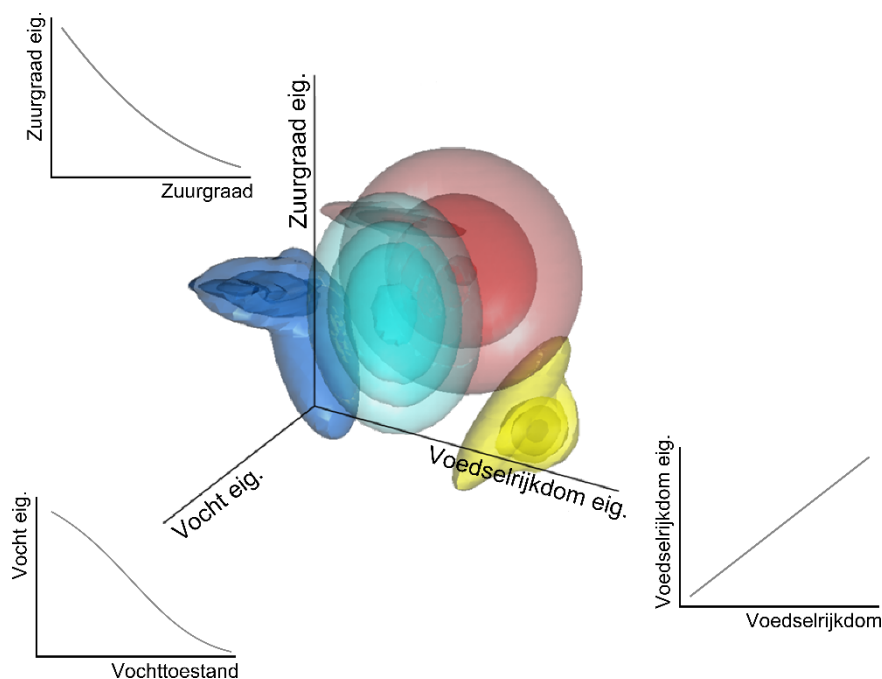
De voorspelling gebeurt in drie stappen:

1. Eerst wordt berekend hoe de standplaats verandert. Dat gebeurt in de huidige WWN deels op basis van kennisregels, en deels op basis van procesmodellen.
2. Daarna wordt die verandering vertaald naar de planteigenschappen, i.c. indicatiewaarden van de vegetatie.
3. Ten slotte wordt daaruit de kansrijkdom van vegetatietypen berekend.

Stappen 2 en 3 zijn grafisch weergegeven in Figuur 5. In dit rapport wordt verbetering van één van de assen van Figuur 5 onderzocht: de procesmatige simulatie van de bodemzuurgraad en de vertaling daarvan naar de zuurindicatie van de vegetatie.

FIGUUR 5

OPZET VAN DE VEGETATIEMODULE. IN DIT VOORBEELD WORDEN DRIE STANDPLAATSFACTOREN – VOOR VOCHTTOESTAND, VOEDSELRIJKDOM EN ZUURGRAAD – GEBRUIKT OM DRIE DAARMEE VERBAND HOUDENDE PLANTEIGENSCHAPPEN (EIG.) AF TE LEIDEN. DAT GEBEURT AAN DE HAND VAN EMPIRISCH BEPAALDE RELATIES: DE DRIE GRAFIEKEN IN DE FIGUUR. VERVOLGENS WORDT OP BASIS VAN DE PLANTEIGENSCHAPPEN DE KANSRIJKDOM VAN VEGETATITYPEN BEREKEND. DAT GEBEURT MET DICHTHEIDSFUNCTIES (GEKLEURDE VLAKKEN) DIE ZIJN AFGELEID VAN EEN GROOT BESTAND MET VEGETATIEOPNAMEN



1.6 LEESWIJZER

Hoofdstuk 2 beschrijft de methoden die we hebben toegepast om een procesmatige simulatie van de bodemzuurgraad in de WWN in te bouwen. Wij noemen deze nieuwe modelversie WWN-2, ter onderscheid van de bestaande versie van de Waterwijzer Natuur, die we zullen aanduiden als WWN-1. Hoofdstuk 3 geeft de resultaten van zowel WWN-1 als WWN-2 voor proefgebied Sang & Goorkens onder het huidige klimaat, onder een klimaatscenario, en onder twee depositiescenario's. Enkele tussenresultaten van andere gebieden zijn beschreven in twee bijlagen. We besluiten het rapport met een discussie en conclusies (Hoofdstuk 4), waarin we de resultaten bespreken en waarin we aanbevelingen doen voor de volgende fase in de ontwikkeling van de WWN.

2

METHODEN

2.1 ALGEMENE WERKWIJZE

In de WWN-1 wordt de zuurgraad van de standplaats via kennisregels afgeleid van gegevens over het bodemtype en de waterhuishouding (grondwaterstand, kwel). Die kennisregels leiden tot een uitkomst op een schaal met 4 nominale klassen (zuur, matig zuur, neutraal, basisch) en 3 overlappende klassen (zuur – matig zuur, matig zuur – neutraal, neutraal – basisch), die uiteindelijk weer worden vertaald naar een gemiddelde zuurindicatie van de vegetatie, R_m . Samen met de indicatiewaarden voor vocht (F_m) en voedselrijkdom (N_m) bepaalt die de kansrijkdom van de gemodelleerde vegetatietypen (Figuur 5). Bijlage I beschrijft hoe R_m wordt berekend. De schaal loopt uiteen van $R_m = 1.0$ voor vegetaties van zeer zure standplaatsen, tot $R_m = 3.0$ voor die van zeer basische standplaatsen.

Het modelschema voor de zuurgraad in WWN-1 is dus (zie ook de in § 1.2 beschreven drie stappen):

$$\text{bodem \& water} \xrightarrow{1} \text{zuurgraadklasse} \xrightarrow{2} R_m \xrightarrow{3} \text{vegetatie} \quad [1]$$

In de beoogde procesmatige opzet wordt de zuurindicatie van de vegetatie afgeleid van de gesimuleerde bodem-pH. Deze wordt afhankelijk gemaakt van niet alleen bodem en water, maar ook van klimaat en atmosferische depositie. Het schema van WWN-2 wordt dus:

$$\text{bodem, water, klimaat, depositie} \xrightarrow{1} pH \xrightarrow{2} R_m \xrightarrow{3} \text{vegetatie} \quad [2]$$

Met de variabele ‘water’ meer uitgewerkt is dit:

$$\text{bodem, GLG, kwelintensiteit, kwelkwaliteit, klimaat, depositie} \xrightarrow{1} pH \xrightarrow{2} R_m \xrightarrow{3} \text{vegetatie} \quad [3]$$

Waarbij:

- De bodem wordt afgeleid van de bodemkaart;
- De gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) en de kwelintensiteit zijn berekend door een regionaal hydrologisch model, een model dus, dat de invoer voor WWN-2 genereert;
- De kwelkwaliteit komt van een landelijke kwelkwaliteitskaart;
- Het klimaat en de depositie betrekking hebben op bestaande scenario's waar de gebruiker van WWN-2 uit kan kiezen.

Nieuw in dit uitgewerkte schema zijn de kwelkwaliteitskaart, de berekening van de pH (stap 1) en de vertaling daarvan naar de zuurindicatie R_m (stap 2). Hoe de kwelkwaliteitskaart voor dit project is gemaakt, wordt beschreven in § 2.2. De berekening van de pH gebeurt met een bodemchemisch model, VSD+ (Bonten *et al.*, 2016b)2016b, dat voor de WWN is aangepast (§ 2.3).

De processen in VSD+ zijn onder meer afhankelijk van het vochtgehalte, de temperatuur en het aandeel kwelwater in de bodem. Die worden berekend door een hydrologisch model voor de bodem, SWAP. SWAP genereert dus de invoer voor VSD+. Dat gebeurt niet voor iedere rastercel waarmee WVN-2 rekent, want dat zou veel te veel rekentijd vergen en bovendien veel kennis van de gebruiker. In plaats daarvan zijn met het modelkoppel zeer veel voor Nederland representatieve plots doorgerekend die van elkaar verschillen in bodemgesteldheid, geohydrologische opbouw en drainageniveaus. Die berekeningen vergen een lange rekentijd. Uit de uitkomsten zijn zogenaamde metarelaties afgeleid: statistische verbanden tussen de verklarende variabelen die aan de linkerkant van Vergelijking [3] staan en de bodem-*pH*. Hoe de koppeling van SWAP aan VSD+ gebeurt en hoe metarelaties zijn afgeleid, staat beschreven in § 2.4.

De *pH* wordt vertaald naar de zuurindicatie R_m , wat op vier uiteenlopende manieren kan gebeuren (§ 2.5). Tot slot worden alle aanpassingen verwerkt in de rekensoftware en de gebruiksvriendelijke schil van WVN-2 (§ 2.6).

2.2 DE KWELKWALITEITSKAART

In de aangepaste versie van VSD+ wordt de berekening van de zuurgraad afhankelijk van de aanvoer via het grondwater van basen, bicarbonaat, en andere macro-ionen. Die aanvoer hangt af van de hoeveelheid kwelwater dat de wortelzone bereikt en de chemische samenstelling (kwaliteit) van dat grondwater. De kwelwaterkwaliteit wordt in WVN-2 bepaald van een grondwaterkwaliteitskaart. De recentste nationale grondwaterkwaliteitskaart is al dertig jaar oud (Klijn, 1989). Deze kaart heeft een resolutie van 1 km en is ingedeeld in vier klassen: zout, brak, lithoclien (rijp grondwater) en atmo-lithoclien (jong grondwater). In de afgelopen dertig jaar is de beschikbaarheid van ruimtelijke informatie en rekencapaciteit flink toegenomen, wat het realiseren van een gedetailleerdere kaart mogelijk maakt. Voor de WVN is daarom een nieuwe, op metingen gebaseerde, landsdekkende en gevalideerde grondwaterkwaliteitskaart op 25 m resolutie vervaardigd.

In dit project is deze kaart gegenereerd door meetgegevens van de grondwatersamenstelling te interpoleren met behulp van landsdekkende geografische gegevens.

Bij het maken van de kwelkaart is gebruik gemaakt van grondwaterkwaliteitsgegevens (>1950) van de open acces database van het DINO loket. In deze database zijn puntgegevens geselecteerd op basis van de diepte van de waarnemingsfilters:

1. Boven de ondiepste scheidende laag met behulp van REGIS ondergrond data van Vernes *et al.* (2005).
2. Ten minste 5 meter beneden maaiveld om wijziging van kwelwaterkwaliteit door processen in de bodem en menging met regenwater (neerslaglenzen) te voorkomen.

Het afleiden van metarelaties (§ 2.4) kost zeer veel rekentijd. Om die te vermijden is de grondwaterkwaliteit ingedeeld in een beperkt aantal klassen, namelijk zes. De meetlocaties zijn ingedeeld in deze zes klassen middels hiërarchische agglomeratieve clustering (Ward, 1963). Met behulp van machine learning (random forest classificatie) zijn er verbanden gelegd tussen grondwaterkwaliteitsklasse en de volgende ruimtelijke informatie: kwelintensiteit, grondwaterstanden, landgebruik, geomorfologische eenheid, en coördinaten. Via deze verbanden werd vervolgens een landsdekkende kaart geconstrueerd die de meest waarschijnlijke grondwaterkwaliteitsklasse weergeeft.

Om de classificatienauwkeurigheid van het resultaat te kunnen beoordelen is een deel (20%) van de grondwaterkwaliteitsgegevens apart gehouden voor validatie. De validatie is uitgevoerd aan de hand van een kruistabel waarin de 'waargenomen' kwaliteitsklasse is uitgezet tegen de berekende klasse. Meer details over de totstandkoming van de nationale kaart van grondwaterkwaliteit staan beschreven in Bijlage II.

Met dit project is de eerste hoge-resolutiekaart (25 m) van de kwaliteit van ondiep grondwater in Nederland tot stand gekomen, gebaseerd op meetgegevens over de chemische samenstelling van het grondwater. Deze kaart is niet alleen voor de Waterwijzer Natuur van belang, maar tevens voor andere doelen te gebruiken.

2.3 AANPASSINGEN VAN VSD+

2.3.1 INLEIDING

Cruciale bodemprocessen, zoals de afbraak van organische stof, mineralisatie, fosfaatbinding, stikstofomzettingen en de opname van nutriënten door het bodemleven en planten, worden in sterke mate bepaald door de zuurgraad (pH). Naast de standplaatsfactoren Vochttoestand en Voedselrijkdom, is de pH in belangrijke mate bepalend voor de soortensamenstelling van de vegetatie en de bijbehorende natuurwaarden.

De zuurgraad is afhankelijk van de zuurbuffercapaciteit van de bodem en zuurproducerende en -consumerende processen. Deze processen worden extern beïnvloed:

- Zure depositie kan leiden tot een verlies van buffercapaciteit, een lagere pH, verhoogde uitspoeling van kationen.
- Klimaatverandering kan leiden tot zowel nattere als drogere omstandigheden waardoor de zuurhuishouding wordt beïnvloed.
- Ingrepen in de waterhuishouding of klimaatverandering kunnen zorgen dat de toestroom van baserijk grondwater naar het wortelmilieu verandert, en daarmee de zuurgraad; dit proces is vooral van belang voor kwelafhankelijke ecosystemen, die vaak zeer rijk zijn aan zeldzame en bedreigde plantensoorten.

De oorspronkelijke versie van de WWN houdt geen rekening met deze invloeden. Omdat ze belangrijk zijn voor de vegetatie wordt de zuurhuishouding van de bodem expliciet in de WWN opgenomen. De op bodemprocessen gebaseerde schatting van de zuurgraad berekenen we met het model VSD+ (Bonten et al., 2016b) 2016b. In een verkennende studie van verschillende modelconcepten (Kros et al., 2017) werd namelijk geconcludeerd dat VSD+ het beste kan worden gebruikt om de WWN te verbeteren. In deze paragraaf beschrijven we de aanpassingen aan VSD+ ten behoeve van de WWN. Bovendien beschrijven we een validatie van VSD+ aan veldgegevens. De benodigde invoergegevens van VSD+ staan opgesomd in Bijlage III terwijl een uitgebreide beschrijving van het model is opgenomen in Bijlage IV.

2.3.2 MODELERING VAN HET EFFECT VAN PH OP STIKSTOFTRANSFORMATIES

INVLOED VAN N TRANSFORMATIES OP ZUURPRODUCTIE

De zuurproductie in de bodem hangt in sterke mate samen met het gehalte en de aanvoer van stikstof (N). In Bijlage IV.I wordt dit nader toegelicht. Naast de toevoer van N via atmosferische depositie, oppervlaktewater en kwel, is de afbraak van organische stof een belangrijke bron van N en bovendien een proces dat de zuurgraad stuurt via nitrificatie en denitrificatie (Bijlage IV.II).

AFBRAAK VAN ORGANISCHE STOF

Voor de WWN hebben we onderzocht of het effect van de zuurgraad op de mineralisatie van organische stof in de bodem beter kan worden nagebootst in VSD+. Op basis van de gegevens van Tian *et al.* (2008) voor de bodemlaag van 0-10 cm is de volgende relatie gebruikt in VSD+ en daarmee in WWN-2:

$$f_{\min}(pH) = 0.21pH - 0.23 \text{ met: } 4.0 < pH < 8.0 \quad [4]$$

Waarbij $f_{\min}(pH)$ een reductiefactor is waarmee de generieke referentie-mineralisatieconstante $k_{\min}(\text{ref})$ in VSD+ wordt vermenigvuldigd om rekening te houden met het effect van zuurgraad op de mineralisatie; hoe lager de pH, hoe lager $f_{\min}(pH)$ en hoe lager de actuele mineralisatieconstante $k_{\min}(\text{act})$:

$$k_{\min}(\text{act}) = k_{\min}(\text{ref}) \cdot f_{\min}(pH) \text{ met: } 4.0 < pH < 8.0 \quad [5]$$

Meer achtergrond over de onderliggende gegevens is te vinden in Bijlage IV.II

pH en nitrificatie

Voor WWN-2 hebben we in deze studie gekeken of de relatie tussen pH en nitrificatie kan worden ingebouwd.

Door Breugem *et al.* (2020) is literatuuronderzoek verricht naar de relatie tussen pH en nitrificatie (uitgedrukt in NO_3 -productie). Dit leverde een diversiteit aan relaties op (Bijlage IV.II) zodat het niet mogelijk is een goed onderbouwde alternatieve relatie voor VSD+ te af te leiden die beter zou zijn dan de huidige CENTURY-relatie. Daarom is besloten terug te vallen op de huidige CENTURY-relatie. In mathematische vorm ziet de relatie tussen zuurgraad en de reductie van nitrificatie er als volgt uit:

$$f_{\text{nit}}(pH) = 0.56 + \arctan \frac{0.45 \pi (pH-5)}{\pi} \quad [6]$$

PH EN DENITRIFICATIE

We hebben gezocht naar literatuur om de invloed van pH op de denitrificatie te bepalen, zodat dit proces kon worden verbeterd in VSD+ (Bijlage IV.II). Het uiteindelijke resultaat is weergegeven Figuur 38 in Bijlage IV.II. Op basis hiervan is een nieuwe reductiefuncties in VSD+ ingebouwd:

$$f_{\text{den}} = \frac{1}{1+e^{-1.36(pH-5.49)}} \text{ met } R^2=0.70 \quad [7]$$

2.3.3 MODELLERING EN KALIBRATIE VAN DE RELATIE TUSSEN PH EN BASENVERZADIGING

Uitwisseling van basische kationen (Ca, Mg en K), die zijn geadsorbeerd aan klei en organische stof in de bodem, tegen zure ionen in het bodemvocht (H en Al) is een van de mechanismen die bodemverzuring tegen gaan; de bodemvocht-pH wordt gebufferd en de basenverzadiging neemt af. Het is daarom van belang om dit proces goed te beschrijven. In VSD+ zijn er twee methodes die deze uitwisseling beschrijven; elke methode heeft waardes nodig voor de 'uitwisselingsconstanten', parameters die de verhouding tussen de geadsorbeerde basische kationen enerzijds en H en Al anderzijds bepalen als functie van de concentraties van deze ionen in het bodemvocht. Op basis van meetgegevens is vastgesteld met welke methode en

met welke uitwisselingsconstanten de meetgegevens het best gereproduceerd konden worden. Een beschrijving van de datasets en de procedure om de constanten te bepalen is gegeven in Bijlage IV.III. De resultaten worden besproken in § 3.2.

2.3.4 VALIDATIE AANGEPASTE MODEL VSD+ OP OBN LOCATIES

In de publicatie over VSD+ (Bonten *et al.*, 2016b) is aangetoond dat dit model in staat is om de bodemvochtconcentraties en pH in bossen zonder grondwaterinvloed goed te simuleren. Toepassing van het model op locaties in Duitsland en Zweden (Bonten *et al.*, 2016b) geven slechts kleine verschillen tussen gemeten en gesimuleerde pH: de relatieve fout, uitgedrukt als Normalized Mean Error (NME)¹, ligt tussen 0.3 en 1%. Voor nitraat- en ammoniumconcentraties is de fout iets groter (0.3-1.2 %) maar nog steeds zijn de simulaties goed in overeenstemming met de metingen.

Voor deze studie is het model VSD+ gevalideerd door het toe te passen op 7 locaties in natte natuurgebieden en de gesimuleerde waarden visueel te vergelijken met gemeten waarden. In het kader van OBN-onderzoek zijn op deze locaties veel bodemchemische gegevens verzameld (Jansen *et al.*, 1997). Het betreffen natte gebieden met een korte vegetatie (Figuur 6). Hiervoor is gekozen omdat de oorspronkelijke versie van VSD+ zich met name richt op de drogere en zure systemen en waarvoor al diverse validatiestudies zijn uitgevoerd (Bonten *et al.*, 2016b, Reinds *et al.*, 2008) die laten zien dat VSD+ goed werkt voor droge, zure systemen. Een beschrijving van de locaties en de manier waarop de voor VSD+ benodigde invoer is vastgesteld is gegeven in Bijlage IV.III.

2.4 AFLEIDEN VAN METARELATIES VOOR ZUURGRAAD

2.4.1 INLEIDING

Deze paragraaf vat samen hoe nieuwe metarelaties voor de zuurgraad zijn afgeleid. Dat is gedaan met de procedure GTST (Groundwater To Stress Transfer). Met deze relaties wordt een complexe en rekentijd vretende aaneenschakeling van gedetailleerde modellen omzeild. De metarelaties vormen de rekenkern van de WWN. Voor de technische uitwerking wordt verwezen naar Bijlage VI en Bartholomeus & Witte (2013).

¹ $NME = \frac{\sum |M_t - O_t|}{\sum O_t}$, met M = gemodelleerde waarde en O = observatie

FIGUUR 6

OBN-LOCATIES



2.4.2 ACHTERGROND METARELATIES IN WWN-1

Met behulp van metarelaties wordt in WWN-1 de uitvoer van hydrologische modellen (GxG-waarden en kwelfluxen) vertaald naar transpiratiestress (TS), zuurstofstress (RS) en de mineralisatie van stikstof en fosfaat. Metarelaties tussen standaarduitvoer van hydrologische modellen en TS , RS en mineralisatie van P en N zijn opgesteld met GTST volgens een procedure die in Tabel 1 is samengevat.

TABEL 1 KORTE OMSCHRIJVING VAN STAPPEN BIJ HET AFLEIDEN VAN METARELATIES IN GTST (BARTHOLOMEUS & WITTE, 2013)

Stap	Actie
1	Genereren van talloze hypothetische plots die verschillen in hydrologische en bodemfysische omstandigheden.
2	Op basis van 30 jaar weergegevens worden voor elke plot op dagbasis grondwaterstand, vochtgehalte, bodemtemperatuur en transpiratiereductie gesimuleerd met het hydrologisch model SWAP (Van Dam <i>et al.</i> , 2008). Hieruit worden voor elke plot GxG's, transpiratiestress TS en zuurstofstress RS berekend. De 30 jarige tijdreeks van weergegevens stelt een klimaatscenario voor, en kan voor ieder gewenst scenario worden doorgerekend (bijvoorbeeld huidige en toekomstige KNMI klimaatscenario's).
3	Gesimuleerd vochtgehalte en bodemtemperatuur worden in het biochemisch model CENTURY (Fujita <i>et al.</i> , 2013) gebruikt om opbouw en afbraak van organisch materiaal te schatten. Hieruit worden voor elke plot mineralisatie van stikstof N_{min} en fosfaat P_{min} afgeleid.
4	Statistische relaties tussen grondwaterstanden (GxG's) en standplaatscondities TS , RS , N_{min} en P_{min} worden gelegd voor elke bodemtype, weerstation en klimaatscenario: de metarelaties zijn tot stand gekomen.

2.4.3 UITBREIDING METARELATIES MET ZUURGRAAD

Met het model SWAP is voor elke hypothetische plot (Tabel 1) voor iedere dag bepaald hoeveel kwelwater (mm/d) in de wortelzone terecht komt. Deze informatie is vervolgens in het model VSD+ (Bonten *et al.*, 2016b) gebruikt om de pH van het bodemvocht te berekenen. In het model VSD+ wordt de pH van het bodemvocht, naast de hoeveelheid kwel, bepaald door de kwaliteit van het kwelwater, de stikstofdepositie en het begroeiingstype. Per SWAP-run berekent VSD+ daarom de bodemvocht pH voor alle combinaties van:

- 5 kwelwaterkwaliteitsklassen (§ 2.2; zoute klasse 'thallasoclien' verwijderd)
- 3 depositiescenario's: huidige depositie, toekomstige depositie bij ongewijzigd beleid

(CLE; *Current Legislation*) en bij een reductie die maximaal technisch haalbaar is (MFR; *Maximum Feasible Reductions*).

- 5 begroeiingstypen (Kros *et al.*, 2016): den, spar, loofbos, heide, onbemest grasland.

Voor al deze combinaties ($5 \times 3 \times 5 = 75$) en de hypothetische plots is de pH gesimuleerd waarna er een metarelatie is afgeleid waarbij pH een functie is van de gemiddelde kwelflux naar het topsysteem en de gemiddeld laagste grondwaterstand.

Metarelaties tussen bodemvocht-pH, kwelintensiteit en GLG zijn, net zoals voor RS en TS verkregen met een Generalized Linear Model (Bartholomeus & Witte, 2013). Deze metarelaties zijn opgesteld voor het huidige klimaat én voor de klimaatscenario's van het KNMI (Van den Hurk *et al.*, 2014). Ondanks dat ze functies zijn van langjarig gemiddelde hydrologische variabelen (GLG en kwelintensiteit), houden de metarelaties rekening met veranderingen in weersvariëaties en variaties in de grondwaterstand. De relaties zijn namelijk gebaseerd op simulaties per dag over een klimaat-representatieve periode van 30 jaar, waarbij voor ieder jaar de meest extreme aaneengesloten periode van 10 dagen is geselecteerd (zie voor details: Bartholomeus *et al.* (2011)).

Het huidige depositiescenario is afgeleid uit de historische belasting. De twee toekomstscenario's voor depositie zijn afkomstig van het RIVM en het International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) en hebben beide het zichtjaar 2030. Eén scenario geeft een projectie voor continuering van het huidig beleid (CLE, *Current Legislation*; Schoots & Hammingh (2015)), het andere de reducties die gerealiseerd kunnen worden bij inzet van alle mogelijke technologie om depositie te verlagen (MFR, *Maximum Feasible Reductions*, Amann *et al.* (2015)) (Tabel 2)². Kaartjes met de ruimtelijke patronen van de gemiddelde depositie van SO_x en totaal N voor het jaar 2030 voor beide scenario's zijn gegeven in Bijlage VII.

TABEL 2

DEPOSITIESCENARIO'S VOOR ZICHTJAAR 2030

Variabele	Reductie van depositie ten opzichte van huidig (%)	
	Continuering huidig beleid	Technisch maximaal haalbaar
NH ₃	3	23
NO _x	22	33
SO _x	18.5	38.5

2.5 BEREKENEN VAN DE ZUURINDICATIE VAN DE VEGETATIE

De gesimuleerde pH kan op vier manieren worden omgezet in zuurindicatie R_m :

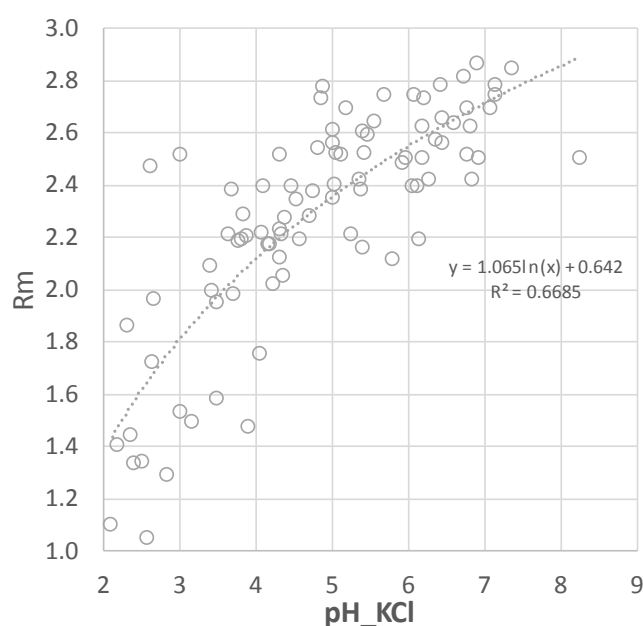
In de eerste methode (afgekort WVN-2.1) wordt gebruik gemaakt van de in Figuur 7 getoonde relatie tussen in het veld gemeten pH en R_m afgeleid van vegetatieopnamen bij die pH-meting. Deze methode is enigszins vergelijkbaar met die voor de indicatiewaarde voor vochttoestand, F_m : op basis van vegetatieplots is F_m beschreven als functie van met SWAP gesimuleerde (dus niet gemeten!) transpiratiestress en zuurstofstress (Bartholomeus *et al.*, 2011) en deze functie is vervolgens ingebouwd in de Waterwijzer Natuur. Er zijn drie mogelijke nadelen aan deze methode verbonden:

1. Het gebruik van ijkrelaties kan ertoe leiden dat waarden aan de uiteinden van de indicatieschaal worden afgevlakt.
 2. Een specifiek nadeel van de ijklijn in Figuur 7 is dat in het lage pH-bereik weinig waarnemingen beschikbaar zijn en de spreiding in R_m groot is.
- 2 Het 'huidige beleid' is hierbij het beleid van 2015; dit beleid is door de klimaatcrisis inmiddels bijgesteld.

3. Een ander nadeel kan zijn dat de in het veld gemeten pH zich niet laat vergelijken met de door VSD+ gesimuleerde pH. Tussen de uitkomsten van een model dat rekent met dertigjarige gemiddelden en ijkrelaties afgeleid van veldgegevens, zullen immers altijd systematisch verschillen bestaan. Dat komt doordat veldgegevens zijn verzameld in specifieke jaren, vaak alleen in voorjaar en zomer, op meetdiepten die kunnen afwijken van de gemiddelde worteldiepte waarmee VSD+ rekent, en met meetmethoden die kunnen verschillen tussen onderzoekers. Dit kunnen we illustreren met Figuur 8, die laat zien hoe de pH met de diepte beneden maaiveld kan variëren, en met Figuur 9, dat een voorbeeld geeft van de variatie in ruimte en tijd van de pH in een blauwgraslandreservaat. Gegeven deze variatie is het opmerkelijk dat de relatie tussen gemeten pH en zuurindicatie R_m (Figuur 7) naar ecologische maatstaven nog zo sterk is.

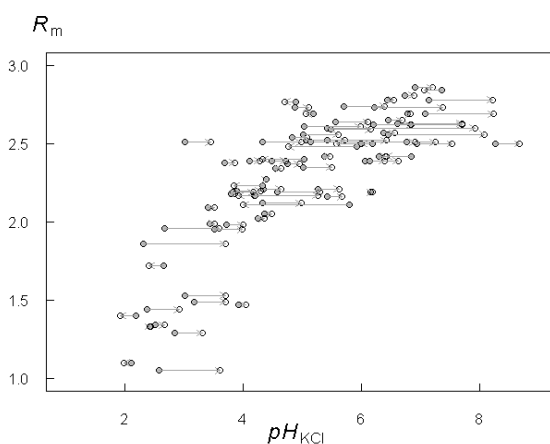
FIGUUR 7

RELATIE TUSSEN IN HET VELD GEMETEN pH_{KCL} (0-5 CM DIEPTE) EN DE VAN VEGETATIEOPNAMEN BIJ DIE METING AFGELEIDE ZUURINDICATIE R_m : (GEGEVENS: CIRKEL ET AL., 2014)

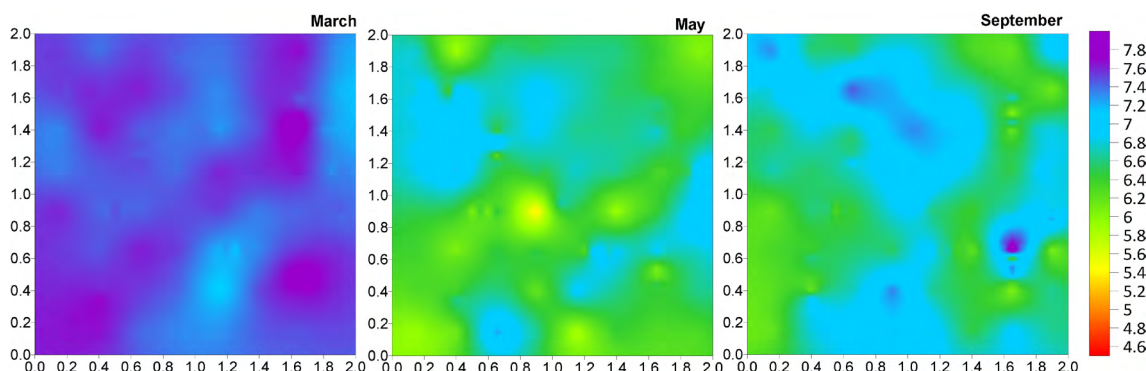


FIGUUR 8

RELATIE TUSSEN IN HET VELD GEMETEN pH_{KCL} OP 5 EN OP 25 CM BENEDEN MAAIVELD EN DE ZUURINDICATIE R_m VAN VEGETATIEOPNAMEN BIJ DIE METINGEN (BRON: CIRKEL ET AL., 2014). HET VERSCHIL TUSSEN DE ONDIEPE EN DE DIEPE METINGEN BEDRAAGT GEMIDDELD 0.35 pH_{KCL}



FIGUUR 9 SPATIOTEMPORELE VARIATIE IN pH_{KCL} OP 5 CM BENEDEN MAAIVELD, BEPAALD UIT EEN MEETRASTER VAN 25 CM BINNEN EEN VEGETATIEPLOT VAN 2X2 M IN NATUURRESERVAAT HET MEEUWENKAMPJE (BRON: CIRKEL ET AL., 2014)



In de tweede methode (WWN-2.2) wordt gebruik gemaakt van zogenaamde PROPS-indicatietallen. In het project PROPS zijn op basis van talloze veldmetingen pH-getallen van plantensoorten geschat (Reinds *et al.*, 2014, Wamelink *et al.*, 2005). Met deze getallen vervallen de eerste twee hierboven genoemde bezwaren. In Bijlage III en VIII staat gedetailleerd beschreven hoe de bruikbaarheid van deze methode is onderzocht. In deze methode is de zuurindicatie uitgedrukt op een andere schaal, wat betekent dat de statistische module die de kansrijkdom van vegetatieopnamen beschrijft als functie van indicatiewaarden, opnieuw moet worden vastgesteld. Overigens is het niet gezegd dat de pH-indicatie afgeleid van veldmetingen een betrouwbaarder beeld geeft van de zuurgraadpreferentie van soorten, omdat de veldmetingen niet random zijn uitgevoerd en daardoor vooral de voorkeur van onderzoekers voor bepaalde ecosystemen kunnen weerspiegelen, in plaats van de voorkeur van plantensoorten voor een pH-bereik (Runhaar *et al.*, 1994).

In de derde methode (WWN-2.3) is de R_m van de aanwezige vegetatie geijkt aan de gesimuleerde pH. We gebruiken dus een ijkrelatie door R_m van een vegetatiekaart te correleren aan de gesimuleerde pH. Deze methode heeft als voordeel dat de laatste twee van bovengenoemde bezwaren wegvallen, maar als nadeel dat het gesimuleerde vegetatiepatroon niet meer kan worden gevalideerd op het gebied dat voor de ijking is gebruikt.

In de vierde methode (WWN-2.4) berekenen we alleen de verandering van R_m op een procesmatige manier, omdat bij het berekenen van een verandering systematische fouten geheel of gedeeltelijk tegen elkaar wegvallen zodat veranderingen betrouwbaarder kunnen worden gesimuleerd dan absolute waarden. Dus voor de huidige situatie (de referentie) gaan we uit van de vuistregels waar WWN-1 gebruik van maakt, terwijl de verandering in R_m wordt gebaseerd op VSD+ en de veldijklijn van Figuur 7:

$$R_{m\text{scenario}} = R_{m\text{referentie}}(\text{vuistregels}) + R_{m\text{scenario}}(pH_{KCL}) - R_{m\text{referentie}}(pH_{KCL}) \quad [8]$$

Op voorhand is namelijk niet verzekerd dat een van de eerste drie methoden betrouwbare resultaten op zal leveren. Voor methode 3 is bijvoorbeeld een betrouwbare vegetatiekaart nodig die volledig aansluit bij de bodemkaart en bij de gesimuleerde grondwaterstanden en kwelfluxen. Bovendien is voor deze methode een gebied nodig met een grote gradiënt in bodemzuurgraad, anders kan nooit een goede ijklijn worden verkregen.

In het volgende hoofdstuk vergelijken we de resultaten van deze vier methoden, waarna we de beste selecteren voor de WWN-2.

2.6 AANPASSINGEN SOFTWARE WATERWIJZER NATUUR

Voor de nieuwe berekening van de bodemzuurgraad en de vertaling daarvan naar de vegetatievoorspelling met PROBE, is een module ontwikkeld, genaamd PH_PROBE. Deze module is gekoppeld aan de gebruiksvriendelijke schil (gemaakt door Hoefsloot Spatial Solutions). In de schil werden bij de Initialisatie zes landelijke invoerkaarten ingelezen die de statische kenmerken van het gebied beschrijven. Daar is nu een zevende kaart bijgekomen, namelijk die van de kwelkwaliteit (Figuur 10). De kwelkwaliteitskaart kan na de initialisatiefase grafisch worden weergegeven onder de optie 'Bekijk'.

Onder de knop 'Voorspellen met PROBE' kan met de nieuwe versie gekozen worden van welke atmosferische depositie moet worden uitgegaan: de huidige (CLE), of de gereduceerde (scenario MFR) (Figuur 11).

Van de door GTST gegenereerde metarelaties leest PH_PROBE alleen die in, die horen bij het door de gebruiker opgegeven klimaatscenario en het scenario voor atmosferische depositie. Deze selectie van metarelaties heeft als verklarende variabelen:

1. De gemiddeld laagste grondwaterstand GLG (door de gebruiker opgegeven onder de knop 'Specificeer hydrologische invoer' (Figuur 11).
2. De gemiddelde kwelintensiteit naar het topsysteem (door de gebruiker opgegeven onder de knop 'Specificeer hydrologische invoer' (Figuur 11).
3. Vier van de eerder genoemde statische gebiedskenmerken, namelijk: landgebruik, bodemfysische eenheid, klimaatdistrict, kwelkwaliteit.

PH_PROBE leest nog enkele tabellen in en voert nog een aantal correcties door die zijn beschreven in Bijlage XI.

Naast deze aanpassingen is de software op een aantal kleine andere punten verbeterd: zo worden met WWN-2 verschilkaarten van de hydrologische invoer gegenereerd en is de legenda van de door PROBE berekende vegetatiekaart (ProbeKlassen) voor de referentie en het scenario nu precies hetzelfde, wat de vergelijking vergemakkelijkt.

FIGUUR 10

HET NIEUWE SCHERM VAN DE WWN, MET ALS NIEUWE (ZEVENDE) KAART DIE VAN DE KWELKWALITEIT

Initialisatie van Probe en Watermood

Naam voor project: SG

Bestand voor modelgebied: C:\KWR\Schil\User\SangEnGoorkens\20171010\WaterwijzerNatuur\Modelgebied\EXPORTMODEL.ASC

Natuurgebieden: C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\nbp2013_25.asc

Invoerbestanden (alleen te wijzigen in overleg)

Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN): C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\lg6.asc

Bodemkaart: C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\bodem25.asc

Bodem Fysische Eenheden: C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\bofek2012v2new.asc

Klimaat Districten: C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\5districten25m.asc

Kwelkwaliteitskaart: C:\FWE\WWN\Netherlands\asters\kwelkaart_INT1U.asc

Extraheer

FIGUUR 11

HET SCHERM 'VOORSPELLEN MET PROBE', WAARIN NIEUW DE OPTIE TE KIEZEN TUSSEN TWEE DEPOSITIESCENARIO'S (HUIDIG BELEID EN MAXIMALE REDUCTIE) EN DE MODULE PH_PROBE (WEERGEGEVEN ALS 'PH'). <DEZE FIGUUR WORDT UITEINDELIJK VERVANGEN: HUIDIGE DEPOSITIE --> HUIDIG BELEID>

Voorspellen met PROBE

Type berekening: Referentie

KNMI klimaatscenario: Huidige klimaat (default bij referentieberekening) Ander scenario

Zichtjaar: 1995 (hoort bij huidige klimaat 1980-2010) Ander zichtjaar

Vegetatiestructuur: Vegetaties met huidige vegetatiestructuur en ligging van natuurgebieden

Natuurwaarderingmethode: Methode Gelderland (Hertog & Rijken, 1992)

Atmosferische depositie: **Huidige depositie**

Specificeer hydrologische invoer

Vegetatietypologie

☒ Run Probe

Bewerking bodemkaart ☐

WaterStress ☐

PH ☐

MetaCentury ☐

GenFNR ☐

UsePardens ☐

VegMap ☐

Agg2NDT ☐

3

RESULTATEN

3.1 DE KWELKWALITEITSKAART

3.1.1 WATERKWALITEIT VAN GRONDWATERKLASSEN EN INTERPRETATIE

De classificatie van de grondwaterkwaliteitsgegevens leverde een zestal grondwatertypen op (Tabel 3). Van de zes typen is er één met een grote zoutinvloed (het thallassocliene type). De overige typen zijn onderscheiden op basis van verschillen in Fe, NO₃, pH en een gradiënt van HCO₃+Ca+Mg.

TABEL 3 GRONDWATERKWALITEIT (MIDDELAN CONCENTRATIES IN MG/L) PER GRONDWATERTYPE ZOALS BEPAALD MET HIËRARCHISCHE CLUSTERANALYSE. GEBASEERD OP TIJDGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR HET ONDIEPSTE FILTER PER MEETPUNT. (*): REFERENTIEWAARDEN NAAR BORREN *ET AL.* (2012)

Grondwater Type	Concentratie (mg/l)											EC (mS/m)	pH
	Al	Ca	Cl	Fe	HCO ₃	K	Na	Mg	NH ₄	NO ₃	PO ₄		
Thallassoclien	0.0200	169.5	725.0	6.550	795.0	30.7	451.5	69.2	11.09	0.19	3.032	3350	7.1
Atmo-lithoclien pH neutraal	0.0075	70.0	36.1	0.015	151.0	3.5	20.5	8.2	0.04	18.65	0.050	540	7.1
Lithoclien Alkalien	0.0103	92.1	51.0	5.950	332.0	3.2	31.9	11.8	1.51	0.22	0.275	727	7.1
Lithoclien Oxisch	0.0097	79.1	24.5	1.110	213.9	1.6	15.7	5.9	0.14	0.22	0.153	459	7.5
Lithoclien Anoxisch	0.0449	19.8	34.3	11.054	48.7	2.2	18.8	3.9	0.76	0.13	0.215	167	6.1
Atmo-lithoclien Zuur	0.3389	22.3	26.3	0.047	8.4	8.0	15.0	5.5	0.06	30.75	0.076	291	5.2
Regenwater (*)		0.4	1		0	0.2	1.6	0.2				5	4.2
Kalkrijk 'diep' kwelwater (*)		115	11		400	2	12	8				65	7.3
Rijnwater (*)		82	178		159	7	96	10				100	7.8

3.1.2 GRONDWATERKWALITEITSKAART – NATIONAAL NIVEAU

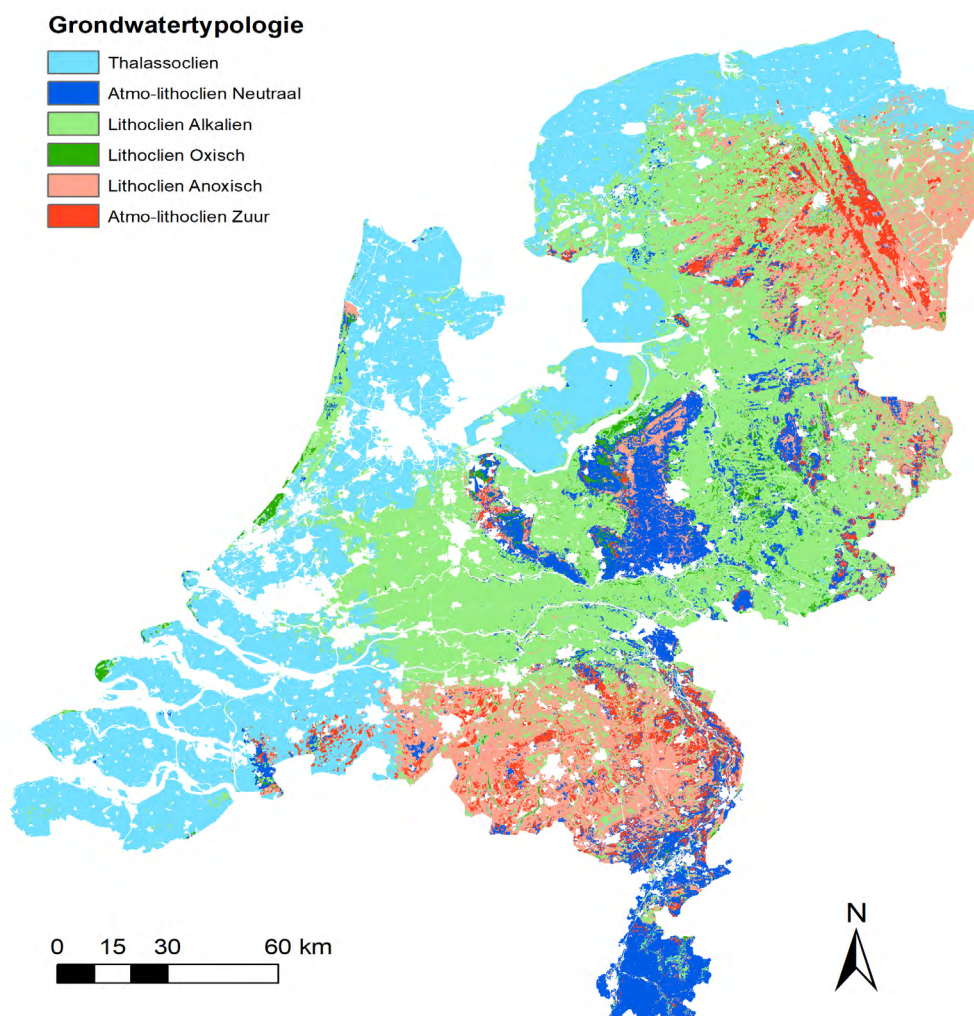
Op landelijk niveau levert de grondwaterkwaliteitskaart een ruimtelijk patroon op dat op grote lijnen overeenkomt met de verwachtingen (Figuur 12). In het westen domineert de thallassocliene klasse en op locaties die langdurig zijn blootgesteld aan uitloging, zoals bij stuwwalcomplexen en een groot deel van Limburg, de atmo-lithocliene klasse. Op de Hondsrug komt de zure atmo-lithocliene klasse met hogere aluminiumconcentraties veel voor (Tabel 3). Het rivierengebied en lager gelegen Nederland zijn grotendeels gedomineerd door lithoclien-alkalien grondwater. Vooral in Brabant en Drenthe komt lithoclien-anoxisch grondwater voor dat rijker is aan Fe en een lagere pH heeft. Opvallend is dat in groot deel van westelijk Brabant het zoute grondwatertype domineert, terwijl het grondwater in de praktijk hier zoet is. Dit komt ook voorop plekken met 'diepe' kwel. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat thallassoclien grondwater relatief ondiep voor komt in deze gebieden en terug komt in de grondwaterkwaliteitsmetingen, maar dat dit water niet naar maaiveld zal uittreden. Vooral voor de thallassocliene klasse is ruimte voor verbetering, bijvoorbeeld door bemonsteringsdiepte als verklarende variabele toe te voegen.

Door het ontbreken van ruimtelijke informatie uit het Nationaal Hydrologisch Model (Wadden) en de geomorfologische kaart (stedelijk gebied) is de grondwaterkwaliteit niet gedefinieerd voor de Waddeneilanden, het stedelijk gebied en meren.

De validatie wijst uit dat de grondwaterkwaliteitsklasse op de kaart in 60% van de gevallen correct is berekend. De ruimtelijke variatie in grondwaterkwaliteitsklassen wordt in de random forest classificatie met name bepaald door de positie in het land, de kwelflux, en de grondwaterstand (Bijlage II). De thalassocliene en lithoclien-alkaliene typen worden overwegend goed geclassificeerd (80% en 61%), maar de lithoclien-oxische en atmo-lithoclien-zure typen minder goed (<31%) zodat daar de meeste behoefte aan verbetering zit. Deze typen maken echter deel uit van een gradiënt in alkaliniteit en vertonen grote gelijkenis op grenzen van clusters. Het is dus niet vreemd dat ze in de validatie met elkaar verward worden.

FIGUUR 12

NATIONALE GRONDWATERKWALITEITSKAART TEN BEHOEVE VAN DE WVN-2 (RESOLUTIE 25 M). DE KAART IS GEBASEERD OP DE GEMETEN CHEMISCHE SAMENSTELLING IN GRONDWATERBUIZEN DIE MET BEHULP VAN RUIMTELIJKE INFORMATIE IS GEËXTRAPOLEERD. ZIE TABEL 3 DE IONCONCENTRATIES PER TYPE

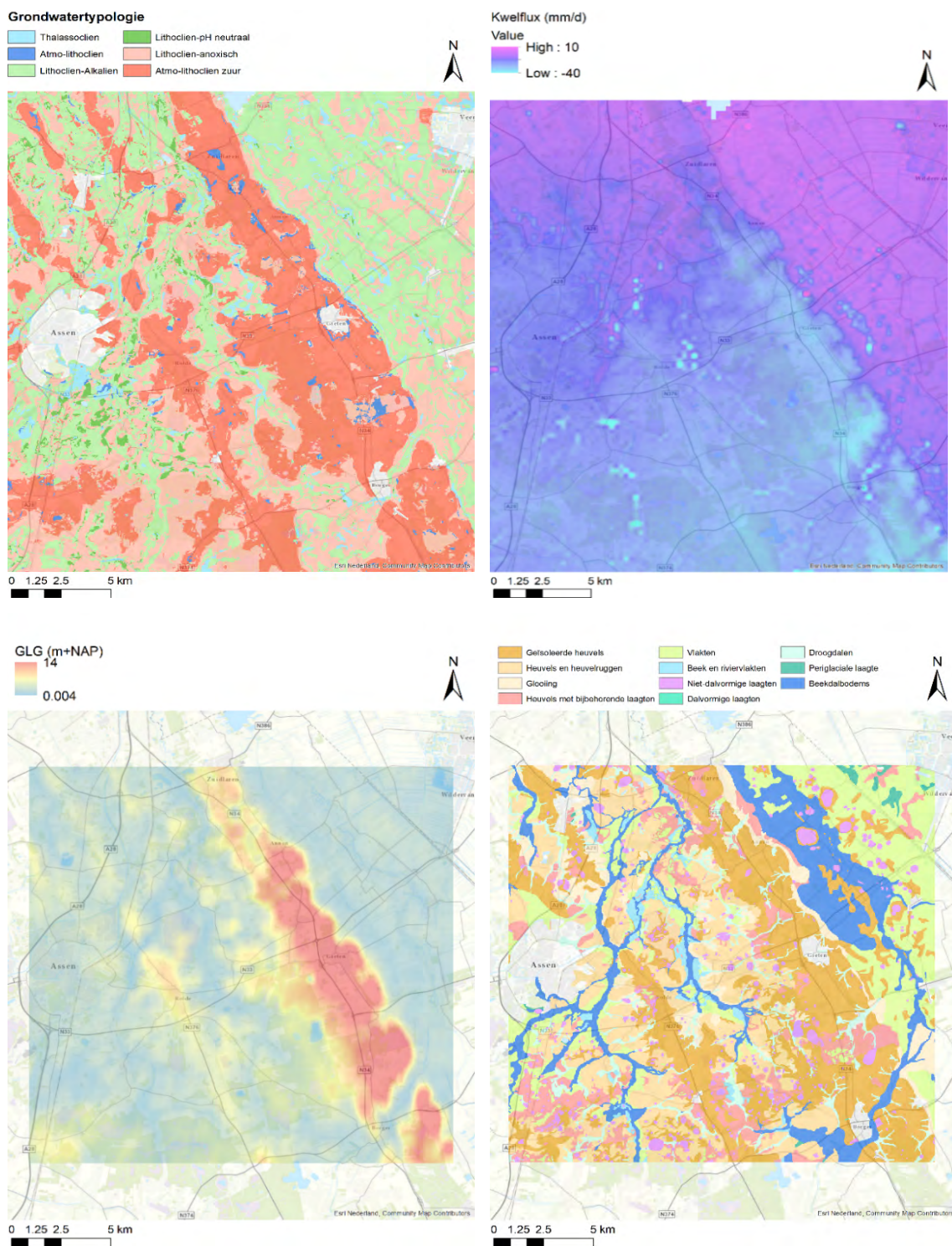


3.1.3 GRONDWATERKWALITEITSKAART – LOKAAL NIVEAU

Om te bepalen of de kaart ook op regionaal en lokaal niveau tot logische resultaten leidt, is een gebied rondom de Drentse Aa in detail bekeken (Figuur 13). De Hondsrug met de zure atmo-lithocliene grondwaterkwaliteit is wederom goed terug te vinden. Ook beekdalen met lithoclien-alkaliene kwaliteit zijn goed herkenbaar. Opvallend is de onverwachte aanwezig-

heid van thallassoclien grondwater. De thallassociene klasse vertegenwoordigt een breed spectrum aan ‘zoute’ omstandigheden (ca. 40–14000 mg/l Cl; Bijlage II). Net als de foute weergave van zout water in westelijk Brabant vertegenwoordigt deze klasse in beekdalsystemen waarschijnlijk harder water (‘diepe kwel’).

