



Naar een herstel van de waterbalans voor grondwaterafhankelijke natuur

Toepassing en doorontwikkeling van modelinstrumentarium voor grondwater, landbouw, natuur en economie

Joost Iwema, Stijn Reinhard, Jeroen Veraart, Daniël van de Craats, Hatem Chouchane, Sharon Clevers, Henk Krajenbrink, Roy Molenaar, Jelmer Nijp, Veerle Siegerink, Sija Stofberg, Martin Mulder, Wil Hennen, Guido Bakema



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Naar een herstel van de waterbalans voor grondwaterafhankelijke natuur

Toepassing en doorontwikkeling van modelinstrumentarium voor grondwater, landbouw, natuur en economie

Joost Iwema¹, Stijn Reinhard², Jeroen Veraart¹, Daniël van de Craats¹, Hatem Chouchane², Sharon Clevers³, Henk Krajenbrink³, Roy Molenaar¹, Jelmer Nijp³, Veerle Siegerink², Sija Stofberg³, Martin Mulder¹, Wil Hennen², Guido Bakema¹

1 Wageningen Environmental Research

2 Wageningen Economic Research

3 KWR

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Research en KWR en is gesubsidieerd door het Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoeksthema 'Klimaatbestendig landelijk en stedelijk gebied' (projectnummer BO-43-123-005).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, oktober 2024

Gereviewd door:

Dr. H.A.G. (Hessel) Woolderink, onderzoeker geomorfologie en landschapsvorming (Wageningen Environmental Research)

Akkoord voor publicatie:

Mirjam Hack- ten Broeke, teamleider bodem, water en landgebruik

Rapport 3374

ISSN 1566-7197

Joost Iwema, Stijn Reinhard, Jeroen Veraart, Daniël van de Craats, Hatem Chouchane, Sharon Clevers, Henk Krajenbrink, Roy Molenaar, Jelmer Nijp, Veerle Siegerink, Sija Stofberg, Martin Mulder, Wil Hennen, Guido Bakema, 2024. *Naar een herstel van de waterbalans voor grondwaterafhankelijke natuur; Toepassing en doorontwikkeling van modelinstrumentarium voor grondwater, landbouw, natuur en economie*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3374. 106 blz.; 49 fig.; 7 tab.; 87 ref.

Vanwege een veranderde vraag en aanbod van water als gevolg van klimaatverandering ontstaat de vraag hoe het grondwatersysteem in balans kan worden gebracht zodat verdere schade aan grondwaterafhankelijke natuur wordt voorkomen en voor diverse gebruikers grondwater van goede kwaliteit beschikbaar blijft. Wat daartoe ontbreekt, is een instrument dat een integrale afweging tussen verschillende behoeften ondersteunt met schattingen van ordegrrootte en van effecten van maatregelen en een veranderend klimaat. Wij hebben daarom gewerkt aan de ontwikkeling en toepassing van modelinstrumenten die gebruikt kunnen worden binnen gebiedsprocessen waar competitie tussen verschillende grondwaterbelangen en grondwaterafhankelijke natuur een rol speelt. Het instrumentarium helpt een economisch overzicht (kosten en baten) te maken van de verschillende grondwaterbelangen en is bedoeld om na verdere doorontwikkeling discussies bij gebiedsprocessen te ondersteunen.

Due to the changed supply and demand of water as a result of climate change, the question arises how the groundwater system can be brought into balance so that further damage to groundwater-dependent nature is prevented and groundwater of good quality remains available to various users. What is lacking is an instrument that supports an integrated assessment of different needs and of the effects of measures and a changing climate. We have therefore worked on the development and application of model instruments that can be used within area processes where competition between different groundwater interests and groundwater-dependent nature plays a role. The set of instruments helps to create an economic overview (costs and benefits) of the various groundwater interests and is intended to support discussions in local stakeholder processes after further development.

Trefwoorden: Grondwater, droogte, grondwatermodellen, waterbalans

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/676065> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2024 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem.

In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.

Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3374 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Empese en Tondense Heide (Guido Bakema, 2023)

Inhoud

Verantwoording	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Probleemstelling	13
1.3 Doelstelling	13
1.4 Aanpak	14
2 Inventarisatie en afbakening 'Naar een herstelde waterbalans'	15
2.1 Wat is een waterbalans?	15
2.2 Wettelijke kaders grondwaterbescherming	21
2.2.1 Wettelijke kaders grondwatervoorraad	22
2.2.2 Wettelijke kaders grondwaterkwaliteit	22
2.2.3 Water en Bodem Sturend (Ministerie van Infrastructuur en Water, 2022)	22
2.3 Doelgat & Doelrealisatie grondwaterafhankelijke natuur	23
2.3.1 Doelbereik in Natura 2000 en KRW-systematiek	25
2.3.2 Huidige opgave grondwaterafhankelijke natuur op landelijk niveau (KRW en Natura 2000)	25
2.3.3 Ecologische randvoorwaarden voor grondwaterafhankelijke natte natuur	27
2.4 Economische waardering van grondwater	29
2.4.1 Verschillende visies op waarde van grondwater	29
2.4.2 Gebruikswaarde