FIGUUR 13 RUIMTELIJKE PATRONEN VAN GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN EN DE BELANGRIJKSTE VOORSPELLERS. LINKSBOVEN: GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN. RECHTSBOVEN KWELFLUX (MM/D; POSITIEF IS KWEL, NEGATIEF IS WEGZIJDING), LINKSONDER GLG, RECHTSONDER GEOMORFOLOGISCHE EENHEDEN (GEBUNDELD IN NIEUWE CATEGORIËN ZOALS BESCHREVEN IN NIJP ET AL. (2019))



a

3.1.4 BEPERKINGEN TOEPASSING GRONDWATERTYPEN KAART

De gepresenteerde grondwaterkwaliteit stelt een gemiddelde over diepte en tijd voor. In werkelijkheid kan de kwaliteit van grondwater nog flink veranderen indien het een reactieve laag passeert, zoals veen, dat gewoonlijk wordt aangetroffen in kwelzones, alvorens de wortelzone te bereiken. Bovendien kan deze middeling leiden tot een verkeerde inschatting van het zoet-zout grensvlak, wat kan leiden tot een overschatting van de thallasocliene kwaliteitsklasse (zie Figuur 12). De gepresenteerde kwelwaterkwaliteit komt dus nadrukkelijk niet overeen met de waterkwaliteit in het wortelmilieu. De gebruiker dient zich er tevens van bewust te zijn dat de kaart niet direct vergeleken kan worden met veldmetingen. Alle grondwaterkwaliteitsgegevens van 5–50 mmv zijn meegenomen in de analyse. Hoge zoutgehalten en/of ionconcentraties op grotere diepten zijn hoogstwaarschijnlijk de oorzaak van een systematische overschatting van zoutwaterinvloed, zoals voorspeld in Westelijk Brabant en lokaal op bepaalde delen in het Drentse Aa gebied (Figuur 13). De grondwaterkwaliteit kan sterk variëren over diepte. Filterdiepte is echter niet meegenomen als verklarende variabele in de random forest classificatie. Het verdient sterk de aanbeveling de classificatie te herhalen met deze (en eventueel andere) verklarende variabelen. Naar verwachting levert dit met beperkte inspanning een aanzienlijke verbetering op.

Met de huidige kwelkaart kan de kwaliteit van ondiep grondwater op regionale schaal goed in kaart gebracht worden, maar voor zeer lokale systemen blijft de kwelwaterkwaliteit lastig te schatten. Dit probleem vindt zijn oorsprong waarschijnlijk in de grove geohydrologische schematisering in de modellen waaruit de kwelfluxen en GLG informatie zijn geëxtraheerd. Hier ligt een belangrijk vraagstuk voor vervolgonderzoek. Resultaten worden op de nieuwe kwelkaart weergegeven met een resolutie van 25 m, maar dit betekent niet dat de invoergegevens altijd zulke fijnschalige schattingen van grondwaterkwaliteit toelaten.

3.1.5 CONCLUSIE

Deze eerste op data gebaseerde, gevalideerde landsdekkende grondwaterkwaliteitskaart geeft over het algemeen een redelijk goed beeld van de kwelwaterkwaliteit. De zes kwelklassen kunnen met 60% nauwkeurigheid voorspeld worden en ruimtelijke patronen van kweltypen zijn verklaarbaar. Door bijvoorbeeld rekening te houden met meetdiepte en -tijdstip zou de kwaliteit van de voorspellingen verbeterd kunnen worden.

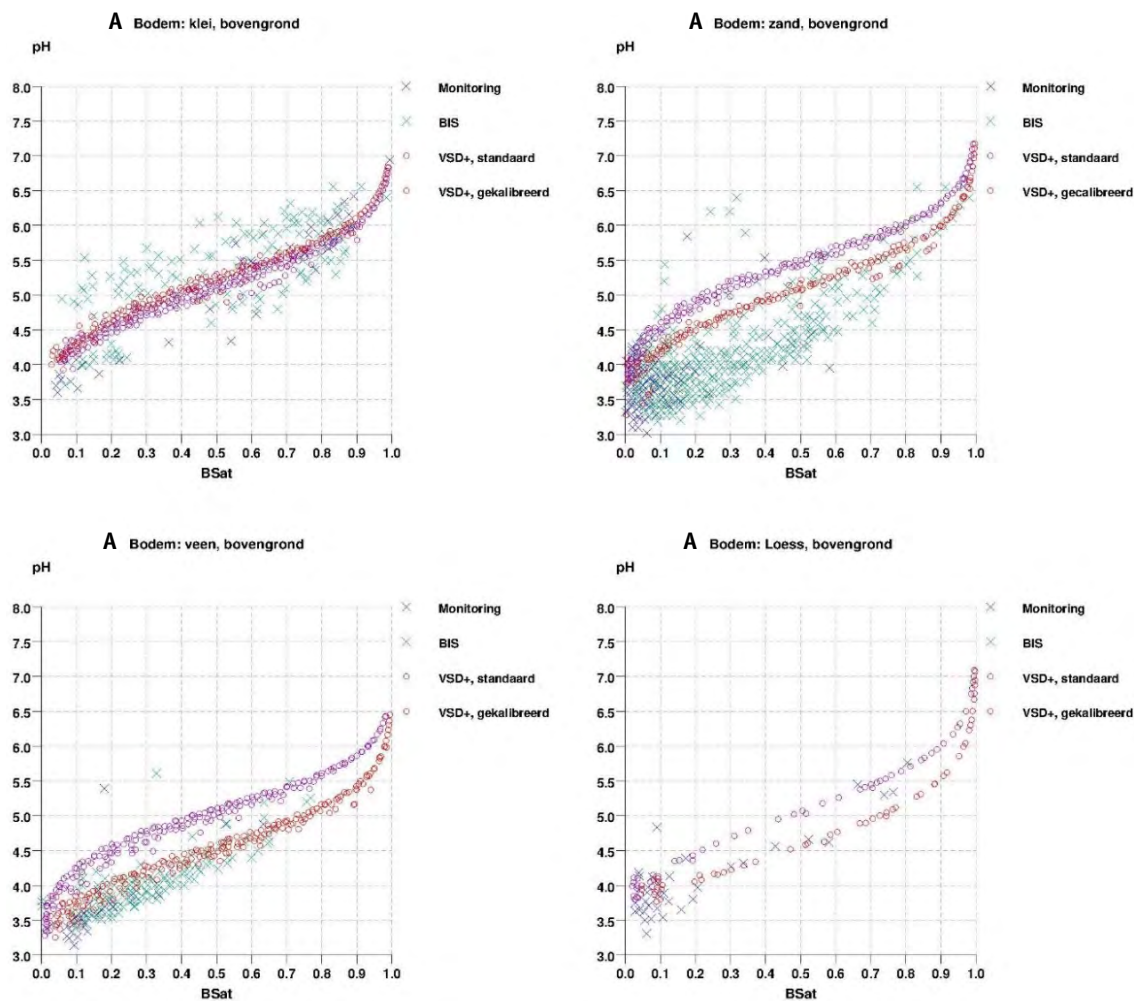
3.2 RESULTATEN VAN VSD+

3.2.1 KALIBRATIE UITWISSELINGSCONSTANTEN

Figuur 14 geeft voor vier VSD+ bodemtypes de resultaten van de kalibratie van de uitwisselingsconstanten. Er is gekozen voor het Gapon uitwisselingsmodel in VSD+ omdat dat betere overeenstemming geeft met de metingen dan het Gaines-Thomas uitwisselingsmodel. De relatie tussen de pH en de basenverzadiging is gegeven voor de gekalibreerde uitwisselingsconstanten en de 'standaardwaarden'. Deze standaardwaarden zijn de tot nu toe gebruikte waarden gebaseerd op een veel beperktere set van waarnemingen. Voor veen en lössgronden leidt de kalibratie tot een veel betere overeenstemming tussen waarnemingen en gesimuleerde waarden. De kalibratie voor kleigronden verbetert de relatie in beperkte mate. Voor zandgronden wordt de relatie weliswaar beter, maar er is nog een substantieel verschil tussen gemeten en gesimuleerde waarden, vooral onder pH 5.5. Daarboven is de relatie goed. Het blijkt niet goed mogelijk om de waarnemingen van zandgronden in het zure traject en in het basische traject met één set uitwisselconstanten te beschrijven; blijktbaar zijn de uitwis-

selingconstanten pH-afhankelijk. Deze pH-afhankelijkheid is echter niet zomaar in het model te in te bouwen.

FIGUUR 14 GEMETEN EN GESIMULEERDE (STANDAARD EN GEKALIBREERD) WAARDEN VOOR DE RELATIE PH – BASENVERZADIGING



3.2.2 VALIDATIE VAN VSD+ OP DE OBN LOCATIES

In Tabel 4 staan voor alle OBN-locaties de gemeten en berekende concentraties in het bodemvocht van sulfaat, nitraat, ammonium, basische kationen en pH. Tevens zijn in deze tabel de waarden voor de koolstof- en stikstofvoorraad en de basenverzadiging van de bodem opgenomen. Simulaties in de tijd en de bijbehorende waarnemingen staan in Bijlage V. Voor alle locaties zijn meerdere waarnemingen per jaar beschikbaar die in Tabel 4 zijn deze gemiddeld. Op basis van de resultaten menen we dat VSD+ over het algemeen goed in staat is om de gemeten bodemvochtconcentraties en pH te simuleren.

Wat opvalt is dat de kwelflux op alle locaties zodanig hoog is, dat de bodemvochtconcentraties van basische kationen en de pH van het bodemvocht vrijwel volledig worden bepaald door de kwelconcentraties; trends in depositie zijn maar zeer beperkt terug te vinden in de bodemvochtconcentraties (Bijlage V). Door de hoge denitrificatie en geremde nitrificatie in deze natte systemen, zijn zowel de metingen als de gesimuleerde waarden voor nitraat en ammonium zeer laag. Ten slotte valt op dat de spreiding in gemeten basenverzadiging binnen een jaar groot is en dat de waarden relatief laag zijn, gezien de hoge pH in de bodem. VSD+ overschat dan ook de basenverzadiging voor de meeste locaties, ondanks de kalibratie

van de uitwisselconstanten: in de set met waarnemingen van pH en basenverzadiging die is gebruikt voor de kalibratie is te zien dat combinaties van een hoge pH (> 6) en een lage basenverzadiging (< 0.5) voor veengronden niet of nauwelijks voorkomen. Blijkbaar spelen er op deze locaties processen een rol die (nog) niet in de simulaties zijn meegenomen. Opgemerkt moet worden dat alleen de door VSD+ gesimuleerde pH in PROBE wordt gebruikt, en niet de basenverzadiging. De gemeten concentraties van met name sulfaat (SO_4) en basische kationen vertonen voor een aantal locaties (Bijlage V) grote schommelingen in het jaar, waarschijnlijk als gevolg van de grote variatie in de kwelflux naar de wortelzone. Daarnaast kan de sulfaatconcentratie beïnvloed zijn door de oxidatie van pyriet. De variatie in de concentratie van basen kan mogelijk ook effecten van beheer bevatten (bijvoorbeeld via afvoer van maaisel).

Doordat de zuurgraad en basenverzadiging van de gebruikte locaties grotendeels bepaald worden door de kwelflux, is het op basis van deze validatie niet mogelijk om een uitspraak te doen over het effect van de VSD+-aanpassingen op de basenverzadiging en de pH in het zure pH-traject (pH < 6). Aangezien het zeer natte systemen zijn, leidt het niet meenemen van sulfatreductie mogelijk tot een overschatting van de SO_4 -concentratie door VSD+. Het niet meenemen van maai- of begrazingsbeheer leidt mogelijk tot een overschatting van de netto-toevoer van N en basische kationen. Dit komt tot uiting in de overschatting van de N-voorraad in de bodem door VSD+ (Tabel 4)

TABEL 4 GEMETEN (GEMIDDELTE) EN GESIMULEERDE WAARDEN VAN BODEMVOCHTCONCENTRATIES, PH, C EN N VOORRAAD EN BASENVERZADIGING VOOR DE OBN LOCATIES

		De barten		groot zandbrink		Korenburger-veen		Lemseler-maten		Stobbenribben		Ule krite		Wyldlanden	
	jaar	simulatie	meting	simulatie	meting	simulatie	meting	simulatie	meting	simulatie	meting	simulatie	meting	simulatie	meting
pH	1998	7.0	7.1	6.0	6.2	4.3	3.2	7.1	7.0	6.7	6.9	6.7	6.3		
pH	1999	7.0	7.7	6.0	8.0	4.3	5.2	7.1	7.5	6.7	7.5	6.7	7.8	6.3	6.0
$[\text{SO}_4^{--}]$ (eq/m ³)	1998	0.19	0.18	0.60	0.05	0.19	0.23	0.71	0.09	0.24	0.21	1.49	0.67		
$[\text{SO}_4^{--}]$ (eq/m ³)	1999	0.19	0.24	0.60	0.79	0.19	0.23	0.70	1.02	0.24	0.29	1.49	3.76	3.11	5.78
$[\text{NO}_3^-]$ (eq/m ³)	1999	0.008	0.012	0.014	0.007	0.007	0.009	0.024	0.021	0.008	0.009	0.006	0.004	0.154	0.004
$[\text{NH}_4^+]$ (eq/m ³)	1999	0.014	0.015	0.003	0.002	0.008	0.006	0.004	0.004	0.008	0.005	0.117	0.020	0.047	0.029
$[\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}]$ (eq/m ³)	1998	5.42	8.03	1.81	2.09	0.65	1.18	3.93	5.90	2.23	2.28	3.90	2.85		
$[\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}]$ (eq/m ³)	1999	5.41	7.91	1.81	2.66	0.65	0.80	3.93	5.78	2.23	2.85	3.90	5.51	3.33	6.41
BasenVerzadiging	1998	1.00	0.82	0.93	0.53	0.32	0.00	1.00	0.76	1.00	0.67	1.00	0.47		
BasenVerzadiging	1999	1.00	0.83	0.93	0.81	0.33	0.06	1.00	0.67	1.00	0.70	1.00	0.70	0.99	0.53
Total C pool (g C/m ²)	2000	13644	14719	6172	6992	9096	7778	11653	13754	9096	7512	11202	10653	14026	15240
Total N pool (g/m ²)	2000	828	662	558	422	483	289	587	614	360	241	741	222	980	530

3.2.3 CONCLUSIE

De resultaten geven aan dat de zuurgraad van het bodemvocht en de basenverzadiging in sterke mate bepaald worden door de aanvoer van kwel en het kweltype. De aanpassingen in VSD+ vormen daarmee een belangrijke verbetering van de voorspelde zuurgraad in natte, kwelafhankelijke ecosystemen. Wel is er nog ruimte om de voorspelde basenverzadiging te verbeteren.

3.3 RESULTATEN VAN DE WWN-2 VOOR SANG & GOORKENS

3.3.1 INLEIDING

In § 2.5 is beschreven dat we in dit project vier manieren onderzoeken om de met VSD+ gesimuleerde pH om te zetten in een indicatiewaarde R_m :

1. WWN-2.1: Met behulp van een ijklijn afgeleid van veldgegevens;
2. WWN-2.2: Geen omzetting, want we gebruiken PROPS-indicatiegetallen die al zijn uitgedrukt als pH;
3. WWN-2.3: Door een ijklijn, afgeleid van de gesimuleerde pH en de aanwezige vegetatie in een goed gemodelleerd natuurgebied;
4. WWN-2.4: Door voor referentieberekeningen nog uit te gaan van vuistregels en voor scenario-berekeningen van procesmatig gesimuleerde veranderingen in R_m .

Voor de tweede methode moesten we een nieuwe vegetatiemodule bouwen, statistische functies die de kansrijkdom van vegetatietypen beschrijft in afhankelijkheid van de indicatiewaarden voor vocht, voedselrijkdom en zuurgraad (F_m , N_m , R_m). De indicatiewaarde voor zuurgraad R_m heeft in de bestaande modelversie immers een schaal van 1.0 tot 3.0, terwijl de schaal van de PROPS-indicaties in de praktijk uiteenloopt van ca. 2 tot 9. Uit onze validatie bleek deze nieuwe vegetatiemodule niet goed te werken. Zie hiervoor Bijlage VIII waarin ons onderzoek naar de bruikbaarheid van PROPS-indicatiewaarden staat beschreven. Onze conclusie is daarom dat van het gebruik van PROPS-indicatiegetallen voorlopig moet worden afgezien.

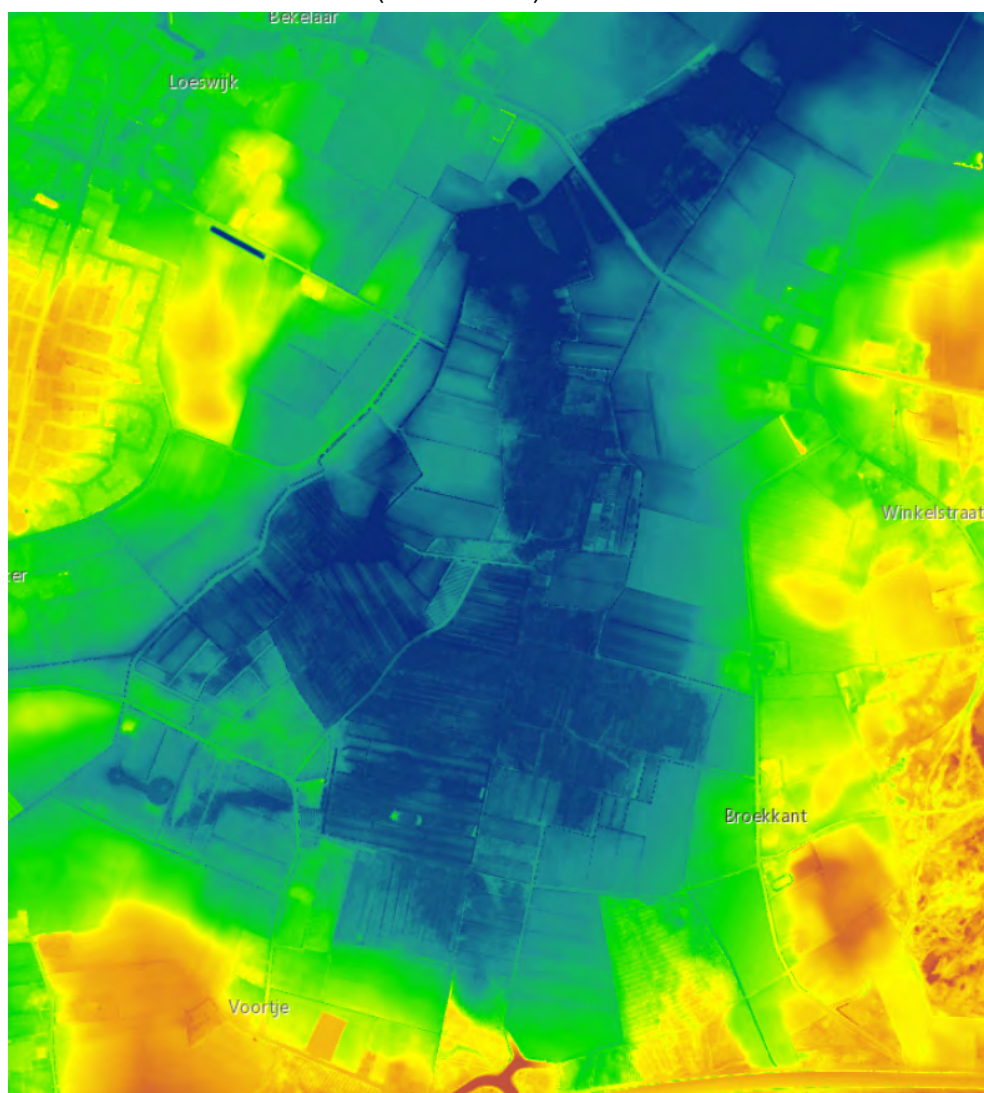
Dat betekent dat we hier alleen de resultaten van de eerste, derde en vierde methode laten zien, afgekort als respectievelijk WWN-2.1, WWN-2.3 en WWN-2.4. Tevens beperken we ons tot twee scenario's (het huidige klimaat en het droge en warme KNMI-scenario W_H , zichtjaar 2050) en twee depositiescenario's (CLE en MFR).

We laten de resultaten zien voor het natuurgebied Sang & Goorkens, dat met de vorige versie van de waterwijzer (WWN-1) uitgebreid is onderzocht (enkele tussenresultaten voor andere natuurgebieden zijn echter opgenomen in Bijlage IX en X). Uit een validatie (Witte *et al.*, 2018b) is gebleken dat de met de WWN-1 gesimuleerde vegetatiekaart over het algemeen goed overeenkomt met de werkelijke vegetatie. Provinciale ecohydroloog Gerrit Schouten, die goed bekend is met het terrein (coauteur van: Atsma *et al.*, 2012), kon zich in de resultaten vinden. Grote afwijkingen van deze kaart wijzen daarom op een ondermaatse modelprestatie.

3.3.2 BESCHRIJVING SANG & GOORKENS

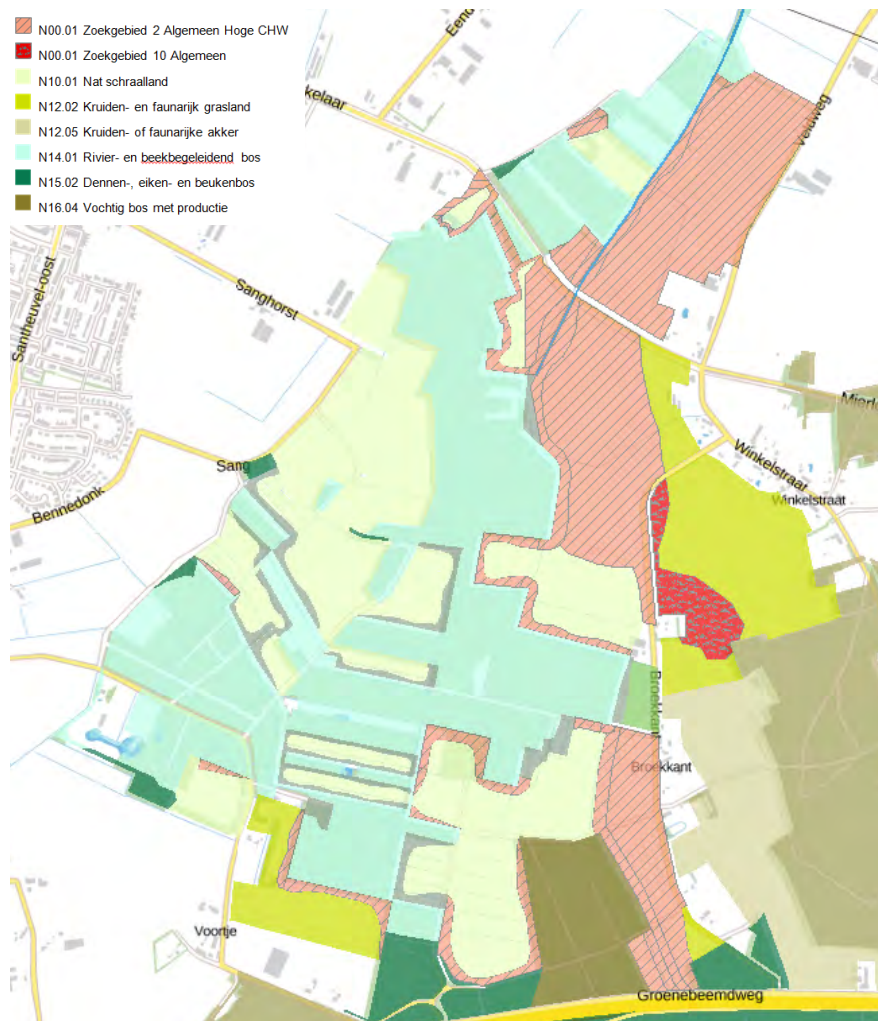
Sang & Goorkens is een natuurgebied in een beekdallandschap (Figuur 15) met in de natte kern Elzenbroekbos, Berken-elzenbroekbos, Wilgenstruweel en Blauwgrasland, met soorten als grote ratelaar, blauwe knoop, gevlekte orchis, veldrus, ronde zonnedauw, waterviolier, holpijp, dotterbloem en duizendknoopfonteinkruid (Boute & Van de Wielen, 2007) (Figuur 16). Om hogere natuurwaarden te bereiken (Figuur 17) is het gebied recent hydrologisch hersteld.

FIGUUR 15 MAAIVELDHOOGTE SANG & GOORKENS VOLGENS AHN3 (DYNAMISCHE OPMAAK)



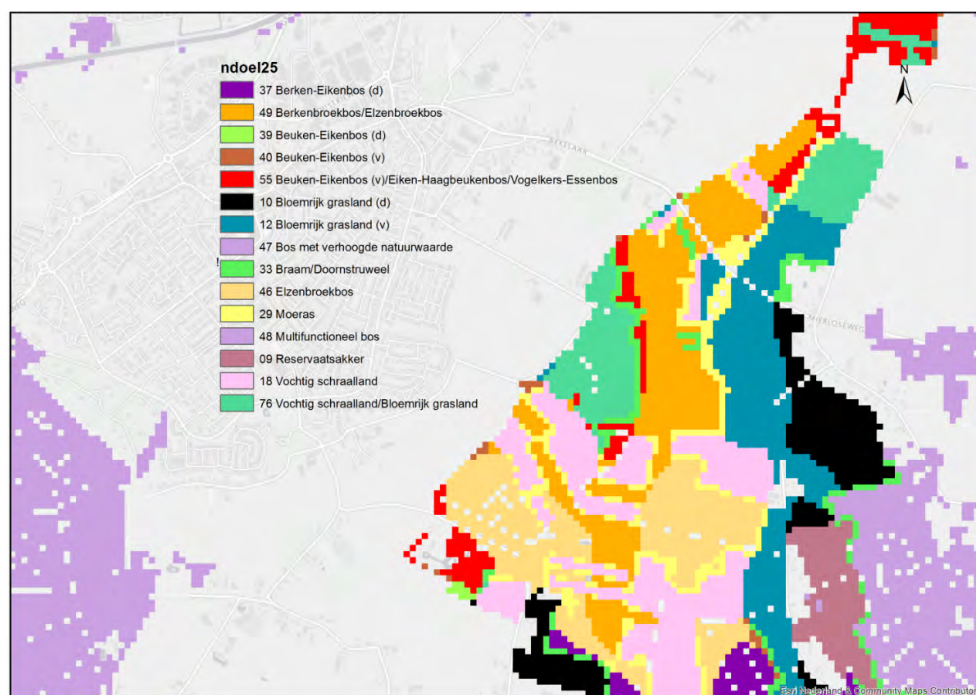
FIGUUR 16

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



FIGUUR 17

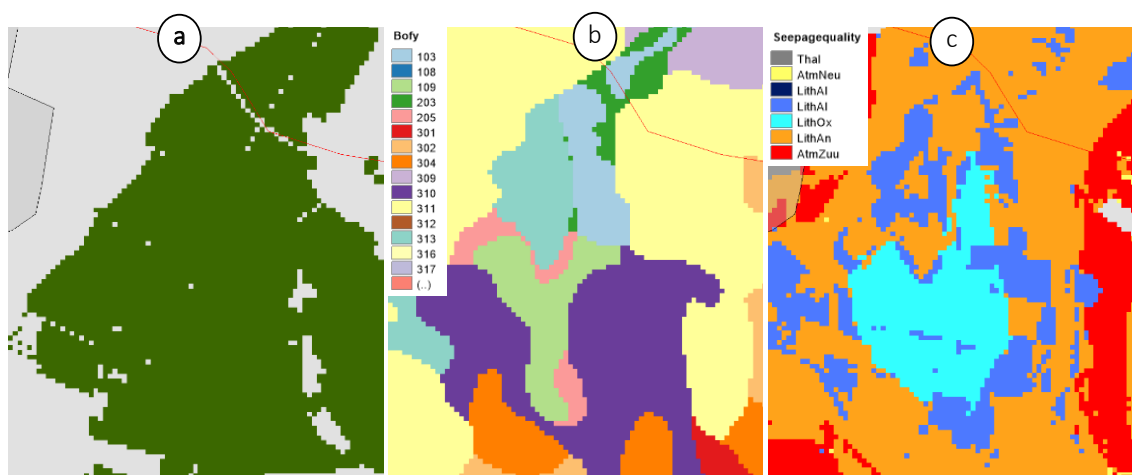
NATUURDOELTYPEN SANG & GOORKENS (NAAR: AT SMA ET AL., 2012)



3.3.3 INVOERGEGEVENS

De volgende kaarten zijn gegenereerd met de gebruiksvriendelijke schil voor natuurgebied Sang & Goorkens en omgeving: Figuur 18 toont de ligging van natuurgebieden, de bodemfysische eenheden en de kwelkwaliteit. Dit zijn statische invoerkaarten, die de eigenschappen van het gebied vastleggen (net als de bodemkaart, de kaart met het landgebruik en kaart met klimaatdistricten). Merk op dat de klasse Thallasoclien volgens de kwelkwaliteitskaart aanwezig is en dat in enkele gebieden (bebouwd) de kwelkwaliteitsklasse ontbreekt; WWN-2 corrigeert gedeeltelijk voor deze cellen (Bijlage XI). In het centrum van het gebied komt het type Lithoclien-Oxisch voor, met een hoge pH, op de hogere delen van het terrein is het grondwater zuurder (Lithoclien-Anoxisch en Atmo-lithoclien Zuur).

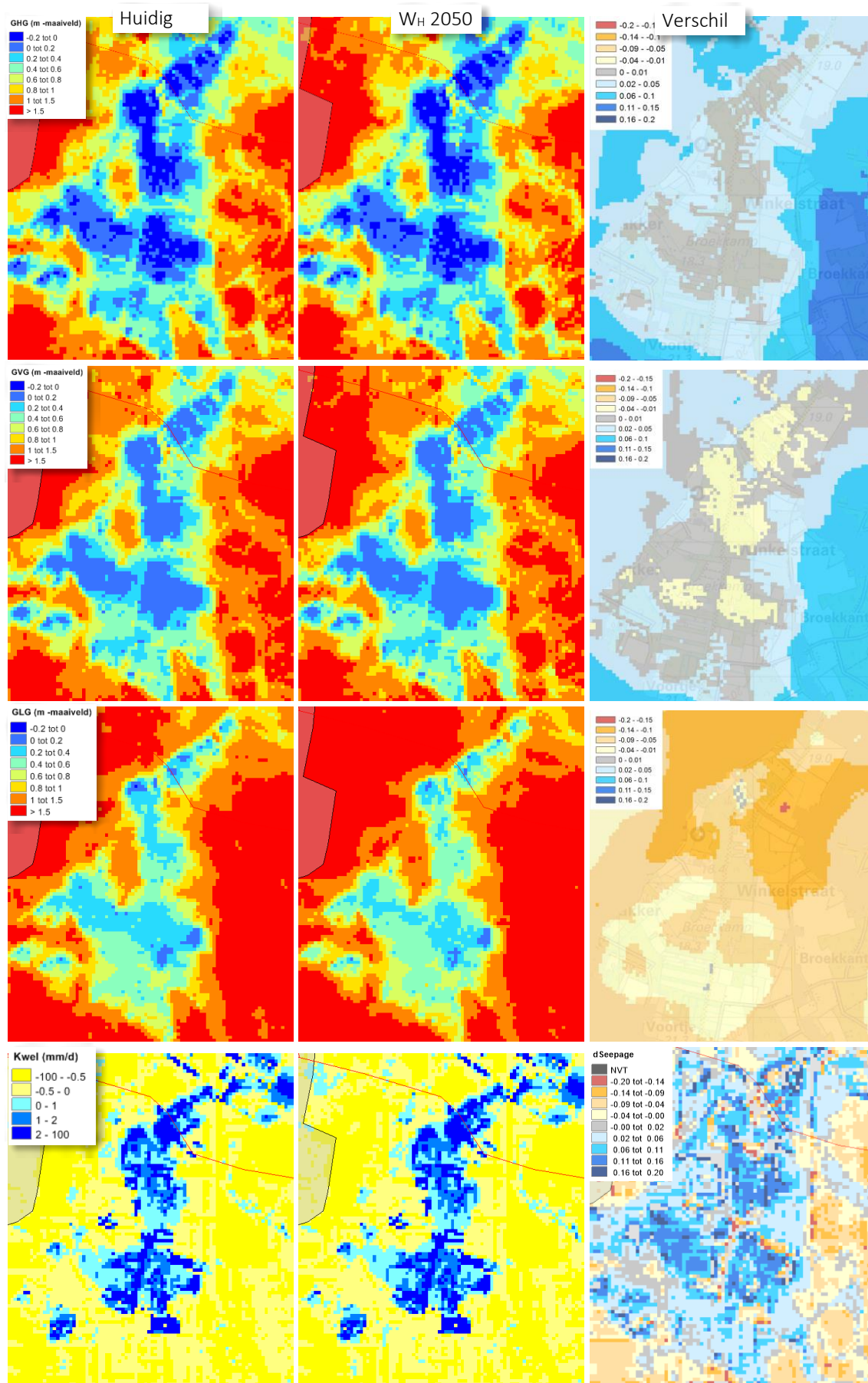
FIGUUR 18 DRIE STATISCHE GEOGRAFISCHE INVOERKAARTEN VOOR SANG & GOORKENS EN OMGEVING: (A) LIGGING NATUURGEBIEDEN, (B) BODEMFYSISCH EENHEDEN, (C) KWELKWALITEITSKAART.



De hydrologische invoer, opgenomen in Figuur 19, is berekend met een ruimtelijke gedetailleerde versie (resolutie 25 m) van het Brabant Model (Verhagen *et al.*, 2014) en aangeleverd door Waterschap Aa & Maas. Volgens het Brabant Model leidt klimaatscenario W_H in het lager gelegen beekdal tot een *GHG* die gelijk blijft of iets stijgt, tot een lichte toename van de kwelintensiteit, tot een *GLG* die iets daalt, en tot een *GVG* die nauwelijks verandert (Figuur 19). Het vrijwel gelijk blijven van de *GVG* komt doordat het voorjaar op de overgang ligt van winters die natter en zomers die droger worden: de *GVG* is daardoor redelijk inert voor dit klimaatscenario. Een andere reden is vermoedelijk dat het hydrologisch model waarschijnlijk zo is ingesteld dat alle standen boven maaiveld worden afgekapt: (in Figuur 20 heeft de donkerblauwe natste klasse van de *GHG* overall exact de waarde 0). In de hoger gelegen infiltratiegebieden en intermediaire zone stijgen de *GHG* en *GVG* en daalt de *GLG*.

FIGUUR 19

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

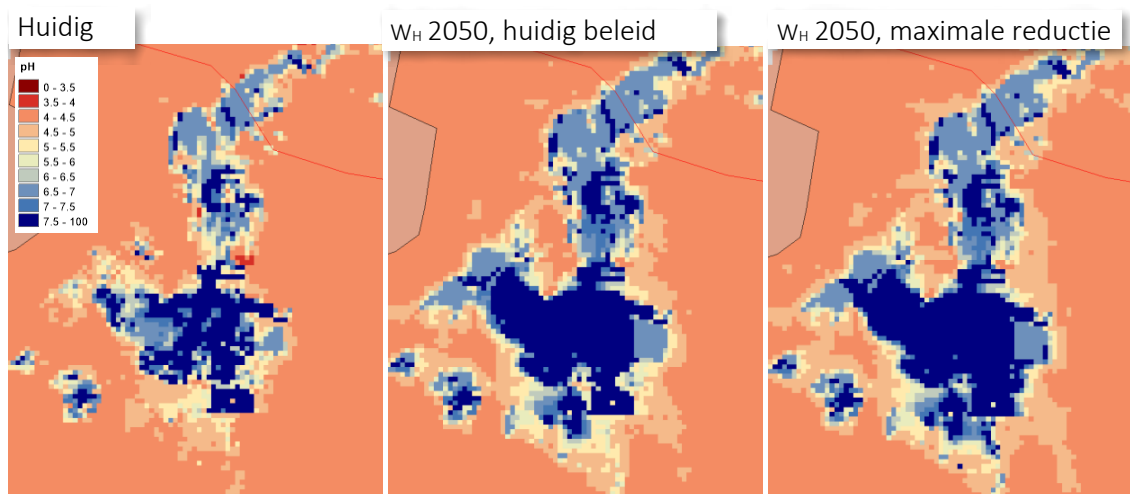


3.3.4 GESIMULEERDE ZUURGRAAD

Op basis van deze invoer is de pH van het bodemvocht in de wortelzone gesimuleerd (Figuur 20). De gesimuleerde pH onder het huidige klimaat varieert van iets minder dan 4 op de drogere zandgronden tot maximaal 7.7 in het kwelgebied. Het patroon is plausibel, want kenmerkend voor een beekdallandschap in het hogere zandlandschap van Nederland (vergeleijk ook Figuur 20 met de zuurgraadklassen van Figuur 25 in Bijlage I).

Simulatie met de WWN-2 geeft aan dat de pH van het bodemvocht in het infiltratiegebied nauwelijks in 2050 nauwelijks zal zijn veranderd onder klimaatscenario W_H (Figuur 20). Dat geldt voor beide depositiescenario's (huidig beleid en technisch maximaal haalbare reductie). De geringe pH respons komt doordat herstel van bodemverzuring via o.a. de verwerking van bodems een zeer langzaam proces is waarvan het gevolg op de pH zich pas op lange termijn manifesteert. In het lager gelegen kwelgebied wordt daarentegen op veel locaties een aanzienlijke stijging van de pH berekend. Wij schrijven deze pH-verhoging toe aan de stijging van de kwelintensiteit in combinatie met een hogere verdampingsvraag in de zomer (zodat het bovenste basenarmere grondwater verdwijnt) en een grondwaterstand die in het voorjaar nauwelijks verandert en in de zomer maximaal met 10 cm daalt. Mogelijk is het resultaat ook het gevolg van de keuze bij de hydrologische modellering om geen plasvorming op het maaiveld toe te staan; daardoor worden wellicht te lage grondwaterstanden berekend en wordt de vorming van een verzurende neerslaglens onderdrukt. Bij het scenario met de maximale reductie van de verzurende depositie stijgt de pH iets meer dan onder ongewijzigd beleid, maar het verschil is gering.

FIGUUR 20 GESIMULEERDE pH_{H_2O} VAN HET BODEMVOCHT ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT (LINKS) EN IN 2050 ONDER SCENARIO W_H MET VOORTZETTING VAN HET HUIDIGE DEPOSITIEBELEID (CLE, MIDDEN) EN MET EEN TECHNISCH MAXIMAAL HAALBARE REDUCTIE VAN DE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE (MFR, RECHTS)



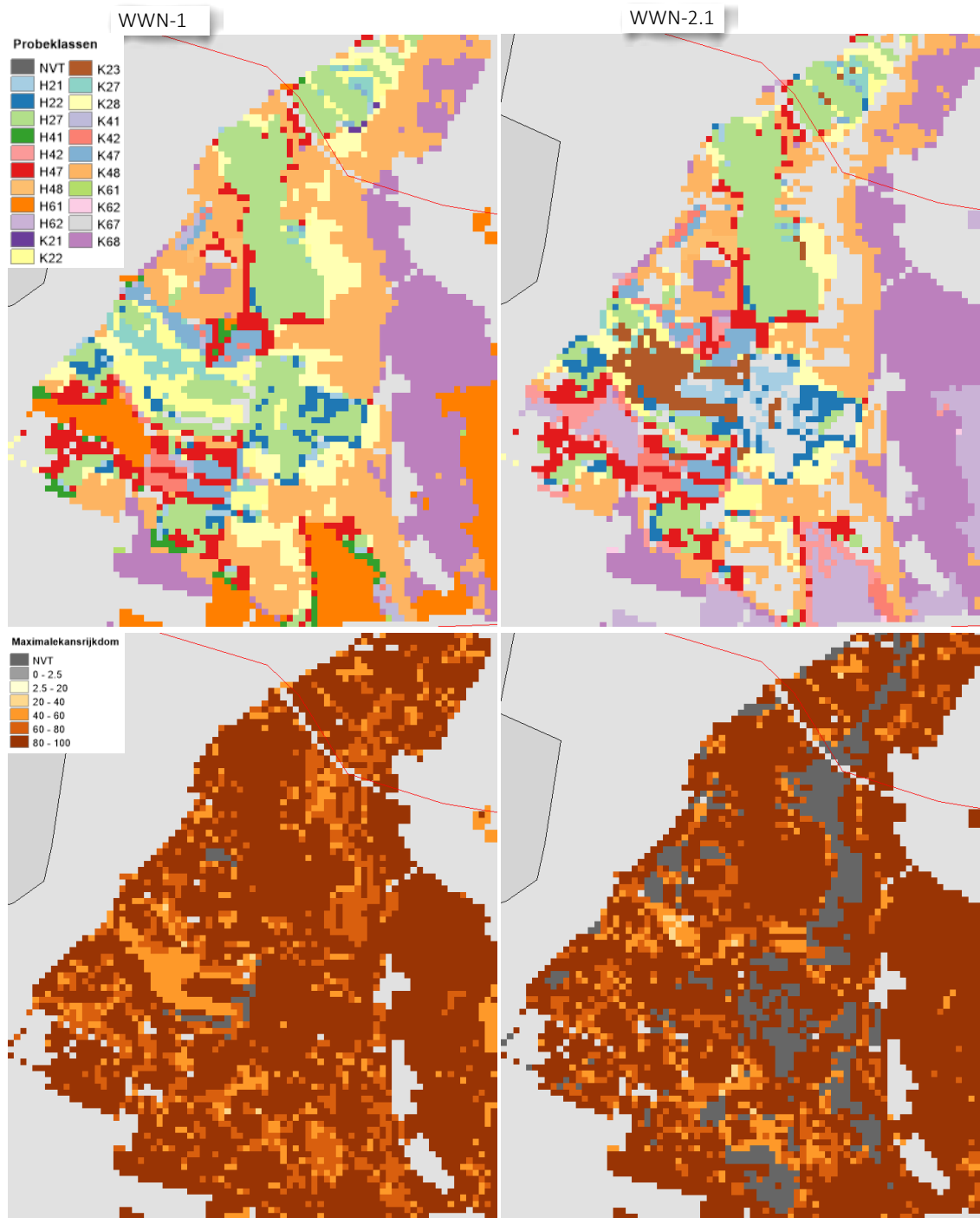
3.3.5 GESIMULEERD VEGETATIEPATROON

TOEPASSING WWN-2.1, HUIDIG KLIMAAT EN HUIDIGE DEPOSITIE

Figuur 21 (boven) geeft de vegetatiekaart van Sang & Goorkens volgens: WWN-1 (linker kaartje) en WWN-2.1 waarin de zuurindicatie R_m is afgeleid uit de gesimuleerde pH en een ijkrelatie tussen pH en R_m op basis van veldmetingen (rechter kaartje). Voor ieder vegetatietype produceert de WWN een kaartje met de kansrijkdom; de kansrijkdom van alle kaartjes bij elkaar opgeteld komt uit op 100%. In de vegetatiekaartjes is iedere gridcel geclassificeerd tot het type met de hoogste kansrijkdom van alle typen, P_{max} . Deze hoogste kansrijkdom is weergegeven in de onderste drie kaartjes van Figuur 21.

FIGUUR 21

BOVEN: OP TWEE MANIEREN BEREKENDE VEGETATIEKAART VOOR SANG & GOORKENS (HUIDIGE DEPOSITIE EN KLIMAAT): MET DE OUDE VERSIE VAN DE WVN (WWN-1), EN MET EEN NIEUWE VERSIE DIE GEBRUIK MAAKT VAN AAN VELDMETINGEN ONTLEENDE RELATIE TUSSEN PH EN ZUURINDICATIE (WWN-2.1). ONDER: MAXIMALE KANSRIJKDOM P_{max} WAAROP VEGETATIETYPE IS GECLASSIFICEERD



De voorspelde ruimtelijke patronen van ecotoopgroepen bij de WWN-1 was door lokale ecohydrologen als zeer plausibel bevonden. Deze simulatie kan daarmee dus als referentie dienen. Tussen de kaarten van WWN-1 en WWN-2.1 bestaan grote verschillen, zodat we over WWN-2.1 een negatief oordeel moeten vellen. Maar Ook zonder veel veldkennis kan al worden geconcludeerd dat WWN-2.1 een onrealistisch beeld oplevert. Dat komt doordat de zuurindicatie R_m ten gevolge van de veldijklijn (Figuur 7) te hoog is berekend. Daardoor wordt bijvoorbeeld op de hogere zandgronden H62 voorspeld (binnenduinrandbossen en droge bossen op weinig

uitgeploegd zand met Bosvioletje en Lelietje-van Dalen) in plaats van H61 (droge eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen) en in het kwelgebied K23 (korte vegetatie van kalkrijke natte duinvalleien) in plaats van K22 (trilvenen en blauwgraslanden) of K27 (hooiland in de middenloop van beekdalen). Voor veel rekencellen komt het WWN-2.1 niet tot een uitkomst (donkergrijze cellen met 'NVT') doordat de nieuwe combinatie van indicatiewaarden te ver buiten het kalibratiebereik van de vegetatiemodule valt. In totaal wijkt ongeveer een kwart (27%) van de voorspelde ecotoopgroepen in WWN-2.1 af van de voorspellingen van WWN-1. Dat is aanzienlijk.

De oorzaak van de slechte modelprestatie ligt waarschijnlijk hoofdzakelijk aan de ijkrelatie (Figuur 7) waarmee de bodemzuurgraad pH_{KCl} naar de zuurindicatie R_m is omgezet (N.B.: om $R_m = 1.4$ te bereiken, een waarde die in WWN-1 wordt berekend, is in WWN-2.1 een onrealistisch lage pH_{KCl} van 2.0 nodig). Daarnaast is het aannemelijk dat VSD+ een te hoge pH berekent voor de gebruikte ijkrelatie (Figuur 7). Onder droge heide wordt bijvoorbeeld een pH_{KCl} van tussen 3.5-4.0 gesimuleerd, terwijl Runhaar *et al.* (2004) voor zure systemen (waartoe droge heide behoort) aangeven dat de pH_{KCl} kleiner dan 3.5 is. Dit verschil is, ten minste gedeeltelijk, toe te schrijven aan de discrepantie tussen de diepte waarop de pH in het veld is gemeten (Figuur 7: 0-5 cm), en de gemiddelde waarde over de diepte van de hele wortelzone waarvoor VSD+ uitkomsten genereert (wortelzone voor heide: 20 cm diep).

MET WWN-2.3, HUIDIG KLIMAAT EN HUIDIGE DEPOSITIE

Voor de derde methode werd eerst een verkennende studie uitgevoerd met een handmatig uitgevoerd ijklijn, wat leidde tot opmerkelijk goede resultaten (Bijlage IX). Een handmatige ijklijn valt echter wetenschappelijk moeilijk te verdedigen, zodat we de een methode ontwikkelden die een ijklijn automatisch genereert aan de hand van de gesimuleerde pH en een opgegeven vegetatiekaart (Punthuizen-Stroothuizen, Sang & Goorkens, Drentse Aa). Deze methode, beschreven in Bijlage X, pasten we toe op verschillende natuurgebieden. Door verschillende oorzaken is het echter niet gelukt om een goede ijklijn op te stellen (Figuur 22).

Ten eerste was de variatie in gesimuleerde pH vaak beperkt doordat bijvoorbeeld alleen zandgrond en een enkele kwelkwaliteitsklasse voorkwam. Als gevolg hiervan besloeg de ijklijn soms slechts een zeer beperkt deel van het pH-bereik.

Ten tweede kon een groot deel van natuurgebieden niet worden meegenomen in de analyse doordat de vegetatietypen op de gebruikte vegetatiekaart onvoldoende indicatief was voor de standplaats. Zo is de vegetatie in sommige gevallen grotendeels gekarakteriseerd met rompgemeenschappen. Een andere complicatie is dat de gesimuleerde pH die van de gehele wortelzone beschrijft, terwijl veldmetingen van pH meestal de bovenste 5 – 15 cm beslaan. Voor korte vegetaties is de indicatiewaarde waarschijnlijk beter gerelateerd aan de pH van de toplaag, maar voor houtige vegetaties het verband veel minder sterk. Om die reden zijn ook bosgemeenschappen buiten beschouwing gelaten. Al met al zorgde dit er voor dat er van gehele natuurgebieden een beperkt aantal rastercellen konden worden gebruikt om de zuurindicatie R_m van de vegetatie te relateren aan gesimuleerde pH.

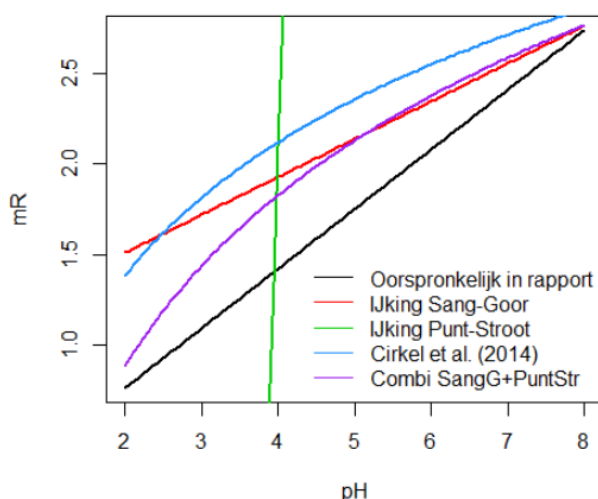
Ten derde kwam de hydrologische invoer niet altijd overeenkwam met de standplaatscondities van de aanwezige vegetatie. Vaak was de gesimuleerde grondwaterstand te laag, zoals bleek uit de Doelrealisatiemodule van Waterwijzer Natuur. Een foutief gesimuleerde grondwaterstand kan een groot effect hebben op gesimuleerde pH. Om die reden zijn gebieden waar de gesimuleerde waterhuishouding niet overeenkwam met eisen van vegetatie buiten

beschouwing gelaten, waardoor een nóg kleiner oppervlak overbleef om een ijkrelatie op te stellen. Hieraan voegen we toe dat in gebieden met kleinschalige gradiënten een behoorlijk detailniveau van de hydrologische vergt, waarbij ruimtelijke patronen in gesimuleerde grondwaterstanden precies overlappen met de corresponderende vegetatiekaart.

Door combinaties van bovenstaande complicaties bleek het onmogelijk om een betrouwbare ijkrelatie tussen gesimuleerde pH en zuurindicatie R_m op te stellen. In het beste geval kon slechts 25% van de variatie in R_m verklaard worden door de pH.

FIGUUR 22

EEN VOORBEELD VAN EEN AANTAL VERSCHILLENDE IJKRELATIES TUSSEN GESIMULEERDE pH (WWN) EN ZUURINDICATIE R_m VAN VEGETATIE. DE BLAUWE LIJN GEEFT DE OORSPRONKELIJKE IJKING OP BASIS VAN CIRKEL ET AL. (2014) WEER. DE ZWARTE LIJN IS DE VERKENNENDE HANDMATIGE IJKING. DE RODE, GROENE, EN PAARSE LIJNEN GEVEN DE IJKING VOOR VERSCHILLENDE GEBIEDEN WEER



MET WWN-2.4, SCENARIO'S WH EN MAXIMALE REDUCTIE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE

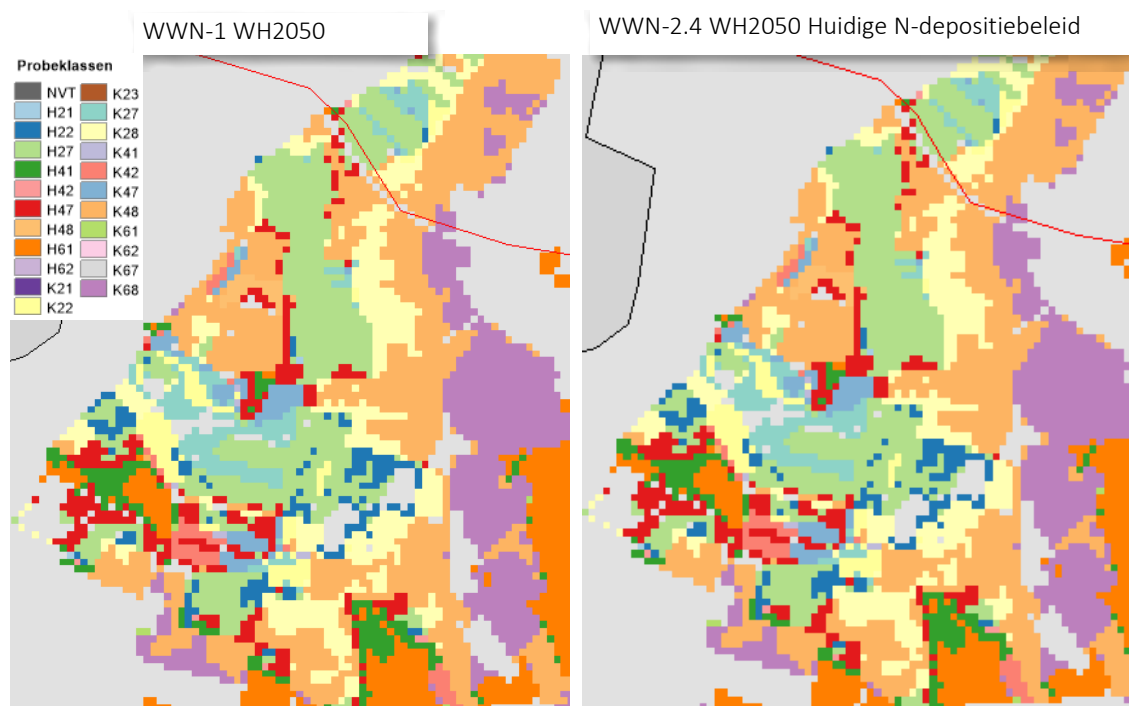
Voor de vierde methode, waarbij de verandering in R_m ten opzichte van de referentiesituatie wordt gebruikt, zijn de verschillen van scenario W_H (depositiebeleid ongewijzigd) tussen WWN-2.4 en de op kennisregels gebaseerde WWN-1 een stuk kleiner dan bij WWN-2.1 (Figuur 23). Bij de vergelijking tussen versie 1.0 en 2.4 is niet alleen de pH aangepast, maar zijn tegelijk ook de parameters van enkele bodemfysische eenheden gewijzigd waardoor de vergelijking niet helemaal zuiver is.

Verschillen tussen de resultaten van WWN-1 met WWN-2.4 voor scenario W_H (2050) hebben onder andere te maken met de vochtindicatie (Figuur 23). Zo is een deel van korte vegetaties van natte, zeer voedselrijke bodem (K28) in de WWN-1 in WWN-2.4 vervangen met korte vegetaties van vochtige, zeer voedselrijke bodem (K48). Op hun beurt zijn deze laatstgenoemde ecotoopgroepen vervangen met korte vegetaties van droge, zeer voedselrijke bodems (K68). Wat betreft houtige vegetaties geldt hetzelfde: het voorspelde areaal droge, zure bossen (H61) is bij WWN-2.4 groter dan bij WWN-1. Ook zijn er veraderingen in de zuurindicatie. Zo wordt bij WWN-2.4 ook, in een kleine oppervlakte, een vegetatie van natte, arme basische bodem (K23) voorspeld.

Gezien de zuurgraad in deze fase nog niet terugkoppelt op de mineralisatiesnelheid, heeft de gesimuleerde verandering in pH nog geen directe gevolgen voor voedselrijkdom.

Deze interacties tussen voedselrijkdom en vochtbeschikbaarheid zijn complex, maar onderstrepen ook het belang van een procesmatige modellering van zowel voedselrijkdom als vochtbeschikbaarheid.

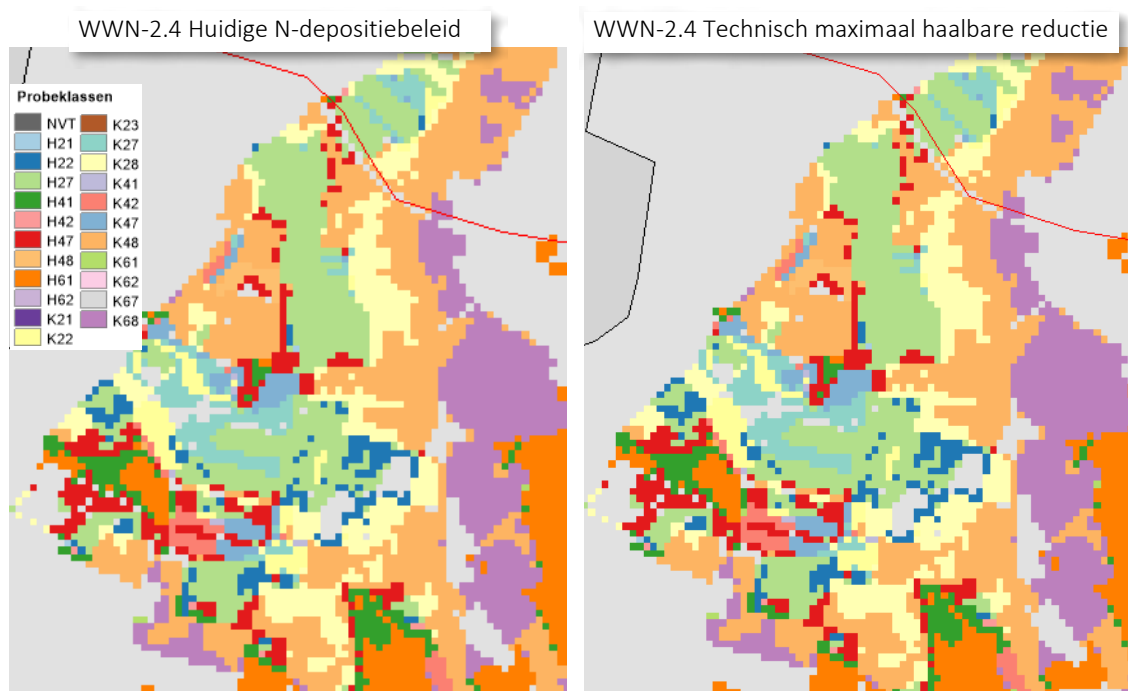
FIGUUR 23 VERSCHILLEN IN VOORSPELDE ECOTOOPGROEPEN TUSSEN WVN-1 EN WVN-2.4 VOOR SCENARIO W_H , ZICHTJAAR 2050, MET ONGEWIJZIGD BELEID TEN AANZIEN VAN DE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE (SCENARIO CLE). DE FIGUREN LATEN PER RASTERCEL DE ECOTOOPGROEP MET DE GROOTSTE KANSRIJKDOM ZIEN



Om te illustreren hoe zuurdepositiescenario's in de nieuwe WVN-2.4 toegepast kunnen worden, hebben we verkend hoe een maximaal gereduceerde in de toekomst potentieel zou kunnen doorwerken op de vegetatie. Hiertoe is de ruimtelijke verspreiding van de voorspelde ecotoopgroepen onder het huidige beleid vergeleken met het scenario waarin de depositie maximaal gereduceerd wordt. In beide gevallen is gerekend met klimaatsscenario W_H , zichtjaar 2050. Figuur 20 laat zien dat de verschillen in gesimuleerde pH met het huidige beleid gering zijn en dat vooral aan de randen van het natuurgebied de pH iets hoger uit zal vallen. De verschillen in voorspelde vegetatie zijn dan ook marginaal (Figuur 24).

FIGUUR 24

VOORSPELDE ECOTOOPGROEPEN BIJ ONGEWIJZIGD BELEID (CLE, LINKS) EN BIJ TECHNISCH MAXIMAAL HAALBARE DEPOSITIEREDUCTIE (MFR, RECHTS). VOORSPELLINGEN ZIJN VOOR KLIMAATSCENARIO W_H EN ZICHTJAAR 2050. PER PIXEL IS DE ECOTOOPGROEP MET GROOTSTE KANSRIJKDOM WEERGEGEVEN



3.3.6 CONCLUSIES

De met de nieuwe versie van de WWN gesimuleerde pH en de verandering daarin ten gevolge van scenario's zien er plausibel uit. De grootste veranderingen in pH treden op bij het klimaat-scenario W_H in standplaatsen met kwelinvloed; de verandering in de pH ten gevolge van de reductie van de atmosferische depositie van verzurende stoffen, steekt daarbij marginaal af. Dat komt doordat herstel van de bodemzuurgraad een zeer langzaam proces is waarvan de gevolgen zich daarom pas op de lange termijn manifesteren.

Moge de modellering van de pH plausibele resultaten geven, de doorvertaling daarvan naar de vegetatie is niet eenvoudig gebleken. Het direct afleiden van de zuurindicatie van de vegetatie uit de gesimuleerde pH blijkt namelijk onrealistische uitkomsten op te leveren. Daarom zal voor de referentiesituatie de zuurindicatie worden afgeleid met bestaande vuistregels (opgenomen in WWN-1), en worden in de nieuwe versie van de WWN alleen veranderingen in zuurindicatie ten gevolge van scenario's daarop gesuperponeerd. De reden dat we deze optie wel toelaatbaar achten is dat systematische afwijkingen geheel of gedeeltelijk worden opgeheven bij het berekenen van een verschil.

4

DISCUSSIE, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

4.1 DISCUSSIE

De vernieuwde versie van de WWN pasten we toe op Sang & Goorkens bij Eindhoven (en deels ook, zie Bijlage IX.III, op natuurgebied de Rheezermaten bij Hardenberg). De kaarten van de gesimuleerde pH waren verklaarbaar en aannemelijk.

Hydrologische modellen hadden in de natte terreinen van dit proefgebied voor het droge en warme KNMI-klimaatsscenario W_H (zichtjaar 2050) een kleine stijging van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en kwelintensiteit berekend, en een kleine daling van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). Op basis hiervan simuleerden wij met de nieuwe versie van PROBE een stijging van de pH in kwelgebieden. Deze uitkomst verklaren we door de hogere kwelintensiteit en het grotere neerslagtekort in de zomer, waardoor basenrijk grondwater in de wortelzone kan toenemen ten koste van het basenarmere neerslagwater. Het scenario waarbij de atmosferische depositie met verzurende stoffen technisch maximaal haalbaar wordt gereduceerd (MFR), voegde daar een marginale pH-stijging aan toe. Dat komt doordat herstel van de bodemverzuring een zeer traag proces is waarvan de gevolgen zich ten volle pas op de zeer lange termijn openbaren.

Van de vier manieren om de pH om te zetten in een zuurindicatie, gaven de eerste drie geen aannemelijke resultaten. De conclusie is daarom dat voor de referentiesituatie de zuurindicatie het beste kan worden afgeleid met bestaande vuistregels (opgenomen in WWN-1) en voor scenario's daar de procesmatig gesimuleerde veranderingen in zuurindicatie bij op te tellen.

Met deze laatste, vierde, methode (WWN-2.4) berekenden wij de gevolgen voor de vegetatie van klimaatsscenario W_H (zichtjaar 2050). Door de pH-stijging breiden basenminnende vegetaties zich uit in terreingedeelten die onder invloed komen te staan van basenrijk grondwater. Bij de vorige modelversie bleef deze verschuiving naar basenminnende vegetaties achterwege. Reductie van de atmosferische depositie (scenario MFR) had een marginaal effect op de vegetatie.

Scenario W_H zorgt voor veranderingen in de Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad van de standplaats. Deze veranderingen zijn niet eenduidig te interpreteren. Scenario W_H zorgt bijvoorbeeld voor iets hogere grondwaterstanden in voorjaar en winter, voor een warmere bodem met meer zuurstofstress, maar ook tot een hogere verdamping en een wat lagere grondwaterstand in de zomer, wat zorgt voor meer droogtestress, een hogere afbraak van organische stof en een toename van de invloed van basenrijk grondwater. Dit complex aan veranderingen, die deels tegengesteld inwerken op de vegetatie, geeft aan hoe relevant het is om deze effecten integraal te beoordelen. Voor een goede validatie zijn kostbare en lang-

durige veldexperimenten nodig waarin klimaatscenario's worden nagebootst, bijvoorbeeld met doorzichtige schermen die regen afvangen en warmte vasthouden. Een dergelijke studie valt buiten het bestek van de ontwikkeling van een praktisch instrument als de WWN. Dat betekent dat we het voor klimaatprojecties voorlopig moeten doen met de beste beschikbare kennis die er is, en dat is proceskennis die we verwerken in een zo robuust mogelijke versie van de WWN. Een andere optie, behalve terugvallen op alleen deskundigenoordeel, is er niet.

De gevolgen van een klimaatscenario zullen verschillen per gebied. Beredeneerd kan bijvoorbeeld worden dat als de grondwaterstand door onvoldoende kwel of door een sterk draineerende omgeving in de zomer verder wegzakt, zich in de winter een grotere neerslaglens kan opbouwen zodat de bodem juist verzuurt. De gevoelige wisselwerking tussen aanvoer van basenrijk grondwater en basenarm neerslagwater maakt het lastig de uitkomst van te voren in te schatten en juist daarom is de procesmatige benadering van de WWN-2 zinvol.

Deze gevoeligheid van neerslaglensen in kwelssystemen stelt overigens hoge eisen aan de betrouwbaarheid van het hydrologisch model dat de WWN voedt. Voor kwelgebieden is het van groot belang dat berging van water op het maaiveld zo goed mogelijk wordt nagebootst. Voor Sang & Goorkens was maaiveldberging uitgesloten (terwijl voor de Rheezermaten, Bijlage IX.III, een plasdiepte tot 25 cm werd gevonden). Die plasdiepte is belangrijk, omdat hij mede bepaalt hoeveel basenarm neerslagwater de bodem indringt en hoe snel en tot hoever de grondwaterstand in de zomer wegzakt. Dit voorbeeld laat zien hoe noodzakelijk het is dat een hydrologisch model heel goed wordt afgeregeld voordat het wordt toegepast in ecologische studies, en/of dat op zijn minst een gevoeligheidsanalyse op zijn plaats is (maximale plasdiepte variëren). Maar we kunnen uit dit voorbeeld ook concluderen dat we een versie van de WWN nodig hebben die beter rekening houdt met berging van water op maaiveld. Hiermee kan worden afgetast hoe het waterbeheer kan worden afgestemd op basenminnende habitats. De waterbeheerder kan met het model dan zoeken naar de optimale balans tussen kwel en wegzijging, en daarop zijn terrein inrichten. Bijvoorbeeld door greppels te graven voor de afvoer van regenwater, of juist te dichten voor een hogere grondwaterstand; zie ook Kemmers *et al.* (2000), Van der Schaaf (1998) en Zeeman (1986). Ook kan de beheerder de WWN-2 gebruiken om te achterhalen welke kwelintensiteit er van een bepaalde kwaliteit nodig is om de door de vegetatie vereiste bodem-pH in stand te houden.

4.2 CONCLUSIES

In fase 2 van de WWN is het volgende bereikt:

1. Er is een landsdekkende, gevalideerde kaart gemaakt die de kwaliteit van het kwelwater redelijk betrouwbaar weergeeft (60% van de kwaliteitsklassen).
2. Het bodemchemische model VSD+ is aangepast aan de laatste wetenschappelijk inzichten en geschikt gemaakt voor de aanvoer van kwelwater naar de wortelzone. Dit model simuleert de bodem-pH in natte en vochtige ecosystemen op een adequate manier, blijkt uit een validatie aan veldmetingen.
3. Er zijn metarelaties afgeleid voor de berekening van de bodem-pH, die vervolgens zijn ingebouwd in PROBE. De nieuwe versie van de WWN (WWN-2.4) genereert daardoor nu kaarten met de pH van het bodemvocht.
4. De met de WWN-2.4 gesimuleerde pH lijkt realistisch en reageert op een verklaarbare wijze op klimaatverandering en verandering in atmosferische depositie. Het vervangen van kennisregels door proceskennis is daarmee waardevol geweest.
5. Vertaling van de pH naar de zuurindicatie van de vegetatie bezorgde de meeste kopzorgen. Als

voorlopige oplossing wordt de zuurindicatie in de referentiesituatie afgeleid van kennisregels, terwijl veranderingen in zuurindicatie wel op een procesmatige wijze worden berekend (bij het berekenen van veranderingen worden systematische afwijkingen geheel of gedeeltelijk geëlimineerd).

Verder concluderen we dat de manier waarop natte kwelgebieden hydrologisch worden gemodelleerd, van groot belang kan zijn voor de gesimuleerde pH. Met name dient aandacht te worden geschonken aan het verschijnsel dat water op het maaiveld kan worden geborgen. Dit stelt hoge eisen aan de manier waarop dit verschijnsel in hydrologische modellen wordt nagebootst.

Mogelijk zijn we in dit project zelfs aangelopen tegen de grens van wat nog verantwoord kan worden gesimuleerd, gegeven de beschikbaarheid van gegevens. Zo vallen of staan de resultaten van de WWN met een betrouwbare en nauwkeurige hydrologische invoer. Hetzelfde kan gezegd worden over de bodemkaart en de kaart met kwelwaterkwaliteit. Overigens is betrouwbaarheid van de modelinvoer niet enkel een voorwaarde voor de WWN, maar geldt deze voor alle modellen. Met een gevoeligheidsanalyse kan worden bepaald welke invoer de grootste invloed heeft op de modeluitvoer. Zo kan ook worden bepaald voor welke invoer de meeste inspanningen moeten worden verricht om tot een betrouwbaar resultaat te komen. WWN-simulaties met varianten van invoergegevens (bijvoorbeeld andere bodem of ander kweltype) ingezet worden om de onzekerheid van de voorspellingen te kwantificeren.

4.3 AANBEVELINGEN

Op basis van het onderzoek komen we tot de volgende aanbevelingen (aanbevelingen die al opgenomen zijn in het projectplan voor fase 3 laten we buiten beschouwing):

Procesmatige verbeteringen

1. Zodra er een geschikt gebied met zeer betrouwbare invoergegevens beschikbaar komt, probeer dan nogmaals de relatie tussen zuurgraad van het bodemvocht en de zuurindicatie af te leiden van de gesimuleerde pH en de zuurindicatie op basis van een aanwezige vegetatiekaart binnen het modelgebied (methode WWN-2.3). In andere woorden: het model te ijken aan de waargenomen vegetatie. In dit project is dat niet gelukt, wat vooral is toe te schrijven aan het gebrek aan betrouwbare en nauwkeurige gegevens.
2. Maak de metarelaties voor zuurgraad mede afhankelijk van de maximale diepte van plassen die op het maaiveld kunnen blijven staan (plasdiepte in een aantal klassen van bijvoorbeeld 10 cm breed opnemen, of door de gebruiker via een kaart laten invoeren).
3. Verbeter de eerste nationale kwelkwaliteitskaart op hoge resolutie door de kwelkwaliteit ook afhankelijk te maken van meetdiepte en -tijdstip. Dit vergt een relatief kleine inspanning, maar voorkomt, verwachten wij, dat 'diepe kwel' van een zout grondwatertype wordt verward met een zoet grondwatertype en dat in de westelijke helft van Brabant een zoet in plaats van zout grondwatertype domineert. Behalve toepassing in de WWN-2 kent de kwelkwaliteitskaart van ondiep grondwater vele andere toepassingen waardoor deze verbetering ook buiten WWN meerwaarde heeft.
4. Koppel de simulatie van de pH aan de mineralisatie van organische stof, die immers afhankelijk is van de zuurgraad zoals zowel in VSD+ als Century wordt meegenomen (zie par. 2.3.2). De N mineralisatie in WWN wordt berekend via het model Century. Daarbij wordt geen rekening gehouden met effecten op mineralisatie van de (verandering in) zuurgraad zoals berekend met VSD+. In de volgende fase van WWN zal worden nagegaan of en hoe de door VSD+

berekende zuurgraad kan worden gebruikt bij het berekenen van de N mineralisatie door Century.

Aanbevelingen voor het gebruik

5. 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.
6. Om de betrouwbaarheid van de hydrologische invoer te controleren raden wij aan om de WWN eerst te starten met WATERNOOD in combinatie met een actuele vegetatiekaart. In het ideale geval sluiten beide naadloos op elkaar aan en wordt overal 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 zogenaamd 'doelgat droogtestress', de bodemkaart. Na deze analyse kan men de resultaten van PROBE beter op waarde schatten.
7. Pas bij gebruik een gevoeligheidsanalyse toe op de WWN. Varieer daarbij de hydrologische invoer en onderzoek ook wat het gevolg is van verschuivingen in kwelkwaliteitsklasse of bodemtype.
8. Bij de interpretatie van de resultaten van PROBE is voorts bewustzijn nodig van mogelijke andere dan hydrologische onnauwkeurigheden, vooral voorkomend uit het gebruik de 1:50.000 bodemkaart van Nederland en de kwelkwaliteitskaart. Vooral bij toepassing in een klein gebied kunnen deze onnauwkeurigheden tot heel verkeerde conclusies leiden.
9. Overweeg de schil open te zetten voor gebruikers die een eigen bodemkaart of kwelkwaliteitskaart willen invoeren en die willen rekenen in een fijnere ruimtelijke resolutie, bijvoorbeeld van 5 m. Technisch kan de software hier makkelijk mee omgaan; de grootste inspanning gaat waarschijnlijk zitten in het afvangen van fouten bij de invoer en het begeleiden van de gebruikers.
10. Organiseer workshops waarin gebruikers leren omgaan met het WWN instrumentarium.
11. Bij deskundige toepassing kan de waterbeheerder overwegen met het model te zoeken naar de optimale balans tussen kwel en wegzijging, en daarop zijn terrein inrichten. Bijvoorbeeld door greppels te graven voor de afvoer van regenwater, of juist te dichten voor een hogere grondwaterstand. Ook kan de beheerder het model gebruiken om te achterhalen welke kwelintensiteit er van een bepaalde kwaliteit nodig is om de door de vegetatie vereiste bodem-pH in stand te houden.

REFERENTIES

- Amann, M., I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, C. Heyes, L. Höglund-Isaksson, G. Kiesewetter, Z. Klimont, W. Schoepp, & N. Vellinga, 2015. Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030-a comparison with COM data 2013. Part B: Results for Member States.
- Appelo, C. A. J., 1994. Cation and proton exchange, pH variations, and carbonate reactions in a freshening aquifer. *Water Resources Research* **30**:2793-2805.
- Appelo, C. A. J., & D. Postma, 2004. *Geochemistry, groundwater and pollution*. CRC press.
- Atsma, G., G. Schouten, & J. Van Keulen, 2012. *Projectplan Waterwet: Aanpassing waterhuishouding Sang en Goorkens*. Waterschap Aa en Maas, 's Hertogenbosch.
- Bååth, E., & T. H. Anderson, 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PFLA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry* **35**:955-963.
- Bartholomeus, R. P., J. P. M. Witte, P. M. Van Bodegom, J. C. Van Dam, & R. Aerts, 2011. Climate change threatens endangered plant species by stronger and interacting water-related stresses. *J. Geophys. Res.* **116**:G04023.
- Bartholomeus, R. P., J. P. M. Witte, P. M. Bodegom, J. C. Van Dam, P. Becker, & R. Aerts, 2012. Process-based proxy of oxygen stress surpasses indirect ones in predicting vegetation characteristics. *Ecohydrology* **5**:746-758.
- Bartholomeus, R. P., & J. P. M. Witte, 2013. *Ecohydrological Stress - Groundwater To Stress Transfer. Theory and manual version 1.0.*, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Bazzaz, F. A., S. L. Bassow, G. M. Berntson, & S. C. Thomas, 1996. Elevated CO₂ and terrestrial vegetation: Implications for and beyond the global carbon budget. Pages 43-76 in B. Walker & W. Steffen, editors. *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge University Press, New York.
- Berendrecht, W. L., J. J. C. Snepvangers, B. Minnema, & P. T. M. Vermeulen. 2007. MIPWA: a methodology for interactive planning for water management. Pages 74-80 in MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand.
- Blagodatskaya, E. V., & T. H. Anderson, 1998. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and qCO₂ of microbial communities in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* **30**:1269-1274.
- Bonten, L. T., G. J. Reinds, & M. Posch, 2016a. A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental modelling & software* **79**:75-84.
- Bonten, L. T. C., G. J. Reinds, & M. Posch, 2016b. A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software* **97**:75-84.
- Borren, W., J. Klein, J. Rozemeijer, D. Hendriks, & G. van Wirdum, 2012. *STOWA: Flexibel peil, van denken naar doen - Flexpeil hydrologie deelrapport C*. Deltares.

- Botkin, D. B., H. Saxe, M. B. Araújo, R. Betts, R. H. W. Bradshaw, T. Cedhagen, P. Chesson, T. P. Dawson, J. R. Etterson, D. P. Faith, S. Ferrier, A. Guisan, A. Hansen, D. W. Hilbert, C. Loehle, C. Margules, M. New, M. J. Sobel, & D. R. B. Stockwell, 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *BioScience* **57**:227-236.
- Boute, M. G., & H. Van de Wielen, 2007. *Inrichtingsschets Sang en Goorkens; een glanzende parel? Tussenrapport.*, Waterschap A & Maas, Dienst Landelijk Gebied.
- Breeuwsma, A., J. H. M. Wösten, J. J. Vleeshouwer, A. M. van Slobbe, & J. Bouma, 1986. Derivation of land qualities to assess environmental problems from soil surveys. *Soil Science Society of America Journal* **50**:186-190.
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Machine learning* **45**:5-32.
- Breugem, A., J. Kros, & W. de Vries, 2020. *Influence of pH on soil organic matter decomposition.* Wageningen Environmental Research.
- Buuren, S. v., & K. Groothuis-Oudshoorn, 2010. mice: Multivariate imputation by chained equations in R. *Journal of statistical software*:1-68.
- Charrad, M., N. Ghazzali, V. Boiteau, A. Niknafs, & M. M. Charrad, 2014. Package 'nbclust'. *Journal of statistical software* **61**:1-36.
- 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., J. P. M. Witte, J. N. Nijp, P. M. van Bodegom, & S. E. A. T. M. Zee, 2014. The influence of spatiotemporal variability and adaptations to hypoxia on empirical relationships between soil acidity and vegetation. *Ecohydrology* **7**:21-23.
- Cirkel, D. G., Y. Fujita, R. P. Bartholomeus, & J. P. M. Witte, 2016. *Inbouw van bodemnutriënten en zuurgraad in PROBE.* Nieuwegein.
- Claessens, J., N. van der Aa, P. Groenendijk, & L. Renaud, 2017. Effecten van het landelijk mestbeleid op de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden. Effects of the national manure policy on the groundwater quality in groundwater protection areas.
- Conrad, O., B. Bechtel, M. Bock, H. Dietrich, E. Fischer, L. Gerlitz, J. Wehberg, V. Wichmann, & J. Böhrner, 2015. System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1. 4. *Geoscientific Model Development* **8**:1991.
- De Haan, M., H. Runhaar, & G. Cirkel, 2010. *Waternood Kansrijkdommodule; Pilotstudie in Noord-Nederland en toepassing voor vervaardiging waterkansenkaarten voor natuur.* KWR 2010.106, KWR, Nieuwegein.
- de Haan, M., H. Runhaar, & G. Cirkel, 2011. *Waternood Kansrijkdommodule - Pilotstudie in noord-nederland en toepassing voor vervaardiging WaterKansenKaarten voor natuur.* KWR, Amersfoort.
- de Jonge, M., & A. Tietema, 2000. Nitraatuitspoeling onder bos overschrijdt drinkwaternorm vaker dan gedacht. *H2O* **24**.
- De Raat, G. A., 1999. *Neerslaglenzen in kwelgebieden.* Kiwa, Nieuwegein.

- De Vries, W., & E. E. J. M. Leeters, 2001. *Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990*. 424.1, Alterra, Green World Research, Wageningen (Netherlands).
- De Vries, W., & M. Posch, 2003. *Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands*. 701, Alterra, Wageningen.
- Ellenberg, H., 1992. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*).in H. Ellenberg, H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulißen, editors. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*.
- Fujita, Y., P. M. Van Bodegom, H. Olde Venterink, H. Runhaar, & J.-P. M. Witte, 2013. Towards a proper integration of hydrology in predicting soil nitrogen mineralization rates along natural moisture gradients. *Soil biology and biochemistry* **58**:302-312.
- Gremmen, N. J. M., M. J. S. M. Reijnen, J. Wiertz, & G. Van Wirdum, 1990. A model to predict and assess the effects of groundwater withdrawal on the vegetation in the Pleistocene areas of the Netherlands. *Journal of environmental management* **31**:143-155.
- Griffioen, J., & J. Hoogendoorn, 1993. *Infiltratiedieptes van diffuse, agrarische verontreinigingen in het grondwater in Salland: controle door hydrogeochemie en hydrogeologie*. Instituut voor Grondwater en Geo-Energie TNO (IGG).
- Guisan, A., & N. E. Zimmermann, 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* **135**:147-186.
- Guisan, A., & W. Thuiller, 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* **8**:993-1009.
- Hazeu, G., 2010. *Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN6) Vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik*. Alterra, Wageningen.
- Hazeu, G., C. Schuiling, G. Van Dorland, J. Oldengarm, & H. Gijsbertse, 2010. *Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland versie 6 (LGN6): vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik*. 1566-7197, Alterra.
- Helling, C. S., G. Chesters, & R. B. Corey, 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Science Society of America Journal* **28**:517-520.
- Hengl, T., G. B. M. Heuvelink, B. Kempen, J. G. B. Leenaars, M. G. Walsh, K. D. Shepherd, A. Sila, R. A. MacMillan, J. Mendes de Jesus, L. Tamene, & J. E. Tondoh, 2015. Mapping Soil Properties of Africa at 250 m Resolution: Random Forests Significantly Improve Current Predictions. *Plos One* **10**:e0125814.
- Hoogewoud, J., & H. Bootsma, 2019. *Neerschaling van grondwaterstanden en -fluxen voor de Waterwijzer Natuur: methodebeschrijving en validatie*. Advies in Water & Deltares.
- Jansen, A. J. M., Barendrecht A., Beltman B., Grootjans A.P., van der Hoek D., Kemmers R.H. , & van Wirdum G., 1997. *Natte schraallanden en het overlevingsplan bos en natuur; evaluatie van zes jaar monitoring en onderzoek in beekdalen, laagvenen en natte duinvalleien*. KIWA, Nieuwegein.
- Jansen, P., F. de Vries, & J. Runhaar, 1999. *Grondwaterkarakteristieken van bodemeenheden; het oorspronkelijk grondwaterregime ontleend aan bodemkenmerken*. Staring Centrum.
- Käfer, J., & J. P. M. Witte, 2004. Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science* **15**:647-652.

- Kemmers, R. H., P. C. Jansen, & S. P. J. v. Delft, 2000. *De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen*. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Klap, J. M., W. de Vries, & E. E. J. M. Leeters, 1999a. *Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands*. 97.1, Wageningen.
- Klap, J. M., J. Kros, & W. A. de Boer, 1999b. *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*. Wageningen, Netherlands.
- Klijn, F., 1989. *Landschapsecologische Kartering Nederland: Grondwaterrelaties*. CML & Stiboka, Wageningen.
- Knapp, A. K., C. Beier, D. D. Briske, A. T. Classen, Y. Luo, M. Reichstein, M. D. Smith, S. D. Smith, J. E. Bell, P. A. Fay, J. L. Heisler, S. W. Leavitt, R. Sherry, B. Smith, & E. Weng, 2008. Consequences of more extreme precipitation regimes for terrestrial ecosystems. *BioScience* **58**:811-821.
- Koekoek, I., 2019. *Impact of climate change on groundwater levels and flora of Natura 2000 area Punthuizen-Stroothuizen* Universiteit Utrecht.
- Koerselman, W., M. W. A. de Haan, & A. F. M. Meuleman, 1999. *Ecohydrologische Effectvoorspelling Duinen; Standplaatsmodellering in NICHE® duinen*. Nieuwegein.
- Kooijman, G., & R. Van Dongen, 2016. *Landschapsecologische systeemanalyse en herstelplan Rheezermaten*. Staatsbosbeheer, Deventer.
- Koomen, A., & G. Maas, 2004. *Geomorfologische Kaart Nederland (GKN); Achtergronddocument bij het landsdekkende digitale bestand*. 1566-7197, Alterra.
- Kroes, J. G., & J. C. Van Dam, 2003. *Reference Manual SWAP version 3.0.3*. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- Kros, J., 1998. *De modellering van de effecten van verzuring, vermesting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning : verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2*. DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Kros, J., J. P. Mol-Dijkstra, G. W. W. Wamelink, G. J. Reinds, A. van Hinsberg, & W. de Vries, 2016. Modelling impacts of acid deposition and groundwater level on habitat quality and plant species diversity. *Ecological Processes* **5**:22.
- 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.
- Leeters, E. E. J. M., & W. de Vries, 2001. *Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995*. 424.2, Alterra, Green World Research, Wageningen (Netherlands).
- Levins, R., 1966. The strategy of model building in population biology. *American scientist* **54**:421-431.
- Louppe, G., L. Wehenkel, A. Sutera, & P. Geurts. 2013. Understanding variable importances in forests of randomized trees. Pages 431-439 in *Advances in neural information processing systems*.
- Maas, C., 2001. Kwelvensters onder gebouwen en in het vrije veld. *Stromingen* **7**:15-31.

- Mendizabal, I., P. J. Stuyfzand, & A. P. Wiersma, 2011. Hydrochemical system analysis of public supply well fields, to reveal water-quality patterns and define groundwater bodies: The Netherlands. *Hydrogeology journal* **19**:83-100.
- Nijp, J. N., J. Kros, D. J. J. Walvoort, & J. P. M. Witte, 2019. *Nationale kwelkwaliteitskaart voor de Waterwijzer Natuur*. WR 2019.003, KWR & WEnR, Nieuwegein.
- Pearson, R. G., & T. P. Dawson, 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol. Biogeogr.* **12**:361-371.
- Poot, A., & P. Schot, 2000a. Neerslaglenzen: vorm en dynamiek. *Stromingen, Vakblad van de Nederlandse Hydrologische Vereniging* **6**:13-26.
- Poot, A., & P. P. Schot, 2000b. Neerslaglenzen: vorm en dynamiek. *Stromingen* **6**:13-26.
- Posch, M., & G. J. Reinds, 2009. A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. *Environmental Modelling and Software* **24**:329-340.
- Reinds, G. J., M. van Oijen, G. B. M. Heuvelink, & H. Kros, 2008. Bayesian calibration of the VSD soil acidification model using European forest monitoring data. *Geoderma* **146**:475-488.
- Reinds, G. J., J. Mol-Dijkstra, L. Bonten, W. Wamelink, W. De Vries, & M. Posch, 2014. VSD+PROPS: Recent developments. Pages 47-53 in J. Slootweg, M. Posch, J. P. Hettelingh & L. Mathijssen, editors. *Modelling and Mapping the impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe*: CCE Status Report 2014. Coordination Centre for Effects Bilthoven.
- Runhaar, J., J. Witte, & R. Jongman, 1994. Ellenberg-indicatiewaarden: verbetering met Reciprocal Averaging. *Landschap* **11**:41-48.
- Runhaar, J., J. C. Gehrels, G. Van der Lee, S. M. Hennekens, G. W. W. Wamelink, W. van der Linden, & P. G. B. De Louw, 2002. *Waternood deelrapport Doelrealisatie Natuur*. 2002-26, STOWA, Utrecht, NL.
- Runhaar, J., H. Kuijpers, H. L. Boogaard, P. C. Jansen, & E. P. A. G. Schouwenberg, 2003. *Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES) versie 2.1*. Alterra-rapport 550, Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., & M. Van't Zelfde, 2003. Bepaling ecotootype en toetsing indeling in ecologische soortengroepen van vegetaties.
- Runhaar, J., W. van Landuyt, C. L. G. Groen, E. J. Weeda, & F. Verloove, 2004. Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria* **30**:12-26.
- Runhaar, J., & S. Hennekens, 2015. *Hydrologische Randvoorwaarden Natuur; Versie 3*. STOWA, WUR, KWR, Amersfoort.
- Sakia, R. M., 1992. The Box Cox transformation technique: a review. *Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician)* **41**:169-178.
- Schaminée, J. H. J., A. H. F. Stortelder, & V. Westhoff, 1995a. *De Vegetatie van Nederland. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen*. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J. H. J., E. J. Weeda, & V. Westhoff, 1995b. *De vegetatie van Nederland. Wateren, moerassen, natte heiden*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J. H. J., W. Stortelder, & E. J. Weeda, 1996. *De vegetatie van Nederland. Graslanden, zomen, droge heiden*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.

- Schaminée, J. H. J., E. J. Weeda, & V. Westhoff, 1998. *De vegetatie van Nederland*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schoots, K., & P. Hammingh, 2015. Nationale Energieverkenning 2015, ECN-O-15-033. Petten.
- Schöpp, W., M. Posch, S. Mylona, & M. Johansson, 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* **7**:436-446.
- Schot, P. P., S. C. Dekker, & A. Poot, 2004. The dynamic form of rainwater lenses in drained fens. *Journal of Hydrology* **293**:74-84.
- Seibert, J., & B. L. C. W. McGlynn, 2007. A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. *Water Resources Research* **43**:n/a-n/a.
- Simek, M., L. Jisova, & D. W. Hopkins, 2002. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil? *Soil Biology & Biochemistry* **34**:1227-1234.
- Stortelder, A. H. F., J. H. J. Schaminée, & P. W. F. M. Hommel, 1999. *De vegetatie van Nederland*. Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Tian, Y., K. Haibara, H. Toda, F. Ding, Y. Liu, & D. Choi, 2008. Microbial biomass and activity along a natural pH gradient in forest soils in a karst region of the upper Yangtze River, China. *Journal of forest research* **13**:205-214.
- Van Dam, J. C., P. Groenendijk, R. F. A. Hendriks, & J. G. Kroes, 2008. Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.* **7**:640-653.
- Van den Hurk, B., P. Siegmund, & A. K. Tank, 2014. KNMI'14: *Climate Change Scenarios for the 21st Century-a Netherlands Perspective*. KNMI.
- van der Aa, M., K. Verloop, H. Broers, & J. Griffioen, 2003. *Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen?: discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij De Marke en nabijgelegen drinkwaterwinning't Klooster*. 0928-2637, Wageningen UR.
- Van der Schaaf, S., 1998. Balanceren tussen kwel en wegzijging; hydrologisch beheer bij het herstel van soortenrijke natte graslanden. *Landschap* **15**:87-98.
- Van Ek, R., J. P. M. Witte, J. Runhaar, & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering* **16**:127-141.
- Van Ek, R., J. P. M. Witte, J. P. Mol-Dijkstra, W. De Vries, G. W. W. Wamelink, J. Hunink, W. Van der Linden, J. Runhaar, L. Bonten, R. Bartholomeus, H. M. Mulder, & Y. Fujita, 2014. *Ontwikkeling van een gemeenschappelijke effect module voor terrestrische natuur*. Rapport 2014-22, STOWA, Amersfoort.
- Van Immerzeel, C. H., U. Vegter, & P. P. Schot, 1996. Toepassing van een neerslaglenzenmodel bij hydro-ecologische herstelprojecten. *H2O* **29**:293-296.
- Van Jaarsveld, J. A., G. J. Reinds, A. van Hinsberg, M. L. P. van Esbroek, & E. Buijsman, 2010. *De depositie van basische kationen in Nederland*. PBL-publicatienummer 500093010, Bilthoven.

- Van Oene, H., & F. Berendse, 2001. Predicting responses of ecosystem processes to climate change and nitrogen deposition. *in* H. Van Oene, W. N. Ellis, M. M. P. D. Heijmans, D. Mauquoy, W. L. M. Tamis, A. J. H. Van Vliet, F. Berendse, B. Van Geel, R. Van der Meijden & S. A. Ulenberg, editors. Long-term effects of climate change on biodiversity and ecosystem processes. Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change, Bilthoven, NL.
- Velders, G. J. M., J. M. M. Aben, G. P. Geilenkirchen, H. A. den Hollander, E. van der Swaluw, W. J. de Vries, & M. C. van Zanten, 2015. Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland : Rapportage 2015. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.
- Verhagen, F., B. J. Van der Wal, J. Moorman, H. Westerhof, K. Peerdeman, & J. Van Sijl, 2014. Ontwikkeling Brabants grondwatermodel tot kennissysteem ("Development of Brabant groundwater modeling system", in Dutch) *H2O-online*.
- Vernes, R., T. H. Van Doorn, M. Bierkens, S. Van Gessel, & E. De Heer, 2005. *Van gidslaag naar hydrogeologische eenheid: toelichting op de totstandkoming van de dataset REGIS II*. TNO.
- Wamelink, G. W. W., P. W. Goedhart, H. F. Van Dobben, & F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science* **16**:461-470.
- Ward, J. H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association* **58**:236-244.
- Witte, J. P. M., & J. Runhaar, 2000. Planten als indicatoren voor water. *Stromingen* **6**:5-21.
- Witte, J. P. M., & J. R. Von Asmuth, 2003. Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values? *Journal of Vegetation Science* **14**:615-618.
- Witte, J. P. M., 2007. Water maakt biodiversiteit. Pages 29-37 *in* J. J. E. Van Everdingen, R. A. Feddes, T. A. W. M. Saat & R. Buiter, editors. Water - bron van leven en ontwikkeling. Groen bv, Leiden.
- Witte, J. P. M., M. de Haan, & M. J. M. Hootsmans, 2007a. PROBE: een ruimtelijk model voor vegetatiedoelen. *Landschap* **24**:77-87.
- Witte, J. P. M., R. B. Wójcik, P. J. J. F. Torfs, M. W. H. De Haan, & S. Hennekens, 2007b. Bayesian classification of vegetation types with Gaussian mixture density fitting to indicator values. *J. Veg. Sci.* **18**:605-612.
- Witte, J. P. M., R. P. Bartholomeus, J. C. Douma, J. Runhaar, & P. M. Van Bodegom, 2010. *De vegetatiemodule van Probe-2*. KWR rapport BTO-2010.024(s), Nieuwegein.
- Witte, J. P. M., J. Runhaar, R. Van Ek, D. C. J. Van der Hoek, R. P. Bartholomeus, O. Batelaan, P. M. Van Bodegom, M. J. Wassen, & S. E. A. T. M. Van der Zee, 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., R. P. Bartholomeus, D. G. Cirkel, E. Doomernik, Y. Fujita, & J. Runhaar, 2014. *Manual and description of ESTAR, version 01; A software tool to analyse vegetation plots*. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Witte, J. P. M., R. P. Bartholomeus, P. M. Van Bodegom, D. G. Cirkel, R. Van Ek, Y. Fujita, G. M. Janssen, T. J. Spek, & H. Runhaar, 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.

Witte, J. P. M., J. Runhaar, R. P. Bartholomeus, Y. Fujita, P. Hoefsloot, J. Kros, J. Mol, & W. de Vries, 2018a. *De waterwijzer natuur: instrumentarium voor kwantificeren van effecten van waterbeheer en klimaat op terrestrische natuur*. 9057738090, Stowa.

Witte, J. P. M., J. Runhaar, R. P. Bartholomeus, Y. Fujita, P. Hoefsloot, J. Kros, J. Mol, & W. De Vries, 2018b. *De Waterwijzer Natuur. Instrumentarium voor kwantificeren van effecten van waterbeheer en klimaat op terrestrische natuur*. 48, STOWA, Amersfoort.

Wösten, J. H. M., F. De Vries, T. Hoogland, H. T. L. Massop, A. Veldhuizen, H. Vroon, J. Wesseling, J. Heijkers, & A. Bolman, 2013. *BOFEK2012, de nieuwe bodemfysische schematisatie van Nederland*. Alterra-rapport 2387 Alterra, Wageningen.

Zeeman, W. P. C., 1986. Application in Land, Nature and Water Management: The Reitema a case study. Pages 117-126 in J. C. Hooghart, editor. *Water Management in relation to nature, forestry and landscape management*. CHO-TNO, The Hague.

Zhu, Q., & W. De Vries, in prep. A summary of soil pH effects on denitrification in collected literature data.

BIJLAGE I

BEREKENING ZUURINDICATIE R_m

PROBE rekent met plotgemiddelde indicatiewaarden R_m op een schaal van 1.0 (zuur) tot 3.0 (basisch) als invoer (Witte *et al.*, 2007b). De toekenning van indicatiewaarden aan soorten is gebaseerd op de indeling van soorten in ecologische groepen door Runhaar *et al.* (2004). Iedere soort is bij die indeling toebedeeld aan combinaties van klassen voor onder meer vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. Parnassia is bijvoorbeeld toegekend aan de combinatie (ecologische groep) ‘nat, arm en basisch’. Soorten zijn vaak aan meerdere ecologische groepen toebedeeld; ze krijgen in dat geval een gewogen gemiddelde indicatiewaarde.

We komen nu toe aan het meest discutabele onderdeel van PROBE: de bepaling van de gemiddelde indicatiewaarde R_m per vegetatieplot. De meeste soorten van matig-voedselrijke milieus en alle soorten van zeer voedselrijke milieus zijn door Runhaar *et al.* (2004) niet ingedeeld bij een zuurgraadklasse, omdat de standplaatsfactor zuurgraad binnen deze voedselrijkdomklassen niet meer onderscheidend zou zijn voor de soortensamenstelling. Om toch een plotgemiddelde zuurindicatie te kunnen berekenen, is daarom aan deze soorten een indicatiewaarde van $R = 2.5$ toegekend. Hoewel bij het berekenen van de plotgemiddelde zuurindicatie R_m deze indifferente soorten tien keer zo weinig meetellen als soorten met wel een echte indicatiewaarde, is het resultaat van deze exercitie dat vegetatieplots met voedselminnende soorten een relatief hoog zuurindicatiegetal R_m krijgen. Op deze indicatiewaarden zijn de statistische functies gefit die de kans op voorkomen van een vegetatietype beschrijven in afhankelijkheid van F_m , N_m en R_m . Deze functies vormen de vegetatiemodule van PROBE.

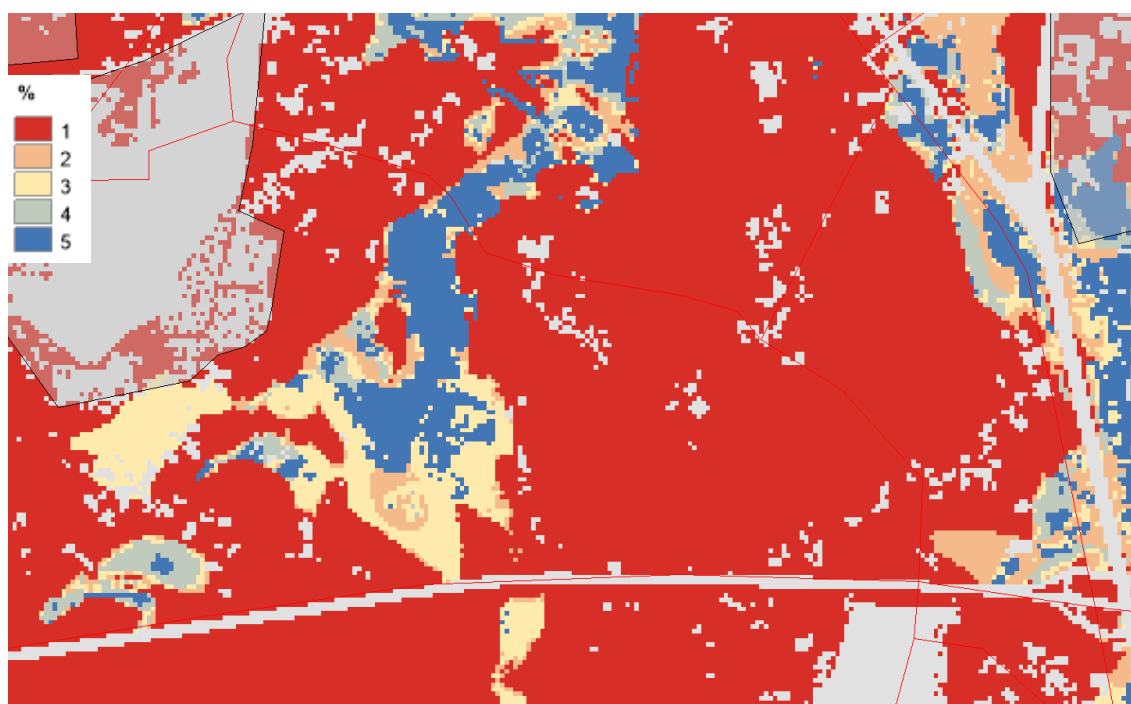
De vegetatiemodule moet echter aansluiten op de standplaatsmodule. In de oude standplaatsmodule wordt de zuurgraad via kennisregels bepaald. Eerst wordt op basis van de bodemkaart, de kwelintensiteit en de GLG de zuurgraadklasse berekend (De Haan *et al.*, 2010). Figuur 25 geeft een voorbeeld van het natuurgebied Sang & Goorkens; de klassen lopen hier uiteen van 1 (zuur) tot 5 (neutraal) (NB: zie de grote overeenkomst in het patroon van de gesimuleerde pH in Figuur 20). Deze zuurgraadklassen worden omgezet in indicatiewaarden volgens Tabel 5, zodat ze kunnen dienen als invoer voor de vegetatiemodule. Nu is het echter zo dat de standplaatsmodule binnen voedselrijke bodems een grote variëteit aan zuurgraad berekent, bijvoorbeeld zowel ‘zeer voedselrijk en zuur’ als ‘zeer voedselrijk en basisch’. Zoals vermeld komt de combinatie ‘zuur en (matig)voedselrijk’ in de indeling van Runhaar *et al.* (2004) niet voor en is ervoor gekozen een hoge zuurindicatie ($R = 2.5$) voor plantensoorten van voedselrijke standplaatsen aan te houden. Daardoor sluit de standplaatsmodule bij voedselrijke bodems niet goed aan op de vegetatiemodule. Om de aansluiting te verbeteren is daarom de gesimuleerde zuurindicatie van de standplaats aangepast, en wel zodanig dat deze meer naar boven wordt bijgesteld naarmate de gesimuleerde voedselindicatie hoger is (Bijlage A in Van Ek *et al.* (2014)):

$$R_m = R_m + (2.56 - R_m)\sqrt{0.44N_m - 0.55} \quad [9]$$

TABEL 5 GEBRUIKTE KLASSEN VOOR VOEDSELRIJKDOM EN ZUURGRAAD (DE HAAN ET AL., 2010) EN DE VERTALING DAARVAN NAAR INDICATIEWAARDEN TEN BEHOEVE VAN PROBE

Voedselrijkdom			Zuurgraad		R_m
		N_m			
1	Voedselarm	1.26	1	Zuur	1.37
2	1 en 3	1.62	2	1 en 3	1.55
3	matig voedselrijk	1.98	3	matig zuur	1.72
4	3 en 5	2.31	4	3 en 5	1.90
5	zeer voedselrijk	2.65	5	neutraal	2.12
			6	5 en 7	2.34
			7	Basisch	2.56

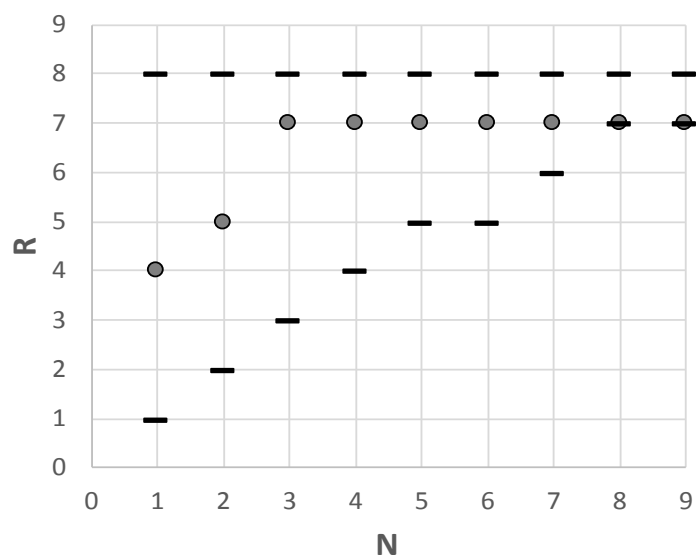
FIGUUR 25 ZUURGRAADKLASSEN SANG & GOORKENS EN OMGEVING



Er zijn ook andere oplossingen geprobeerd, onder andere door in de vegetatiemodule voor zuurgraad de indicatiewaarden van Ellenberg (1992) te gebruiken. Dit leidde tot een iets minder goed statistische vegetatiemodule, bleek uit een kruisvalidatie (Witte *et al.*, 2007b). Bovendien bood het geen oplossing voor de mismatch tussen standplaatsmodule en vegetatiemodule, want ook Ellenberg kent binnen de voedselrijke bodems weinig variatie in zuurgraad (vrijwel alle voedselminnende soorten hebben bij hem een hoge zuurindicatiewaarde; Figuur 26).

Eigenlijk weten we niet precies genoeg wat de ecologische betekenis is van de pH en de indicatiewaarde voor zuurgraad, ondanks dat ze zeer goede verklarende variabelen voor de soortensamenstelling zijn. Aan de hand van veldmetingen maken Cirkel *et al.* (2014) aannemelijk dat de pH en zuurindicatie samenhangen met zowel de beschikbaarheid van fosfaat, als de tolerantie voor zware metalen.

FIGUUR 26 **RELATIE TUSSEN VOEDSELINDICATIE N EN ZUURINDICATIE R BEREKEND UIT DE INDICATIEWAARDENLIJST VAN ELLENBERG (1992). STIP = MEDIAAN, STREEP = PERCENTIEL**



BIJLAGE II

DE GRONDWATERKWALITEITSKAART

II.I INLEIDING

AANLEIDING

In 2012 heeft STOWA het initiatief genomen voor de ontwikkeling van de Waterwijzer Natuur (WWN), een instrument waarmee kan worden bepaald wat de effecten zijn van klimaatverandering en waterbeheer op de terrestrische vegetatie van natuurgebieden (Witte *et al.*, 2018a). Dit instrument is ontwikkeld om vragen te kunnen beantwoorden 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?

In de huidige versie van WWN (Witte *et al.*, 2018a) wordt de zuurgraad van de bodem geschat op basis van kennisregels (de Haan *et al.*, 2011). De zuurgraad beïnvloedt standplaatscondities in het wortelmilieu, en daarmee de kansrijkdom van vegetatietypen. Een nadeel van deze benadering met kennisregels, is dat de kennisregels afgeleid zijn op basis van het huidige klimaat, en daarmee niet geschikt zijn om bijvoorbeeld effecten van klimaatverandering op zuurgraad te bepalen. Daarom is een procesmatige aanpak is gewenst, waarbij zuurgraad een functie is van veranderende omgevingsfactoren.

Voor deze procesbenadering wordt de zuurgraad in de wortelzone gesimuleerd met het model VSD+ (Bonten *et al.*, 2016a) 2016a. Een belangrijke invoer voor VSD+ om de zuurgraad accuraat te kunnen simuleren is de aanvoer van bicarbonaat, basen, en andere macro-ionen naar de wortelzone via het grondwater. De grondwaterkwaliteit varieert sterk in de ruimte, en vraagt daarom om een landsdekkende kaart met een adequate resolutie van de grondwaterkwaliteit. De meest recente nationale grondwater-kwaliteitskaart dateert uit 1989, reeds dertig jaar geleden (Klijn, 1989). Deze kaart heeft een resolutie van 1 km, en is ingedeeld in een viertal klassen: zout, brak, lithoclien (grondwater) en atmo-lithoclien (jong grondwater). Zowel de resolutie als de twee onderscheiden zoetwaterklassen zijn te grof voor de toepassingsdoeleinden van het WWN instrumentarium op een gewenste resolutie van 25 m. In de afgelopen dertig jaar zijn de beschikbaarheid van ruimtelijke informatie en rekencapaciteit flink toegenomen, waardoor het mogelijk is geworden om met integrerende statistische technieken een dergelijke kaart te kunnen realiseren.

DOEL

De doelstelling van dit onderzoek is het afleiden van een nieuwe ruimtelijk expliciete, op processen gebaseerde, landsdekkende grondwaterkwaliteitskaart op 25 m resolutie, gebaseerd op zowel grondwaterkwaliteitsdata als ondersteunende informatie uit bodem en geomorfologische kaarten. Daarnaast dient de kaart geschikt te zijn voor gebruik in de Waterwijzer Natuur.

LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 worden na de definitie van een aantal begrippen en een conceptuele achtergrond beschreven welke methoden en gegevens gebruikt zijn voor de constructie van de kwelkwaliteitskaart. Vervolgens worden in hoofdstuk 3 de resultaten en de kwaliteit ervan gepresenteerd, gevolgd door een beschrijving van de beperkingen (hoofdstuk 4) en verbeterpunten (hoofdstuk 5) van de geproduceerde kwelkwaliteitskaart.

II.II METHODE

OVERZICHT VAN DE WERKWIJZE

Om tot een landsdekkende grondwaterkwaliteitskaart te komen, zijn puntgegevens van grondwaterkwaliteit vertaald naar een kaart met behulp van landsdekkende geografische gegevens. Grondwaterkwaliteit is ingedeeld in een zestal grondwatertypen, waarvan de meest waarschijnlijke klasse is bepaald op basis van de landsdekkende ruimtelijke informatie met behulp van ‘random forest’ classificatie (een ‘machine learning’ techniek). De werkwijze wordt in de volgende paragrafen toegelicht.

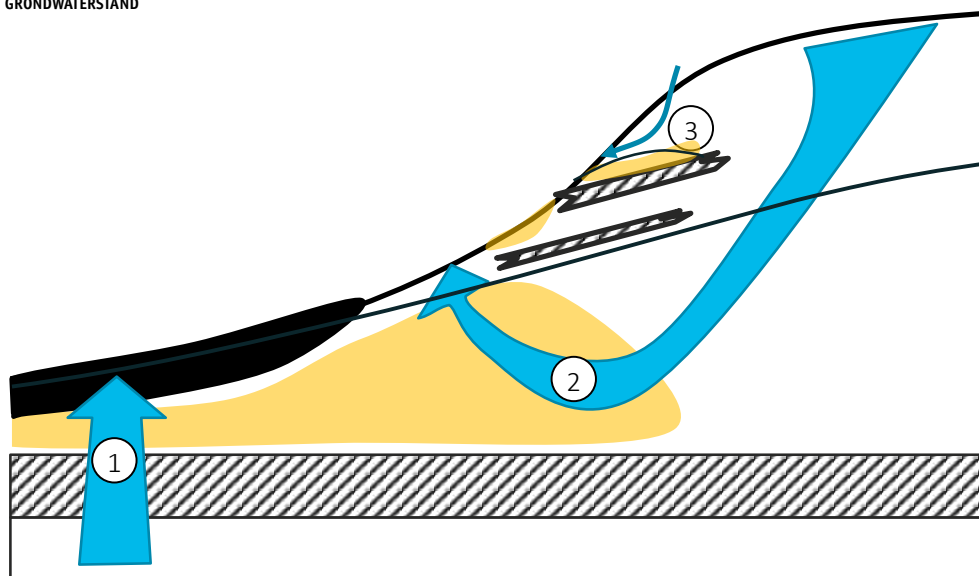
CONCEPTUELE ACHTERGROND KWELWATER KWALITEIT

De samenstelling van grondwater wordt bepaald door (1) de kwaliteit van het water dat vanuit de onverzadigde zone wordt aangevoerd, (2) de eigenschappen van, en geochemische processen in, de ondergrond, (3) de verblijftijd in de ondergrond, en (4) blootstellingsduur aan reactieve stoffen. Hoe langer de verblijftijd in de ondergrond, hoe meer potentie percolatiewater heeft gehad om te reageren met reactieve bestanddelen in de ondergrond, zoals kalk, pyriet en organisch materiaal. Bij langdurige wegzijging kunnen dergelijke reactieve bestanddelen verdwenen zijn, waardoor de grondwaterkwaliteit (lithoclien) meer richting regenwaterkwaliteit (atmoclien) neigt (Griffioen & Hoogendoorn, 1993). Regionale kwel (Figuur 27), die vanuit een dieper watervoerend pakket door een kleipakket stroomt dat rijk is aan kalk, zal veelal hoge concentraties Ca^{2+} en CO_3^{2-} bevatten. Dergelijke situaties doen zich voor op regionale schaal in grotere beekdalen.

Grondwater met een reistijd aanzienlijk korter dan ca 70 jaar (>1950) kan flink beïnvloed zijn door antropogene effecten, zoals verzuring en uitspoeling van meststoffen (NO_3 , PO_4 , K, Ca, Mg) (Claessens *et al.*, 2017, van der Aa *et al.*, 2003). Onder deze antropogene omstandigheden speelt landgebruik in het intrekgebied een belangrijke rol, terwijl ondergrondeigenschappen en geomorfologische positie een groter effect hebben in kwelsystemen met langere reistijd (Figuur 27). In superlokale kwelsystemen met zeer korte transportafstanden (≤ 100 m), waarin schijngrondwaterspiegels kunnen optreden (Figuur 27), is de grondwaterkwaliteit nauwelijks beïnvloed door reactie met de ondergrond, en zal de grondwaterkwaliteit grotere gelijkenis met regenwater vertonen (atmo-lithoclien cf Klijn, 1989).

FIGUUR 27

VERSCHILLENDE VORMEN VAN KWEL: (1) REGIONAAL; (2) LOKAAL; (3) SUPERLOKAAL. ZWART = VEEN, GEARCEERDE GEBIEDEN ZIJN SLECHT DOORLATENDE LAGEN, ORANJE = ZONE WAARVAN GRONDWATERKWALITEITSDATA GEWENST IS. DE BLAUWE LIJNEN REPRESENTEREN DE GRONDWATERSTAND



AFBAKENING EN DEFINITIES

In literatuur wordt het begrip 'kwel' op verschillende manieren gedefinieerd. In dit rapport is kwelwater gedefinieerd als het opwaarts stromende grondwater dat aan de onderzijde van een bodemprofiel indringt, voordat het gemengd is met regenwater of chemische reacties in het bodemprofiel heeft ondergaan. Dit water kan de wortelzone indringen wanneer het bovenste regenachtige grondwater via oppervlakkige afvoer of via verdamping is afgevoerd. De kwaliteit van grondwater gaat in deze studie dus om de kwaliteit in het moedermateriaal onder de bodem. De grondwaterkwaliteit van kwelwater kan nog aanzienlijk veranderen bij transport, met name in de aanwezigheid van veenpakketten door oxidatie van organisch materiaal en pyriet, en ionenuitwisseling met de bodemmatrix. Deze reactieprocessen verschillen sterk in de ruimte en hangen onder andere af van exacte samenstelling van de bovengrond, waardoor deze afzonderlijk moeten worden beschouwd in procesmodellen. Daarnaast kunnen zich regenwaterlenzen vormen (Poot & Schot, 2000a), die de kwaliteit van grondwater onder de wortelzone kunnen beïnvloeden. Het voort voor deze studie echter te ver om daar rekening mee te houden. Om het effect van voorgaande aspecten te beperken, wordt in dit onderzoek daarom de kwaliteit van kwelwater op grotere diepte bepaald (> 5 m-mv).

VERZAMELING EN SELECTIE GRONDWATERKWALITEITSGEGEVENS

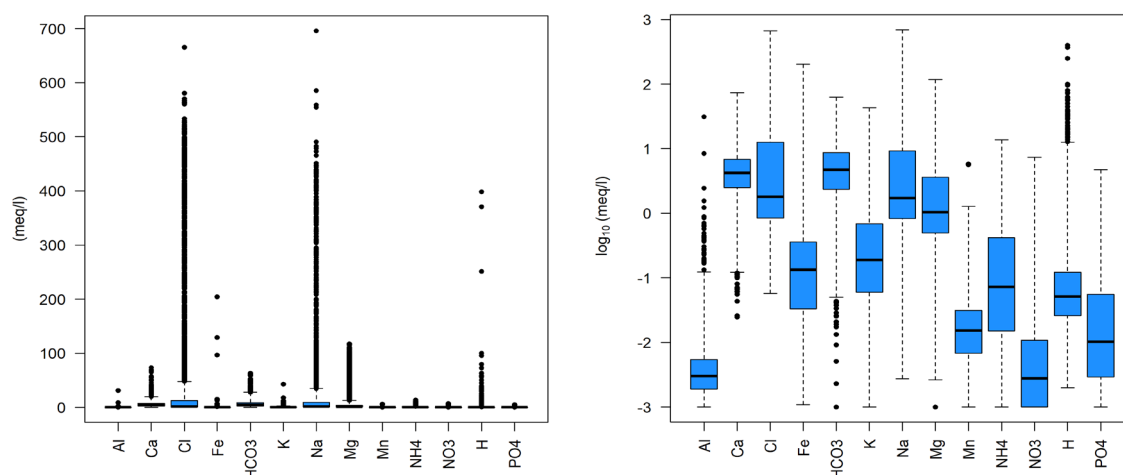
Bij het maken van de grondwaterkwaliteitskaart is gebruik gemaakt van een door Deltares aangeleverde set grondwaterkwaliteitsgegevens (van na 1950) van de open acces database van het DINO-loket (www.dinoloket.nl). Deze puntgegevens van verschillende filterdiepten en meetmomenten zijn niet allemaal bruikbaar. Initieel was besloten om alleen meer recente gegevens (van na 1980) mee te nemen. Door het opleggen van dit criterium bleek echter dat dan ongeveer de helft van unieke meetlocaties verviel, met name in het relevante Pleistocene deel van Nederland. Alhoewel de kwaliteit van grondwater onderhevig is aan verandering door de tijd (Claessens *et al.*, 2017), hebben we er voor gekozen om toch de oudere gegevens mee te nemen (van na 1960) om zo tot een completere landelijke dekking van meetpunten te komen. Overigens bleek op basis van een snelle vergelijking van de frequentieverdelingen door de jaren heen dat er weinig verandering opgetreden is op nationale schaal, behalve voor pH, HCO₃, en NO₃. Voor VSD+ is voornamelijk de alkaliniteit (aanvoer van basen Ca, Mg, K, Na)

van belang, maar voor zowel het doel van dit onderzoek als in algemeen belang is de concentratie van meerdere ionen beschouwd (Figuur 28); gegevens van SO_4^{2-} waren niet aangeleverd.

Vervolgens zijn de gegevens geselecteerd op filterdiepte, waarvan de onderkant boven de ondiepst gelegen scheidende laag dient te zitten, en onder een potentieel aanwezige neerslaglens. Op deze manier werden alleen gegevens van het bovenste watervoerende pakket geselecteerd. De bovenkant van de ondiepste scheidende laag is bepaald met behulp van REGIS ondergrond gegevens (100 m resolutie; Vernes *et al.* (2005). Om filters geplaatst in neerslaglenzen of veen te vermijden, zijn alleen gegevens ten minste 5 meter onder maaiveld geselecteerd. Indien per filter op meerdere momenten gemeten was, zijn de gegevens van alle tijdstippen gemiddeld naar een langjarig gemiddelde. Gezien de grote variatie in recentste meetpunten, zou selectie van alleen het recentste filter leiden tot een ongewenst grote invloed van het specifieke meetmoment in het verklaren van ruimtelijke variatie. Indien per locatie meerdere filters op verschillende dieptes geplaatst waren, is alleen het ondiepste filter gebruikt.

De grondwaterkwaliteitsdata zijn getransformeerd van mg/l naar ladingsequivalenten (meq/l), wat voor biogeochemische berekeningen een relevantere maat is. Verder zijn onrealistische waarden verwijderd. De verdeling van de langjarig gemiddelde grondwaterstandsdata is asymmetrisch met een 'zwarte staart' en bevat daarnaast veel nulwaarden. De data zijn $\log_{10}(x + 0.001)$ getransformeerd om het effect van extreme waarden bij verdere verwerking te beperken (Figuur 28). Zelfs na een log-transformatie blijft voor sommige ionen de 'staart zwaar'. De meetgegevens zijn daarom exclusief nul-waarden (0 meq/l) Box-Cox getransformeerd (Sakia, 1992) om een normale verdeling te benaderen. Vervolgens zijn uitschieters, gedefinieerd als getransformeerde waarden buiten het bereik van het eerste en derde kwartiel respectievelijk ± 3 maal het interkwartielbereik, verwijderd. De Box-Cox getransformeerde gegevens zijn niet gebruikt voor analyse, gezien de schaal dan verschilt per grondwatervariabele, wat onwenselijk is voor cluster analyse (zie volgende paragraaf).

FIGUUR 28 BOXPLOTS VAN TIJDGEMIDDELTE GRONDWATERKWALITEITSVARIABLEN IN MILLIEQUIVALENTEN PER LITER (MEQ/L) (LINKS) EN $\log_{10}(x + 0.001)$ GETRANSFORMEERDE VERSIE DAARVAN (RECHTS)



INDELING VAN GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN

Voor de toepassing in het WWN Instrumentarium is het wenselijk om grondwaterkwaliteit in te delen in een beperkt aantal klassen, in plaats van te werken met continue kaarten van afzonderlijke ionen. Daarnaast zou WWN in gebruiksvriendelijkheid verliezen door grote

beslaglegging op geheugen van kaartmateriaal (>10 GB), en hoeft niet expliciet rekening gehouden te worden met correlaties tussen ion concentraties.

De meetlocaties zijn ingedeeld in groepen van vergelijkbare grondwaterkwaliteit middels hiërarchische agglomeratieve clustering. Euclidische afstand is gebruikt als afstandsmaat en Ward's D gebruikt als cluster criterium (Ward, 1963). De $\log_{10}(x + 0.001)$ getransformeerde gegevens zijn gebruikt om het effect van extreme waarden in de clustering te beperken (Figuur 28). De gegevens zijn niet gestandaardiseerd, zodat ionen die een belangrijker aandeel in de grondwatersamenstelling innemen ook een belangrijker effect hebben op de classificatie.

Een voorwaarde voor clustering is dat alle gemeten grondwaterkwaliteitsvariabelen per meetlocatie bekend zijn. Voor 75% van de meetlocaties waren in elk geval 10 van de 13 grondwaterkwaliteitsvariabelen gemeten (Figuur 29). Op basis van correlaties tussen meetgegevens zijn de meest waarschijnlijke waarden geschat van ontbrekende gegevens middels een multivariate imputatie in R met de *mice* package (Buuren & Groothuis-Oudshoorn, 2010). Controle wees uit dat geen nieuwe waarden buiten het originele bereik van de variabelen geïmputeerd waren.

Vervolgens is het aantal clusters bepaald dat theoretisch in de grondwaterkwaliteitsdataset onderscheiden kan worden volgens Charrad *et al.* (2014). Op nationale schaal bleek een drietal hoofdgrondwatertypen te kunnen worden onderscheiden. Dit aantal is echter te beperkt voor zinnvolle onderscheiding van kwelwaterkwaliteit ten behoeve van invoer van VSD+. Verdere uitsplitsing naar meer clusters leverde nadere differentiatie van grondwaterkwaliteit in het zoute westen, terwijl voor dit onderzoek juist differentiatie van lithocliene grondwaterkwaliteit van belang is. Daarom is besloten een apart thallasoclien (zout) cluster te definiëren en de twee zoetwaterclusters nader te verfijnen in een vijftal lithocliene clusters op basis van de hiërarchische clustering. Hierbij zijn twee clusters (cluster 3 en 4) die onvoldoende differentiërend waren en weinig bijdroegen aan interpretatie van kwelwaterkwaliteit samengevoegd.

CONSTRUCTIE GRONDWATERKWALITEITSKAART

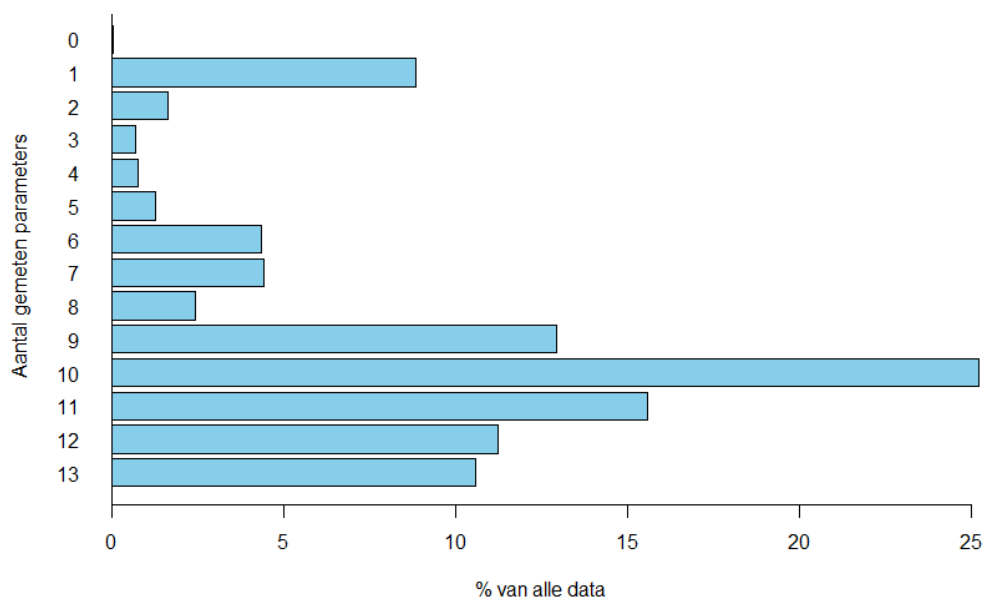
In paragraaf de vorige paragraaf is beschreven hoe grondwatertypen aan meetlocaties zijn toegewezen. Om deze data ruimtelijk te kunnen interpoleren is gebruik gemaakt van 'machine learning' technieken in combinatie met landsdekkende ruimtelijke informatie (Tabel 6). Machine learning betreft de techniek waarbij in plaats van lineaire regressiemodellen gebruik wordt gemaakt zelflerende algoritmes, variërend van kunstmatige neurale netwerken tot classificatie en regressie netwerken. In deze studie is gekozen voor de random forest classificatie (Breiman, 2001), omdat deze methodiek geschikt is om complexe bodemwater-milieu relaties te beschrijven (Hengl *et al.*, 2015). In random forest classificatie wordt op basis van een ensemble van beslisbomen bepaald welke grondwaterklasse het meest waarschijnlijk voorkomt, gegeven de ruimtelijke geografische informatie. Voordelen van deze machine learning benadering ten opzichte van traditionele regressie-methoden zijn dat deze (1) goed kan omgaan met niet-lineariteiten en interacties tussen variabelen, en derhalve minder last heeft van collineariteit, (2) geen aannames doet over de verdeling van variabelen en (3) geen aanname maakt dat relaties homogeen zijn in het hele land en (4) minder diagnostische checks vereist zijn, zoals normale verdeling van residuen, gelijke varianties van groepen.

Eerst is een random forest model 'getraind' om relaties te bepalen tussen de grondwaterkwaliteits-clusters en geografische informatie op de meetlocaties. Vervolgens kan op basis van

deze relaties en invoer van geografische informatie het meest waarschijnlijke grondwaterkwaliteitscluster geschat worden buiten de meetlocaties. Om de classificatienauwkeurigheid van het resultaat te kunnen beoordelen is een deel (20%) van de grondwaterkwaliteitsdata apart gehouden voor validatie (willekeurige steekproef). Validatie is uitgevoerd middels het opstellen van een kruistabel van voorspeld tegen waargenomen grondwatertype.

FIGUUR 29

AANTAL GEMETEN GRONDWATERKwaliteitsVARIABLEN PER MEETPUNT EN BIJBEHOOREND PERCENTAGE VAN DE TOTALE DATASET



De gebruikte geografische informatie is gebaseerd op ruimtelijke coördinaten, hydrologie, landgebruik, en geomorfologische positie (Tabel 6). Voor de hydrologie zijn naar 25 m neergeschaalde landsdekkende modeluitkomsten van het Nationaal Water Model (NWM; v2.3.1.0) gebruikt, de gemiddeld laagste grondwaterstand (*GLG*), gemiddeld hoogste grondwaterstand (*GHG*) en kwelflux. Deze zijn door Hoogewoud & Bootsma (2019) bepaald op basis van drainagesystemen, en met in achtneming van de waterbalans. Omdat het LHM geen *GLG* en kwelflux berekend voor buitendijksgebied (zoals de Waddeneilanden en kwelders), is geen invoer beschikbaar om grondwaterkwaliteit te schatten op de betreffende locaties.

Om rekening te houden met ruimtelijke autocorrelatie, uitgaande van het principe dat nabije grondwaterkwaliteit grotere gelijkenis vertoont dan met die op grotere afstand, zijn x- en y-coördinaten meegenomen als verklarende variabele. Geomorfologische positie in het landschap is meegenomen op basis van de geomorfologische kaart van Nederland (Koomen & Maas, 2004). Deze kaart is aangepast door voor dit doel irrelevant onderscheiden eenheden samen te voegen en eenheden toegespitst voor beekdaltypen te behouden. Lokaal landgebruik heeft waarschijnlijk minder effect op de grondwaterkwaliteit dieper dan 5 m-mv dan het landgebruik in het intrekgebied. Omdat informatie met betrekking tot stroombanen en de relatie tussen intrekgebied en kwelgebied niet voorhanden was, is lokaal landgebruik als mogelijk verklarende variabele meegenomen. Verder zijn kennisregels om kwelwaterkwaliteit te schatten op basis van de nationale bodemkaart (de Haan *et al.*, 2011, Jansen *et al.*, 1999) toegevoegd als verklarende variabelen voor grondwaterkwaliteit. Deze kennisregels bundelen (expert)kennis en omvatten daarmee een andere bron van informatie die mogelijk relevant kan zijn om grondwaterkwaliteit te voorspellen.

TABEL 6 GEBRUIKTE GEOGRAFISCHE LANDSDEKKENDE INFORMATIE VOOR DE CONSTRUCTIE VAN DE GRONDWATERKWALITEITSKAART. ALLE KAARTEN ZIJN NEERGESCHAALD TOT 25 M RESOLUTIE.

Informatie	Dataset	Bron
Landgebruik	LGN6	Hazeu <i>et al.</i> (2010)
Geomorfologische eenheid	Geomorfologische kaart van Nederland	Koomen & Maas (2004)
GLG	Neergeschaald modelresultaat LHM	Hoogewoud & Bootsma (2019)
GHG	Neergeschaald modelresultaat LHM	
Kwelintensiteit	Neergeschaald modelresultaat LHM	
Expertkaart kwelintensiteit	Kennisregels	Jansen <i>et al.</i> (1999); de Haan <i>et al.</i> (2011)
X coördinaat	Vastgesteld op basis van gridcel posities	
Y coördinaat	Vastgesteld op basis van gridcel posities	

II.III RESULTATEN

WATERKWALITEIT VAN ONDERSCHIEDEN GRONDWATERTYPEN EN INTERPRETATIE

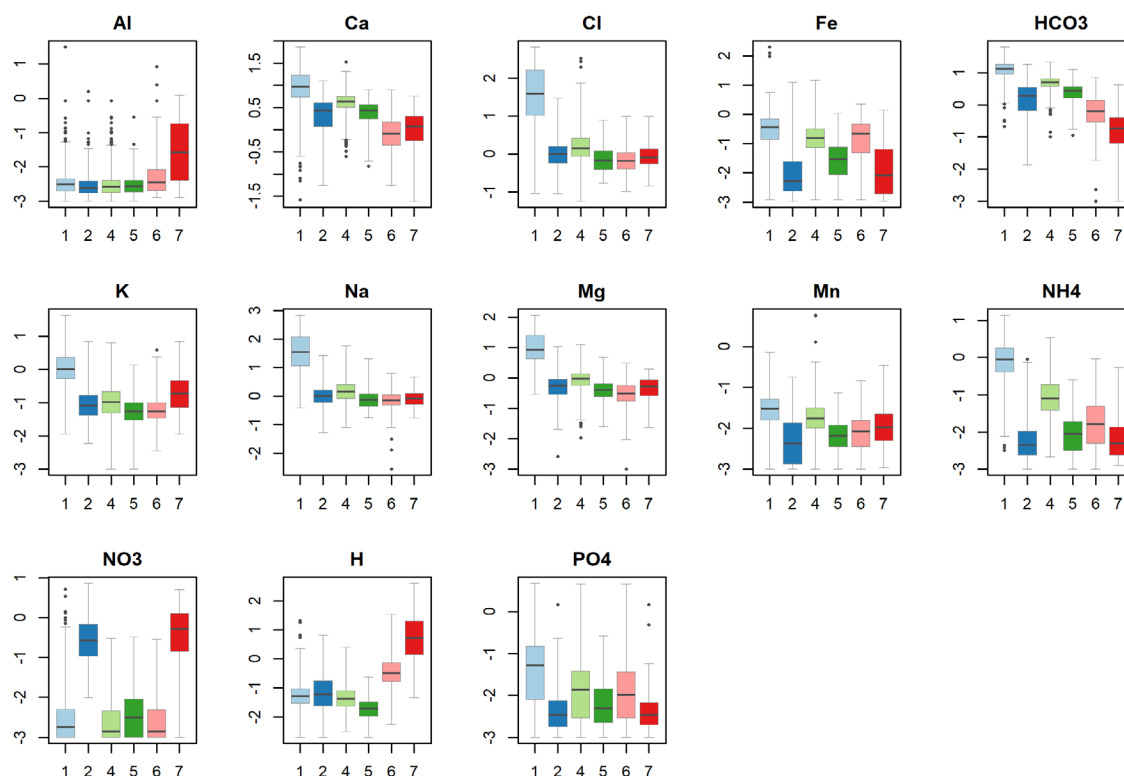
Op basis van de hiërarchische clustering zijn zes grondwatertypen onderscheiden (Tabel 7, Figuur 30). Het eerste type heeft duidelijk een grote zoutwaterinvloed en representeert thalassocliën grondwater (Borren *et al.*, 2012). De verschillen tussen de overige vijf lithocliene groepen zijn wat genuanceerder. Op basis van verschillen tussen Fe, NO₃, H en een gezamenlijke gradiënt van HCO₃+Ca+Mg kan de lithocliene groep verder worden uitgesplitst. De lagere NO₃-concentratie in combinatie met verhoogde Fe-concentraties kan duiden op een sterker gereduceerd milieu. Een sub-oxische redoxtoestand (naar Mendizabal *et al.* (2011)) heerst bij hoge NO₃ concentraties bij groep 2 en 7, waarbij groep 7 een lagere zuurgraad heeft en onderscheidend is in de hoge concentratie aluminium. Mogelijk stellen deze groepen grondwater met geringe leeftijd en/of ondiepe bemonstering voor. De pH en de concentraties van opgeloste stoffen zijn echter te hoog om het water atmocliën te noemen, en wordt in navolging van Klijn (1989) atmo-lithocliën gehanteerd. In geval van landbouwgrond gaat het om verhoogde NO₃ uitspoeling door NH₃-depositie (en deels NO_x). Dit laatste effect is met name het geval onder naaldbossen op hoge zandgronden (de Jonge & Tietema, 2000).

TABEL 7 GLOBALE KARAKTERISERING VAN DE ONDERSCHIEDEN GRONDWATERTYPEN IN DE CLUSTER ANALYSE

Grondwater Type	Naam	Zout invloed	Alkaliniteit en basengehalte	Geoxideerd milieu?	Ouderdom	Kwel of infiltratiegebied
1	Thalassocliën	++	+			-
2	Atmo-lithocliën Neutraal			++	+	Infiltratie
3&4	Lithocliën-Alkalien		++	--	++	Kwel
5	Lithocliën-Oxisch		+	-	+	Kwel
6	Lithocliën-anoxisch		+	--	--	Kwel
7	Atmo-lithocliën zuur		- -	++		Infiltratie

++ = in sterke mate; + = in redelijke mate; - = in geringe mate; -- = in zeer geringe mate.

FIGUUR 30 DE MIDDELS CLUSTERANALYSE ONDERSCHIEDEN GRONDWATERTYPEN EN BIJBEHORENDE WATERKWALITEIT. DE CONCENTRATIES ZIJN LOGGETRANSFORMEERD VOLGENS $\text{LOG}_{10}(X + 0.001)$. HOGERE WAARDEN STAAN GELIJK AAN HOGERE STOFCONCENTRATIES. DE KLEUREN KOMEN OVEREEN MET DE KAART IN FIGUUR 31

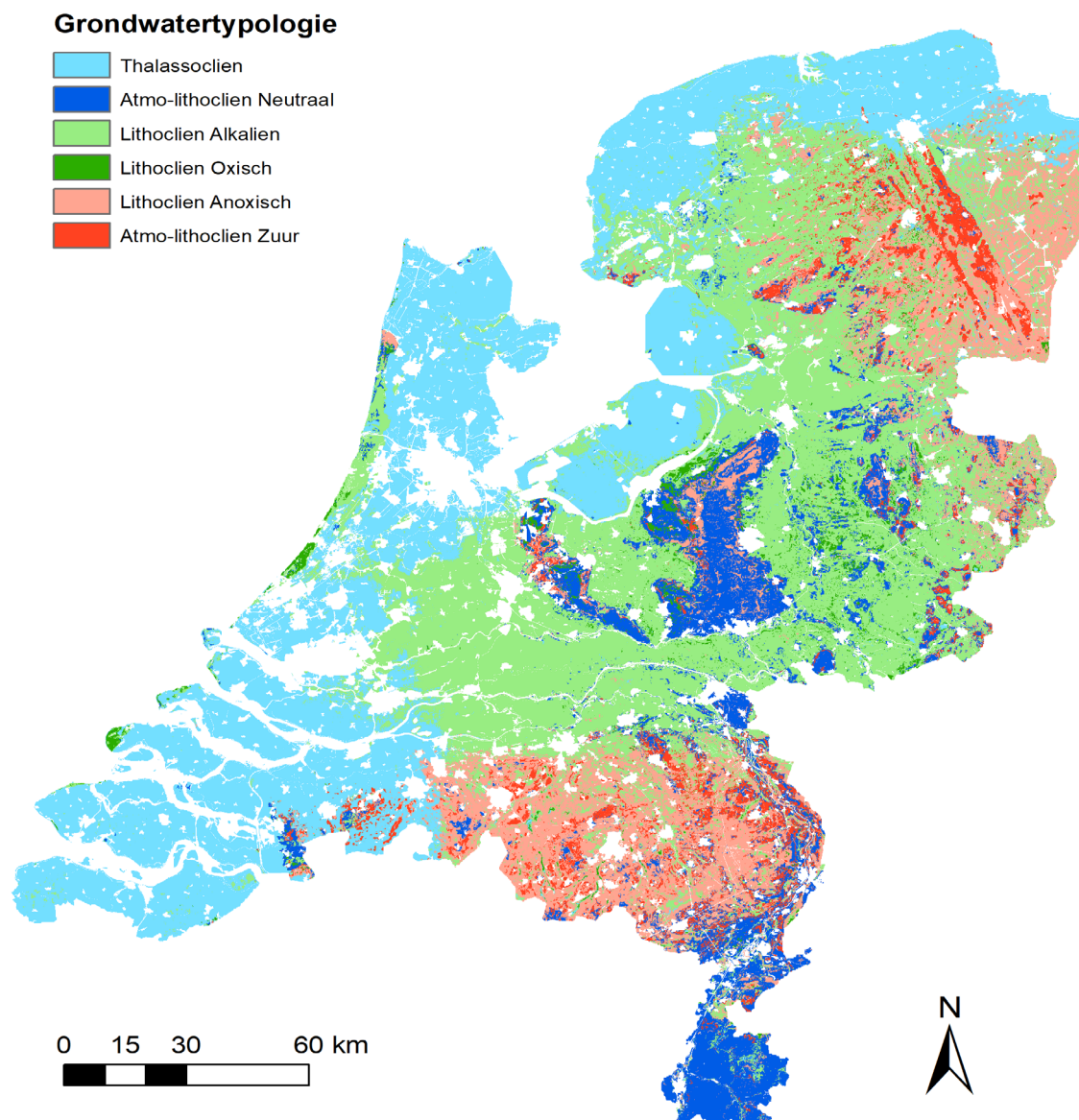


GRONDWATERKWALITEITSKAART – NATIONAAL NIVEAU

In het westen domineert de thallasocliene groep (Figuur 31). Op locaties die langdurig zijn blootgesteld aan uitloging, zoals bij stuwwalcomplexen en een groot deel van Limburg, domineert de atmo-lithocliene grondwaterkwaliteit. Op de Hondsrug komt de zure variant, de zure atmo-lithocliene groep veelvuldig voor, waar hogere Aluminiumconcentraties verwacht kunnen worden (Figuur 38). Het rivierengebied en lager gelegen Nederland is grotendeels gedomineerd door Lithoclien-alkalien grondwater. Vooral in Brabant en Drenthe komt Lithoclien-anoxisch grondwater voor dat rijk is aan H en Fe. De Waddeneilanden en stedelijk gebied ontbreken door het ontbreken van ruimtelijke informatie. Op landelijk niveau komen patronen in grondwaterkwaliteit grotendeels overeen met de kwelkaart van Klijn (1989). In de nieuwe kaart is echter een veel hoger detailniveau aangebracht, en daarnaast de lithocliene grondwaterkwaliteit verder gedifferentieerd.

FIGUUR 31

NATIONALE GRONDWATERKWALITEITSKAART TEN BEHOEVE VAN DE WATERWIJZER NATUUR (25 M RESOLUTIE). DE KAART IS GEBASEERD OP MEETGEGEVENS (PUNTDATA) VAN GRONDWATERKWALITEIT EN RUIMTELIJKE VLAKDEKKENDE INFORMATIE. DE KLEUREN KOMEN OVEREEN MET DE CLUSTERRESULTATEN IN FIGUUR 38



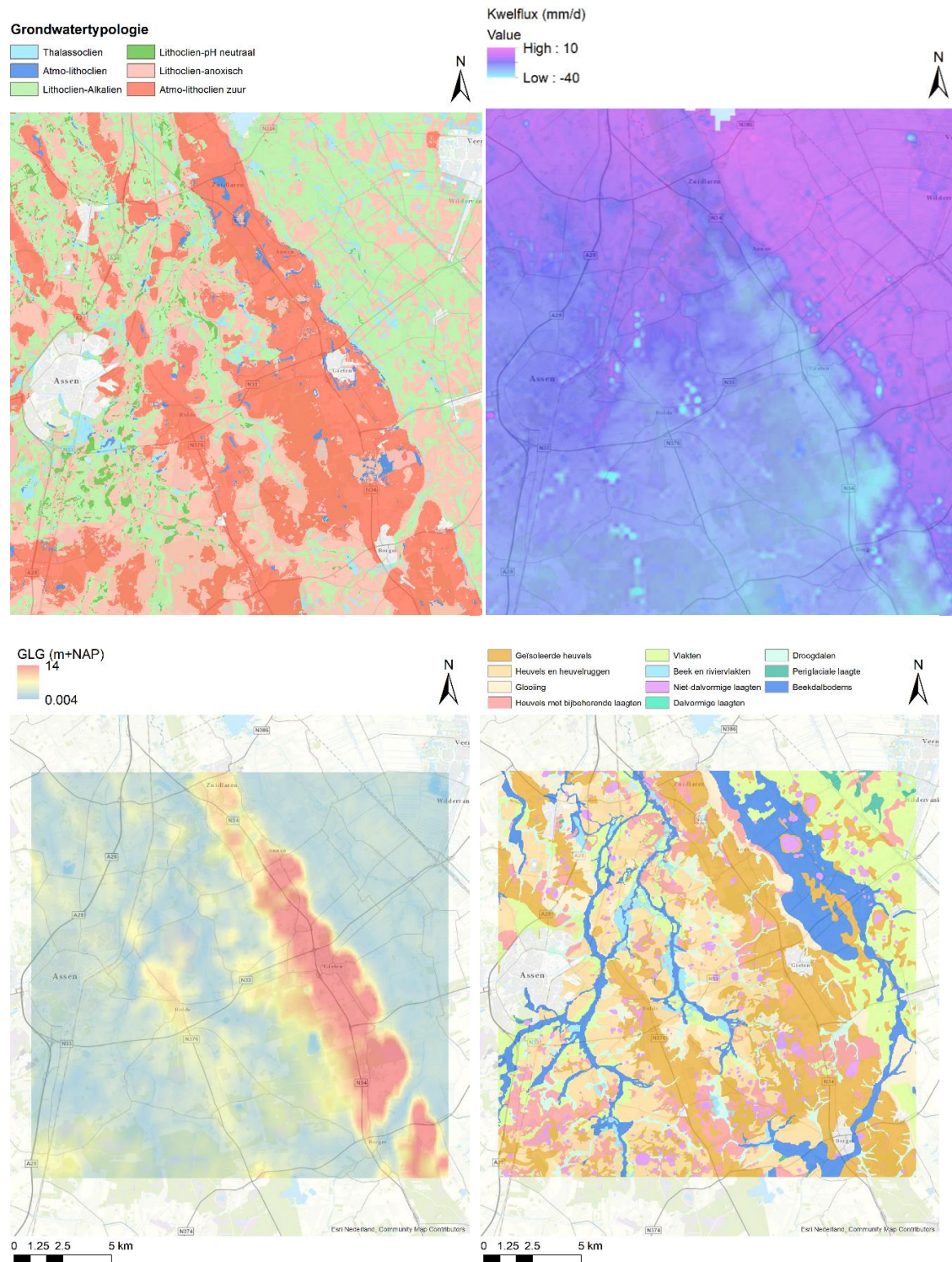
GRONDWATERKWALITEITSKAART – LOKAAL NIVEAU

Om te bepalen of de kaart ook op regionaal en lokaal niveau tot logische resultaten leidt, is een gebied rondom de Drentse Aa in detail bekeken (Figuur 32). De Hondsrug is wederom goed terug te vinden door de zure atmo-lithocliene grondwaterkwaliteit. Ook beekdalen met lithoclien-alkaliene kwaliteit zijn goed herkenbaar. De overgang tussen beide is veelal de lithoclien-anoxische en matig gebufferde groep. Wat opvalt, is dat de thallassocliene groep veelvuldig voorkomt, bijvoorbeeld ten zuiden van Assen. Overigens blijkt de thallassocliene groep ca. 40–14000 mg/l Cl te bevatten en representeert dus een breed scala aan omstandigheden. Waarschijnlijk gaat het in beekdalsystemen om een groep met hogere concentraties opgeloste stoffen die daardoor grotere overeenkomst vertoont met zeewater, maar komt dat onvoldoende tot uiting in de klassenverdeling.

FIGUUR 32

RUIMTELIJKE PATRONEN VAN GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN EN DE BELANGRIJKSTE VOORSPELLERS VOOR HET DRENTSE AA GEBIED.

LINKSBOVEN: GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN. RECHTSBOVEN: KWELFLUX (MM/D); POSITIEF IS KWEL, NEGATIEF IS WEGZIJJING. VOOR EEN AANTAL PIXELS KOMEN EXTREME WAARDEN VOOR DOOR MODELSIMULATIES. LINKSONDER GLG. RECHTSONDER: GEOMORFOLOGISCHE EENHEDEN (AANGEPAST)

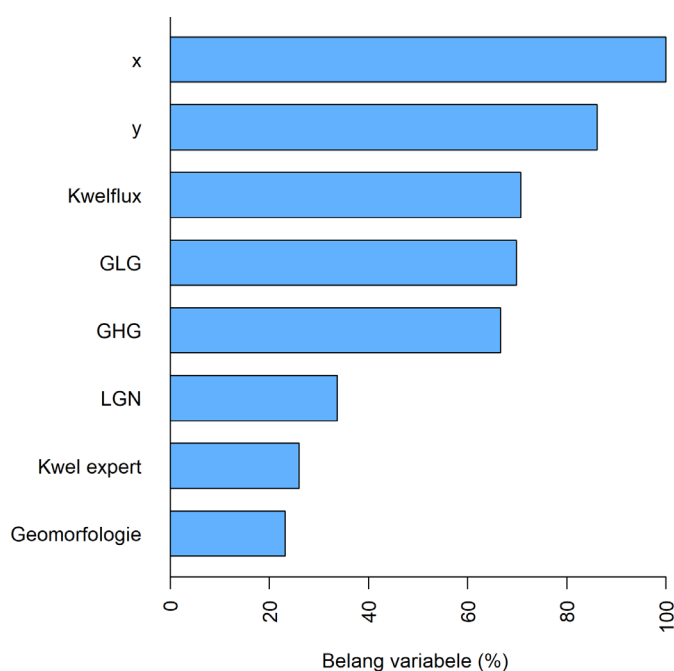


BELANG VAN VERKLARENDE VARIABLEN

In Figuur 33 wordt weergegeven welke variabelen bepalend zijn voor de toegekende grondwatertypen. Het belang van verklarende variabelen is bepaald op basis van de gemiddelde afname van Gini index voor alle splitsingen in het ensemble van beslisbomen in de random forest classificatie (Louppe *et al.*, 2013). Uit Figuur 33 blijkt dat de ruimtelijke variatie met name gestuurd wordt door positie in het land, kwelintensiteit, de *GLG* en *GHG*. Verder laat dit figuur zien dat de expert-kwelkaart, geomorfologische eenheid en landgebruik (*LGN*) van ondergeschikt belang zijn in het voorspellen van grondwaterkwaliteit. *GLG* en *GHG* zijn sterk gecorreleerd (Spearman $\rho = 0.88$; $P < 0.001$), dus het lijkt waarschijnlijk dat één van beide ook afdoende zou zijn om grondwatertypen te voorspellen. Op nationale schaal is de ruimtelijke positie waarschijnlijk gecorreleerd aan geomorfologie, maar komt dit nog niet goed tot uiting in de classificatie.

FIGUUR 33

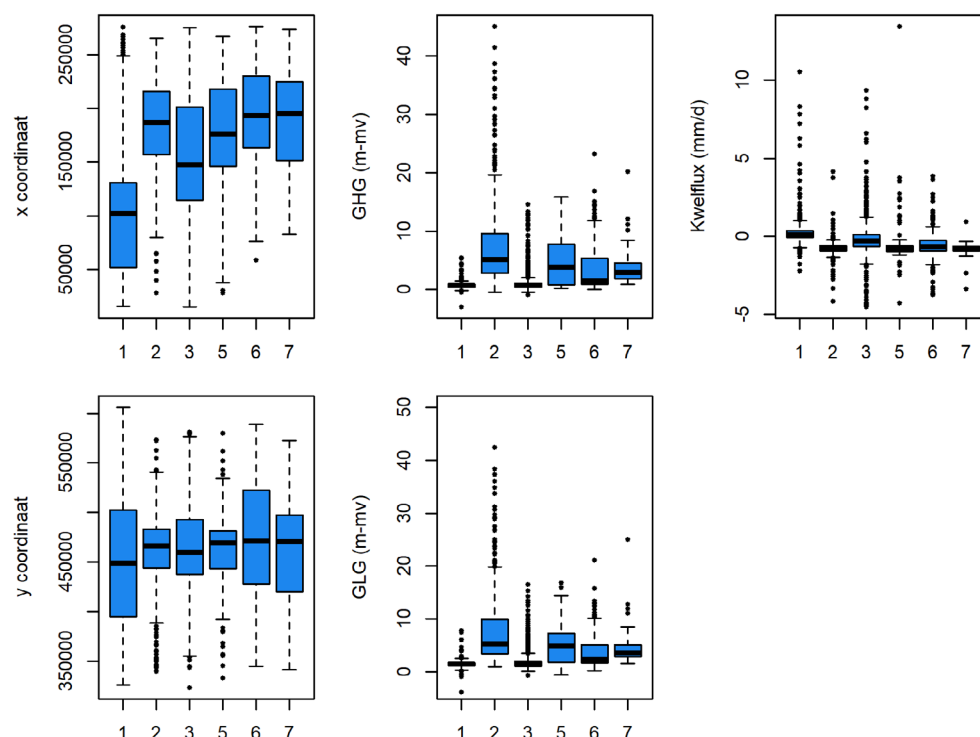
BELANG VAN VARIABLEN IN HET VERKLAREN RUIMTELIJKE VARIATIE VAN GRONDWATERTYPEN. HET BELANG IS GESCHAALD TEN OPZICHTE VAN DE MEEST VERKLARENDE VARIABLE



Van de data die het meest verklaren (*x*, *y*, *GLG*, *GHG*, en *kwelflux*), zijn de atmo-lithocliene grondwatertypen (2 en 7) gekarakteriseerd door relatief diepe *GLG*'s, en een sterke wegzijging (Figuur 34). Het effect van coördinaten lijkt gerelateerd aan een afnemende invloed van zoutwaterinvloed met toenemende afstand vanaf de kust (*x* coördinaten), en/of het verschil in geomorfologie tussen Holoceen en Pleistoceen Nederland (Figuur 34). De grondwatertypen vertonen geen trend langs de *y* coördinaten, wat aangeeft dat voornamelijk wat lokale verschillen langs deze as van belang zijn geweest in de random forest procedure om tot het classificatieresultaat te komen.

FIGUUR 34

RELATIE TUSSEN GRONDWATERTYPEN EN VERKLARENDE VARIABLEN. GLG = GEMIDDELD LAAGSTE GRONDWATERSTAND, GHG = GEMIDDELD HOOGSTE GRONDWATERSTAND. EEN POSITIEVE KWELFLUX IS KWEL, NEGATIEF IS WEGZIJJING



VALIDATIE

De algehele nauwkeurigheid van voorspelde grondwatertypen op de validatielocaties is 60%. Dit betekent dat 60% van de klassen in de validatie set correct voorspeld wordt. De thallasociene en lithoclien-alkaliene groepen wordt over het algemeen goed geclassificeerd (80% en 61%), en de lithoclien-oxische en atmo-lithoclien-zure typen minder goed (<31%; Tabel 8). Misclassificatie wordt met name veroorzaakt door verwarring tussen de lithoclien-oxische en lithoclien-alkaliene groep (groep 5 en 3), en Lithoclien-alkalien en Lithoclien-anoxisch (groep 6 en 3). Deze groepen vormen echter een gradiënt van alkaliniteit, en vertonen grote gelijkenis op grenzen van grondwatertypen. Het is dus niet vreemd dat deze typen met elkaar verward worden. Evenzo worden de gelijkende atmo-lithocliene typen 2 en 7 door elkaar gehaald. Dit beeld wordt bevestigd door de ruimtelijke verspreiding van misclassificaties, waarbij de meeste verwarring optreedt op locaties waar deze typen voorkomen.

TABEL 8

KRUISTABEL VAN VOORSPELDE TEGEN WAARGENOMEN GRONDWATERTYPEN. NAUWKEURIGHEID VAN DE VOORSPELLING VAN DE ZES GRONDWATERKWALITEITSKLASSEN. OP DE DIAGONAAL STAAT DE NAUWKEURIGHEID (% CORRECT VOORSPELD = $100\% \cdot N_{\text{PRED}}/N_{\text{TOT}}$).

		Geobserveerd grondwatertype						
	#	Naam grondwatertype	1	2	3&4	5	6	7
Voorspeld Grondwatertype	1	Thallasoclien	80	1	18	1	0	0
	2	Atmo-lithoclien Neutraal	3	45	16	11	12	14
	3&4	Lithoclien-Alkalien	7	10	61	12	9	2
	5	Lithoclien-Oxisch	0	26	28	35	7	5
	6	Lithoclien-anoxisch	7	21	21	6	29	16
	7	Atmo-lithoclien zuur	0	31	12	6	19	31

II.IV BEPERKINGEN TOEPASSING KWELKWALITEITSKAART

1. Met de huidige kwelkaart kan de grondwaterkwaliteitssituatie op regionale schaal goed in kaart gebracht worden, maar **voor zeer lokale systemen blijft de kwelwaterkwaliteit lastig in te schatten**. De ruimtelijke patronen van kwelwaterkwaliteit lijken komen aardig overeen met wat men zou verwachten. Geomorfologische eenheid blijkt een ondergeschikte rol te spelen in het schatten van de grondwaterkwaliteit (Figuur 33), terwijl kwelintensiteit en grondwaterstanden belangrijk zijn. Dit geeft aan dat de kwaliteit van lokale kwel onvoldoende gerepresenteerd kan worden, of dat de rol van geomorfologische eenheid beschreven wordt met ruimtelijke coördinaten. Dit probleem vindt zijn oorsprong mogelijk in de grove geohydrologische schematisatie in de modellen waaruit de kwelfluxen en GLG informatie zijn geëxtraheerd. Deze constatering komt overeen met de beschrijving van Klijn (1989, p33-34), waar gebrek aan gegevens over ecologisch relevante grondwaterstromingen als belangrijkste foutenbron wordt genoemd. Alhoewel het detailniveau in grondwatermodellen fors is uitgebreid in de afgelopen 30 jaar, is deze uitbreiding waarschijnlijk ontoereikend om lokale kwel te schatten. Hier ligt een belangrijk vraagstuk voor vervolgonderzoek. Resultaten worden op de nieuwe kwelkaart weergegeven met een resolutie van 25 m, maar dit betekent niet dat invoerdata zulke fijnschalige schattingen van grondwaterkwaliteit toelaten. Men dient dus bedacht te zijn op schijnnaauwkeurigheid; ruimtelijke patronen van kwel op perceelniveau blijven gemoeid met onzekerheid, ook met deze nieuwe verbeterde kaart.
2. **De gepresenteerde grondwaterkwaliteit stelt een gemiddelde over tijd en diepte voor.** De kwaliteit van grondwater kan nog flink veranderen indien het een reactieve laag passeert – zoals veen dat normaliter wordt aangetroffen in kwelzones – alvorens de wortelzone te bereiken. Juist in kwelgebieden zijn organisch materiaal en pyriet aanwezig, waardoor de grondwaterkwaliteit nog aanzienlijk kan veranderen. De gepresenteerde kwelwaterkwaliteit komt dus nadrukkelijk niet overeen met de waterkwaliteit in het wortelmilieu. De grondwaterkwaliteit kan sterk variëren over diepte, en variatie door de tijd is aanzienlijk door zowel natuurlijke als antropogene processen, zoals uitloging, NO_x depositie, en uitspoeling van nutriënten in agrarisch gebied (Appelo, 1994). Door het beperkte aantal grondwaterklassen wordt hier enigszins rekening mee gehouden, maar de gebruiker dient zich er bewust van te zijn dat de kaart niet direct vergeleken kan worden met veldmetingen. Alle grondwaterkwaliteitsdata van 5 – 50 m-mv zijn meegenomen in de analyse. **Hoge zoutgehalten** op grotere diepten zouden oorzaak kunnen zijn van een systematische overschatting van zoutwaterinvoer, zoals voorspeld in de Drentse Aa (Figuur 32).

II.V AANBEVELINGEN

Een aantal van de in het vorige hoofdstuk genoemde beperkingen van de nieuwe kwelkaart kunnen worden weggenomen door aanpassingen te maken in de methoden en dataverzameling. Gezien het belang van de kwelkaart in de WWN, maar ook voor talloze andere toepassingen in landbouw en zoetwaterbeheer, wordt aangeraden vervolgstappen te ondernemen om de kaart te verbeteren. Hieronder volgen aanbevelingen in volgorde van haalbaarheid (benodigd budget, tijdsbesteding, gegevens-beschikbaarheid):

1. Met de gebruikte techniek (random forest classificatie) kan, nu de methode eenmaal ontwikkeld is, vrij eenvoudig gecorrigeerd worden voor veranderingen van grondwaterkwaliteit over de diepte en door de tijd, door deze variabelen als onafhankelijke variabele mee te nemen. Deze maatregel is goed haalbaar en levert een betere schatting van grondwaterkwaliteit.
2. In dit onderzoek is een selectie van ruimtelijke informatie gebruikt om de kwaliteit van ondiep grondwater in kwelzones te voorspellen. Er is echter veel meer ruimtelijke landsdekkende data aanwezig waarmee de schattingen van grondwaterkwaliteit verbeterd zouden kunnen worden. Voorbeelden zijn:

- Afzettingen aan of nabij maaiveld (geologische kaart Nederland)
- Kortste afstand tot watergangen
- Diepte ten opzichte van ondoorlatende lagen
- Positie in het landschap, berekend met behulp van bijvoorbeeld een topografische index voor natheid (Seibert & McGlynn, 2007) of relatieve positie tussen hoogste en laagste punt (Conrad *et al.*, 2015)
- Andere afgeleide variabelen van grondwaterstand ($GLG - GHG$, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), gemiddelde grondwaterstand).

Na de ontwikkeling van de gebruikte methode is het eenvoudig kwantitatief te bepalen welke van bovenstaande aanvullende informatie tot een betere schatting van grondwaterkwaliteit leidt. Deze maatregel is goed haalbaar.

3. Landgebruik in het kwelgebied had beperkt effect op grondwaterkwaliteit. Dit is logisch, gezien vooral het (historisch) landgebruik in het intrekgebied effect zal hebben op de grondwaterkwaliteit onder bodemprofielen. Om de kwaliteit van kwelwater beter in kaart te brengen is het dus cruciaal om te bepalen waar het bijbehorende wegzijgingsgebied gelegen is, en wat het landgebruik op deze locatie is. Deze ruimtelijke koppeling is niet te maken zonder gedetailleerde stroombaananalyse, wat buiten de mogelijkheden in dit onderzoek viel. Dit aandachtspunt is complex en is meer tijd- en data-intensief.
4. Een voornaam knelpunt is dat de kwaliteit van grondwater nog flink kan veranderen tijdens passage door een reactieve laag onder de wortelzone, die juist in kwelgebieden kan leiden tot aanzienlijke verschillen in kwaliteit van kwelwater onder veen en erin. Het zou zinvol zijn in een volgende stap een procesgebaseerde module toe te passen waarin grondwaterkwaliteit onder de bodemkolom in kwelgebieden vertaald wordt naar de waterkwaliteit aangevoerd aan de onderkant van de wortelzone. Deze stap vraagt om meer tijd en beschikbare validatiedata en is minder haalbaar. Een centrale database voor gegevens van grondwaterkwaliteit vlak onder/in de wortelzone in relatie tot detailgegevens van het bodemprofiel is daarin essentieel. Deze verbetering is complexer en minder goed haalbaar op korte termijn. Mogelijk kan worden voorgebouwd op de koppeling van SWAP aan ORCHESTRA door Cirkel *et al.* (2016).
5. Grondwaterkwaliteit is een dynamische variabele, terwijl deze als statisch wordt beschouwd. Voor een Waterwijzer Natuur die robuust om kan gaan met toekomstige veranderingen in klimaat en landgebruik, die op langere termijn doorwerken op de eigenschappen van de ondergrond is het van belang dat de kwelkaart op termijn dynamisch gemaakt kan worden. Zo kan rekening gehouden worden met veranderingen in kwaliteit van ondiep grondwater, wat vooral relevant is voor lokaal gevoede kwelsystemen.

II.VI CONCLUSIE

De vervaardigde kwelkaart is de eerste hoge-resolutie (25 m) grondwaterkwaliteitskaart van Nederland die gebaseerd is op daadwerkelijke meetgegevens van grondwaterkwaliteit, aangevuld met hogere-resolutie (25 m) geografische informatie. Op basis van deze ruimtelijke informatie kan de grondwaterkwaliteit, benodigd als invoer voor VSD+ als onderdeel van een robuust Waterwijzer Natuur Instrumentarium, worden toebedeeld aan een grondwaterkwaliteitsklasse met een nauwkeurigheid van 60%. Deze nauwkeurigheid acceptabel is voor een klassenkaart waarin klassen een gradiënt van waterkwaliteit vormen en voor de toepassing in WWN. Alhoewel de kaart voor zover bekend bij auteurs de eerste nationale grondwaterkwaliteitskaart is waar de onzekerheid gekwantificeerd is, is het resultaat voor verbetering vatbaar. Door de gekozen aanpak, waarin onafhankelijke gegevens apart zijn gehouden ter validatie, kan systematisch bepaald worden in hoeverre toekomstige uitbreidingen tot een nauwkeurigere voorspelling leiden.

BIJLAGE III

BENODIGDE INVOER VSD+

Keyword	Omschrijving	eenheid	Default
SiteInfo	Naam van de locatie (max 128 chars)	–	(blank)
period	start en eind jaar simulatie (integers)	yr yr	
thick	dikte van het bodemcompartiment	m	
bulkdens	dichtheid van de bodem	g/cm ³	
Theta	water gehalte van de bodem (V/F)	m/m	
pCO ₂ fac	CO ₂ in bodemoplossing (multiple van pCO ₂ [atm] in lucht) (V/F)	–	
parentCa	fractie van Ca in carbonaten	–	-1
Clay_ct	Klei gehalte van bodem	%	
CEC	cation exchange capacity	meq/kg	
Bsat_0	initiële basen verzadiging	–	-1
ECa_0	initiële Ca verzadiging	–	-1
EMg_0	initiële Mg verzadiging	–	-1
EK_0	initiële K verzadiging	–	-1
Excmmod	Kation uitwisselingsmodel optie (1=Gaines-Thomas; 2=Gapon)	–	1
lgKAIBC	log10 van uitwisselings constante for Al-Bc uitwisseling	c)	
lgKHBC	log10 van uitwisselings constante for H-Bc uitwisseling	c)	
expAl	exponent (>0) in $[Al]=K_{Alox} \cdot [H]^{expAl}$	–	3
lgKAlox	log10 van de gibbsiet evenwichtsconstante	(mol/l) ^{1-a}	?
Cpool_0	initiële hoeveelheid C in de bovengrond (per unit area)	g/m ²	0
CNrat_0	initiële C:N ratio in de bovengrond	g/g	
RCCOmod	Organische zuren model: 0=Oliver, 1=mono-protic	–	-1
RCCOpars	1 (mono-protic) or 3 (Oliver) parameters voor organische zuren model el	–	
cRCCO	totale concentratie van organische zuren (m*DOC) (V/F)	mol/m ³	0
TempC	gemiddelde bodem temperatuur (V/F)	°C	8
percol	percolatie (neerslag overschot) (V/F)	m/yr	
Ca_we	verwering van Ca (V/F)	eq/m ³ /yr	0
Mg_we	verwering van Mg (V/F)	eq/m ³ /yr	0
K_we	verwering van K (V/F)	eq/m ³ /yr	0
Na_we	verwering van Na (V/F)	eq/m ³ /yr	0
SO ₂ _dep	depositie van SO ₂ (V/F)	eq/m ² /yr	0
NO _x _dep	depositie van NO _x (V/F)	eq/m ² /yr	0
NH ₃ _dep	depositie van NH ₃ (V/F)	eq/m ² /yr	0
Ca_dep	depositie van Ca (V/F)	eq/m ² /yr	0
Mg_dep	depositie van Mg (V/F)	eq/m ² /yr	0
K_dep	depositie van K (V/F)	eq/m ² /yr	0
Na_dep	depositie van Na (V/F)	eq/m ² /yr	0
Cl_dep	depositie van Cl (V/F)	eq/m ² /yr	0
knit	maximum nitrification snelheid	yr ⁻¹	4
kdenit	maximum denitrification snelheid	yr ⁻¹	4
Nfix	N fixatie (V/F)	eq/m ² /yr	0
Nupeff	Opname efficiency van beschikbaar N (0-1)	–	1
rf_miR	modifying factor van mineralisatie door vocht en temperatuur (V/F)	–	1
rf_nit	modifying factor van nitrificatie door vocht en temperatuur (V/F)	–	1
rf_denit	modifying factor van denitrification door vocht en temperatuur (V/F)	–	0.1

Keyword	Omschrijving	eenheid	Default
N_gupt	Totale jaarlijkse opname van N uit de bodem door de vegetatie (V/F)	eq/m ² /yr	0
Ca_upt	Totale jaarlijkse opname van Ca uit de bodem door de vegetatie (V/F)	eq/m ² /yr	0
Mg_upt	Totale jaarlijkse opname van Mg uit de bodem door de vegetatie (V/F)	eq/m ² /yr	0
K_upt	Totale jaarlijkse opname van K from the bodem by the vegetation (V/F)	eq/m ² /yr	0
P_upt	Totale jaarlijkse opname van P uit de bodem door de vegetatie (V/F)	eq/m ² /yr	0
Clf	C bladval flux (V/F)	g/m ² /yr	0
Nlf	N bladval flux (V/F)	g/m ² /yr	0
QIf	Quality index van bladval (V/F)	-	0.25
Seep_conc	Concentraties van SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Ca, Mg, K, Na, Cl, PO ₄ in kwel	eq/m ³	
Seep_flux	Kwel flux	(m/yr)	
Seep_pH	pH van het kwelwater	(-)	

V/F = constante waarde of een tijdreeks in een file

BIJLAGE IV

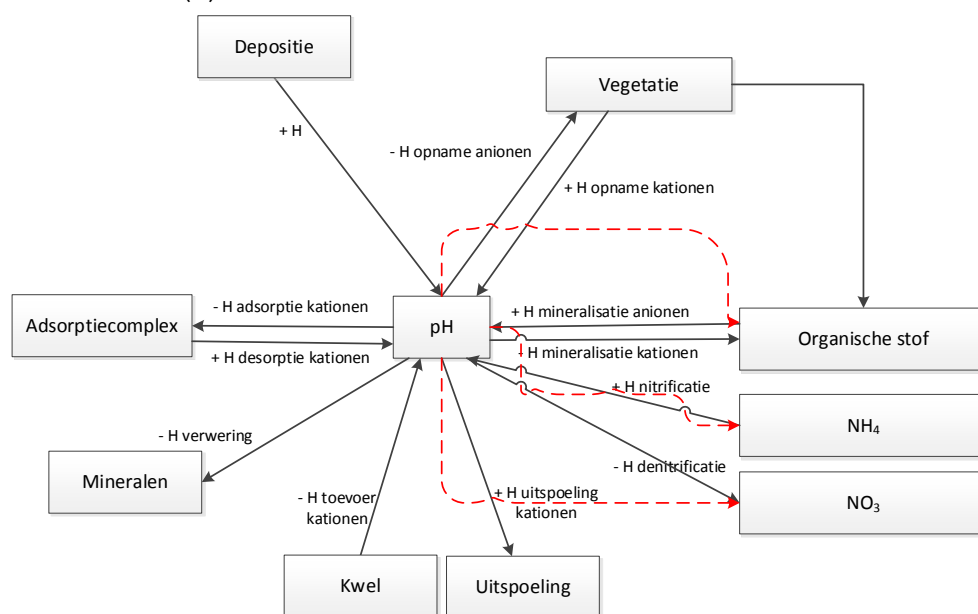
AANPASSINGEN VSD+

IV.I ZUURBUFFERING IN DE BODEM

De belangrijkste zuurbufferende processen (opname van zuur, H^+) die hierbij een rol spelen zijn mineraalverwerking en de uitwisseling met kationen (vooral basen, met name Ca, Mg, K) die gebonden zijn aan het bodemadsorptiecomplex. Bij mineraalverwerking worden bodem-mineralen, zoals K-veldspaten, door zuurbinding opgelost waarbij basen als K^+ vrijkomen. Bij buffering door uitwisseling wordt zuur vanuit de bodemoplossing gebonden aan negatief geladen oppervlakken van bijvoorbeeld kleimineralen en komen gebonden basen (met name Ca, Mg, K) in de bodemoplossing terecht. Daarnaast speelt ook de vocht- en zuurstofhuishouding een belangrijke rol. Zo zal er onder drogere omstandigheden sprake zijn van een toename van de mineralisatie en nitrificatie, waardoor er zuur wordt geproduceerd (Appelo & Postma, 2004). Omgekeerd zal er onder nattere omstandigheden zuur worden geconsumeerd. Verder zijn deze processen op zich ook afhankelijk van de zuurgraad (rode lijnen in Figuur 35).

FIGUUR 35

ROL VAN DE ZUURGRAAD (PH) IN DE BODEM



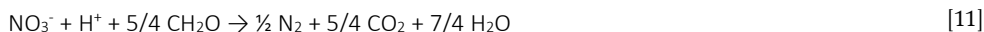
IV.II BEÏNVLOEDING PH DOOR MINERALISATIE, NITRIFICATIE EN DENITRIFICATIE

Uit § IV.I blijkt dat de zuurproductie sterk samenhangt met het gehalte en de aanvoer van stikstof (N). Naast de toevoer van stikstof via atmosferische depositie, oppervlaktewater en kwel, is de afbraak van organische stof een belangrijke bron van N en bovendien een proces dat de zuurgraad stuurt. De afbraak van organische stof levert namelijk NH_4^+ of NO_3^- , CO_2 , en basische kationen (BC^{n+}) die via de ladingsbalans de pH van de bodemoplossing beïnvloeden. De omzettingsreacties van NH_4^+ (nitrificatie) en NO_3^- (denitrificatie) beïnvloeden de bodem-pH (Figuur 35). Bij de afbraak van organische stof (CH_2O) wordt zuur geproduceerd:

Bij de nitrificatie door micro-organismen van het gevormde NH_4 in de bodem tot nitraat wordt zuur geproduceerd:



Bij denitrificatie door micro-organismen en het gebruik van organische stof van het gevormde NO_3 in de bodem tot het niet reactieve N_2 wordt zuur geconsumeerd:



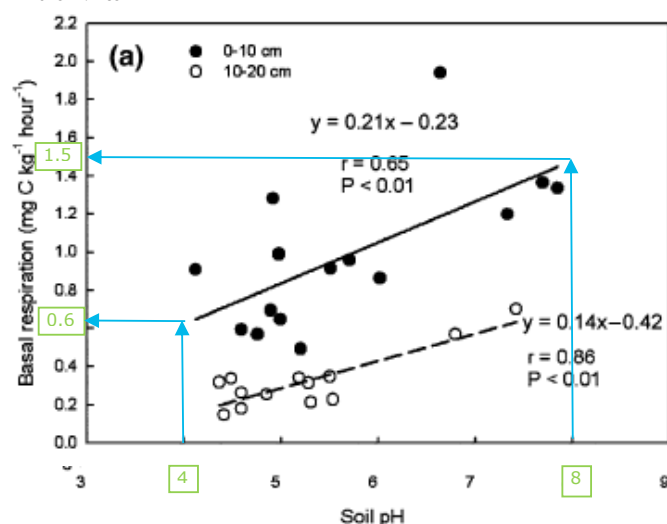
Deze denitrificatie treedt op onder omstandigheden waar geen zuurstof aanwezig is, en de bodem dus verzadigd is met water. Mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie beïnvloeden de pH door zuurproductie of-consumptie maar omgekeerd worden deze processen ook door pH beïnvloedt. Er is onderzoek gedaan naar deze effecten en functies in VSD+ voor pH effecten mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie zijn daarop aangepast.

PH EN MINERALISATIE

Het effect van de zuurgraad op mineralisatie van organische stof in de bodem is slechts in beperkte mate in situ onderzocht (Breugem *et al.*, 2020). Het onderzoek van Tian *et al.* (2008) betreft een van de weinige studies waarin over het gehele pH-traject het effect van zuurgraad op de mineralisatie is onderzocht (Figuur 36). Het onderzoek is uitgevoerd in bosgronden in een gebied met grote diversiteit in bodemtypen in China, waar sprake is van een brede pH-range: 4.1 - 7.9. Uit dit onderzoek blijkt dat de pH in belangrijke mate de microbiële bodemactiviteit beïnvloedt en afneemt naarmate de pH daalt. Naast verandering in microbiële activiteit kan de pH-verandering ook de microbiële samenstelling beïnvloeden, waardoor de efficiëntie van koolstof- en nutriëntegebruik van de microflora verandert (Bååth & Anderson, 2003, Blagodatskaya & Anderson, 1998). De voorgenoemde auteurs veronderstellen dat het pH-effect met name te verklaren is door een verschuiving van schimmels bij lage pH, naar bacteriën bij hoge pH.

FIGUUR 36

RESPIRATIE SNELHEID (BASAL RESPIRATION) ALS FUNCTIE VAN DE BODEM PH (BREUGEM *ET AL.*, 2020, TIAN *ET AL.*, 2008) EN BEMONSTERINGSDIEPTE



Voor gebruik in VSD+ is de relatie tussen mineralisatiesnelheid en zuurgraad in de laag van 0-10 cm van Tian *et al.* (2008) (Figuur 36) gebruikt omdat in deze laag zich de meeste organische stof bevindt en daarmee het meeste bijdraagt aan de mineralisatieflux gebruikt in VSD+ en daarmee in de WVN:

$$f_{rmin}(pH) = 0.21pH - 0.23 \text{ met: } 4.0 < pH < 8.0 \quad [12]$$

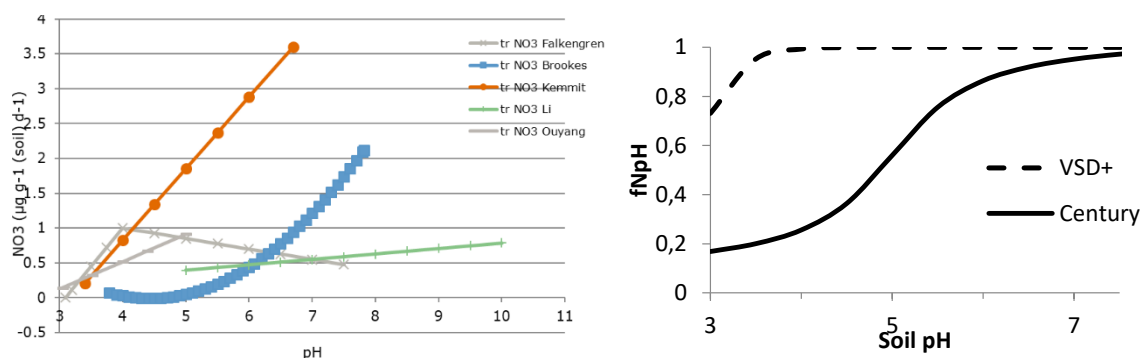
Waarbij f_{rmin} een reductiefactor is waarmee de generieke referentie mineralisatieconstante in VSD+ ($k_{min}(ref)$) wordt vermenigvuldigd om rekening te houden met het effect van zuurgraad op de mineralisatie:

$$k_{mi}(act) = k_{mi}(ref) \cdot f_{rmin}(pH) \text{ met: } 4.0 < pH < 8.0 \quad [13]$$

PH EN NITRIFICATIE

Door Breugem *et al.* (2020) is literatuuronderzoek verricht naar de relatie tussen pH en nitrificatie (uitgedrukt in NO_3 -productie). Dit leverde een diversiteit aan relaties op (Figuur 37, links), die echter allemaal een toename van de nitrificatie bij toenemende pH laten zien. Op basis van dit resultaat is het lastig een keuze voor een relatie voor VSD+ te maken. Daarom is besloten terug te vallen op de relaties die op dit moment in de modellen zitten (Figuur 37, rechts). Omdat de huidige relatie in CENTURY, met een toename in nitrificatie in het pH-traject 3-7, meer in lijn is met de resultaten uit Breugem *et al.* (2020) dan de huidige relatie in VSD+, is besloten om de CENTURY-relatie op te nemen in VSD+.

FIGUUR 37 NO_3 PRODUCTIE ALS FUNCTIE VAN PH (PH-KCL) (LINKS) (BRON: BREUGEM ET AL., 2020) EN HET EFFECT VAN PH OP NITRIFICATIE, , UITGEDRUKT ALS REDUCTIEFACTOR $f_{rnit}(PH)$, ZOALS GEBRUIKT IN DE MODELLEN CENTURY EN VSD+ (RECHTS) (BRON: KROS ET AL., 2017)



In mathematische vorm ziet de relatie tussen zuurgraad en de reductie van nitrificatie er als volgt uit:

$$f_{rnit}(pH) = 0.56 + \arctan \frac{0.45 \pi (pH-5)}{\pi} \quad [14]$$

PH EN DENITRIFICATIE

Gegevens van bodem-pH en bijbehorende totale denitrificatieverliezen in laboratorium incubatie-experimenten werden verzameld in een dataset om daaruit de effecten van bodem-pH op denitrificatieverliezen te beoordelen. In de experimenten mocht de pH gemanipuleerd zijn. De selectie is gebaseerd op de volgende criteria: (1) in alle incubatie-experimenten werd een NO_3^- oplossing toegevoegd aan een waterverzadigde grond om te verzekeren dat de potentiële denitrificatie wordt gemeten, niet beperkt door de N-bron; (2) Het pH-bereik moet ten minste één waarde tussen 6-8 omvatten, die wordt gezien als de optimale bodem-pH voor denitrificatie; dit pH-bereik mag ook bereikt zijn door pH-manipulatie in het experiment (toevoeging van alkali of zuur).

In alle experimenten werden totale denitrificatieverliezen gemeten als N-verliezen door N_2 + N_2O , hetzij door reductie van bodemnitraat (NO_3^-), of op basis van N_2O -emissie in aanwezigheid van C_2H_2 waardoor de omzetting van N_2O naar N_2 wordt geremd. De resulterende dataset

bestond uit 455 gepaarde gegevens over pH en denitrificatieverliezen van 96 onafhankelijke bodems op basis van 16 peer-reviewed artikelen die gegeven zijn in Zhu & De Vries (in prep.).

In elk onafhankelijk experiment werd de waarde van 1 ingesteld voor de maximale denitrificatie (Den_{max}), en alle andere gegevens werden geschaald naar de maximale waarde en gedefinieerd als relatieve denitrificatieverliezen (Rel Den), zoals weergegeven in de onderstaande vergelijking:

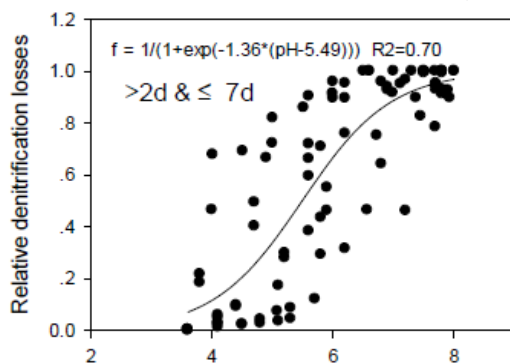
$$Rel\ Den_{pH} = \frac{Den_{pH}}{Den_{max}} \quad [15]$$

Waar Den_{pH} en Den_{max} de absolute (gemeten) denitrificatieverliezen bij een bepaald pH-niveau zijn en $Rel\ Den_{pH}$ de relatieve denitrificatieverliezen ten opzichte van het maximum.

Uit een correlatieanalyse tussen bodem-pH en relatieve denitrificatieverliezen met behulp van de hele dataset bleken er grote variaties te zijn die samenhangen met de incubatietijd. Bij een incubatie korter dan 1-2 dagen is de tijd te kort voor denitrificerende micro-organismen om zich aan te passen aan de nieuwe omgeving, vooral in de gemanipuleerde bodem-pH-experimenten (Simek *et al.*, 2002). De variatie van gemeten denitrificatie bij een gegeven pH was veel minder bij langere incubatietijden, met name vanaf 2 dagen. We hebben daarom de resultaten gebruikt van experimenten tussen 2 en 7 dagen met een maximale pH van 8 omdat hogere pH-waarden in de praktijk niet voorkomen. Het uiteindelijke resultaat is weergegeven in Figuur 38.

FIGUUR 38

RELATIEVE DENITRIFICATIEVERLIEZEN ALS FUNCTIE VAN DE BODEM PH (BRON: ZHU & DE VRIES, IN PREP.)



IV.III KALIBRATIE UITWISSELINGCONSTANTEN

GEBRUIKTE DATA SETS MET GEGEVENS OVER PH EN BASENVERZADIGING

Datasets met gegevens over pH en basenverzadiging zijn verzameld uit het bodemkundig informatiesysteem met data voor zowel landbouwgronden als niet-landbouwgronden (veelal bosgronden). Dit is nodig om tot een brede pH range te komen. Daarnaast zijn gegevens gebruikt uit monitorings-programma's voor bossen.

Uit het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS), zijn in totaal bijna 2600 locaties gebruikt met metingen van pH en basenverzadiging. Op ongeveer de helft van deze locaties is pH_{H_2O} gemeten, op de andere helft pH_{KCl} . Waarden voor pH_{H_2O} in deze dataset variëren van ca. 3-8 en bevatten locaties op zowel landbouw- als natuurgroden. Voor de dataset met metingen van pH_{KCl} varieert de pH tussen ca. 2-8; deze dataset bestaat hoofdzakelijk uit locaties op gras- en bouwland. Waarden voor de basenverzadiging in beide data sets variëren tussen de 4 en

100%. Laagdiktes en dieptes van de lagen variëren, en zijn geclusterd naar 4 klassen, 0-20 cm, 20-40 cm, 40-80 en ≥ 80 cm.

Waarden van pH_{H_2O} en pH_{KCl} zijn omgerekend naar bodemvocht pH om de vergelijking met de door VSD+ berekende pH mogelijk te maken.

De gegevens die gebruikt zijn voor de niet-landbouwgronden betreffen:

- 12 bosopstanden op niet-kalkhoudende zandgronden bemonsterd in 1992: dit betreft de humuslaag en de diepten van 0-10, 10-30 cm, 30-60 cm en 60-100 cm (De Vries et al., 1994).
- 48 opstanden op niet-kalkhoudende zandgronden in het Nederlandse duingebied, bemonsterd in 1991: dit betreft de diepten van 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm en 60-100 cm (De Vries, 1993; de Vries, niet-gepubliceerde gegevens).
- 150 bosopstanden op niet-kalkhoudende zandgronden bemonsterd in 1990: de diepten van 0-30 cm (De Vries & Leeters, 2001).
- 200 bosopstanden op niet-kalkhoudende zandgronden bemonsterd in 1995: de humuslaag en de diepten van 0-10 cm (Leeters & de Vries, 2001).
- 100 bosopstanden bemonsterd tussen 1992 en 1993 in ongeveer 40 lössgronden, 30 kleigronden en 30 veengronden: de diepten van 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm en 60-100 cm (Klap et al., 1999a).
- 63 bosopstanden in een gebied genaamd Drentse Aa, bemonsterd in 1994: 44 zandgronden, 4 kleigronden en 15 veengronden; de minerale bovengrond met een diepte variërend van 0-10 cm en 0-30 cm (Klap et al., 1999b).

HARMONISATIE VAN DE BEPALING VAN DE BASENVERZADIGING BIJ PH 6.5

In alle gebruikte datasets voor niet-landbouwgronden werd de CEC-waarde gemeten bij de werkelijke (niet gebufferde) pH. Vooral in zure gronden (niet-kalkhoudende zandgronden en de meeste löss- en veengronden) betekent dit dat de basenbezetting gerelateerd is aan een CEC in het beperkte pH-bereik van de beschouwde gronden (voornamelijk tussen pH 3 en 5). De CEC is afhankelijk van het gehalte aan klei en organische stof en neemt toe met een toename van de pH. Dit komt vooral door de afgifte van protonen uit carboxylgroepen van organische stof. Deze protonen worden geadsorbeerd bij lagere pH maar worden bij hogere pH uitgewisseld tegen basische kationen. Om modelsimulaties tot hogere pH-waarden mogelijk te maken, is het belangrijk een basenbezetting te gebruiken die verband houdt met een gebufferde CEC. Voorbeelden zijn een CEC gebufferd bij pH 6,5 (NH_4 acetaat gebufferde CEC) of 8.2 (bariumchloride tri-ethanol amine gebufferde CEC). Met behulp van die extractiemiddelen neemt de uitwisselbare protonenfractie toe, terwijl de uitwisselbare fractie van alle andere kationen afneemt. Aangezien een pH van 6.5 een redelijke bovenwaarde is voor niet-kalkhoudende bodems, hebben we deze CEC gebruikt, en dat geldt ook de uitwisselingsconstanten die gebruikt worden als invoer in het model VSD+ (De Vries & Posch, 2003).

Hoe groot het uitwisselcomplex is (de CEC) wordt voornamelijk bepaald door het kleigehalte en het organische-stofgehalte. Een manier om de CEC bij pH 6.5 te schatten is om de CEC af te leiden als functie van het klei- en organische-koolstofgehalte, rekening houdend met de invloed van pH volgens Helling et al. (1964):

$$CEC = (0.44 \cdot pH + 3.0) \cdot clay + (5.1 \cdot pH - 5.9) \cdot C_{org} \quad [16]$$

waarbij *clay* en C_{org} staan voor respectievelijk het klei- en organische-koolstofgehalte (beide in %) en de pH in deze vergelijking zo dicht mogelijk bij de pH van de bodemoplossing moet

liggen. Vergelijking [16] komt overeen met Breeuwsma *et al.* (1986), die een lineair verband vond tussen de CEC gebufferd bij pH 6.5 (NH_4 acetaat gebufferde CEC) en het gehalte aan klei en organische stof, met een hellingscoëfficiënt van 5% voor klei en 30% voor organische koolstof.

Vergelijking [16] werd geëvalueerd met onze dataset van gemeten CEC-waarden voor de pH in de veldsituatie, in combinatie met gegevens over klei en organische koolstof. De resultaten vertoonden soms relatief grote verschillen. Daarom is de CEC bij pH 6.5 berekend volgens

$$CEC_{\text{updated(pH6.5)}} = CEC_{\text{calculated(pH6.5)}} \cdot (CEC_{\text{measured}} / CEC_{\text{calculated(measuredpH)}}) \quad [17]$$

Waarbij het CEC berekend is volgens Vergelijking [16].

KALIBRATIEMETHODE

Uitwisseling van basische kationen tegen H^+ en Al^{3+} is een belangrijk buffermechanisme tegen bodemverzuring (Bonten *et al.*, 2016b)2016b. In de bodem worden H^+ en Al^{3+} in het bodemvocht uitgewisseld tegen Ca, Mg en K die aan het uitwisselcomplex zijn geadsorbeerd. De verhouding van H en Al aan het uitwisselcomplex enerzijds en Ca, Mg en K anderzijds wordt bepaald door de verhouding van deze ionen in de bodemoplossing en de uitwisselconstanten.

In het model VSD+ kan de uitwisseling van basische kationen aan de CEC worden beschreven met twee modellen, Gaines-Thomas en Gapon (Posch & Reinds, 2009). In vorige studies met VSD+ is gebleken dat het gebruik van Gaines-Thomas kan leiden tot zeer lage (onrealistische) basenverzadiging voor zure gronden. Daarom is voor de WWN modellering gekozen voor het Gapon-model. In het Gapon-model wordt uitwisseling beschreven via de volgende vergelijking:

$$\frac{E_{\text{Al}}}{E_{\text{Bc}}} = K_{\text{AlBc}} \cdot \frac{[\text{Al}]^{1/3}}{[\text{Bc}]^{1/2}} \quad \text{en} \quad \frac{E_{\text{H}}}{E_{\text{Bc}}} = K_{\text{HBc}} \cdot \frac{[\text{H}]}{[\text{Bc}]^{1/2}} \quad [18]$$

Waarbij E_{Al} , E_{Bc} en E_{H} de uitwisselbare fracties zijn van Al, basische kationen en H, K_{AlBc} en K_{HBc} zijn de uitwisselingsconstanten die de uitwisselbare fracties relateren aan de concentraties in de bodemoplossing: $[\text{Al}]$ en $[\text{H}]$ tegen $[\text{Bc}]$. De uitwisselingsconstanten zijn gekalibreerd door het model VSD+ toe te passen op 250 250m cellen in Nederland (analoog aan de toepassing van SMART2; zie Kros *et al.* (2016) met verschillende combinaties van bodemtype, vegetatie en grondwatertrap, waarbij de uitwisselingsconstanten gevarieerd werden tussen realistische minima en maxima afgeleid uit De Vries & Posch (2003). Voor beide uitwisselingsconstanten werd de range tussen de realistische minimum en maximum waarde opgedeeld in 8 gelijke intervallen met bijbehorende K-waarden. Per bodemtype zijn dus 8×8 is 64 combinaties van K_{AlBc} en K_{HBc} gebruikt voor de VSD+ berekeningen. Gesimuleerde combinaties van pH en basenverzadiging per VSD+ bodemtype zijn vervolgens vergeleken met de eerder beschreven meetgegevens. Op basis van de afwijking tussen gemeten en gesimuleerde relaties is de beste combinatie van K_{AlBc} en K_{HBc} per bodemtype geselecteerd. Uit de metingen is de gemiddelde basenverzadiging berekend per interval van 0.2 pH-eenheid, en daarmee zijn de simulaties vergeleken. Dit levert 25 gemiddelde waarnemingen voor het pH traject 3-8.

BIJLAGE V

VALIDATIE VSD+ OP OBN LOCATIES

V.I METHODE

Voor deze studie is het model VSD+ gevalideerd door het toe te passen op 7 OBN locaties (Jansen et al. 1997) met een natte, korte vegetatie, te weten Wyldlanden, Ule Krite, Barten, Stobberibben, Lemselermaten, Zandbrink en Korenburgerveen. Lemselermaten en Groot Zandbrink zijn locaties met een zandgrond, de overige locaties zijn locaties op veen.

Op alle locaties zijn metingen beschikbaar van de bodem-vaste-fase (CEC, kleigehalte, organische stof, N gehalte), van concentraties in het bodemvocht (sulfaat, nitraat, ammonium, en basische kationen op meerder tijdstippen in een jaar) en van de kwelwaterflux en de kwelwaterkwaliteit in het jaar 1998 (zie appendix I in: Kros *et al.*, 2017). Daarmee is het grootste deel van de voor VSD+ benodigde invoer gegevens voorhanden, evenals gegevens die gebruikt kunnen worden om te toetsen of het model in staat is de metingen te reproduceren. Bijlage III geeft een overzicht van alle voor VSD+ benodigde invoer. Voor iedere locatie is op basis van de metingen, gekalibreerde uitwisselconstanten en generieke, bodemafhankelijke parameters een invoerbestand gemaakt voor VSD+, waarna het model is toegepast en de gesimuleerde bodemvochtconcentraties en de koolstof- en stikstofvoorraad en basenverzadiging vergeleken zijn met de metingen.

Voor de stikstoftransformaties heeft VSD+ gegevens nodig over nitrificatie- en denitrificatiesnelheden. In VSD+ worden de reductiefractie voor nitrificatie en de denitrificatiefractie berekend uit het (gemiddelde) vochtgehalte in de bodem: hoe hoger deze waarde, hoe lager de nitrificatie en hoe hoger de denitrificatie (Bonten *et al.*, 2016b) 2016b. Omdat alle locaties nat zijn met veel kwel, is de reductie door vocht voor nitrificatie op een hoge waarde gezet (0.95) en een hoge denitrificatie aangehouden (0.85 van de maximale denitrificatie). Deze functies zijn ook toegepast bij de berekeningen met VSD+ ten behoeve van de metarelaties (§ 2.4), op basis van de door SWAP berekende vochtgehaltes.

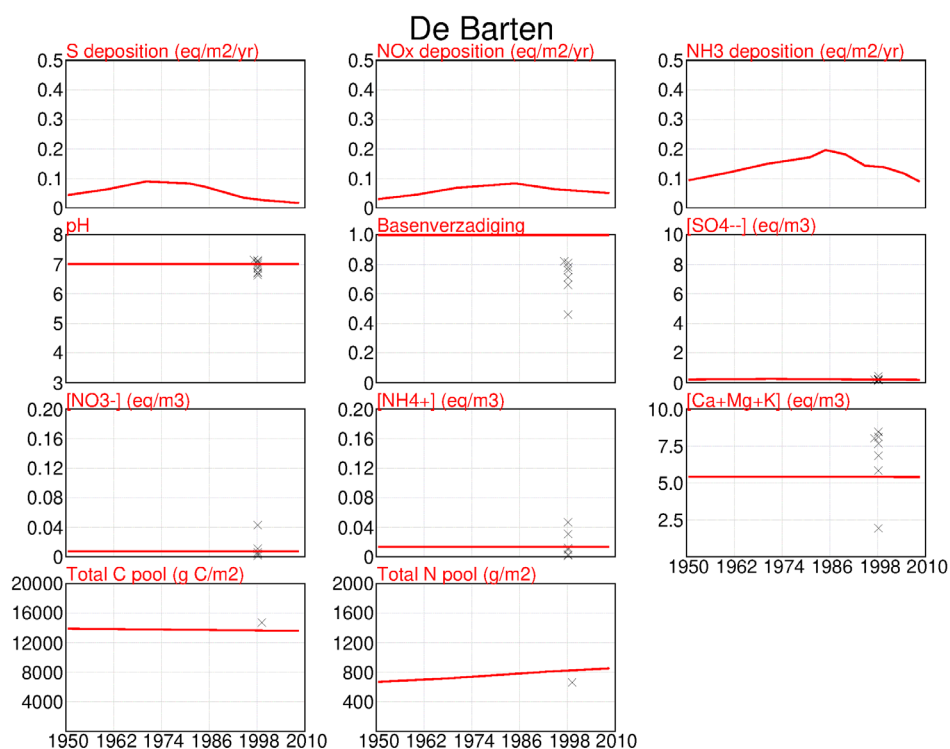
De depositie van verzurende stoffen (SO_x , NO_x , NH_3) per locatie is bepaald op basis van gegevens van het RIVM voor de jaren 1981, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2018 (Velders *et al.*, 2015) en de depositie van basische kationen en chloride (Ca, Mg, K, Na, Cl) als gemiddelde waarde voor de periode 2000-2005 (Van Jaarsveld *et al.*, 2010). Voor de verzurende stoffen zijn waarden voor de tussenliggende jaren bepaald uit lineaire interpolatie tussen de beschikbare gegevens. Voor een goede initialisatie van VSD+ is het gebruikelijk om de simulaties te beginnen in het jaar 1880. Voor het bepalen van de verzurende depositie voor 1981 is gebruik gemaakt van schattingen van het verloop van de depositie in Nederland op basis van data uit Schöpp *et al.* (2003). De depositie van basische kationen is constant in de tijd verondersteld.

Alle OBN-locaties zijn natte graslanden. Voor deze berekeningen is aangenomen dat er geen maaibeheer plaatsvindt, en is de netto opname van stikstof en basische kationen op nul gezet. Als er in de praktijk toch gemaaid of begraaasd is, betekent deze aanname dat er een onderschatting is van de afvoer van N en basische kationen. Voor de basische kationconcentratie zal dit vrijwel geen invloed hebben op de resultaten gezien de hoge aanvoer hiervan door kwelwater.

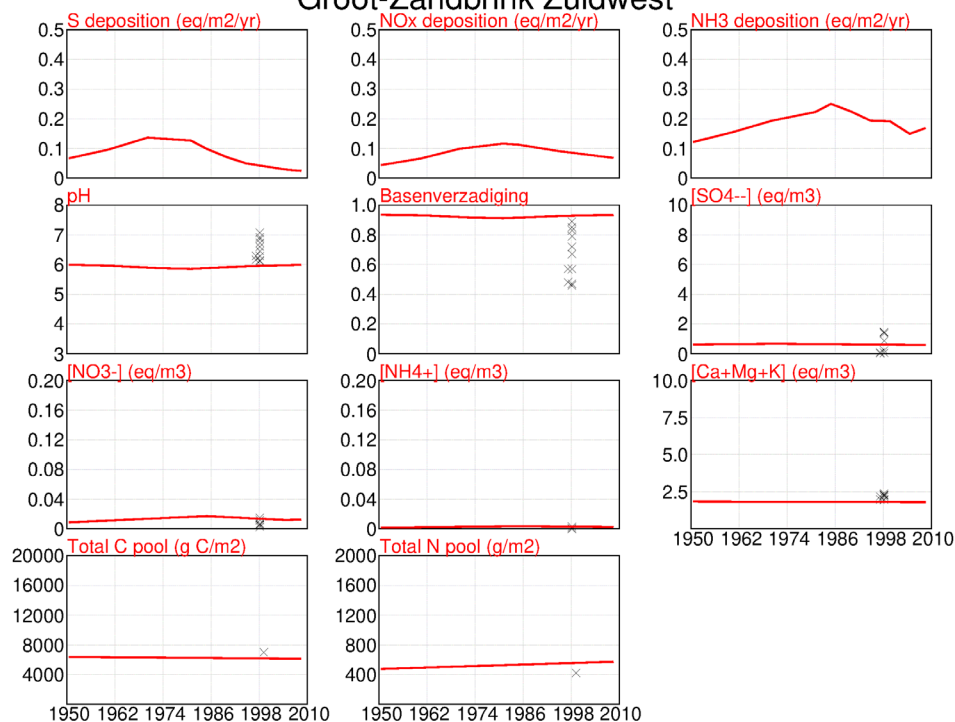
V.II RESULTATEN

Een samenvatting van de resultaten van In deze bijlage worden de simulaties van VSD+ op de zeven OBN locaties en de waarnemingen op deze locaties is gegeven in de hoofdtekst. In deze bijlage worden de resultaten van simulaties gegeven.

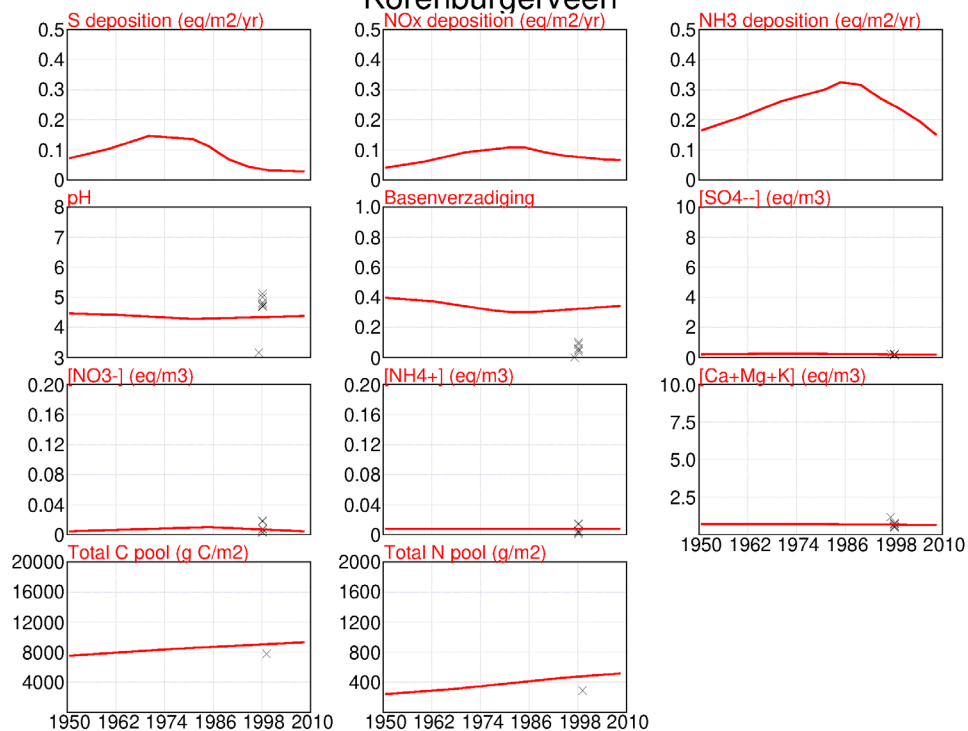
Rode lijnen zijn de door VSD+ gesimuleerde waarden, zwarte kruisjes de waarnemingen. De eerste drie grafieken geven de gebruikte depositie van S en N weer. Verder zijn concentraties in het bodemvocht weergegeven van sulfaat (SO_4), nitraat (NO_3) ammonium (NH_4) en basische kationen ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}$), evenals de pH in het bodemvocht, de basenverzadiging en de C (Total C pool) en N voorraad (Total N pool) in de bovengrond. Er zijn meerdere waarnemingen per jaar voor 1998 en 1999, behalve voor NH_4 waar alleen waarnemingen zijn voor 1999. Voor de locatie Wyldlanden zijn alleen waarnemingen van 1999 beschikbaar.



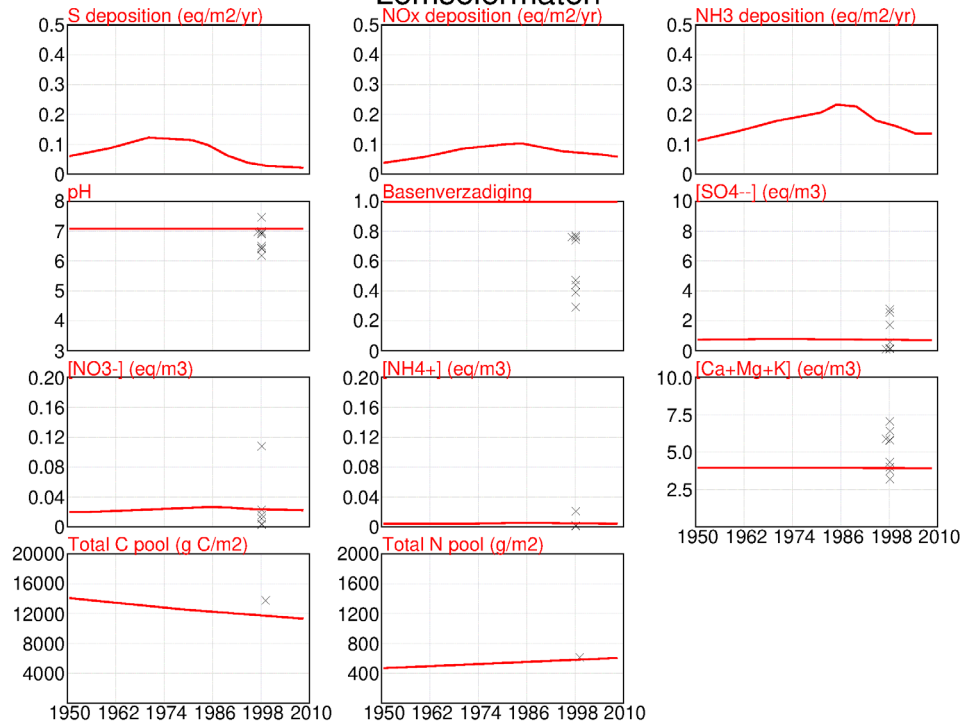
Groot-Zandbrink Zuidwest



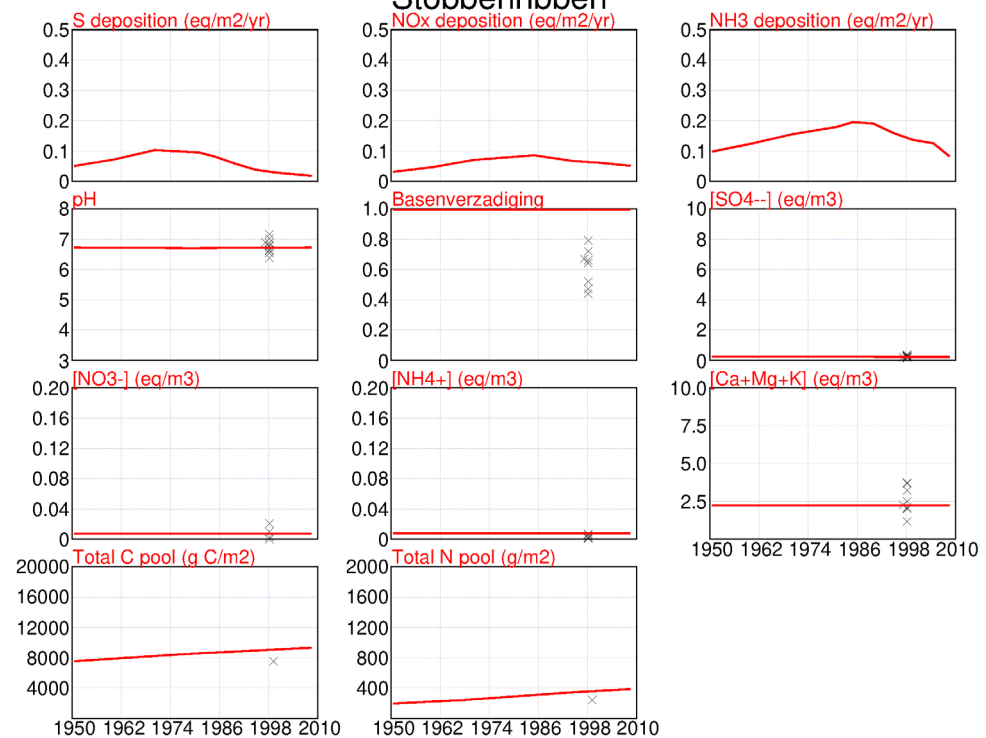
Korenburgerveen

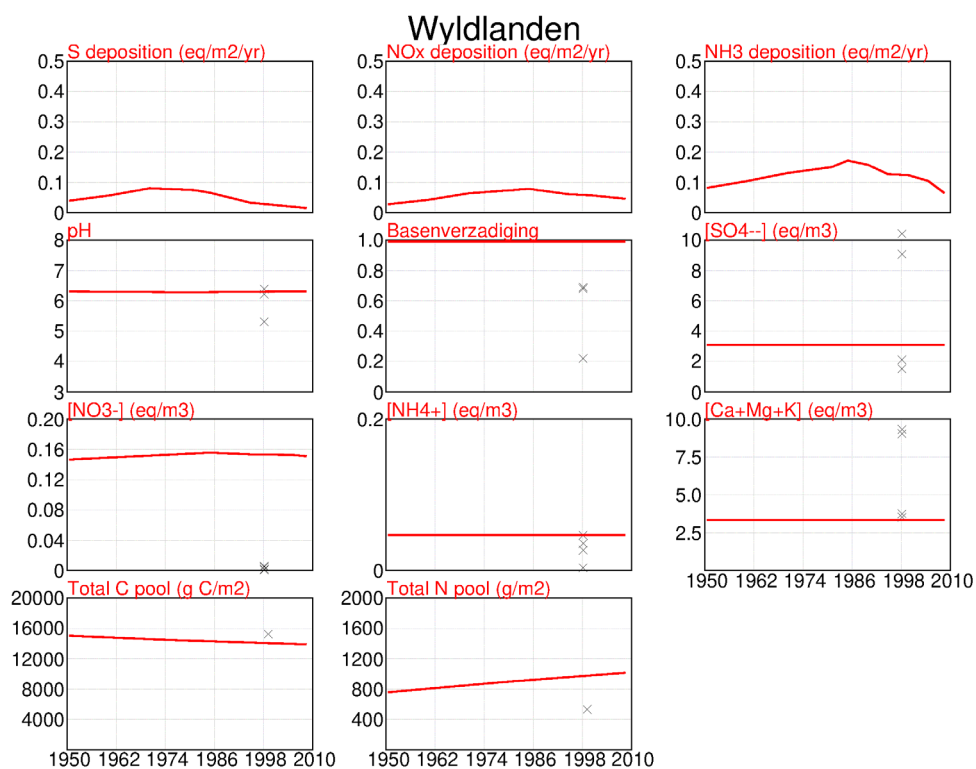
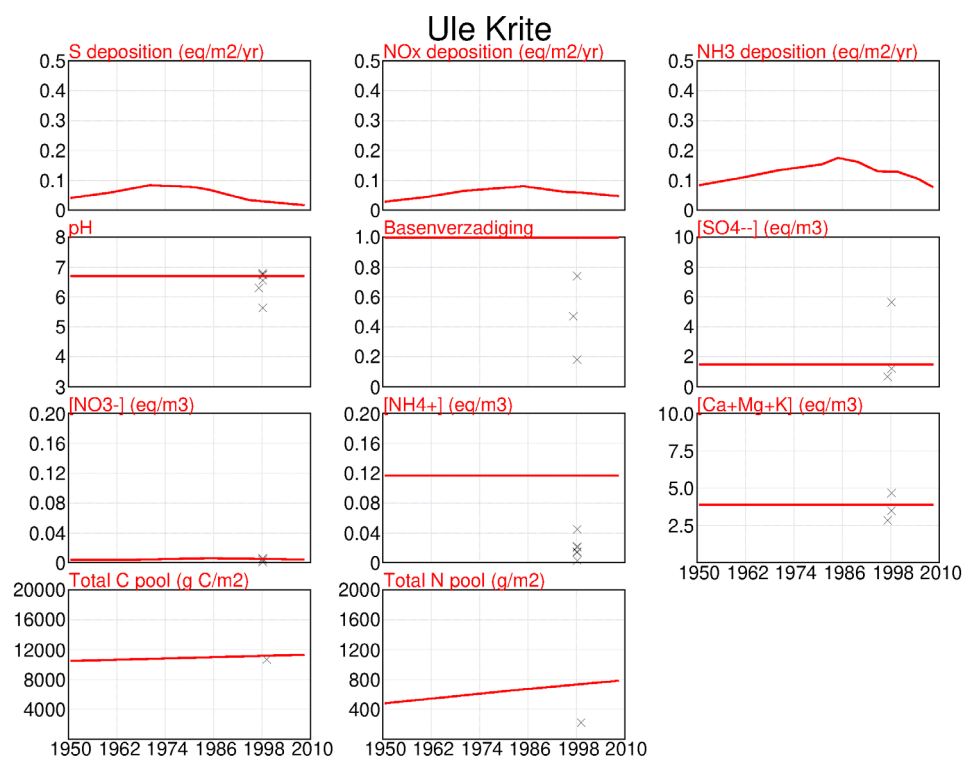


Lemselermaten



Stobbenribben





BIJLAGE VI

BESCHRIJVING METARELATIES ZUURGRAAD

VI.I ACHTERGROND METARELATIES IN DE VORIGE VERSIE VAN DE WWN

Met behulp van metarelaties wordt standaarduitvoer van hydrologische modellen (GxG-waarden en kwelfluxen) vertaald naar transpiratiestress (TS), zuurstofstress (RS) en de mineralisatie van stikstof en fosfaat. Het voordeel van deze relaties is dat daarmee een complexe en rekentijd vretende aaneenschakeling van gedetailleerde modellen en de parametrisatie daarvan omzeild worden. Deze zogeheten metarelaties vormen de rekenkern van de WWN. Ze worden gegenereerd door GTST (Groundwater to Stress Transfer; Bartholomeus & Witte (2013) dat procesmodellen aanstuurt. Eerst genereert GTST voor het model SWAP (Kroes & Van Dam, 2003) talloze hypothetische plots die verschillen in drainageweerstand, oppervlaktewaterpeil, bodemfysische eenheid (BOFEK), weerstand scheidende laag en stijghoogte onder die scheidende laag. Vervolgens wordt binnen GTST voor iedere plot het model SWAP (versie 3.2.36) aangeroepen. SWAP wordt daarbij gevoed met 30 jaar aan dagwaarden van neerslag, referentiegrasverdamming en temperatuur. Deze meteorologische invoervariabelen hangen af van het klimaatscenario en de klimaatregio in Nederland (daartoe is voor de WWN een indeling in regio's gemaakt; Witte *et al.* (2018b)). SWAP berekent op basis hiervan dagwaarden aan grondwaterstand, vochtgehalte, bodemtemperatuur, transpiratietekort en zuurstoftekort. Het vochtgehalte en de bodemtemperatuur geeft GTST door als invoer aan het model CENTURY, dat de opbouw en afbraak van organische stof berekent. Uit de uitkomsten van SWAP en CENTURY berekent GTST vervolgens de jaargemiddelde transpiratiestress TS , zuurstofstress RS en de mineralisatie van stikstof N_{min} en fosfaat P_{min} . Uit alle uitkomsten fit GTST ten slotte metarelaties. In deze metarelaties worden uitkomsten van hydrologische modellen (GxG-waarden en kwelfluxen) vertaald naar TS , RS en N_{min} en P_{min} . Deze metarelaties vormen de rekenkern van de WWN. Zie Witte *et al.* (2018b) en vooral Bartholomeus & Witte (2013) voor meer details informatie over het afleiden van metarelaties.

VI.II UITBREIDING METARELATIES MET ZUURGRAAD

In deze studie zijn op processen gebaseerde metarelaties voor zuurgraad opgesteld. Hiertoe is binnen GTST SWAP gekoppeld aan VSD+ (Bonten *et al.*, 2016b) 2016b. In SWAP is aan het grondwater onder de scheidende laag een inerte tracer meegegeven, waarmee dit model voor iedere dag berekent hoeveel van het kwelwater in de wortelzone terecht komt. De hoeveelheid kwelwater in de wortelzone (mm/d) voedt, samen met informatie over de kwelwaterkwaliteit, vervolgens VSD+ om de concentraties en pH van het bodemvocht te bepalen. Met andere woorden, de uitvoer van SWAP geeft GTST door als invoer aan VSD+. Metarelaties tussen GLG , kwelintensiteit, enkele gebiedseigenschappen, klimaats- en depositiescenario's zijn afgeleid voor de periode 1981-2010, met een 10-jarige 'aanlooperperiode' om artefacten in het grondwaterkwaliteitsprofiel als gevolg van de initiële modelinvoer te voorkomen.

GTST is gerund om metarelaties voor het huidige klimaat én voor de vier klimaatscenario's van het KNMI (Van den Hurk *et al.*, 2014) te genereren. Omdat in het nattere bereik de pH meer kan variëren, zijn bij het afleiden van de pH-metarelaties meer nattere situaties doorgerekend dan voor TS , RS , P_{min} en N_{min} .

Naast de hoeveelheid kwelwater in de wortelzone, hangt de pH in de wortelzone af van de kwelwaterkwaliteit, de aanvoer van verzurende stoffen uit de atmosfeer en het begroeiings-type. Per SWAP-run berekent VSD+ de pH voor verschillende:

- Kwelwaterkwaliteitsklassen (§ 3.1) (5x): AtmNeu, LithAl, LithOx, LithAn, AtmZuu
- Depositie scenario's (3x): huidige depositie, depositie bij ongewijzigd beleid (CLE) en bij maximaal technisch haalbare reductie (MFR). In de berekeningen is de depositie toegekend aan een bodemfysische eenheid
- Begroeiingstypen (5x): den, spar, loofbos, heide, onbemest grasland; zie Kros *et al.* (2016)

Voor de depositie in toekomstige jaren zijn twee scenario's gebruikt die afkomstig zijn van het RIVM en het IIASA. Omdat er metarelaties worden afgeleid per bodemfysische eenheid, en VSD+ dus toegepast wordt per bodemfysische eenheid, is voor die eenheid de gemiddelde depositie bepaald. Eén scenario, CLE, Current Legislation, geeft een projectie voor het jaar 2030 gebaseerd op de Referentie Raming (Schoots & Hammingh, 2015). Dit scenario bevat de voorgenomen Nederlandse en Europese beleidsmaatregelen en leidt tot een iets verminderde depositie in 2030 ten opzichte van 2020 (gemiddeld over alle bodemfysische eenheden 3% reductie voor NH_3 , 22% voor NO_x en 18.5% voor SO_x). Er is voor het jaar 2030 ook een schatting gemaakt van de S en N depositie in Nederland op basis van modelberekeningen van het IIASA over de te behalen depositiereductie in 2030 bij inzet van alle mogelijke technologieën; MFR Maximum Feasible Reductions (Amann *et al.*, 2015). Dit leidt tot een extra reductie van de depositie in 2030 ten opzichte van het voorgenomen beleid van 20% voor SO_x en NH_3 en 11% voor NO_x . Kaartjes met de ruimtelijke patronen van de gemiddelde depositie van SO_x en totaal N voor het jaar 2030 voor beide scenario's zijn gegeven in Bijlage VII. Depositie van basische kationen is constant verondersteld; er zijn voor Nederland ook geen tijdreeksen beschikbaar op nationaal niveau.

In totaal wordt aldus per SWAP simulatie voor $5 \times 2 \times 5 = 50$ combinaties de pH berekend. Voor elke combinatie is een metarelatie afgeleid, waarbij pH een functie is van de gemiddelde kwelflux naar het topsysteem (Q_{bot} (m/d)) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG (m +m.v.)). Metarelaties tussen pH, Q_{bot} en GLG zijn, net zoals voor RS en TS, P_{min} en N_{min} gefit met een Generalized Linear Model (Bartholomeus & Witte, 2013).

Naast de hydrologische gegevens uit SWAP, heeft VSD+ ook invoer gegevens nodig over bodem en vegetatie. Bodemgegevens worden afgeleid uit de bodemfysische eenheid (Wösten *et al.*, 2013): een vertaaltabel tussen BOFEK-eenheid en VSD+ bodemtype vormt daarvoor de basis. Er zijn zeven VSD+ bodemtypes gedefinieerd: arm zand, rijk zand, kalkrijk zand, kalkloze klei, kalkrijke klei, löss en veen. Voor elk van deze bodemtypes zijn de door VSD+ benodigde gegevens voor bodemeigenschappen zoals kleigehalte, dichtheid, organische-stofgehalte gebruikt uit Kros *et al.* (2016), evenals gegevens over de vijf begroeiingstypen, zoals gemiddelde groei en de hoeveelheid bladval. VSD+ is voor dit project aangepast zodat het de invloed van kwelwater kan meenemen in de berekeningen. De door SWAP aangeleverde kwelflux en de kwelwaterkwaliteitsklasse bepalen samen de toevoer van kationen en anionen naar de wortelzone. Daarbij is er voor gezorgd dat in VSD+ de pH van het kwelwater overeenkomt met de pH die bij deze klasse behoort. In de praktijk betekent dit dat bij zeer hoge kwelfluxen de pH van het bodemvocht in de wortelzone dicht in de buurt van de pH van het kwelwater zal liggen.

De metarelaties die uit de runs in GTST met SWAP-VSD+ zijn afgeleid, worden binnen WWN afgeleid uit de bodemkaart, de kwelkwaliteitskaart (§ 3.1), de kaart met het depositie scenario (Bijlage VII), en door de uitkomsten van het hydrologisch model (de kwelflux naar het topsys-

teem en gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG*). Resultaat is een vlakdekkend beeld van de pH in de wortelzone.

Opgemerkt moet worden dat de vertaling van de kwelflux vanuit het hydrologisch model en die in de metarelaties gebruikt wordt, mogelijk niet optimaal op elkaar aansluiten. De diepte waarop de flux in het regionale model wordt weggeschreven en de diepte van de SWAP-kolom zullen de resultaten mogelijk beïnvloeden. Het valt echter buiten de scope van deze fase van het project om hier nader op in te gaan.

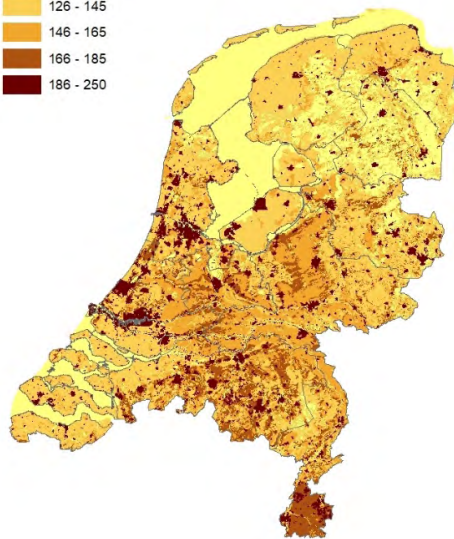
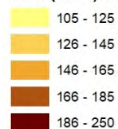
BIJLAGE VII

DEPOSITIE VAN SOX EN TOTAAL N IN 2030

GEMIDDELDE DEPOSITIE VAN SO_x EN TOTAAL N (NO_x EN NH₃) IN MOL/HA/J PER BODEMFYSISCHE EENHEID VOOR HET JAAR 2030 VOOR DE SCENARIO'S HUIDIG BELEID (CLE, BOVEN) EN MAXIMAAL HAALBARE REDUCTIES (MFR, ONDER)

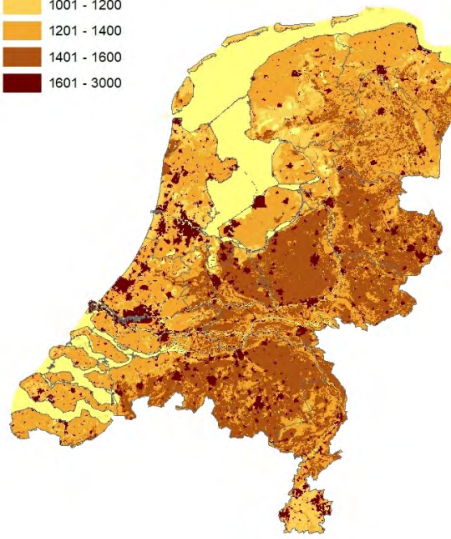
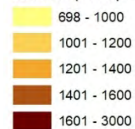
Legenda

SOX (2030) CLE



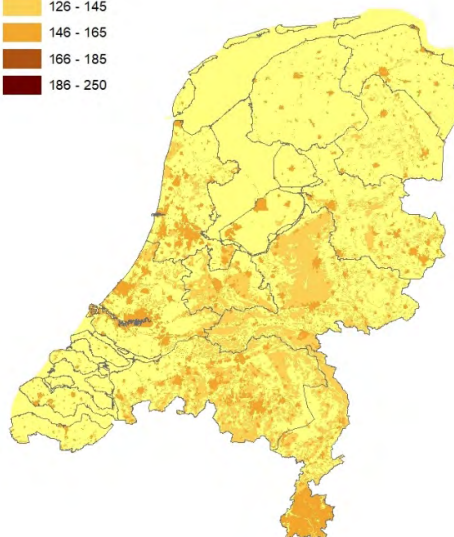
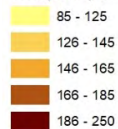
Legenda

Ntotaal (2030) CLE



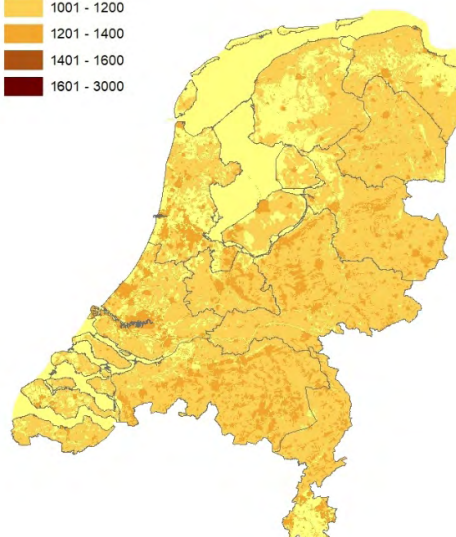
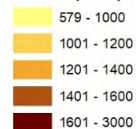
Legenda

SOX(2030) MFR



Legenda

Ntotaal (2030) MFR



BIJLAGE VIII

DE BRUIKBAARHEID VAN PROPS (WWN-2.2)

VIII.I INLEIDING

In de Waterwijzer Natuur (WWN) wordt de kansrijkdom van ecotoopgroepen via een statistisch model (Gaussian Mixture Density mode: GMD-model) berekend als functie van de vegetatiegemiddelde indicatiewaarden voor vocht (F_m), voedselrijkdom (N_m) en zuurgraad (R_m). De zuurindicatie wordt afgeleid van op deskundigenoordeel gebaseerde kennisregels (resp. De Haan *et al.* (2010) en Bijlage 1.2.1 in Van Ek *et al.* (2014)). Schematisch ziet de werkwijze er als volgt uit:

$$\text{bodem} + \text{water} + \text{klimaat} \xrightarrow{\text{kennisregels}} \text{zuurindicatie } R_m \xrightarrow{\text{GMD}} \text{vegetatie} \quad [19]$$

Omdat we streven naar een klimaatrobuust model, willen we een meer procesmatige berekeningswijze van de zuurindicatie. Voor de factor vochttoestand is die procesmatige werkwijze al ingebouwd: op basis van bodem, water en klimaat worden de standplaatsfactoren zuurstofstress en droogtestress berekend en die factoren worden via een empirische relatie omgezet in de vochtindicatie. Voor de zuurgraad kunnen we eenzelfde aanpak volgen. We krijgen dan het volgende schema:

$$\text{bodem} + \text{water} + \text{klimaat} + \text{N-depositie} \xrightarrow{\text{VSD}^+} pH_{KCl} \xrightarrow{\text{emp. relatie}} R_m \xrightarrow{\text{GMD}} \text{vegetatie} \quad [20]$$

Waarbij VSD+ (Bonten *et al.*, 2016b) het chemische model is dat de bodemzuurgraad pH_{KCl} zal berekenen. De empirische relatie is een statistisch verband tussen pH_{KCl} en R_m (Figuur 7). Het gebruik van de empirische relatie kan ertoe leiden dat vegetatietypen van extreem zure en extreem basische bodems worden onderschat, en typen daartussen in juist overschat. Nu is er mogelijk een manier om de empirische relatie te vermijden, namelijk door een indicatiewaarde te gebruiken die direct als bodem-pH is uitgedrukt. Zulke waarden bestaan: in het project PROPS zijn op basis van talloze veldmetingen indicatiewaarden pHi van plantensoorten geschat (Reinds *et al.*, 2014, Wamelink *et al.*, 2005), waaruit weer een vegetatiegemiddelde waarde pHi_m van is af te leiden. Deze waarde is uitgedrukt als pH_{KCl} . Als we dus een GMD-model bouwen dat gebaseerd is op pHi_m , kunnen we de volgende werkwijze volgen:

$$\text{bodem} + \text{water} + \text{klimaat} + \text{N-depositie} \xrightarrow{\text{VSD}^+} pH_{KCl} \xrightarrow{\text{GMD}} \text{vegetatie} \quad [21]$$

Doel van het in deze bijlage beschreven onderzoek is: nagaan of werkwijze [21] (met als modelversie WWN-2.1) tot een betere vegetatievoorspelling leidt dan werkwijze [20]. Met andere woorden, of een GMD-model op basis van pHi_m (in plaats van $R_m(pH_{KCl})$) leidt tot een verbetering van de vegetatievoorspelling. Als dat zo is, dan gebruiken we die pHi_m in de WWN zodra VSD+ in staat blijkt te zijn de zuurgraad van de bodem nauwkeurig genoeg te voorspellen.

Bij voorbaat is het overigens helemaal niet zeker dat indicatiewaarden die alleen statistisch zijn afgeleid van zeer veel metingen (i.c. pHi), betrouwbaarder zijn dan op deskundigenoordeel gebaseerde indicatiewaarden (i.c. R) (Witte & Runhaar, 2000, Witte & Von Asmuth, 2003).

VIII.II MATERIAAL EN METHODE

Voor dit onderzoek worden de volgende bestanden gebruikt:

- A. Een bestand DVN met bijna vijfendertig duizend vegetatieopnamen, die zijn gebruikt bij de totstandkoming van 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).
 - B. Een bestand PHI met de pH_i (uitgedrukt als pH_{KCl}) van 1572 plantensoorten³.
 - C. Een bestand TEST met 3707 vegetatieopnamen waarbij de pH_{KCl} is gemeten⁴.
- Op deze bestanden wordt de volgende analyse uitgevoerd:

1. Op basis van DVN maken we twee GMD-modellen die de kansrijkdom van de ecotoopgroepen beschrijft (methode in Witte *et al.* (2007b)):
 - a. Model A dat rekent met de punten ($F_m, N_m, R_m(pH_{KCl})$) (werkwijze [20]);
 - b. Model B dat rekent met de punten (F_m, N_m, pH_{i_m}) (werkwijze [21]).

Model A en B splitsen we op in een sub-model voor korte vegetaties (K) en een voor vegetaties van bossen en struwelen (H).
2. De opnamen van TEST worden geclassificeerd tot de eenheden waarmee PROBE rekent: ecotoopgroepen.
3. Daarna worden voor TEST per opname de gemiddelde Runhaar-indicatie waarde (Witte *et al.*, 2007b) voor vocht en voedselrijkdom berekend, F_m en N_m . Die dienen om het GMD-model te voeden. Voor de zuurgraad hebben we twee ingangen:
 - a. Op basis van de gemeten pH_{KCl} en het empirische verband van Figuur 7 wordt R_m bepaald. Resultaat: TEST-A met ($F_m, N_m, R_m(pH_{KCl})$);
 - b. Op basis van de gemeten bodemzuurgraad maken we TEST-B met (F_m, N_m, pH_{i_m}).
4. Model A wordt gevoed met TEST-A en model B met TEST-B. Dat leidt tot twee kruistabellen waarin de ecotoopgroepen die met het model zijn geclassificeerd ('voorspeld') worden vergeleken met de ecotoopgroepen die op basis van de soortensamenstelling zijn geclassificeerd ('waargenomen').

Het model waarbij de voorspelling het meest overeen komt met de waarneming, heeft het pleit beslist.

VIII.III RESULTATEN

CLASSIFICATIE VAN TEST

Voor het classificeren van vegetatieopnamen naar ecotoopgroepen bestaat software (Runhaar & Van't Zelfde, 2003), die is gebruikt voor de classificatie van DVN. Omdat wij geen ervaring hebben met deze software en het ons niet lukte de programmacode te compileren, hebben wij de classificatie van de 3707 opnamen van TEST uitgevoerd door eerst met het programma ESTAR (Witte *et al.*, 2014) per opname het aandeel van verschillende functionele soorten-groepen te bepalen (zoals voor de factor vochttoestand: 'aquatisch', 'nat', 'vochtig', 'droog'). Vervolgens is op basis van die aandelen besloten tot welke ecotoopgroep een opname behoort. Bestaat een opname bijvoorbeeld overwegend uit graslandsoorten, van natte, voedselarme en zwak-zure bodems, dan is die opname ingedeeld bij K22. Als de opname niet duidelijk kon worden toebedeeld aan een van de standplaatsfactoren (maximale aandeel van een van de standplaatsfactoren minder dan 35% of aandeel soorten met een zuurindicatie minder dan 50%), dan werd hij buiten beschouwing gelaten. Ook opnamen van brakke en natte standplaatsen werden buiten de analyse gelaten, evenals opnamen met een onduidelijke vegetatie-

³ pHKClSummary.xls

⁴ pHKCl_nr.xlsx en opnamen_soorten.xlsx

structuur en opnamen waarvoor bij gebrek aan indicatorsoorten geen gemiddelde indicatiewaarde kon worden berekend. Uiteindelijk bleven er 3310 opnamen over, waarvan 2613 met een korte vegetatiestructuur.

GEMIDDELDE INDICATIEWAARDEN VAN TEST

Voor het berekenen van gemiddelde indicatiewaarden waren er 1822 soorten voor TEST-A en 1247 soorten voor TEST-B. De berekening van gemiddelde indicatiewaarden gebeurt met ESTAR omgekeerd evenredig aan de amplitude van de soorten. Voor de PROPS-waarden pHi werd als optimum van de response curve (p-spline) gebruikt (Cmean) en als amplitude het verschil tussen de 95- en 5-percentielen.

Als tussenresultaat tonen we hier de overeenkomst tussen de pH_{KCl} geschat uit indicatiewaarden R_m en pHi_m en de berekende pH_{KCl} (Tabel 9). De PROPS-schatting blijkt beter overeen te komen met de veldmeting dan de pH_{KCl} geschat via de indicatiewaarde R_m , al is het verschil niet bijzonder groot. Via die laatste schatting wordt de pH gemiddeld 0.34 te hoog berekend. Heel verwonderlijk is de betere prestatie van de PROPS-indicatie overigens niet, omdat TEST is gebruikt voor de afleiding van de indicatiewaarden pHi : er is dus voor PROPS geen sprake van een onafhankelijke vergelijking.

TABEL 9 VERSCHIL TUSSEN BEREKENDE EN GEMETEN pH_{KCl} VOOR ALLE ECOTOOPGROEPEN (K EN H) EN VOOR ECOTOOPGROEPEN MET EEN KORTE VEGETATIESTRUCTUUR (K). DE BEREKENDE pH_{KCl} IS OP TWEE MANIEREN AFGELEID VAN DE VEGETATIE: VIA EEN RUNHAAR-INDICATIEWAARDE R_m EN HET IN FIGUUR 7 GETOONDE EMPIRISCHE VERBAND, EN VIA DE PROPS-INDICATIES pHi_m

	K & H		K	
	R_m	pHi_m	R_m	pHi_m
Gemiddeld	0.34	-0.01	0.34	-0.08
Aboluut	0.71	0.72	0.71	0.69
RMSE	0.93	0.92	0.92	0.86

$$\text{gemiddeld} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P - O) \quad \text{absoluut} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |P - O| \quad \text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P - O)^2}$$

met: P = voorspelde pH_{KCl} en O = gemeten pH_{KCl}

KRUISVALIDATIES

De resultaten van de kruisvalidatie op TEST-A (werkwijze [20]) zijn weergegeven in Tabel 10 (korte vegetatie) en Tabel 11 (bossen en struwelen). Gemiddeld wordt respectievelijk 66 en 42% van de ecotoopgroepen correct voorspeld. In een kruisvalidatie aan de hand van DVN, waarbij de ene helft van de opnamen werd gebruikt voor de kalibratie van het GMD-model en de andere helft voor de validatie, bedroegen de percentages 91 en 90% (Witte *et al.*, 2010). Geconcludeerd kan dus worden, dat het gebruik van de in Figuur 7 getoonde relatie om uit de bodem-pH de zuurindicatie te berekenen, tot een beduidend slechtere vegetatievoorspelling leidt.

TABEL 10

VERGELIJKING TUSSEN WAARGENOMEN EN VOORSPELDE ECOTOOPGROEP MET EEN KORTE VEGETATIESTRUCTUUR (K), WAARBIJ DE ZUURINDICATIE RM IS AFGELEID VAN DE GEMETEN BODEM-PH (PH_{KCL}) (MODEL A, TEST-A). DE GEMIDDELTE OVEREENKOMST ('EFFICIENCY') BEDRAAGT 66%

Waar- genomen	Voorspeld															#	%
	K21	K22	K23	K27	K28	K41	K42	K43	K47	K48	K61	K62	K63	K67			
K21	1	19				2	1							0	23	4	
K22		129	20	5		3	3	3						0	163	79	
K23			2	5	1	2								0	10	50	
K27			1	1	218	3				23				0	246	89	
K28					78	52				5	3			0	138	38	
K41						5	7		1					0	13	38	
K42			1			3	27	2	3					0	36	75	
K43							4	11	1					1	17	65	
K47				10				2	503	4				7	526	96	
K48				4	17				457	507				1	986	51	
K61							17		2		1	76	1	0	97	1	
K62							11	2	1		127	12	7	160	79		
K63							4	8	1			15	101	11	140	72	
K67									10					38	48	79	
#	1	152	26	316	72	15	74	28	1007	514	1	218	114	65			
%	100	85	19	69	72	33	36	39	50	99	100	58	89	58			

TABEL 11

VERGELIJKING TUSSEN WAARGENOMEN EN VOORSPELDE ECOTOOPGROEP MET EEN HOGE VEGETATIESTRUCTUUR (H), WAARBIJ DE ZUURINDICATIE RM IS AFGELEID VAN DE GEMETEN BODEM-PH (PH_{KCL}) (MODEL A, TEST-A). DE GEMIDDELTE EFFICIENCY BEDRAAGT 42%

Waar- genomen	Voorspeld												#	%
	H21	H22	H27	H28	H41	H42	H43	H47	H48	H61	H62	H63		
H21	1	3				1							5	20
H22		5											5	100
H27			7										7	100
H28			1	3				1					5	60
H41					17	141	4	5		4	20		191	9
H42			1		3	70	12	11			2		99	71
H43						4	22	7			2		35	63
H47							1	145					146	99
H48								58	9				67	13
H61					2	38				12	78		130	9
H62													0	-
H63						1					1	4	7	57
#	1	9	8	3	22	255	39	227	9	16	103	4		
%	100	56	88	100	77	27	56	64	100	75	0	100		

Het lukte met model-B niet tot resultaten te komen. Dat komt doordat de ingevoerde pH_{KCL} van TEST-B te ver buiten het kalibratiebereik lag, ook na het proefondervindelijk verwijderen van enkele erge uitbijters in TEST-B. De oorzaak hiervan bespreken we in de volgende paragraaf.

VIII.IV DISCUSSIE

Van de in de vorige paragraaf getoonde kruistabellen kunnen we veel leren: we kunnen daaruit afleiden welke ecotoopgroepen systematisch worden overschat of onderschat, wat aanleiding kan zijn voor modelaanpassingen. Een dergelijke analyse valt echter buiten het bestek van deze studie.

Op basis van de resultaten kunnen we concluderen dat het nu niet zinvol is om de vegetatievoorspelling in de WWN te baseren op indicatiewaarden van PROPS. De oorzaak van de mislukte voorspelling aan de hand van deze indicatiewaarden heeft vrijwel zeker te maken

met de berekening van de gemiddelde indicatiewaarde pHi_m uit vegetatieopnamen. Figuur 39 laat goed zien waar het misgaat: de relatie tussen de gemeten bodemzuurgraad en de met PROPS-indicaties geschatte zuurgraad blijkt niet lineair te zijn, maar systematisch af te wijken van de 1:1 lijn. Tussen pH_{KCL} 3 en pH_{KCL} 8 is er nauwelijks nog verband met de zuurindicatie van de vegetatie, die tussen beide waarden ca. 5.5 bedraagt. Toepassing van de bodemzuurgraad pH_{KCL} op het GMD-model dat gefit is op een van vegetatieopnamen afgeleide pHi_m , leidt ertoe dat het GMD-model vastloopt.

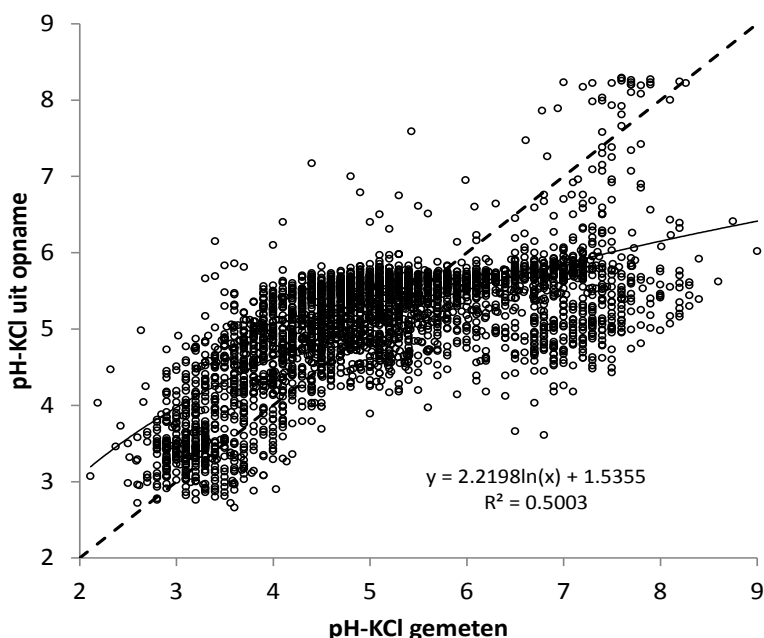
Er zal dus gezocht moeten worden naar een slimmere middelingsmethode (voorbeeld: soorten een groter gewicht geven naarmate ze meer afwijken van de gemiddelde pH_{KCL} (ca. 5.5); zie ook voorstel in Käfer & Witte (2004)), waarna opnieuw kan worden onderzocht of werkwijze [21] met de PROPS-indicatiegetallen een verbetering is. Overigens kan ook de berekening van Runhaar-indicatiewaarden aanzienlijk worden geoptimaliseerd (Figuur 40). Zo'n optimalisatie zal de voorspelkracht van de WWN verbeteren.

Samengevat luiden onze conclusies en aanbevelingen:

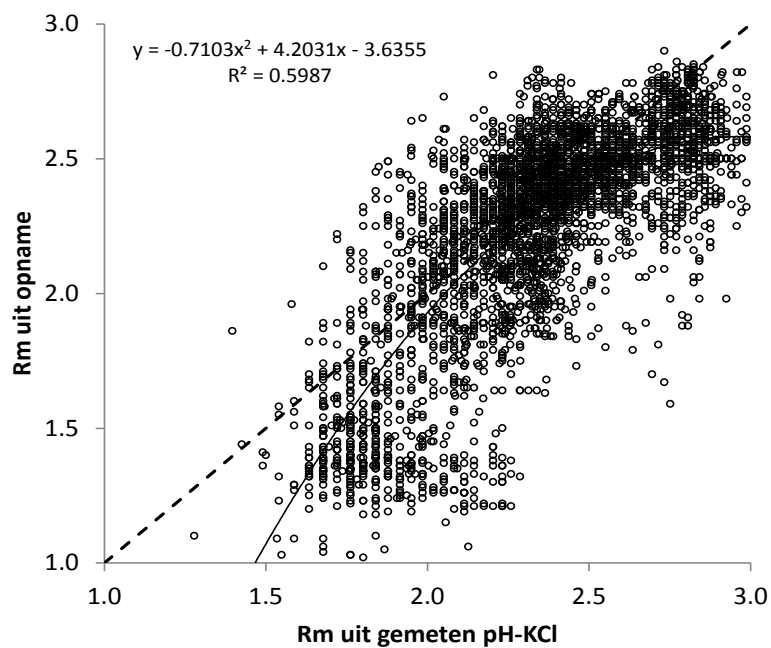
1. Een GMD vegetatiemodule gebaseerd op gemiddelde PROPS-indicatiewaarden (WWN-2.1, Vergelijking [21]) moet voorlopig worden afgeraden.
2. Optimalisering van de wijze waarop de gemiddelde zuurindicatie van vegetatieopnamen wordt berekend, is zeer zinvol. Het zal naar verwachting leiden tot een betere modelprestatie van de WWN, welke werkwijze uiteindelijk ook wordt gekozen (Vergelijking [19], [20] of [21]). Dit onderzoek zal naar verwachting 5-8 werkdagen in beslag nemen.
3. Na optimalisatie dient de hier uitgevoerde vergelijking opnieuw te worden uitgevoerd. De werkwijze staat inmiddels vast, waardoor dit werk in 2-3 dagen kan worden voltooid.

FIGUUR 39

GEMETEN pH_{KCL} TEGEN DE pH_{KCL} BEREKEND UIT DE SOORTENSAMENSTELLING VAN VEGETATIEOPNAMEN MET BEHULP VAN PROPS-INDICATIEWAARDEN pHi



FIGUUR 40

RUNHAAR ZUURINDICATIE R_M AFGELEID VAN GEMETEN PH_{KCL} TEGEN R_M BEREKEND UIT DE SOORTENSAMENSTELLING VAN VEGETATIEOPNAMEN

BIJLAGE IX

HANDMATIGE IJKING AAN DE VEGETATIE

IX.I METHODE

Of ijking van de relatie tussen gesimuleerde pH en van de vegetatie afgeleide zuurindicatie goede resultaten oplevert, is eerst onderzocht via een handmatige ijking, voordat geïnvesteerd werd in een goed onderbouwde ijking op basis van een vegetatiekaart (Bijlage X).

De ijking komt erop neer dat we handmatig voor proefgebied Sang & Goorkens twee rastercellen met uiteenlopende zuurindicaties hebben aangeklikt. Bij een cel met droge heide (K61) vonden we een door WWN-2 berekende pH_{KCl} van 3.6. De gemiddelde indicatiewaarde van dit vegetatietype bedraagt $R_m = 1.3$ (schaal R_m loopt, zie § 2.1, van 1.0 tot 3.0)⁵. Bij een andere cel met een blauwgraslandachtige vegetatie (K22) vonden we een pH_{KCl} van 5.4, terwijl de gemiddelde indicatiewaarde daarvan naar schatting $R_m = 1.9$ bedraagt. Deze twee referentiepunten leiden tot de volgende ijklijn:

$$R_m = 0.1 + 0.33pH_{KCl} \quad [22]$$

Deze ijklijn, handmatig vastgesteld voor Sang & Goorkens, pasten we in het verkennend onderzoek ook toe op natuurgebied de Rheezermaten. De resultaten in deze bijlage zijn gebaseerd op software waarin achteraf een rekenfout werd gesignaleerd; deze fout heeft echter geen gevolgen voor de conclusies van deze bijlage.

IX.II RESULTATEN SANG & GOORKENS

BESCHRIJVING GEBIED

Hiervoor verwijzen we naar § 3.3.

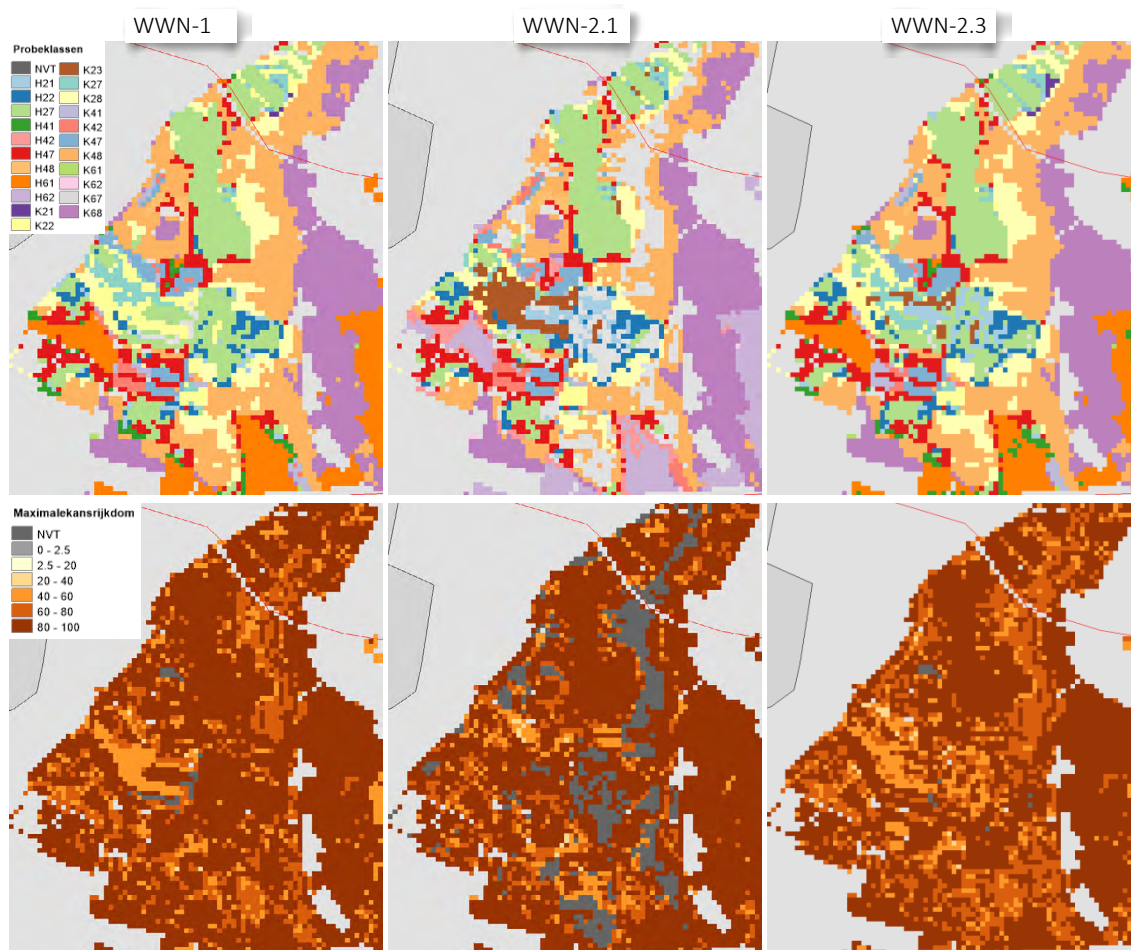
GESIMULEERDE VEGETATIEPATRONEN ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT

Figuur 41 (boven) geeft de vegetatiekaart van Sang & Goorkens volgens: WWN-1 (linker kaartje); WWN-2.1 waarin de zuurindicatie R_m is afgeleid uit de gesimuleerde pH en een ijkrelatie tussen pH en R_m op basis van veldmetingen (middelste kaartje); en WWN-2.3 waarin gebruik is gemaakt van een eenvoudig lineair verband tussen de gesimuleerde pH en R_m (rechter kaartje). Voor ieder vegetatietype produceert de WWN een kaartje met de kansrijkdom; de kansrijkdom van alle kaartjes bij elkaar opgeteld komt uit op 100%. In de vegetatiekaartjes is iedere gridcel geclassificeerd tot het type met de hoogste kansrijkdom van alle typen, P_{max} . Deze hoogste kansrijkdom is weergegeven in de onderste drie kaartjes van Figuur 41.

5 Gemiddelde indicatiewaarde afgeleid van het opnamebestand achter De Vegetatie van Nederland (Schaminée e.a., 1995a; Schaminée e.a., 1995b; Schaminée e.a., 1996; Schaminée e.a., 1998; Stortelder e.a., 1999).

FIGUUR 41

BOVEN: OP DRIE MANIEREN BEREKENDE VEGETATIEKAART VOOR SANG & GOORKENS (HUIDIGE DEPOSITIE EN KLIMAAT): MET DE OUDE VERSIE VAN DE WVN (WVN-1), MET EEN NIEUWE VERSIE DIE GEBRUIK MAAKT VAN AAN VELDMETINGEN ONTLEENDE RELATIE TUSSEN PH EN ZUURINDICATIE (WVN-2.1) EN MET EEN EENVOUDIGE IJKLIJN TUSSEN GESIMULEERDE PH EN ZUURINDICATIE (WVN-2.3). ONDER: MAXIMALE KANSRIJKDOM P_{MAX} WAAROP VEGETATIE TYPE IS GECLASSIFICEERD



Uit een validatie (Witte *et al.*, 2018b) is gebleken dat de met de WVN-1 gesimuleerde vegetatiekaart over het algemeen goed overeenkomt met de werkelijke vegetatie. Provinciale ecohydroloog Gerrit Schouten, die goed bekend is met het terrein (coauteur van: Atsma *et al.*, 2012), kon zich in de resultaten vinden. Grote afwijkingen van deze kaart wijzen daarom op een ondermaatse modelprestatie.

Tussen de kaarten van WVN-1 en WVN-2.1 bestaan grote verschillen, zodat we over WVN-2.1 een negatief oordeel moeten vellen. Ook zonder veel veldkennis kan al worden geconcludeerd dat WVN-2.1 een onrealistisch beeld oplevert. Dat komt doordat de zuurindicatie R_m ten gevolge van de veldijklijn (Figuur 7) te hoog is berekend. Daardoor wordt bijvoorbeeld op de hogere zandgronden H62 voorspeld (binnenduintrandbossen en droge bossen op weinig uitgelopen zand met Bosviooltje en Lelietje-van Dalen) in plaats van H61 (droge eiken-berkenbossen en beuken-zomereikenbossen) en in het kwelgebied K23 (korte vegetatie van kalkrijke natte duinvalleien) in plaats van K22 (trilvenen en blauwgraslanden) of K27 (hooiland in de middenloop van beekdalen). Voor veel rekencellen komt het WVN-2.1 niet tot een uitkomst (donkergrijze cellen met 'NVT') doordat de nieuwe combinatie van indicatiewaarden te ver buiten het kalibratiebereik van de vegetatiemodule valt.

De oorzaak van de slechte modelprestatie ligt waarschijnlijk hoofdzakelijk aan de ijkrelatie (Figuur 7) waarmee de bodemzuurgraad pH_{KCl} naar de zuurindicatie R_m is omgezet (N.B.: om $R_m = 1.4$ te bereiken, een waarde die in WWN-1 wordt berekend, is in WWN-2.1 een onrealistisch lage pH_{KCl} van 2.0 nodig). Daarnaast is het aannemelijk dat VSD+ een te hoge pH berekent voor de gebruikte ijkrelatie (Figuur 7). Onder droge heide wordt bijvoorbeeld een pH_{KCl} van tussen 3.5-4.0 gesimuleerd, terwijl Runhaar *et al.* (2004) voor zure systemen (waartoe droge heide behoort) aangeven dat de pH_{KCl} kleiner dan 3.5 is. Dit verschil is, ten minste gedeeltelijk, toe te schrijven aan de discrepantie tussen de diepte waarop de pH in het veld is gemeten (Figuur 7: 0-5 cm), en de gemiddelde waarde over de diepte van de hele wortelzone waarvoor VSD+ uitkomsten genereert (wortelzone voor heide: 20 cm diep).

Als we de eenvoudige lineaire relatie tussen gesimuleerde pH en R_m gebruiken (Vergelijking [8]; WWN-2.3), levert dat de rechter vegetatiekaart van Figuur 41 op⁶. Het verschil met de kaart van WWN-1 is klein met deze eenvoudige ijking. De verschillen die er zijn, komen hoofdzakelijk voor in cellen waarin de maximale kansrijkdom waarop is geclassificeerd laag is. Zichtbaar is bijvoorbeeld dat in sommige cellen vochtige in plaats van droge arme zure bossen worden voorspeld (H41 i.p.v. H61), maar dat komt doordat beide typen met een matige kans kunnen voorkomen zodat de classificatie hier min of meer op toeval berust.

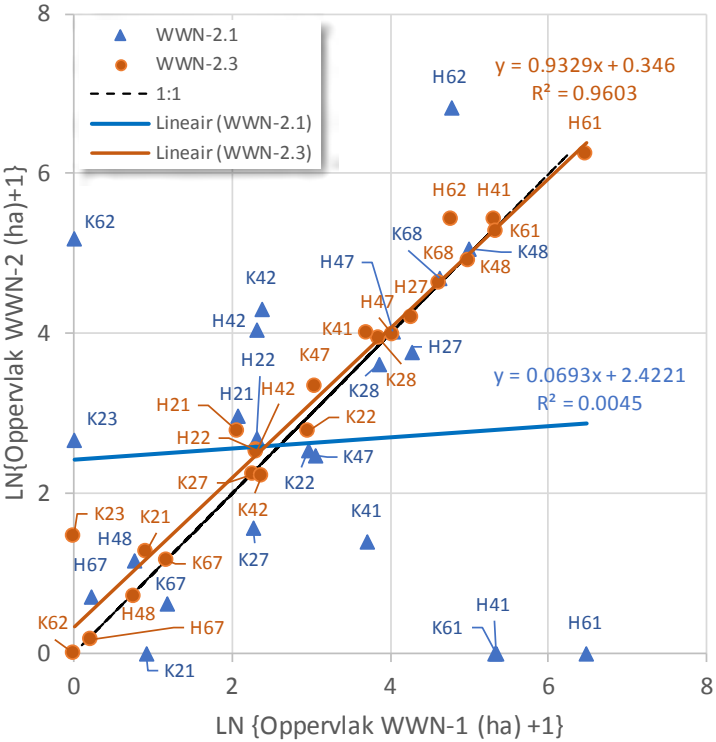
Ter vergelijking zijn in Figuur 42 de gesimuleerde oppervlakten van de vegetatietypen volgens de twee varianten van WWN-2 uitgezet tegen de met WWN-1 berekende oppervlakten. Deze figuur is gebaseerd op het hele modelgebied dat ook de omgeving van Sang & Goorkens omvat (Figuur 43). Ook uit Figuur 42 blijkt dat variant 2.1 onacceptabel veel afwijkt van het oude model ($R^2 = 0.00$, $NSE = -0.97$). De overeenkomst van WWN-2.3 met WWN-1 is goed ($R^2 = 0.96$, $NSE = 0.94$). Doordat een vegetatiekaart alleen kan worden gebruikt voor een zachte toetsing (de classificering en de ruimtelijke begrenzing van de typen berust deels op deskundigenoordeel) en doordat voor Sang & Goorkens een vertaalslag moest worden gemaakt van de vegetatietypen naar de typen waarmee de WWN rekt, is de destijds uitgevoerde validatie onvoldoende hard om te kunnen uitmaken welke van de twee varianten, WWN-1 of WWN-2.3, onder het huidige klimaat het beste presteert; daarvoor zijn de verschillen te klein. Mogelijk dat met WWN-2.3 K23 teveel wordt voorspeld⁷, hoewel soorten van natte duinvalleien (K23) als parnassia en knopbies ook (thans) zeldzame verschijnselen zijn van blauwgraslanden (K22).

6 Inclusief correctie voor voedselrijkdom, zie Bijlage I. Zonder die correctie ligt het resultaat tussen WWN-1 en WWN-2.3 in.

7 Zie: <https://www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen/ecotoopgroep.aspx?groep=K23>

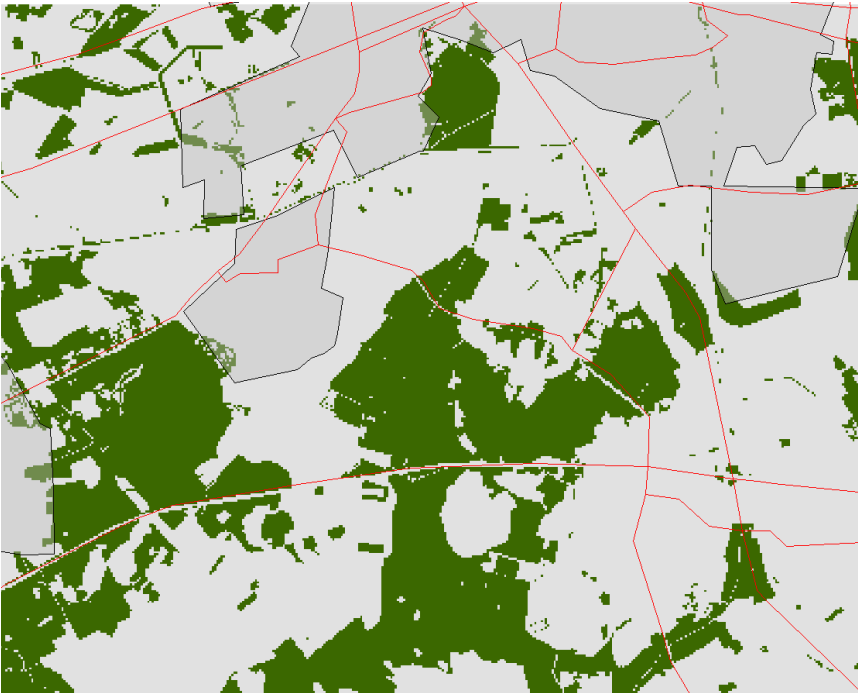
FIGUUR 42

OPPERVLAKTE VEGETATIETYPEN SANG & GOOREKENS EN OMGEVING GESIMULEERD MET DE HUIDIGE VERSIE VAN DE WVN (X-AS) EN MET TWEE VARIANTEN VAN DE NIEUWE VERSIE (Y-AS). N.B.: DEZE GRAFIEK IS OP EEN GROTER MODELGEBIED (FIGUUR 43) GEBASEERD DAN OP DE HIER GETOONDE VEGETATIEKAARTEN. OMDAT DE OPPERVLAKTEN SCHEEF VERDEELD ZIJN, ZIJN ZE LOGARITMISCH GETRANSFORMEERD



FIGUUR 43

NATUUR IN HET HELE MODELGEBIED VAN SANG & GOOREKENS MET OMGEVING



GESIMULEERDE VEGETATIEPATRONEN ONDER SCENARIO W_H (2050)

Figuur 44 geeft net als Figuur 42 de gesimuleerde vegetatiepatronen, alleen nu onder klimaat-scenario W_H . De resultaten van WWN-2.1 laten we bij de bespreking buiten beschouwing, want deze versie presteert, zoals we zagen, al ondermaats voor het huidige klimaat. Ter vergelijking zijn ook de vegetatiekaartjes onder het huidige klimaat opgenomen.

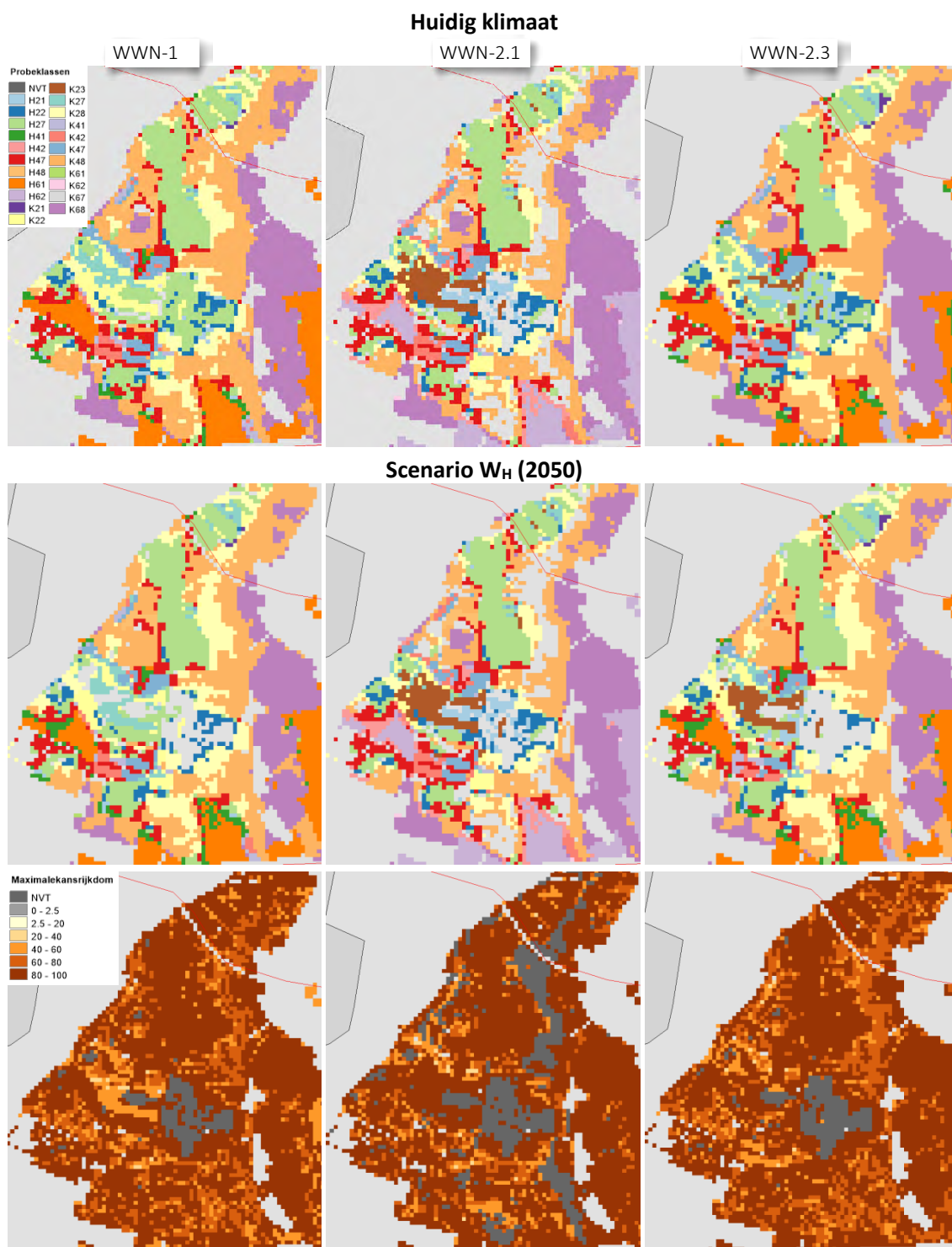
In zowel WWN-1 als WWN-2.3 neemt het areaal waarvoor geen uitkomst kan worden berekend aanzienlijk toe. Het gaat om een zeer nat gebied op organisch rijke bodems (zVz Meerveengronden en pZn21 Gooreerdgronden) met een hoge kwelintensiteit (vaak > 2 mm/d), een *GHG* aan maaiveld en een *GLG* die nauwelijks wegzakt. Wij vermoeden dat de natte bodems in combinatie met hogere temperaturen onder W_H voor zeer grote zuurstofstress leidt, wat in combinatie met de voedselrijkdom en zuurgraad ter plaatse voor omstandigheden zorgt die ver buiten het bereik van de vegetatiemodule ligt.

In de cellen waarvoor wel een uitkomst wordt gegenereerd zien we dat het scenario met WWN-1 nauwelijks leidt tot veranderingen. De grootste veranderingen (goed kijken is nodig) zijn de overgang van droge arme zure bossen, naar vochtige arme zure bossen (H61 naar H41) en van voedselrijke vochtige graslanden (K48) naar zowel voedselrijke droge graslanden (K68) als naar voedselrijke natte graslanden (K28) (de droge locaties van K48 worden droger, de natte natter).

WWN-2.3 geeft hetzelfde patroon, alleen zien we nu een substantiële toename van basenminnende graslanden (K23), wat een reactie is op de gesimuleerde pH-verhoging ten gevolge van het scenario. Verder wordt het areaal vochtige arme zure bossen (H41) op veel plaatsen die net buiten het kaartje van Figuur 44 liggen vervangen door droge arme zure bossen (H61).

FIGUUR 44

MIDDELSTE EN ONDERSTE KAARTJES: ALS FIGUUR 42, MAAR NU VOOR KLIMAATSCENARIO W_H (2050). TER VERGELIJKING GEVEN DE BOVENSTE KAARTJES DE VEGETATIEPATRONEN ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT (OVERGENOMEN VAN FIGUUR 42)



IX.III RESULTATEN RHEEZERMATEN

BESCHRIJVING

De Rheezermaten is een natuurgebied dat ligt in de noordelijke uiterwaarden van de Vecht, direct ten westen van Hardenberg (Figuur 45). Het is een kronkelwaard met een vrijwel geïsoleerde riviermeander, en heeft een vegetatie van onder andere dotterbloemhooilanden, vochtige hooilanden, veldrusschraalland en elzenbroekbos (Kooijman & Van Dongen, 2016). In de laagten treedt kwel uit waardoor een zeldzame trilveenvegetatie (K22) kan voorkomen, een vegetatietype dat zeer verwant is aan het blauwgrasland (lilakleur in Figuur 46).

Wij zijn niet bekend met dit terrein en zijn benieuwd naar de reactie van de begeleidingscommissie op de interpretatie die we geven aan de resultaten.

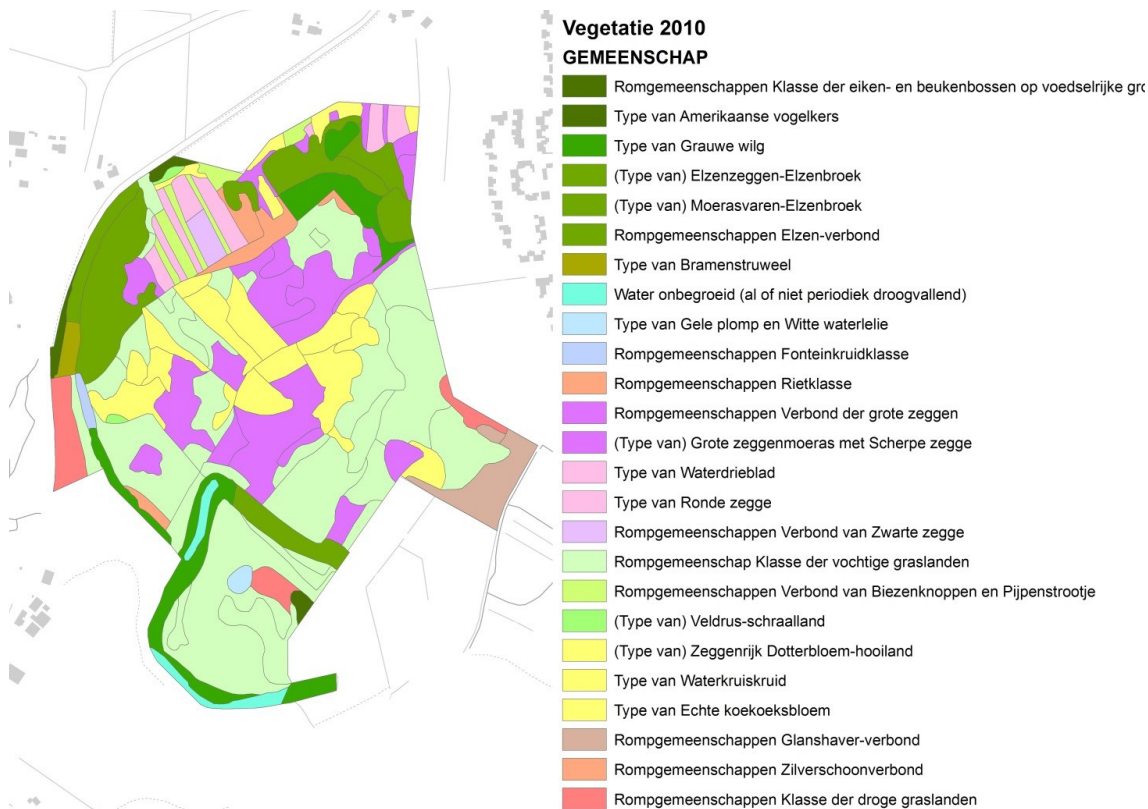
FIGUUR 45

RELIËF RHEEZERMATEN VOLGENS AHN3 (HILLSHADE)



FIGUUR 46

GEDETAILEERDE VEGETATIEKAART VAN DE RHEEZERMATEN (BRON: KOOIJMAN & VAN DONGEN, 2016)

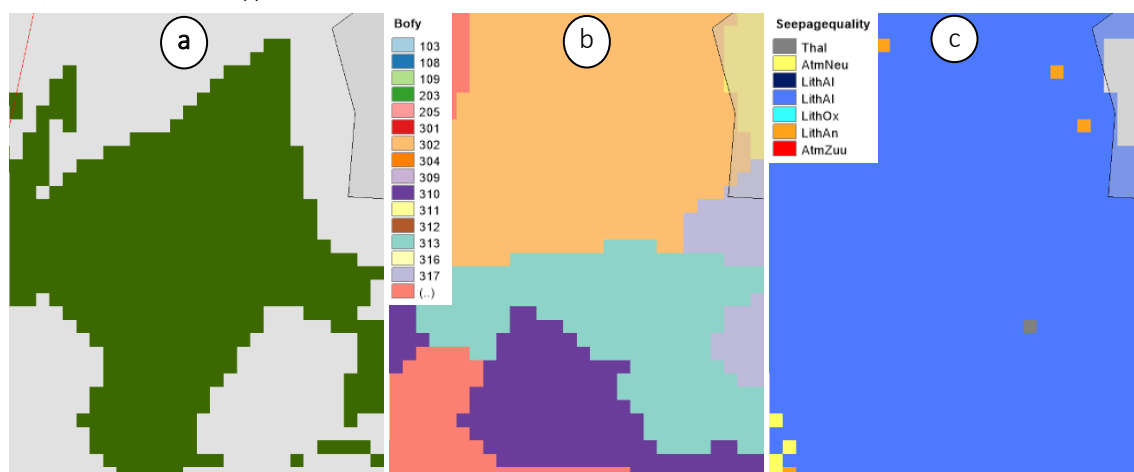


INVOERGEGEVENS

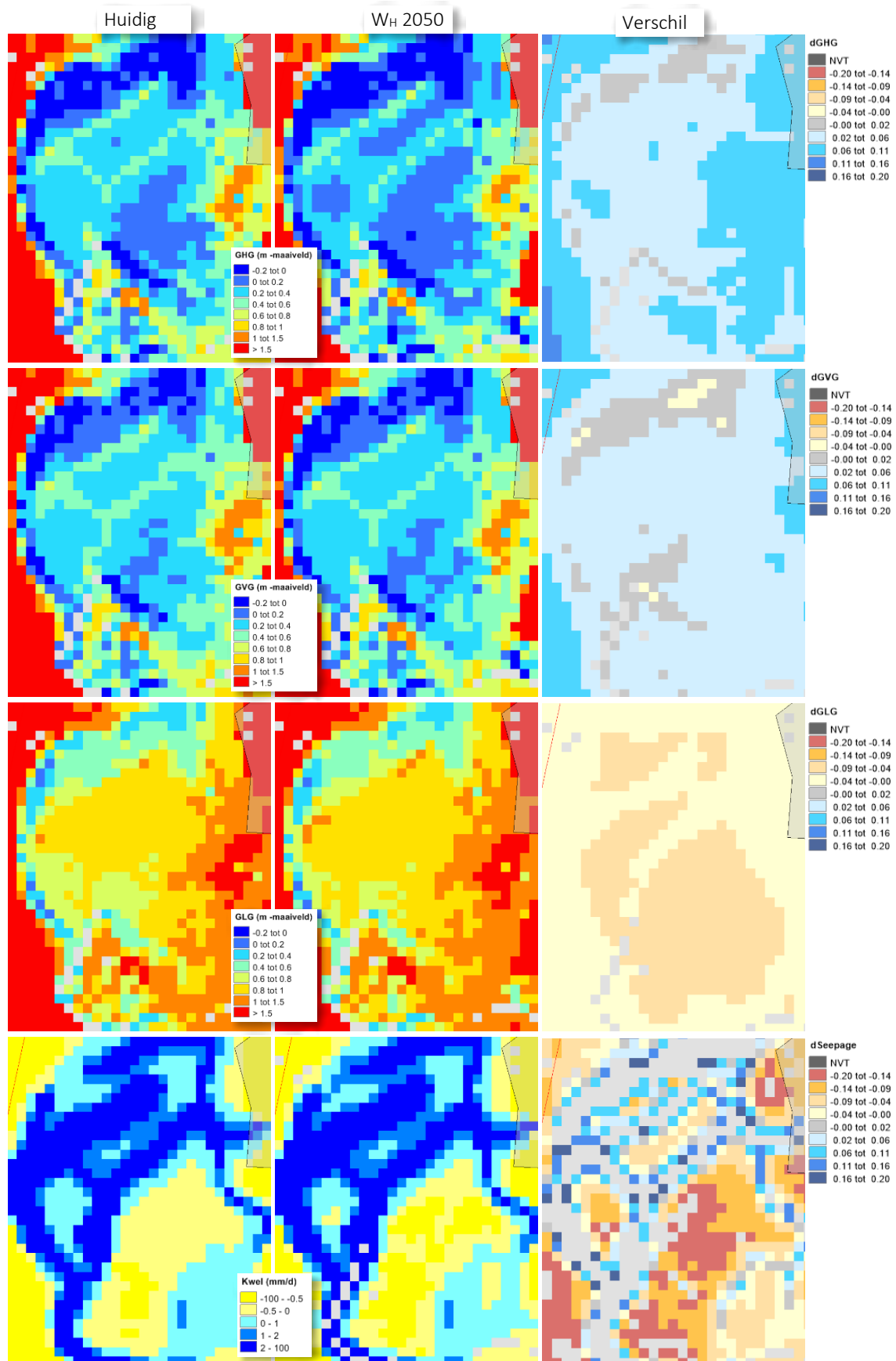
Figuur 47 toont de ligging van de natuurgebieden, de bodemfysische eenheden en de kwelkwaliteit. In het natuurgebied domineert het grondwatertype Lithoclien-Alkalien. De hydrologische invoer, opgenomen in Figuur 19, is berekend met het model MIPWA (Berendrecht *et al.*, 2007) en aangeleverd door Waterschap Vechtstromen. Bij dit MIPWA model is plasmvorming op het maaiveld gesimuleerd: in Figuur 48 heeft de donkerblauwe natste klasse van de GHG waarden tot 25 cm boven maaiveld. Volgens het model leidt klimaatscenario W_H in de lager gelegen terreindelen tot een lichte stijging van de GHG, GVG en kwelintensiteit, en een GLG die iets daalt (Figuur 48). Stijgende (of gelijkblijvende) GHG en GVG en dalende GLG zien we, in tegenstelling tot bij het modelgebied van Sang & Goorkens, in het hele gemodelleerde gebied van de Vecht.

FIGUUR 47

DRIE STATISCHE GEOGRAFISCHE INVOERKAARTEN VOOR DE RHEEZERMATEN EN OMGEVING: (A) LIGGING NATUURGEBIEDEN, (B) BODEMFYSISCH EENHEDEN, (C) KWELKWALITEITSKAART



FIGUUR 48 MET MIPWA (BERENDRECHT ET AL., 2007) GESIMULEERDE GHG, GVG, GLG EN KWELINTENSITEIT ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT (LINKS) EN ONDER SCENARIO W_H IN 2050 (MIDDEN). RECHTER KOLOM: VERSCHILKAARTEN

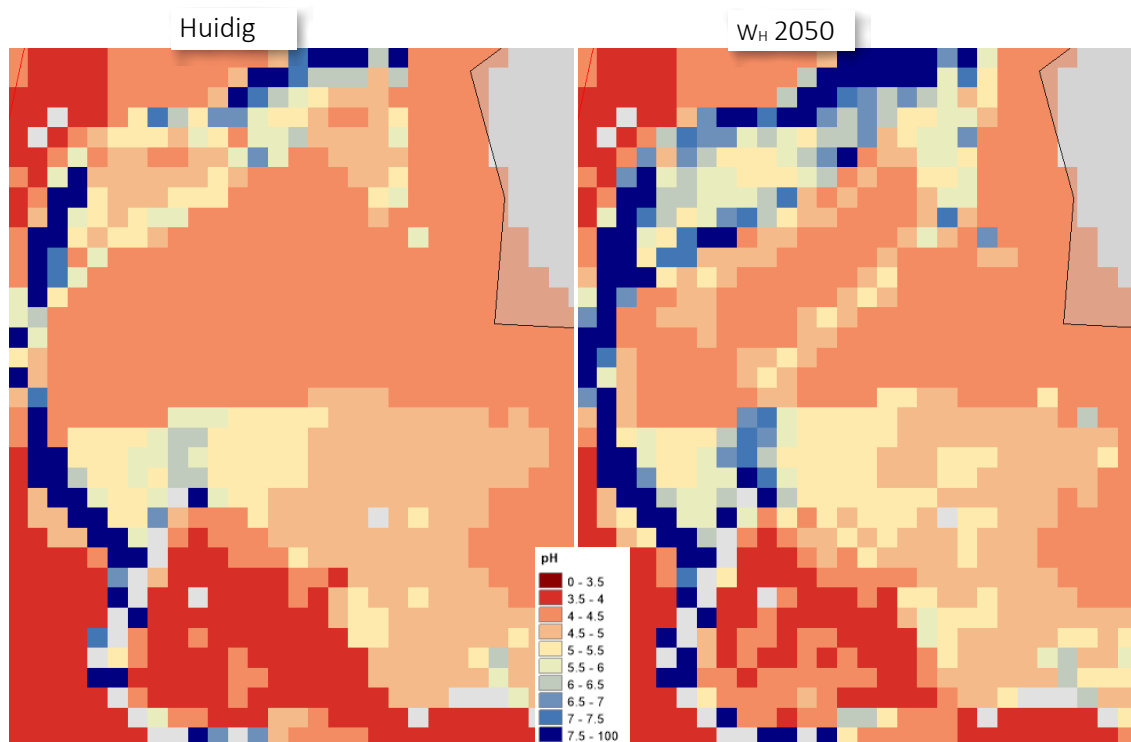


GESIMULEERDE ZUURGRAAD

Op basis van deze invoer is de pH van het bodemvocht in de wortelzone gesimuleerd (Figuur 20). De gesimuleerde pH onder het huidige klimaat varieert van iets minder dan 4.0 op de drogere zandgronden tot 7.7 in een randzone op de overgang naar het kwelgebied. In een groot deel van het centrum bedraagt de pH tussen de ca. 4.0 en 4.5.

Simulatie met de WWN geeft aan dat de pH van het bodemvocht in het infiltratiegebied zal dalen onder het klimaatscenario W_H en de huidige atmosferische depositie (te zien buiten het kaartbeeld). In het lager gelegen kwelgebied wordt op veel locaties juist een stijging van de pH berekend. Wij schrijven de pH-verhoging weer toe aan de stijging van de kwelintensiteit in combinatie met een hogere verdampingsvraag in de zomer (zodat het bovenste basenarmere grondwater verdwijnt) en een grondwaterstand die in de winter en het voorjaar iets stijgt en in de zomer maximaal met 10 cm daalt.

FIGUUR 49 GESIMULEERDE PH VAN HET BODEMVOCHT BIJ DE HUIDIGE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT EN ONDER SCENARIO W_H , ZICHTJAAR 2050



GESIMULEERDE VEGETATIEPATRONEN ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT

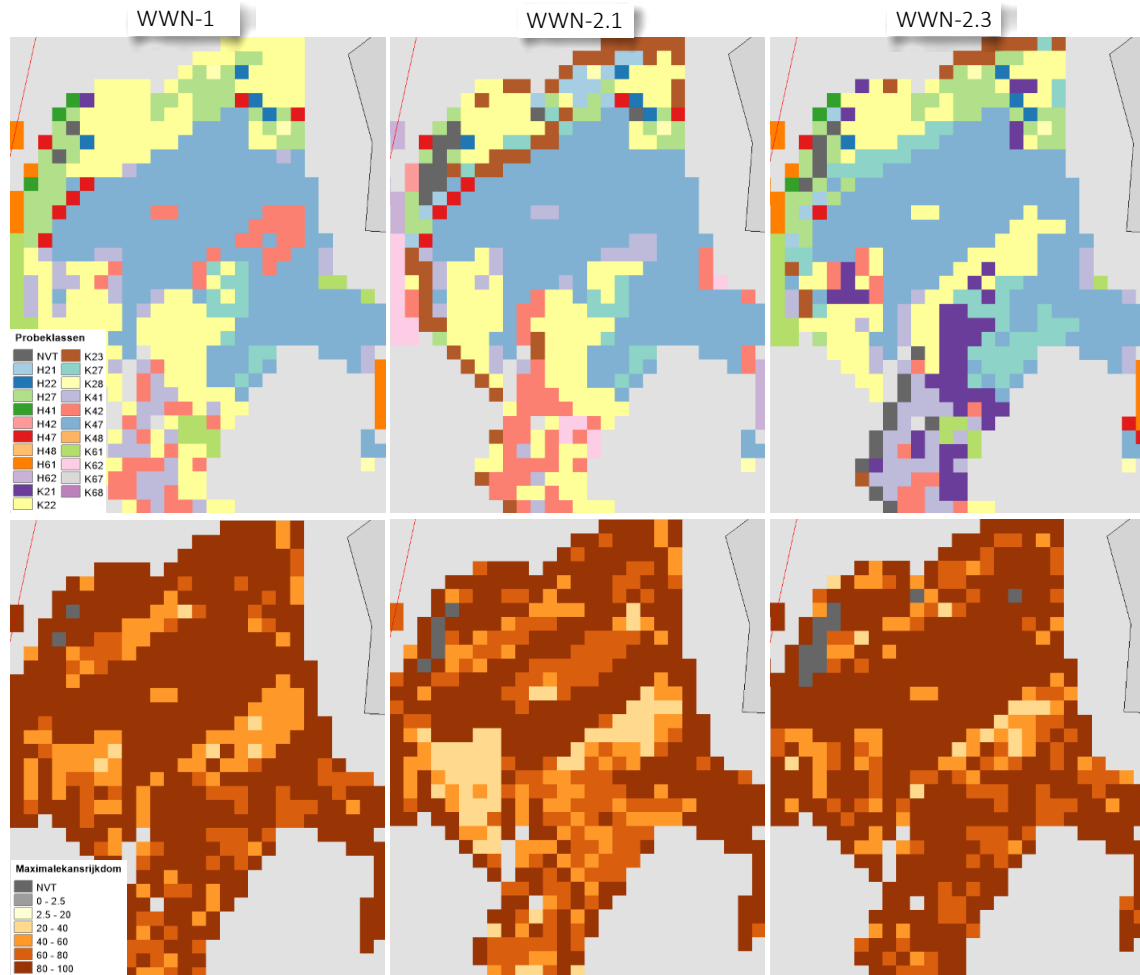
Figuur 54 (boven) geeft de vegetatiekaart van de Rheezermaten volgens: WWN-1 (linker kaartje), WWN-2.1 (middelste kaartje) en WWN-2.3 (rechter kaartje). De hoogste kansrijkdom waarop is geclassificeerd is weergegeven in de onderste drie kaartjes.

Tussen de kaarten van WWN-1 en WWN-2.1 bestaan weer grote verschillen. Op de Overijsselse Vecht is WWN-1 succesvol getoetst op het vrij grove niveau van habitattypen (Witte *et al.*, 2018b), wat echter voldoende is om een negatief oordeel te kunnen vellen over de prestaties van WWN-2.1. Met de eenvoudige lineaire relatie ontleend aan Sang & Goorkens tussen gesimuleerde pH en R_m (Vergelijking [8]; WWN-2.3), krijgen we de rechter vegetatiekaart van Figuur 54. Het verschil met de kaart van WWN-1 is klein met deze ijking. Dat blijkt ook uit de vergelijking van de gesimuleerde oppervlakten van het hele modelgebied (Figuur 51): waar WWN-2.1

onacceptabel veel afwijkt van WWN-1 ($R^2 = -0.01$, $NSE = -1.64$), is de overeenkomst van WWN-2.3 met WWN-2.1 juist heel groot ($R^2 = 0.92$, $NSE = 0.92$) (Figuur 52).

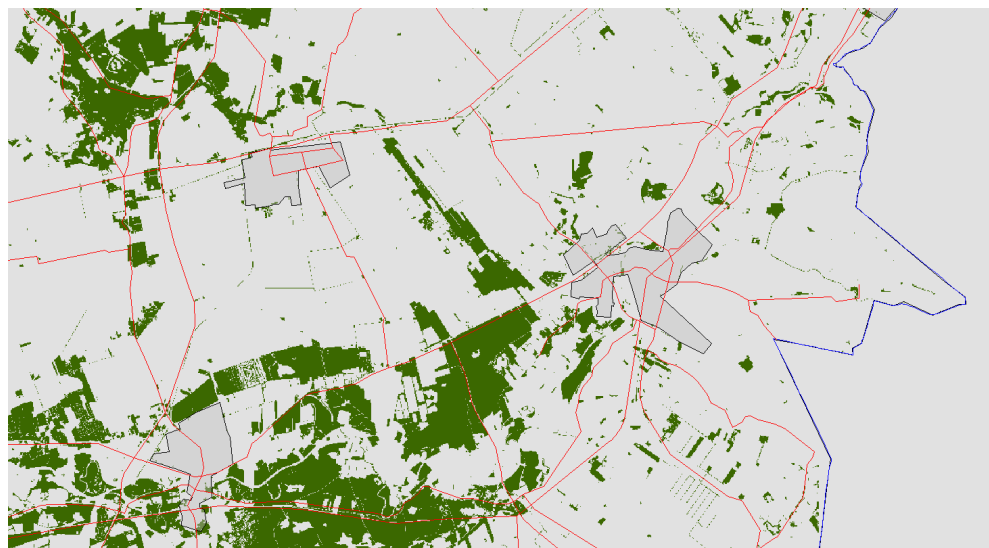
FIGUUR 50

BOVEN: OP DRIE MANIEREN BEREKENDE VEGETATIEKAART VOOR DE RHEEZERMATEN BIJ DE HUIDIGE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE ONDER HET HUIDIGE KLIMAAT: LINKS VOLGENS DE OUDE VERSIE VAN DE WATERWIJZER NATUUR (WWN-1), MIDDEN OP EEN NIEUWE VERSIE DIE GEBRUIK MAAKT VAN AAN VELDMETINGEN ONTLEENDE RELATIE TUSSEN BODE-PH EN ZUURINDICATIE (WWN-2.1) EN RECHTS OP BASIS VAN EEN EENVOUDIGE IJKLIJN TUSSEN GESIMULEERDE PH EN ZUURINDICATIE (WWN-2.3). ONDER: MAXIMALE KANSRIJKDOM P_{MAX} WAAROP VEGETATIETYPE IS GECLASSIFICEERD.



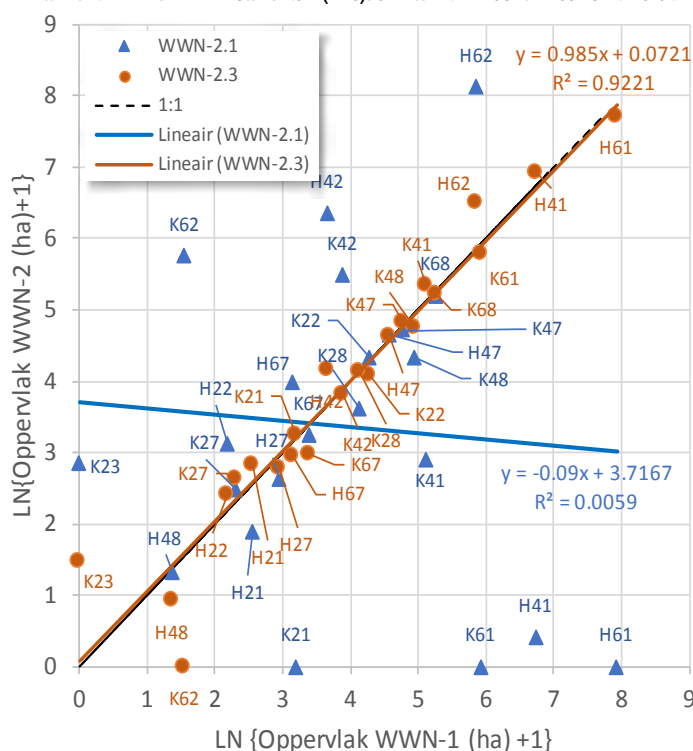
FIGUUR 51

NATUUR IN HET HELE MODELGEBIED VAN DE OVERIJSSELSE VECHT



FIGUUR 52

OPPERVLAKTE VAN VEGETATIETYPEN VAN DE OVERIJSSELSE VECHT (FIGUUR 51) GESIMULEERD MET DE HUIDIGE VERSIE VAN DE WWN (X-AS) EN MET TWEE VARIANTEN VAN DE NIEUWE VERSIE (Y-AS). OPPERVLAKTEN LOGARITMISCH GETRANSFORMEERD



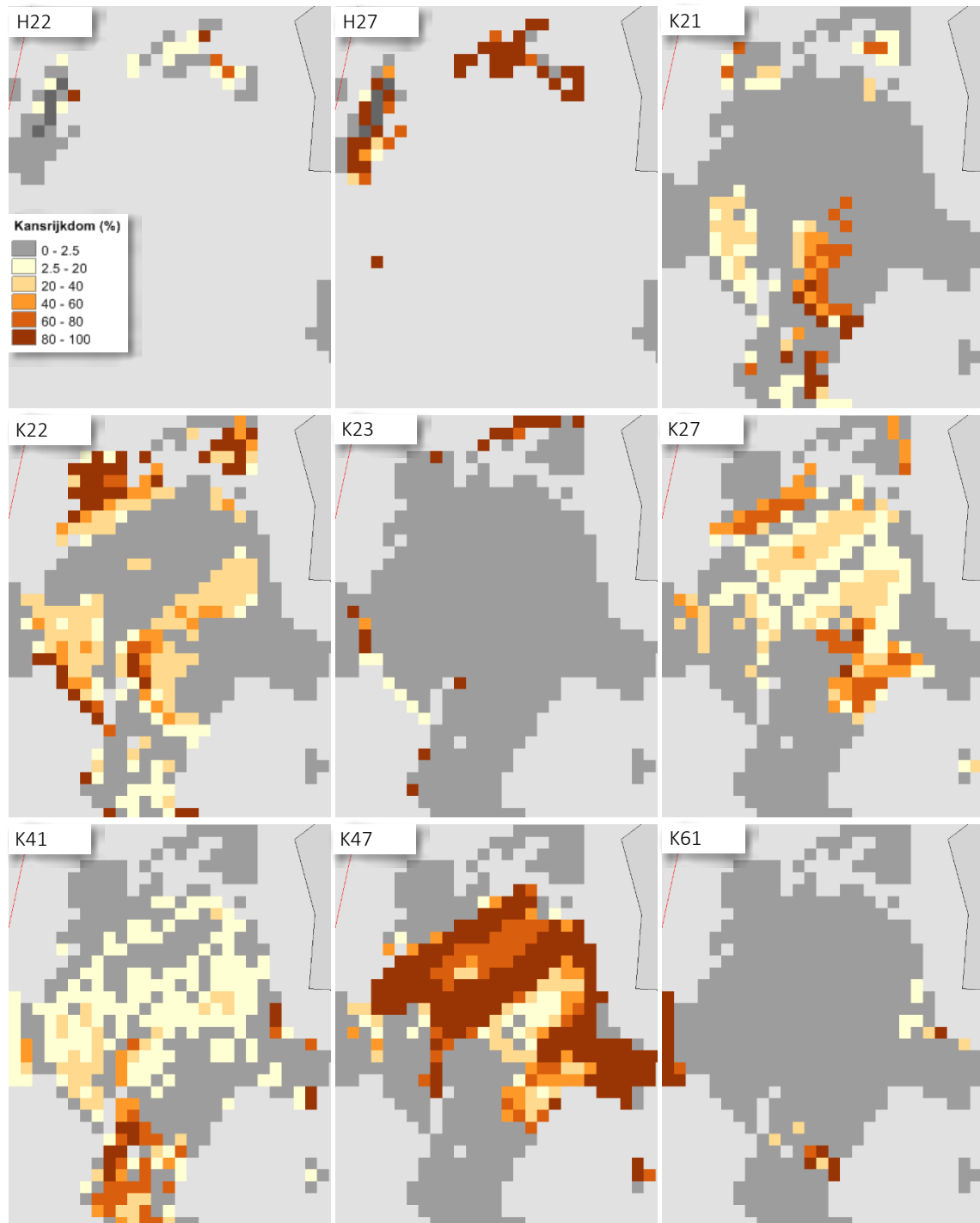
Voor specifiek de Rheezermaten zien we dat in het zuidelijk deel van het terrein grote afwijkingen tussen versie 2.1 en 2.3 bestaan. Kijken we in detail naar enkele kansrijkdomkaarten van alleen de Rheezermaten (Figuur 53) en vergelijken we die met de gedetailleerde vegetatiekaart (Figuur 46), dan kunnen we over WWN-2.3 de volgende conclusies trekken (voor het verband tussen ecotoopgroepen en plantensociologische eenheden verwijzen we naar Witte *et al.* (2018b)):

- H22 & H27: lijken goed voorspeld op locaties met *Elzenbroekbos*.
- K21 & K41: lijken niet goed te zijn voorspeld, want op de locaties is de *Rompgemeenschap Klasse der vochtige graslanden* gekarteerd. Wij schrijven deze fout toe aan het feit dat het gebied bij hoogwater door de Vecht wordt geïnundeerd met basenrijk en voedselrijk water. In de WWN wordt geen rekening met inundatie gehouden.
- K22 & K23: aan de noordzijde van het terrein goed voorspeld, elders dubieus (geldt ook voor versie 1). Heeft mogelijk ook met inundatie te maken.
- K27: geen heldere conclusie over te trekken.
- K47: deels over *Rompgemeenschap Klasse der vochtige graslanden*, wat juist is, maar deels ook over veel nattere *Dotterbloemhooiland* en *Zeggenmoeras*, wat niet correspondeert met de vegetatiekaart (geldt ook voor versie 1.0). De discrepantie schrijven we toe aan de hydrologische invoer, want volgens MIPWA bedraagt de GVG 0.2 tot meer dan 0.4 m -m.v. en kan de grondwaterstand in de zomer tot wel 1 meter beneden maaiveld wegzakken, wat veel te diep is voor de gekarteerde natte typen.
- K61: precies goed voorspeld.

Samengevat: het gaat vooral fout op locaties die worden geïnundeerd (waar de WWN nog niet op is toegesneden) en waar de hydrologische invoer niet correspondeert met de actuele vegetatie (gesimuleerde grondwaterstanden te laag).

FIGUUR 53

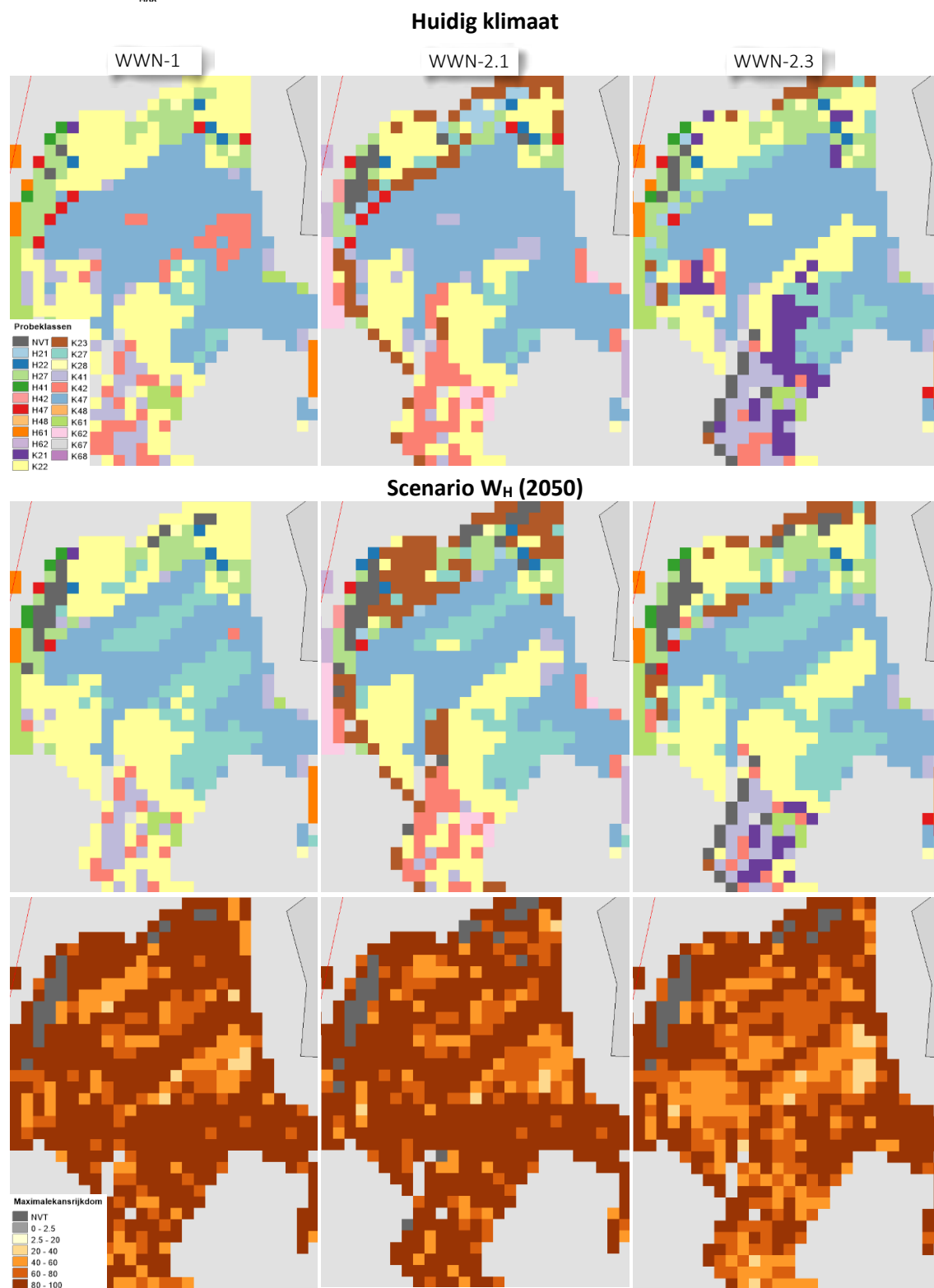
KANSRIJKDOM VAN EEN AANTAL ECOTOOPGROEPEN (HUIDIGE DEPOSITIE EN KLIMAAT) VOOR DE RHEEZERMATEN

**GESIMULEERDE VEGETATIEPATRONEN ONDER SCENARIO W_H (2050)**

Figuur 54 geeft de gesimuleerde vegetatiepatronen onder klimaatscenario W_H . De resultaten van WWN-2.1 laten we bij de bespreking buiten beschouwing, want deze versie presteert, zoals we zagen, al ondermaats voor het huidige klimaat. Ter vergelijking zijn ook de vegetatiekaartjes onder het huidige klimaat opgenomen. Bij WWN-1 leidt het scenario vooral voor een overgang van vochtige naar natte matig voedselrijke graslanden (K27 i.p.v. K47). Dit verschijnsel treedt op waar de classificatie omgeven is met meer onzekerheid (lage P_{max}).

FIGUUR 54

BOVEN: OP DRIE MANIEREN BEREKENDE VEGETATIEKAART VOOR DE RHEEZERMATEN BIJ DE HUIDIGE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE ONDER HET KLIMAATSCENARIO W_H (2050): LINKS VOLGENS DE OUDE VERSIE VAN DE WATERWIJZER NATUUR (WWN-1), MIDDEN OP EEN NIEUWE VERSIE DIE GEBRUIK MAAKT VAN AAN VELDMETINGEN ONTLEENDE RELATIE TUSSEN BODEM-PH EN ZUURINDICATIE (WWN-2.1) EN RECHTS OP BASIS VAN EEN EENVOUDIGE IJKLIJN VOOR SANG & GOOREKENS TUSSEN GESIMULEERDE PH EN ZUURINDICATIE (WWN-2.3). ONDER: MAXIMALE KANSRIJKDOM P_{MAX} WAAROP VEGETATIETIPE IS GECLASSIFICEERD



Met WWN-2.3 zien we ook dat K47 overgaat in K27, maar ook in K28 (pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems; denk aan ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland). Bovendien een verschuiving naar meer minder zure condities (K22 gaat over in K23, K21 in K22). Ook dit verschijnsel treedt weer op waar de classificatie omgeven is met meer onzekerheid (lage $P_{\max}$).

BIJLAGE X

GEAUTOMATISEERDE IJKING AAN VEGETATIE

WAAROM IS EEN NIEUWE IJKING NODIG?

De indicatiewaarde voor zuurgraad (R_m) is nodig om de kansrijkdom van ecotoopgroepen te bepalen. Het procesmodel VSD+ levert echter de zuurgraad van het porievocht, pH_{KCl} . Er is dus een vertaling nodig van pH_{KCl} naar R_m . Dit is eerder gedaan met een ijklijn (zie sectie 2.5) gebaseerd op 91 metingen van pH_{KCl} en uit vegetatie afgeleide zuurindicatie R_m (Cirkel et al., 2014). Dit heeft echter een aantal nadelen:

- Het betreft alleen locaties van grasland; bos en struweel zijn niet meegenomen.
- De gemeten pH_{KCl} betreft een specifieke meetdiepte en specifiek tijdstip. Daardoor ontstaat veel ruis.
- De ijkrelatie bevat weinig gegevens bij hoge en lage pH

In deze bijlage wordt ingegaan op de methodologische aspecten omtrent de geautomatiseerde ijkking van gesimuleerde pH aan indicatiewaarde van aanwezige vegetatie.

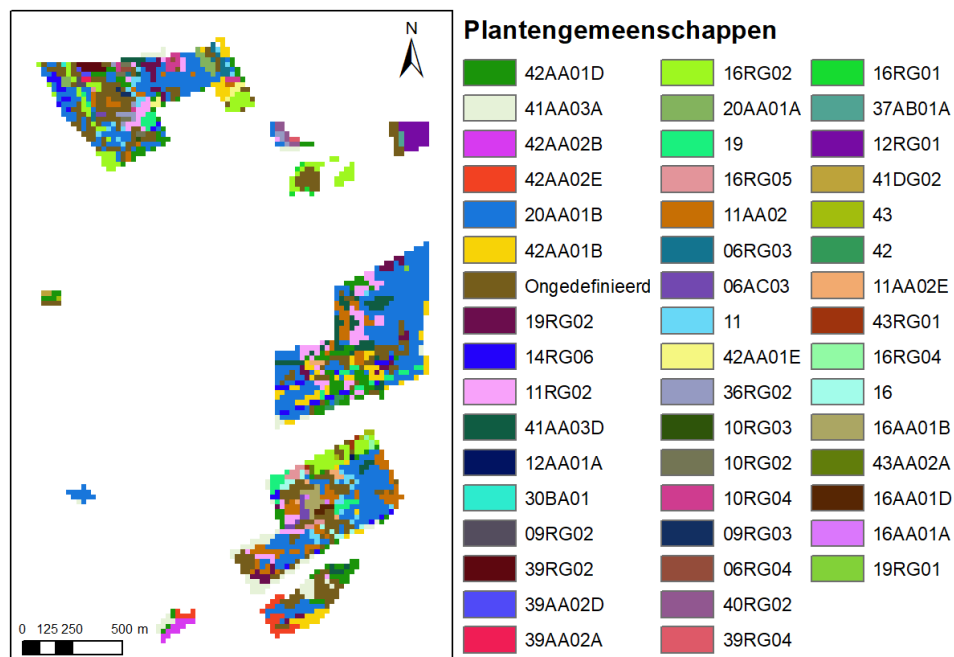
METHODE

RM AFLEIDEN VOOR PLANTENGEMEENSCHAPPEN

Om een ijkrelatie op te stellen zijn WWN-simulaties van pH gerelateerd aan zuurindicatie van R_m . Deze zuurindicatie is bepaald op basis van vegetatiekaarten. De zuurindicatiewaarde R_m van plantengemeenschappen is bepaald met behulp van zo'n 23000 vegetatieopnamen verspreid in heel Nederland. Met behulp van het programma ESTAR (Witte *et al.*, 2014) {Witte, 2014 #1499} is voor elke vegetatieopname een gemiddelde indicatiewaarde berekend. Hierbij is de bedekking niet meegenomen. In eerder onderzoek is aan elke vegetatieopname een plantengemeenschap toegekend op subassociatieniveau in zowel de systematiek van De Vegetatie van Nederland (DVN) en Staatsbosbeheer typologie. Hierbij zijn rompgemeenschappen buiten beschouwing gelaten, deze waren afwezig in het geleverde bestand met vegetatieopnamen. Vervolgens is voor elke plantengemeenschap in de dataset de mediaan zuurindicatiewaarde berekend op het niveau van klasse, orde, verbond, associatie, en subassociatie. De R_m indicatiewaarde is vergeleken met de Ellenberg indicatiewaarden voor zuurgraad; deze komen goed overeen (niet weergegeven).

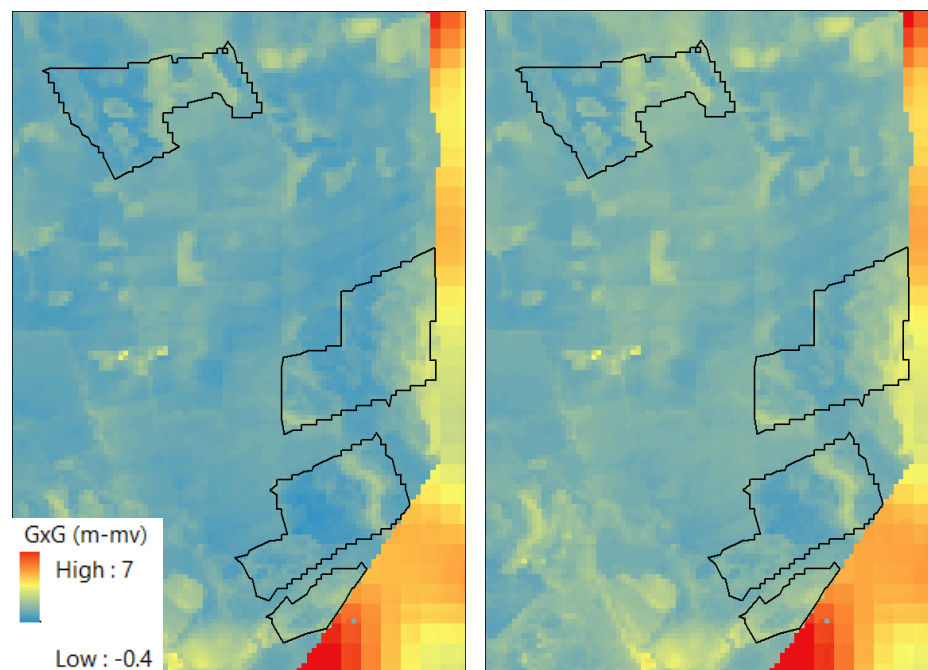
FIGUUR 55

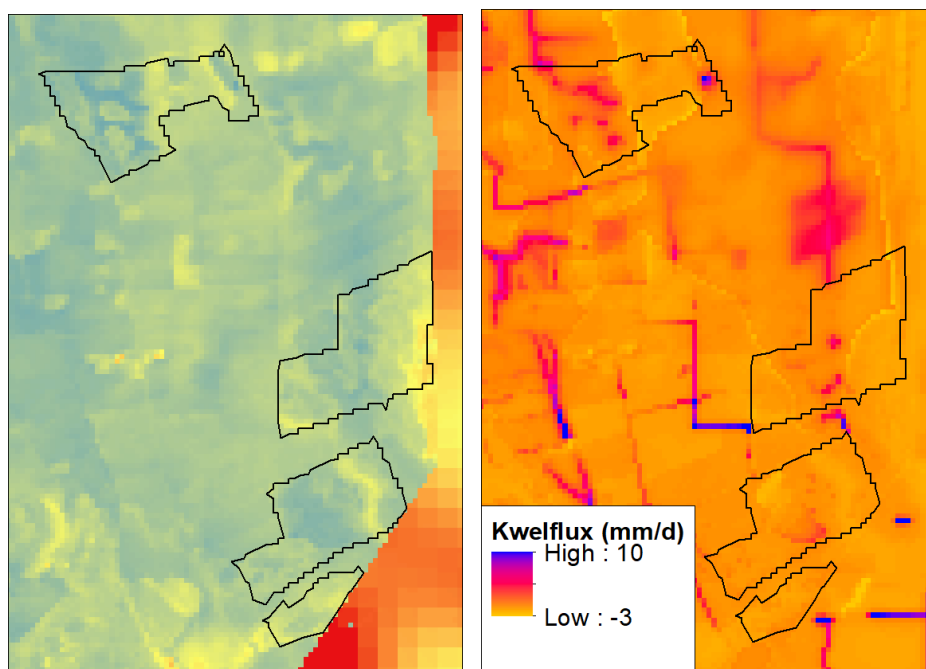
PLANTENGEMEENSCHAPPEN IN PUNTHUIZEN-STROOTHUIZEN. ALLE PLANTENGEMEENSCHAPPEN MET RG ZIJN ROMPGEMEENSCHAPPEN



FIGUUR 56

HYDROLOGISCHE INVOER VOOR PUNTHUIZEN-STROOTHUIZEN. VAN LINKSBOVEN MET DE KLOK MEE: GHG, GVG, GLG (M-MV) EN KWELFLUX (MM/D). HET GRONDWATERMODEL IS NIET BEDOELT VOOR SIMULATIES BUITEN NEDERLANDS GRENSGEBIED. DAARBUITEN ZIJN DE GESIMULEERDE GRONDWATERSTANDEN TE DIEP (TE ZIEN AAN GELE-RODE GRIDCELLEN MET LAGERE RESOLUTIE AAN OOSTRAND MODELDOMEIN)





SELECTIE NATUURGEBIED

Om een goede ijkrelatie tussen pH en R_m op te kunnen stellen, zijn een realistische gesimuleerde pH en een goede schatting van R_m benodigd. Een realistische pH hangt af van realistische hydrologische invoer geproduceerd door een hydrologisch model dat de dynamiek van grondwaterstanden goed weet te ondervangen. Voor een goede schatting van R_m is het uitgangspunt dat de vegetatie in evenwicht is met de omgevingsfactoren. Alleen dan is de vegetatie een goede voorspeller van zuurgraad. Er dienen dus geen recente veranderingen in beheer te zijn opgetreden. Om een zo groot mogelijk bereik van pH en R_m te omvatten, dient daarnaast een grote variatie in vegetatie en standplaatsen voor te komen. In samenspraak met de begeleidingscommissie is besloten om de ijkking uit te voeren voor het gebied Punthuizen-Stroothuizen. De resultaten van het grondwatermodel worden hier geschikt bevonden (Figuur 56), en een vegetatiekaart van het gebied is aanwezig (Figuur 55). De invoergegevens zijn geleverd door Staatsbosbeheer en gebaseerd op een afstudeervak (Koekoek, 2019).

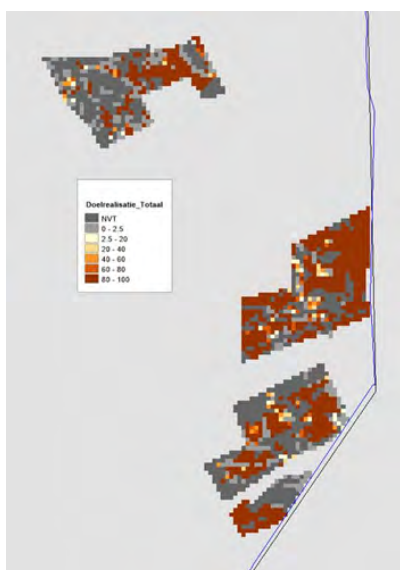
OPSTELLEN IJKLIJN

De pH wordt aan R_m gerelateerd met lineaire regressie. Indien er tekenen waren voor een niet-lineair verband zijn ook 2^e en 3^e orde polynomen meegenomen. Per plantengemeenschap is de mediaan gesimuleerde pH gebruikt om te relateren aan de mediaan R_m . Dit voorkomt, in tegenstelling tot het gebruiken van alle individuele pixels, dat bepaalde veelvoorkomende plantengemeenschappen een groot gewicht krijgen in de regressie.

Een foutieve voorspelling in grondwaterstanden kan grote gevolgen hebben voor de gesimuleerde zuurgraad, en zo leiden tot fouten in de ijklijn. Met de doelrealisatie functie in WWN bepaald of de hydrologie overeenkomt met de eisen van de aanwezige vegetatie. Alleen plekken waar de doelrealisatie groter dan 70% is zijn meegenomen in de analyse (zie Figuur 57). Dit leidt tot een aanzienlijke vermindering van het oppervlak dat meegenomen kan worden in de analyses. Vooral voor plantengemeenschappen van droge standplaatsen zijn de hydrologische condities op orde, voor de natte plantengemeenschappen blijkt dit vaak minder op orde te zijn.

FIGUUR 57

DOELREALISATIE HYDROLOGISCHE OMSTANDIGHEDEN VOOR VOORSPELDE VEGETATIE. VOOR DE DONKERGRIJZE VLAKKEN (NVT) WAREN ROMPGEMEENSCHAPPEN AANWEZIG, WAAR GEEN DOELREALISATIE VOOR BEREKEND IS



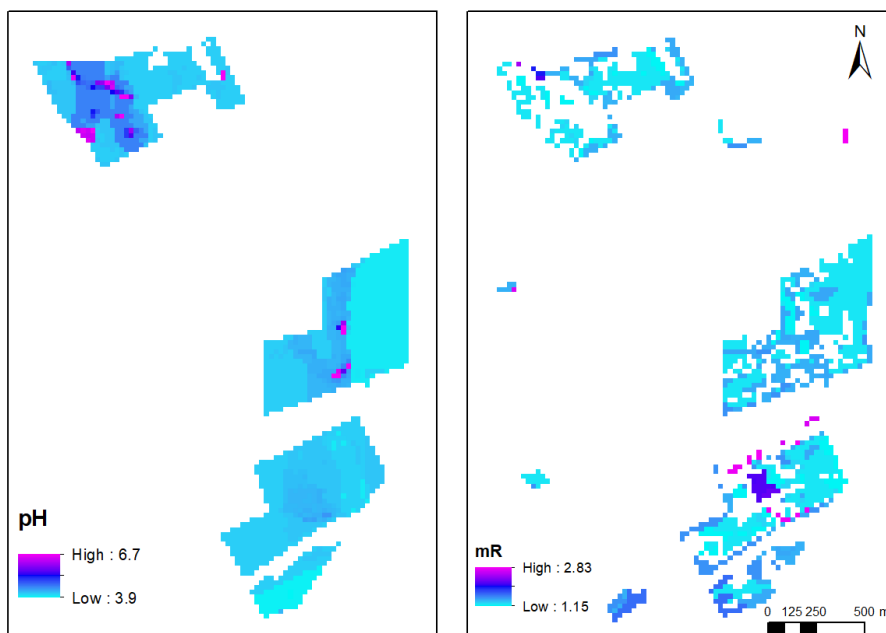
RESULTATEN

IJKLIJN PUNTHUIZEN – STROOTHUIZEN

De met de WWN gesimuleerde zuurgraad in het gebied Punthuizen-Stroothuizen varieert van 3.9 tot 6.76 (Figuur 58 en Figuur 59). Hierbij is het belangrijk op te merken dat de hoge pH's een paar extreme waarden betreffen. Over het algemeen is de gesimuleerde zuurgraad namelijk kleiner dan 4.5. Ook voor zuurindicatie R_m geldt dat een groot bereik aan waarden aanwezig is, maar dat hoge waarden (zeer) zelden voorkomen.

FIGUUR 58

GESIMULEERDE ZUURGRAAD (LINKS) EN INDICATIEWAARDE ZUURGRAAD BEHOOREND BIJ VEGETATIE (RECHTS)

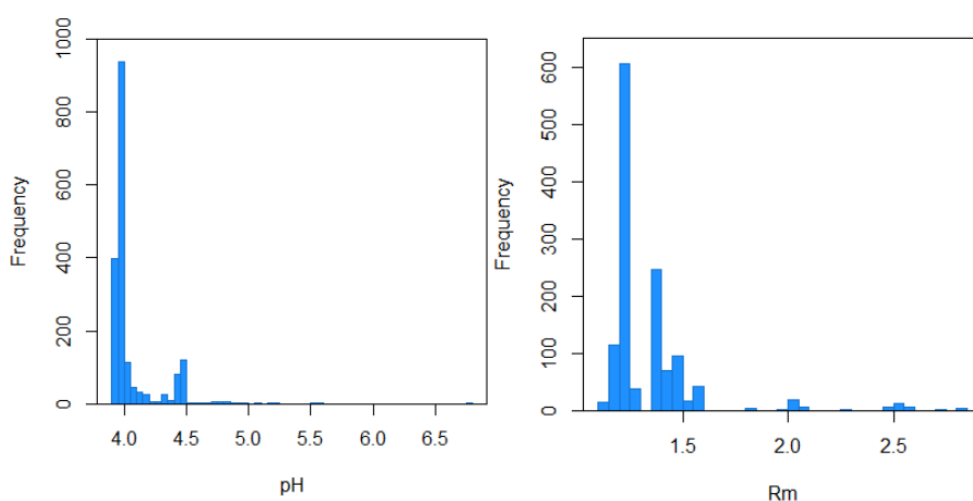


Indien alle individuele punten worden meegenomen in de (lineaire) regressie analyse, is de pH van het bodemvocht niet sterk gerelateerd aan zuurindicatie R_m ($R^2 = 0.098$; Figuur X.4). Ook als we de mediaan pH voor elke plantengemeenschap nemen is er verre van een sterke

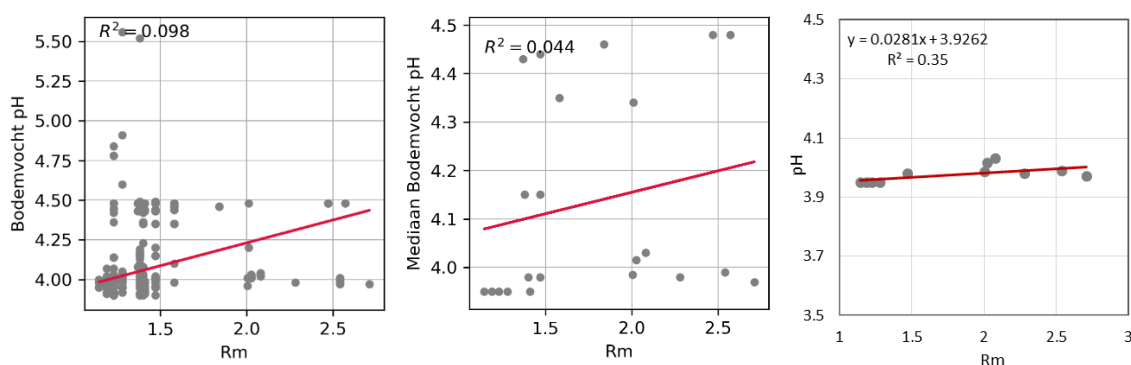
relatie tussen zuurindicatie en pH ($R^2 = 0.044$). Bij deze analyses zijn alle plantengemeenschappen meegenomen (rompgemeenschappen, korte en houtige vegetaties). Door houtige plantengemeenschappen en rompgemeenschappen buiten beschouwing te laten kan de relatie pH_{R_m} versterkt worden naar een R^2 van 0.35. Er blijven dan echter slechts 11 plantengemeenschappen over waarop deze relatie gebaseerd is, en bovendien is het pH-bereik zeer minimaal (Figuur 60). De nauwe pH-range kan worden verklaard doordat voor de geschikt bevonden cellen zeer weinig variatie in bodemtype aanwezig is (allemaal zandbodems) en de kwelflux zeer gering is. Bovendien is het gebied vrij klein en zijn de gradiënten kleinschalig, waardoor hydrologische simulaties en geohydrologische schematisering erg nauw komt. Zeker wanneer de fijnschalige hydrologie ook nog eens moet overlappen met vegetatiekaarten waaruit R_m wordt afgeleid, kan dit teveel gevraagd zijn en leiden kleinschalige gradiënten tot problemen in de R_m -pH relatie.

FIGUUR 59

HISTOGRAM VAN DE PH EN RM WAARDEN IN HET MODELGEBIED PUNTHUIZEN-STROOTHUIZEN



FIGUUR 60

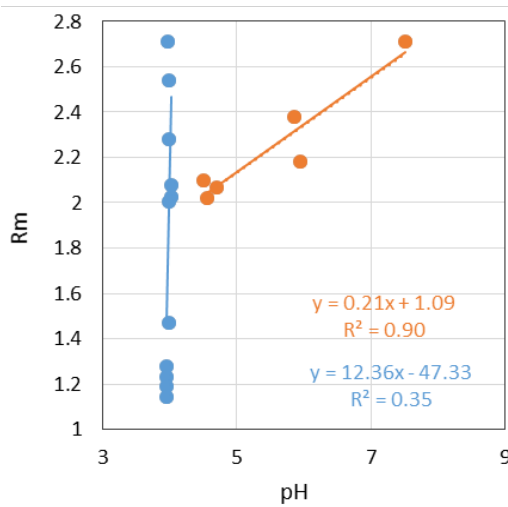
IJKLIJNEN TUSSEN R_m EN GESIMULEERDE PH VOOR ALLE INDIVIDUELE PUNTEN (LINKS), DE MEDIAAN PH WAARDE PER PLANTENGEMEENSCHAP (MIDDEN), EN EEN REGRESSIE EXCLUSIEF BOS- EN ROMPGEMEENSCHAPPEN (RECHTS)

IJKLIJN SANG & GOORKENS

Gezien de geringe pH-range bij Punthuizen-Stroothuizen is besloten om de ijkling te herhalen voor Sang en Goorkens. De invoergegevens voor deze analyse zijn beschreven in hoofdstuk 3.3.2. Ook voor dit gebied zijn de bos- en rompgemeenschappen buiten beschouwing gelaten. Dit leidde tot een goed verband tussen R_m en pH, met een R^2 van 0.90 (Figuur 61). Ondanks dat voor Sang en Goorkens de pH range aanzienlijk groter was, ontbraken R_m en pH in het zure bereik, en was deze ijkrelatie slechts gebaseerd op een zestal plantengemeenschappen. Bovendien blijkt de ijklijn van Sang en Goorkens meer overeenkomst te vertonen met de ijklijn van Cirkel et al. (2014), welke juist onwenselijk werd bevonden (Figuur 62).

FIGUUR 61

IJKRELATIES TUSSEN GESIMULEERDE PH EN ZUURINDICATIE R_m VAN DE AANWEZIGE VEGETATIE VOOR SANG EN GOORKENS (ORANJE) EN PUNTHUIZEN STROOTHUIZEN (BLAUW)



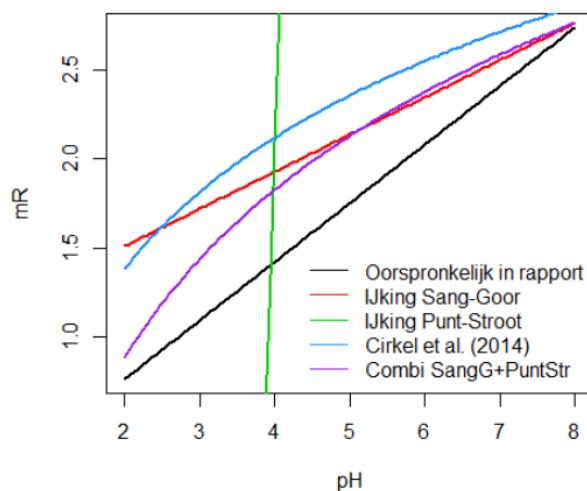
Uit de bovenstaande analyses blijkt dat er, naast het beschikbaar zijn van een vegetatiekaart en uitvoer van een goed werkend hydrologisch model een flink aantal criteria is waaraan voldaan moet worden alvorens een betrouwbare ijklijn kan worden opgesteld. Deze criteria zijn:

- Gebied met meer variatie in bodemtypen
- Geleidelijke gradiënten in de ruimte
- Grote 'range' aan zuurgraad nodig
- Niet te veel rompgemeenschappen
- Voldoende observaties per plantengemeenschap

De kans dat aan deze condities voldaan wordt neemt aanzienlijk toe bij een groter oppervlak. Daarom is besloten de ijking nogmaals de herhalen voor de Drentse Aa.

FIGUUR 62

VERSCHILLENDE IJKRELATIES TUSSEN GESIMULEERDE PH (WWN) EN ZUURINDICATIE R_m VAN VEGETATIE. DE BLAUWE LIJN GEEFT DE OORSPRONKELIJKE IJING OP BASIS VAN CIRKEL ET AL. (2014) WEER. DE ZWARTE LIJN IS DE VERKENNENDE HANDMATIGE IJING DIE TER VERKENNING IS UITGEVOERD. DE RODE, GROENE, EN PAARSE LIJNEN GEVEN DE IJING VOOR VERSCHILLENDE GEBIEDEN WEER



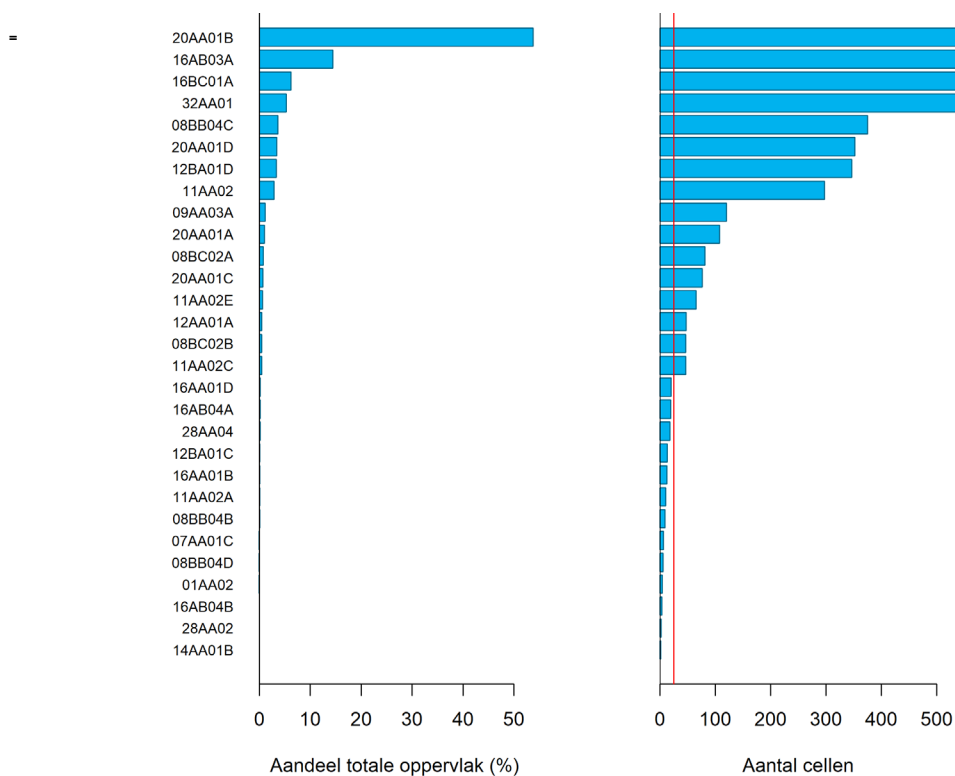
IJKLIJN DRENTSE AA

VEGETATIE

De kaart van het Drentse Aa gebied is door Staatsbosbeheer geleverd en verrasterd naar een resolutie van 25 m. De vegetatie in het Drentse Aa gebied beslaat een grote variabiliteit en gradiënten aan standplaatscondities, waaronder hoogveen, droge heide terreinen en kwelafhankelijke dotterbloemhooilanden. Er zijn 149 plantengemeenschappen in het gebied geobserveerd, in totaal bestrijken deze 39718 gridcellen in de vegetatiekaart. Hiervan is 74% van de associaties een bos- of rompgemeenschap, of beschreven op klasse-niveau, en vallen daardoor af. De resterende 26% van het totale oppervlak (10274 cellen) is geschikt voor analyse. Figuur 63 laat zien welke vegetaties hierin domineren. Meer dan de helft wordt in beslag genomen door gemeenschappen uit de klasse der droge heiden. Ook matig voedselrijke graslanden, komen met name de Associatie van Echte koekoeksbloem (16Ab3a) Dotterbloemverbond) en kamgrasweiden (16Bc1a) komen veel voor. Belangrijk is ook dat een grote range aan zuurindicatie bereikt wordt, ook in deze typen (zie Figuur 64). Zo komen zowel vegetaties van een zuur milieu (klasse der hoogveenbulten en natte heiden, 11) als ook een basisch milieu voor (associatie van scherpe zegge (8Bc2a) en riet associatie met kleine lisdodde (8Bb4a). Vanuit de vegetatiekaart zijn dus geen grote problemen te verwachten.

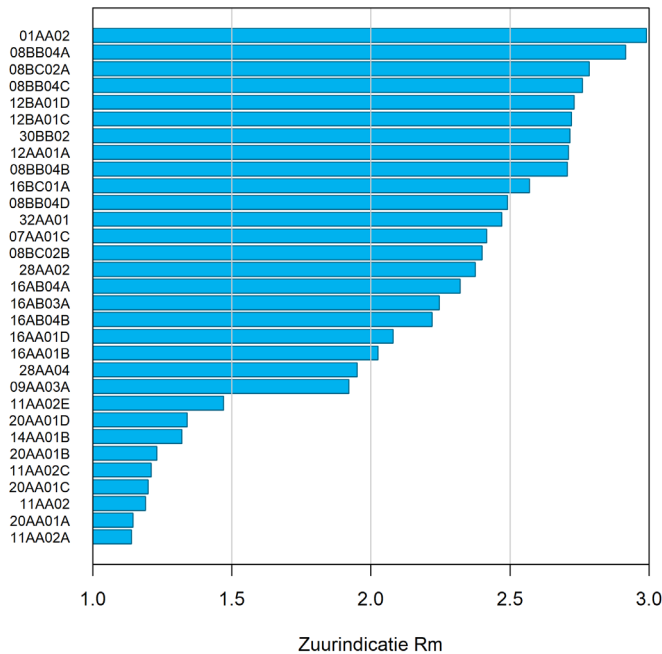
FIGUUR 63

VERDELING VAN PLANTENGEMEENSCHAPPEN WAARVAN DE INDICATIEWAARDE BEKEND IS. LINKS: AANDEEL IN TOTALE OPPERVLAK (IN PERCENTAGE); RECHTS: AANTAL CELLEN VAN DE BETREFFENDE ECOTOOPGROEP. DE VERTICALE RODE LIJN GEEFT EEN GRENSWAARDE AAN VAN VAN 'OBSERVATIES', DIE NAAR VERWACHTING MINIMAAL NODIG ZIJN OM TOT EEN GOEDE SCHATTING VAN DE MEDIAAN ZUURGRAAD TE KOMEN



FIGUUR 64

SPREIDING IN ZUURINDICATIE VOOR DE GESELECTEERDE PLANTENGEMEENSCHAPPEN

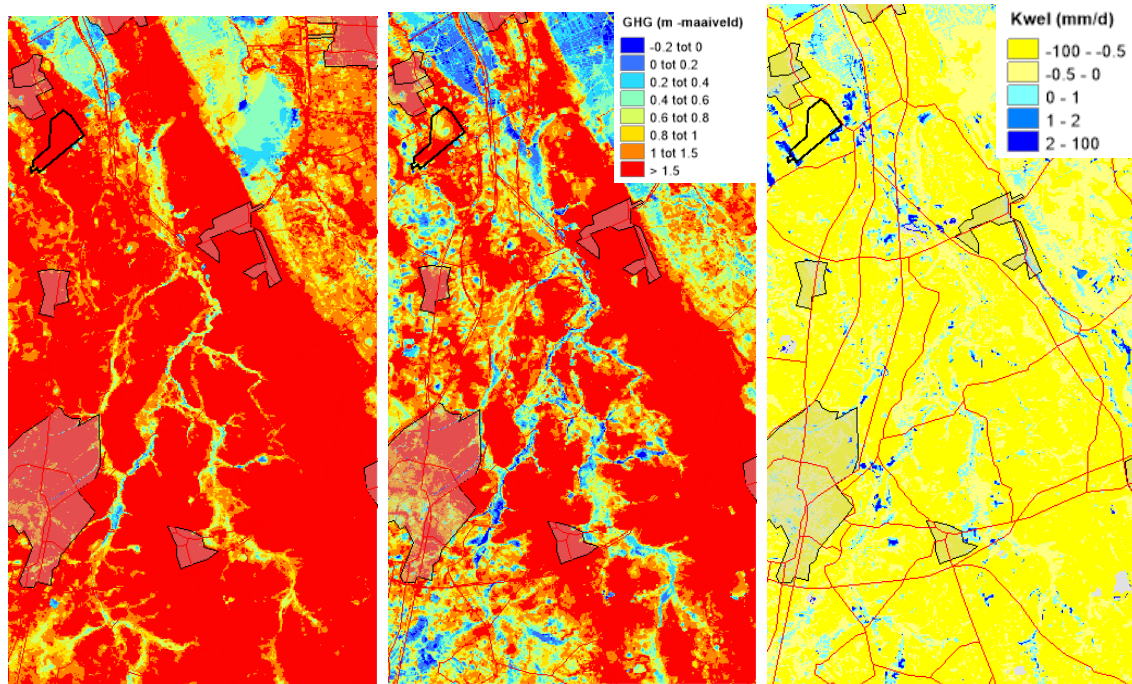


HYDROLOGISCHE INVOER EN TOETSING HYDROLOGIE IN WATERNOOD

HYDROLOGISCHE INVOER

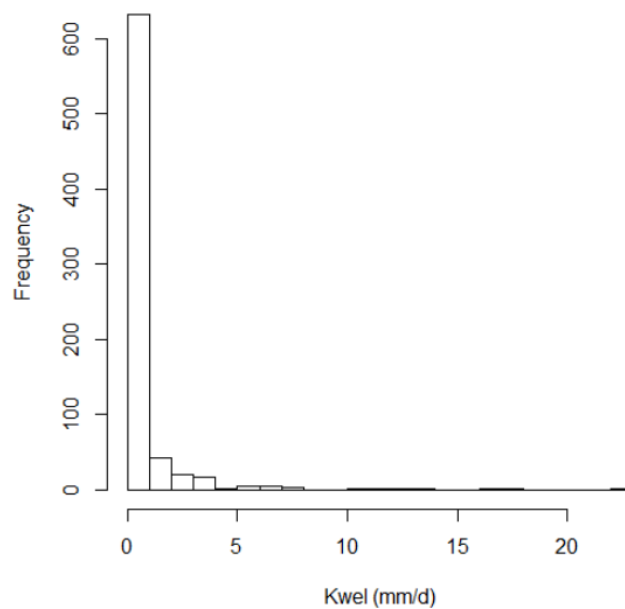
De hydrologische invoergegevens (GxG en kwel over eerste scheidende laag) van het Drentse Aa gebied zijn afkomstig van het MIPWA model (v3.0) op resolutie van 25x25m (toegestuurd door het NHI). De simulatieperiode is 2000–2014. Initieel was niet te traceren hoe de geohydrologische schematisatie tot stand gekomen is, en in hoeverre lokaal voorkomen van bijvoorbeeld keileem in het model meegenomen is. Op uitgezoomd niveau zag de hydrologische invoer er logisch uit (Figuur 65). Achteraf bleek dat het om een ongecalibreerd model gaat waarin schijngrondwaterspiegels niet meegenomen zijn. Dit is behoorlijk suboptimaal, en onderstreept het belang van toetsing en selectie van gebieden waar hydrologie voldoet aan eisen van vegetatie op basis van Waternood. Op het moment van schrijven wordt er gewerkt aan een nieuw grondwatermodel dat op het punt staat afgerond te worden (persoonlijke communicatie Provincie Drenthe). Een model dat realistische GxG uitvoer produceert ontbreekt echter vooralsnog.

FIGUUR 65 OVERZICHT HYDROLOGISCHE OMSTANDIGHEDEN. LINKS: GLG, MIDDEN GHG, RECHTS KWELFLUX



Als we echter met wat meer detail naar de gegevens kijken, blijkt dat de kwelflux wat aan de lage kant is. Op veel plekken waar kwel optreedt is deze namelijk slechts 0.2 mm/d (Zie Figuur 66). De locaties die blauw kleuren in Figuur 65 betreffen veelal oppervlaktewateren buiten het natuurgebied. Ook op plekken langs de beek, waar je een hogere kwelflux zou verwachten, pakt deze vaak laag uit.

FIGUUR 66 HISTOGRAM VAN ALLE KWELFLUXEN (I.E. FLUX OVER EERSTE SCHEIDENDE LAAG > 0 MM/D)



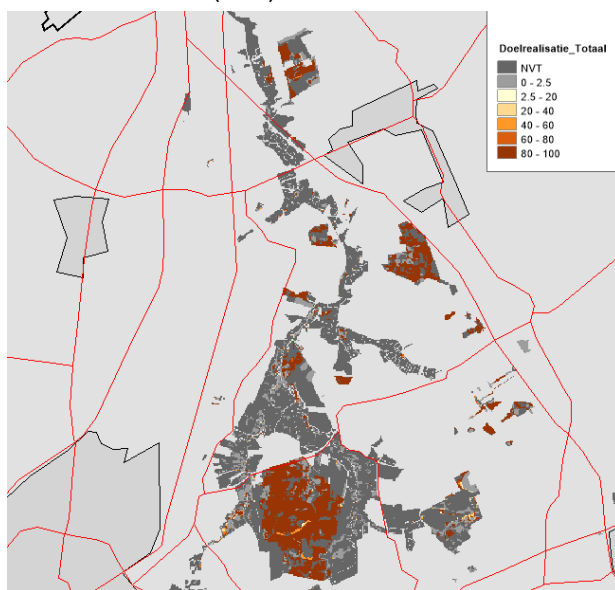
TOETSING WATERNOOD

Op basis van deze hydrologische invoer is met Waternood getoetst of de hydrologische standplaatscondities corresponderen met de voorkomende vegetatie. Indien dit niet het geval is, is dit een voorname aanwijzing dat de gesimuleerde grondwaterstanden niet kloppen.

Voor de droge locaties in het modelgebied voldoet de hydrologie aan de wensen van de vegetatie (Figuur 67). Ook langs de beek zelf is dit in delen het geval. Voor een groot deel is echter geen doelrealisatie bepaald omdat knikpunten niet berekend zijn voor (het merendeel van) rompgemeenschappen (grijs: NVT). Het merendeel van de plekken waar het natuurdoel gerealiseerd wordt ligt op zandgronden. Verder blijkt dat op plekken langs de beek het grondwaterregime niet geschikt is voor de voorkomende vegetatie. Het doelgat wordt veroorzaakt door te diepe GVG en GLG. Er is geen doelgat voor de kwelflux en droogtestress aanwezig, ondanks dat de kwelflux aan de kleine kant leek (Figuur 66). Dit lijkt er op wijzen dat grondwaterstanden rondom de watergangen te droog uitvallen in het model. Desalniettemin is er voor de vegetatie waar het hydrologische doel voor gerealiseerd wordt een grote range van R_m waarden aanwezig (Figuur 68).

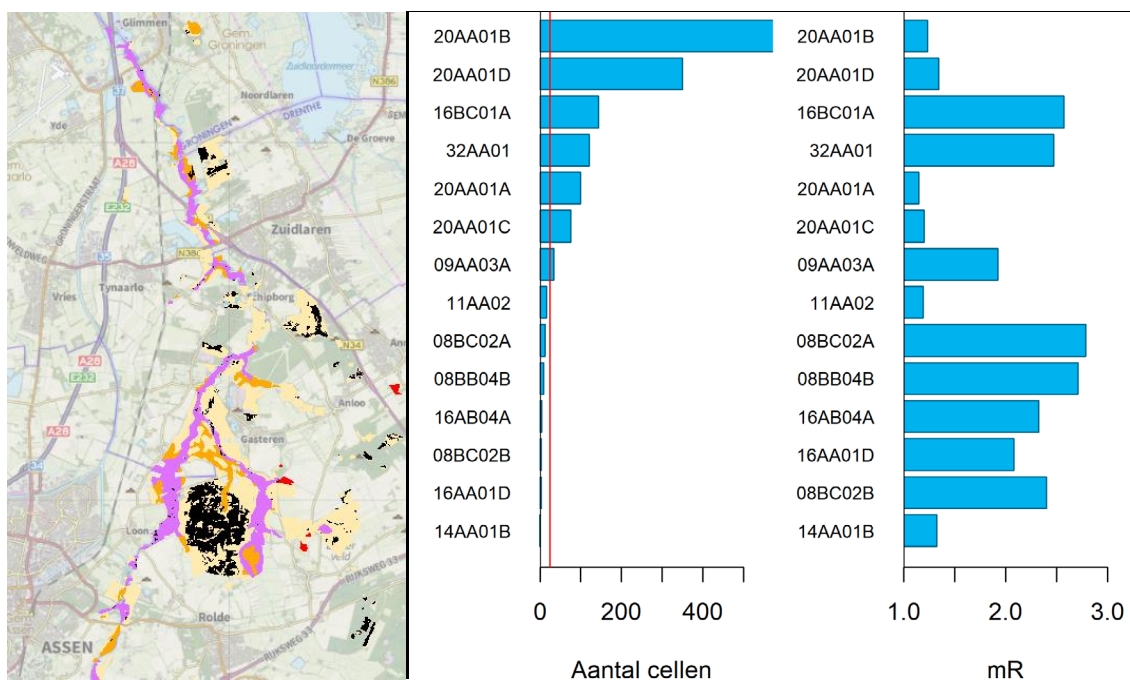
FIGUUR 67

UITKOMSTEN DOELREALISATIE (TOTAAL) WATERNOOD VAN EEN UITSNEDE VAN HET STUDIEGEBIED



FIGUUR 68

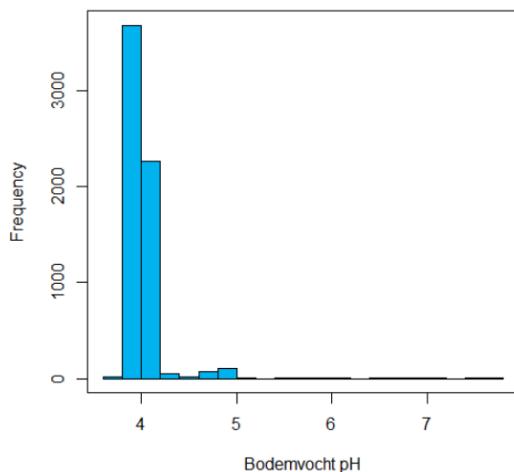
LINKS: UITSNEDE DOELREALISATIE > 50% (ZWART). MIDDEN: AANTAL CELLEN PER PLANTENGEMEENSCHAP IN DEZE UITSNEDE EN (RECHTS) BIJBEHOORENDE INDICATIEWAARDE



Omdat de hydrologische invoer voor een deel van het gebied voldoet aan de eisen van vegetatie, gebruiken we de doelrealisatiekaart om gebieden te selecteren waar de hydrologie (en daarmee de pH) op orde is (doelrealisatie > 50%). Er blijven na selectie van dit gebied nog 14 plantengemeenschappen over waar de R_m van bekend is. Van 7 van deze plantengemeenschappen is het aantal cellen groter dan 25. De range aan R_m waarden na deze selectie is voldoende groot om een ijking uit te voeren: R_m varieert van 1.145 tot 2.785, wat 82% van de gehele R_m range is. Ook de gesimuleerde pH heeft in het gebied waarin de hydrologie overeenkomt met wat men kan verwachten op basis van aanwezige vegetatie een grotere spreiding dan dat het geval was bij Punthuizen-Stroothuizen (Figuur 69).

FIGUUR 69

FREQUENTIEVERDELING VAN BODEMVOCHT PH VOOR HET DEELGEBIED WAAR DE DOELREALISATIE (TOTAAL) GROTER IS DAN 50%

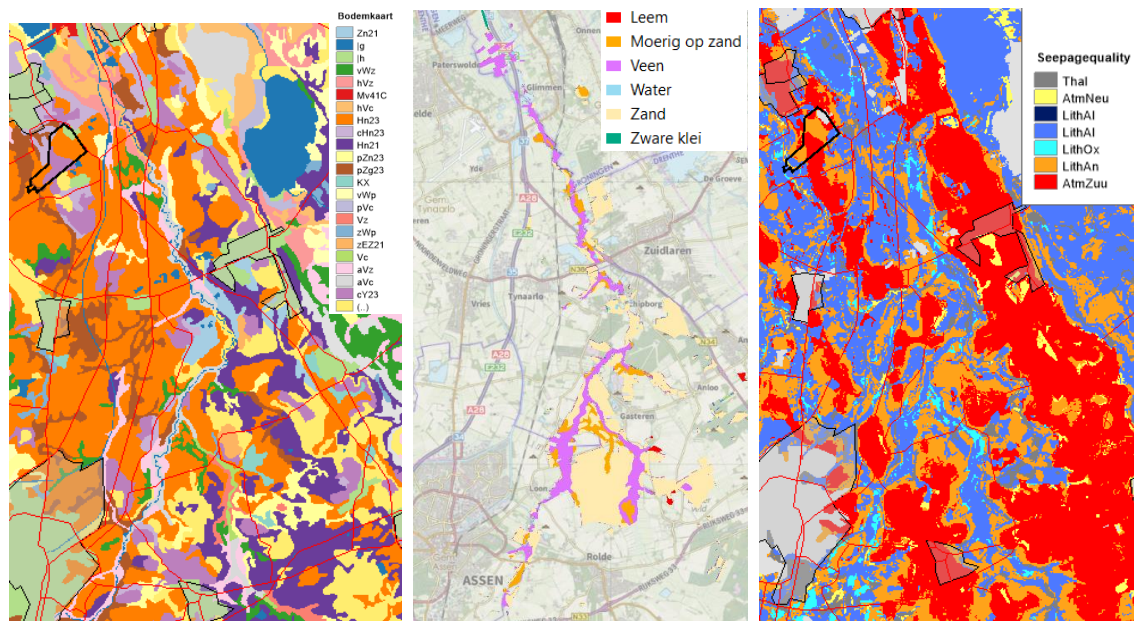


VARIATIE BODEM- EN KWELTYPE

De bodem in het gebied lijkt in eerste instantie te bestaan uit een prachtig mozaïek van een grote verscheidenheid aan bodemtypen (Figuur 70 links). Een groot deel van de bodemtypen bestaat echter zandbodems (Figuur 70 midden). Rondom de beek is veen aanwezig en op een paar locaties is (kei)leem en moerig zand gedefinieerd. Veen heeft een hogere capaciteit om veranderingen in zuurgraad te bufferen, waarmee in combinatie met een kweltype met hoge concentraties bufferende kationen de mogelijkheid voor een hoge pH ontstaat. Verder kan een foutieve of verouderde kartering doorwerken in een incorrect gesimuleerde pH.

FIGUUR 70

LINKS: BODEMKAART 1:50.000, IN HET MIDDEN DE GRONDSOORTENKAART, EN RECHTS DE KWELKWALITEITSKAART



VARIABILITEIT VAN PH EN ZUURGRAAD PER BODEMTYPE

Om te bepalen of er voldoende variatie van kwelklassen bestaat, is er per SMART bodemtype (deze typen worden gebruikt in de metarelaties) bepaald hoe vaak deze voor komt in de uitsnede van het modelgebied. Dit is weergegeven in Tabel 13, waarbij de kwelklassen gedefinieerd zijn in Tabel 12. In het gebied komen drie bodemtypen voor: veen, arm zand, en rijk zand. Uit deze analyse blijkt dat met de huidige hydrologische uitvoer op slechts zeer weinig plekken hoge kwelfluxen optreden (klasse 1 en 2). Vooral voor veen is dit opmerkelijk, gezien uit veldwaarnemingen wel degelijk plekken bekend zijn waar hoge kwelfluxen optreden.

TABEL 12 VARIABILITEIT VAN KWELKLASSEN PER BODEMTYPE UITGEDRUKT IN AANTAL CELLEN PER KWELKLASSE × BODEMTYPE COMBINATIE. POSITIEVE KWELFLUX IS KWEL, NEGATIEVE WAARDEN ZIJN INFILTRATIE

Kwelklasse	Kwelflux (mm/d)	Veen	Arm zand	Rijk zand
1	5	Ontbreekt	4	Ontbreekt
2	0.5	9	3	10
3	0	62	10	19
4	-1	64	746	897
5	-2	4	1036	437
6	-5	Ontbreekt	6	8
Totaal		139	1805	1371

De berekende pH is zoals we verwachten. Bij geen kwel voor veen en zand wordt een pH van rond de 4 aangetroffen, en bij toenemende kwelflux neemt de pH toe en bereikt hoge waardes (pH > 6) bij hoge kwelflux (zie Tabel 13).

TABEL 13 BEREKENDE PH PER COMBINATIE VAN KWELKLASSE × BODEMTYPE. POSITIEVE KWELFLUX IS KWEL, NEGATIEVE WAARDEN ZIJN INFILTRATIE

Kwelklasse	Kwelflux (mm/d)	Veen	Arm zand	Rijk zand
1	5	Ontbreekt	6.6	Ontbreekt
2	0.5	6.3	5.3	5.9
3	0	5.4	4.3	4.6
4	-1	4.1	4.1	4.0
5	-2	4.0	4.0	4.0
6	-5	Ontbreekt	4.0	4.0

Als we kijken naar de gemiddelde zuurindicatiewaarde R_m per kwelklasse × bodemtype combinatie, blijkt dat er nauwelijks variatie tussen de kwelklassen bestaat voor bodemtype veen: De range in R_m waarden is slechts 0.2 (Tabel 18). De R_m waarden zijn duidelijk hoger bij hoge kwelflux voor arm en rijk zand. Bij deze bodemtypen treedt dan ook een grotere range aan R_m waarden op (Tabel 14).

TABEL 14

GEMIDDELDE R_m WAARDE PER KWELKLASSE × BODEMTYPE COMBINATIE. POSITIEVE KWELFLUX IS KWEL, NEGATIEVE WAARDEN ZIJN INFILTRATIE. DE MINIMALE EN MAXIMALE R_m ZIJN GEPRÉSENTEERD, EVENALS HET BEREIK IN R_m (MAX – MIN)

Kwelklasse	Kwelflux (mm/d)	Veen	Arm zand	Rijk zand
1	5	Ontbreekt	1.9	Ontbreekt
2	0.5	2.3	1.7	1.8
3	0	2.5	1.9	1.4
4	-1	2.4	1.3	1.3
5	-2	2.4	1.2	1.3
6	-5	Ontbreekt	1.2	1.2
Min		2.3	1.2	1.2
Max		2.5	1.9	1.8
Max - Min		0.2	0.7	0.6

Als we de gemiddelde R_m per combinatie van bodemtype en pH klasse berekenen, blijkt dat er voor veen geen enkele relatie is tussen R_m en pH (Tabel 12). Voor zand is duidelijk dat hogere R_m waarden gerelateerd zijn aan hogere pH (pH klassen 4 en 5), maar dat in het traject tussen pH 4 en 5.6 deze relatie veel minder is. Verder valt op dat de R_m waarden bij dezelfde pH klasse behoorlijk lager uitpakken voor zandgronden. Ondanks een hogere voorspelde zuurgraad geeft de vegetatie hier aan dat er een lagere zuurgraad zou moeten zijn in vergelijking tot veengronden.

TABEL 15

GEMIDDELDE R_m PER PH KLASSE × BODEMTYPE COMBINATIE

pH klasse	pH	Veen	Arm zand	Rijk zand
1	3 - 4	2.50	1.24	-
2	4 - 4.8	2.38	1.30	1.31
3	4.8 - 5.6	2.34	1.24	1.19
4	5.6 - 6.4	2.59	1.92	-
5	> 6.4	2.49	1.92	1.99
Gemiddelde R_m		2.45	1.26	1.31

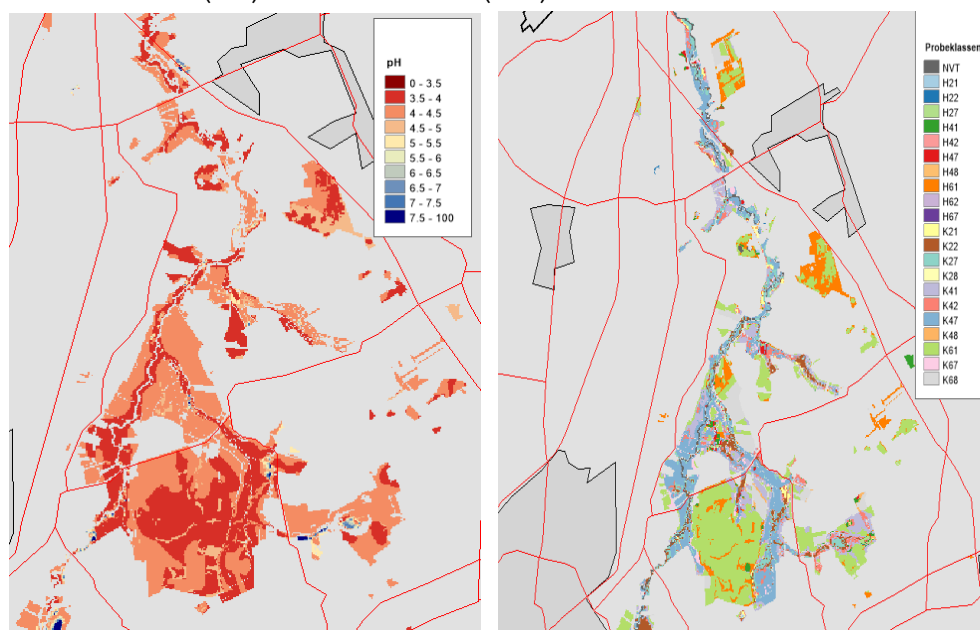
Wat de variabiliteit van bodemtypen betreft zijn de gegevens voor de Drentse Aa niet wezenlijk anders dan voor Punt-Stroothuizen: opnieuw zijn er drie SMART bodemtypen (veen, zand arm en zand rijk). Er is wel meer variatie in kwelflux en hogere kwelfluxen komen meer voor. De relatie tussen bodemtype, kwelflux en pH is plausibel: hogere basische kwelflux leidt tot hogere pH voor alle bodemtypen. De relatie van pH met de R_m waarde is afwezig voor veengronden (alle veengronden hebben ongeveer dezelfde R_m waarde onafhankelijk van pH) en aanwezig voor de zandgronden. Dit geeft aan dat een gestratificeerde ijklijn per bodemtype een uitkomst zou kunnen bieden.

GESIMULEERDE ZUURGRAAD EN VEGETATIE IN WVN 2.0

Ondanks dat de bodem- en kweltypenkaart potentie bieden voor variatie in zuurgraad, komt dit niet sterk tot uiting in de gesimuleerde pH (Figuur 71 links). Slechts lokaal treed een verhoogde zuurgraad op (linksonder). Oorzaken voor deze lage gesimuleerde zuurgraad kunnen liggen in het feit dat een te lage kwelflux en te diepe grondwaterstand gesimuleerd worden in het MIPWA model. Anderzijds is de range aan pH waarden groter dan het geval was voor Punt-Stroothuizen.

FIGUUR 71

GESIMULEERDE ZUURGRAAD (LINKS) EN VOORSPELDE ECOTOOPGROEP (RECHTS)



ZIJN DE DRENTSE AA GEGEVENS GESCHIKT VOOR HET MAKEN VAN EEN IJKLIJN?

- De vegetatiekaart is geschikt voor analyse en bevat, na selectie, voldoende variatie in zuur-indicatie waarden
- De bodemkaart kent 3 bodemtypen. Er zijn wel veel combinaties van bodem kwelklasse aanwezig. De klasse met hoge kwelflux komt echter (zeer) weinig voor.
- De hydrologische omstandigheden komen voor een groot deel niet overeen met de vegetatie in het gebied, met name op de nattere standplaatsen. De grootste bron voor mogelijke fouten zit daarom waarschijnlijk in de hydrologische invoer en het is waarschijnlijk dat dit een knelpunt vormt. De modeluitvoer die we ontvangen hebben is gebaseerd op MIPWA v3.0. Achteraf blijkt dit een gekalibreerd model te zijn waar schijngrondwaterspiegels niet in zijn meegenomen. Zeker voor de Drentse Aa met een grote verbreiding van keileem zijn juist deze schijngrondwaterspiegels erg belangrijk.
 - De gesimuleerde grondwaterstanden zijn te diep, waardoor de vochtcondities niet overeenkomen met de actuele vegetatie.
 - De kwelflux lijkt aan de lage kant, alhoewel dit kennelijk geen probleem vormt volgens de berekende doelrealisatie.

Eendoordeel: het kon beter, maar er is potentie voor het opstellen van een ijklijn, mits deze begrenst wordt op het deel van het gebied waar de hydrologie voldoet aan de standplaatscondities van vegetatie.

IJKLIJN DRENTSE AA

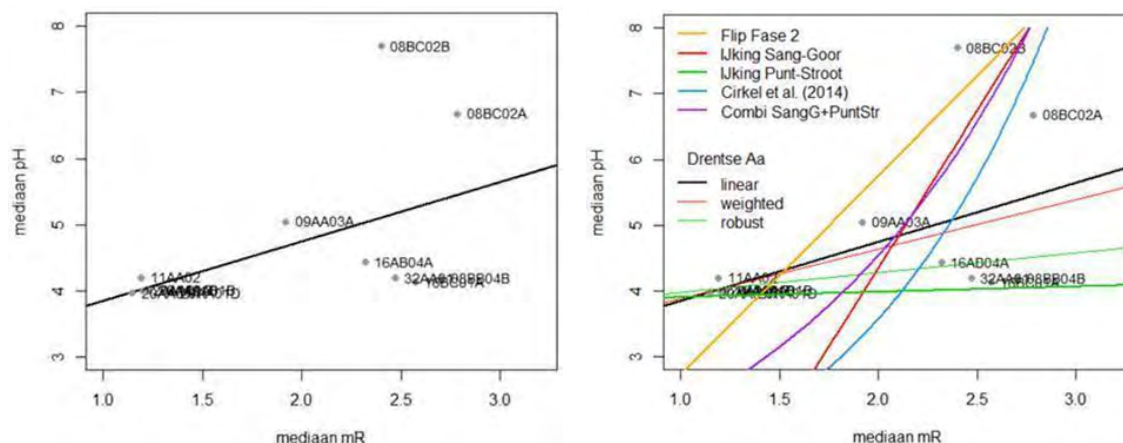
Na de bovenstaande verkenning is de ijkling uitgevoerd volgens dezelfde methode zoals voor Punthuizen-Stroothuizen is uitgevoerd. Rompgemeenschappen (zonder indicatiewaarde) zijn buiten beschouwing gelaten, evenals plantengemeenschappen van bossen. Deze laatste groep heeft een diepere wortelzone, waardoor ondiepe pH metingen en simulaties niet de standplaatsfactoren voor bossen reflecteren. Om potentiële problemen van onjuiste hydrologische invoer van te voren te beperken, zijn alleen plantengemeenschappen geselecteerd waarvan de totale doelrealisatie volgens Waternood groter is dan 50%.

Als we deze methodologie volgen blijkt dat het verband tussen de mediaan indicatiewaarde per planten-gemeenschap en de mediaan gesimuleerde pH wederom niet erg sterk is. De verklaarde variatie (R^2 , 0 = geen variantie verklaard; 1 is alle variantie verklaard) is slechts 0.25 (Figuur 72 links). Het is duidelijk dat er een positief verband tussen beide bestaat, maar de spreiding in pH is erg groot bij hoge R_m .

Ook een niet-lineaire regressie (exponentieel, power) levert geen verbetering van verklaarde variantie op, evenals een weging op basis van de variatie in R_m per plantengemeenschap (1/standaard deviatie). Deze weging zou er voor zorgen dat plantengemeenschappen met zeer specifieke pH-eisen een hoger gewicht in de regressie toegekend krijgen. Dit heeft niet geholpen om tot een betere ijkling te komen, evenals robuuste regressie (die rekening houdt met uitschieters), even zozeer als een bijstelling van het criterium van >50% doelrealisatie naar 75% of 90% geen verbetering leverde.

In vergelijking tot andere ijklijnen (Figuur 72 rechts) onderschat de ijklijn van voor de Drentse Aa de zuurgraad bij hoge R_m . Nou zegt een dergelijke vergelijking niet zo veel: immers, alle ijklijnen zijn gebaseerd op simulaties, behalve de ijklijn van Cirkel et al (2014).

FIGUUR 72 IJKLIJN VOOR HET DRENTSE AA GEBIED (LINKS) EN EEN VERGELIJKING MET ANDERE IJKLIJNEN (RECHTS)



Ook de ijkrelatie tussen zuurgraad pH en zuurindicatie R_m van het Drentse Aa gebied is in de huidige vorm ongeschikt voor gebruik in de Waterwijzer Natuur. De huidige ijklijn is onvolgende in staat om de variatie in pH te verklaren. Aanpassingen zijn nodig om de ijklijn te verbeteren.

MOGELIJKHEDEN OM IJKRELATIE TE VERBETEREN

Uit bovenstaande analyses blijkt dat het niet eenvoudig is om een goede ijkrelatie op te stellen. Op basis van de uitgevoerde analyses is dit dan ook niet gelukt. Om de huidige ijkrelatie tussen pH en R_m te verbeteren zien wij een aantal mogelijkheden. Deze zijn in onderstaande overzicht weergegeven.

- Andere simulaties voor grondwatermodel gebruiken als invoer van WWN:
 - GxG gegevens van een eerdere versie van MIPWA gebruiken die ook gebruikt zijn door de Haan. et al. (2010) voor WWN toetsing kansrijkdom module op basis van Drentse Aa.
 - Oud SIMGRO model van de Drentse Aa (Provincie Drenthe)
 - Neergeschaald Nationaal Watermodel (NWM; van 250 naar 25 m resolutie). Dit model gaf, ondanks de hoge resolutie, een hogere doelrealisatie dan de huidige MIPWA 3.0 modelinvoer (Witte, 2019).

- Nieuw SIMGRO model met verbeterde geohydrologische schematisering. Ten tijde van het opstellen van dit rapport werd een nieuw model opgesteld waarin de schijngrond-waterspiegels meegenomen worden op basis van lokale gegevens. Dit model was nog niet beschikbaar, maar biedt veel potentie om te gebruiken voor het opstellen van de ijklijn.
- Andere regressie modellen
 - Interactie met indicatiewaarde voedselrijkdom meenemen.
- Uitsplitsen ijklijn per bodemtype

BIJLAGE XI

BESCHRIJVING VAN PH_PROBE

De door VSD+ gesimuleerde pH van het bodemvocht wordt in PH_PROBE omgezet in een pH_{KCl} . Dat is nodig om op basis van de regressie in Figuur 7 de zuurindicatie R_m (schaal 1.0 = zuur tot 3.0 = basisch) te kunnen afleiden. Deze indicatiewaarde wordt gebruikt als invoer voor de vegetatiemodule, die de kans op voorkomen van vegetatietypen beschrijft als functie van vochtindicatie F_m , Voedselindicatie N_m en R_m . De omzetting naar van $\text{pH}_{\text{bodemvocht}}$ (uit VSD+) naar pH_{KCl} gebeurt aan de hand van de in Tabel 16 getoonde regressies op veldmetingen.

PH_PROBE wordt gevoed door drie invoertabellen. Eén is de tabel met metarelaties, gegenereerd door GTST-SWAP-VSD+ (§ 2.4). De tweede is bedoeld als vertaling van het landgebruik (LGN6; Hazeu, 2010) naar een van de vijf vegetatiestructuurklassen die VSD+ onderscheidt. Deze vertaling is opgenomen in Tabel 17. De derde tabel bepaalt tot welke grondsoort een bodemfysische eenheid hoort, wat nodig is voor de omzetting van $\text{pH}_{\text{bodemvocht}}$ naar pH_{KCl} volgens Tabel 16. Deze vertaling is opgenomen in Tabel 18.

TABEL 16 LINEAIRE REGRESSIEANALYSE TUSSEN PH-BODEMVOCHT (BEREKEND MET VSD+) EN DE pH_{KCl} OP BASIS VAN METINGEN IN NEDERLANDSE BOSSEN EN NATUURGEBIEDEN OP ZAND, KLEI, LÖSS EN VEEN (BRON: KROS, 1998)

Grondsoort	N	Helling In	tercept	R2 adj
Zand	549	1.03	-0.40	0.81
Klei	119	1.05	-1.43	0.75
Löss	118	0.79	0.50	0.84
Veen	116	0.76	0.06	0.86

TABEL 17

VERTALING VAN LGN-EENHEDEN NAAR VEGETATIESTRUCTUURKLASSEN VAN VSD+. DEC = LOOFBOS, GRP = (SEMI)NATUURLIJK GRASLAND, HEA = HEI, PIN = DENNENBOS, 5 = SPARRENBOS. Kiest de gebruiker ervoor niet met de bestaande vegetatiestructuur te rekenen, dan wordt het hele modelgebied toegekend aan GRP als hij voor de optie 'POTENTIES KORTE VEGETATIES' kiest en DEC als hij voor 'POTENTIES BOSSEN EN STRUWELN' kiest. Enkele toekenningen in de tabel zijn onzinnig (bijvoorbeeld glastuinbouw aan GRP), maar in de praktijk zelden van toepassing

1	Agrarisch gras	GRP	25	Hoofdwegen en spoorwegen	GRP
2	Mais	GRP	26	Bebouwing in het buitengebied	GRP
3	Aardappelen	GRP	28	Gras in secundair bebouwd gebied	GRP
4	Bieten	GRP	30	Kwelders	GRP
5	Granen	GRP	31	Open zand in kustgebied	GRP
6	Overige gewassen	GRP	32	Duinen met een lage vegetatie (<1m)	GRP
8	Glastuinbouw	GRP	33	Duinen met een hoge vegetatie (>1m)	DEC
9	Boomgaarden	DEC	34	Duinheide	HEA
10	Bloembollen	GRP	35	Open stuifzand en/ of rivierzand	GRP
11	Loofbos	DEC	36	Heide	HEA
12	Naaldbos	PIN	37	Matig vergraste heide	HEA
13	Natte natuur	GRP	38	Sterk vergraste heide	HEA
14	Droge natuur	GRP	39	Hoogveen	HEA
16	Zoet water	GRP	40	Bos in hoogveengebied	DEC
17	Zout water	GRP	41	Overige moerasvegetatie	GRP
18	Bebouwing in primair bebouwd gebied	GRP	42	Rietvegetatie	GRP
19	Bebouwing in secundair bebouwd gebied	GRP	43	Bos in moerasgebied	DEC
20	Bos in primair bebouwd gebied	DEC	45	Natuurgraslanden	GRP
22	Bos in secundair bebouwd gebied	DEC	46	Toegevoegd voor Yasmijn	GRP
23	Gras in primair bebouwd gebied	GRP	61	Boomkwekerijen	GRP
24	Kale grond in primair bebouwd gebied	GRP	62	Fruitekwekerijen	DEC

PH_PROBE PROBE verifieert de kwelkwaliteitskaart op inconsistenties en repareert deze zo nodig. Ten eerste is (op basis van watermonsters op minimaal 5 m beneden maaiveld, zie § 2.23.1) op sommige locaties thallosocliene kwel aangegeven (donkergrijze kleur in bijvoorbeeld Figuur 18c), terwijl het niet aannemelijk is dat kwelwater van deze kwaliteit het maaiveld zal bereiken. Ten tweede is op basis van het landgebruik (LGN6) de kwelkwaliteit niet aangegeven van locaties met bebouwing of infrastructuur (lichtgrijze kleur in Figuur 18c), terwijl niet uitgesloten kan worden dat LGN6 fouten bevat. Daarom is in beide gevallen de kwelkwaliteit 'Atmolithoclien Zuur' aan de betreffende rekencellen toegekend indien de GLG minimaal 1.5 m beneden maaiveld ligt (zodat aangenomen kan worden dat er hoogste waarschijnlijk geen sprake is van beïnvloeding van de wortelzone door kwel). Bovendien krijgt de rekencel de kwaliteitsklasse lithoclien-alkalien mee als de GLG minder dan 1.0 m beneden maaiveld en er sprake is van een positieve kwelflux (zie § 3.1.3 voor een motivering). Door deze reparatie kan PH_PROBE in veel gevallen voor beide typen gebieden toch met behulp van de metarelaties een zuurgraad berekenen.

Ten slotte is op de metarelaties een controle en zo nodig een correctie uitgevoerd, omdat die in sommige kwelsituaties bleken te leiden tot een onwaarschijnlijk hoge pH, met als gevolg dat in het beekdal van natuurgebied Sang & Goorkens uitgebreid een vegetatie werd voorspeld die kenmerkend is voor kalkrijke natte duinvalleien (nl. K23). We hebben daarom de uitkomsten van de metarelaties begrensd op de pH van de kwelkwaliteitsklasse die in slechts 5% van de watermonsters wordt overschreden (Tabel 19). De overschrijding heeft vermoedelijk met de extrapolatie buiten het bereik van de punten waarop de metarelaties zijn gefit.

TABEL 18 VERTALING VAN BODEMFYSISCHE EENHEDEN NAAR GRONDSOORT, NODIG VOOR TOEPASSING VOOR HET BEREKENEN VAN PH_{KCL} UIT DE PH VAN HET BODEMVOCHT MET BEHULP VAN DE REGRESSIES IN TABEL 16

101	Veen	303	Klei	321	Klei	412	Klei
102	Veen	304	Zand	322	Zand	413	Klei
103	Veen	305	Zand	323	Zand	414	Klei
104	Veen	306	Zand	324	Zand	415	Klei
105	Klei	307	Klei	325	Klei	416	Klei
106	Zand	308	Klei	326	Zand	417	Klei
107	Veen	309	Zand	327	Zand	418	Klei
108	Veen	310	Zand	401	Klei	419	Klei
109	Zand	311	Zand	402	Klei	420	Klei
110	Zand	312	Zand	403	Klei	421	Klei
201	Klei	313	Zand	404	Klei	422	Klei
202	Klei	314	Zand	405	Klei	501	Klei
203	Zand	315	Zand	406	Klei	502	Klei
204	Zand	316	Klei	407	Klei	503	Klei
205	Zand	317	Zand	408	Klei	504	Loss
206	Zand	318	Zand	409	Klei	505	Loss
301	Zand	319	Zand	410	Klei	506	Loss
302	Zand	320	Zand	411	Klei	507	Loss

TABEL 19 MAXIMALE PH-WAARDE DIE PH_PROBE PER KWALITEITSKLASSE TOESTAAT

Thallasoclien	7.8
AtmoLithoclien Neutraal	7.8
Lithoclien Alkalien	7.7
Lithoclien Oxisch	7.7
Lithoclien Anoxisch	6.6
Atmolithoclien Zuur	6.1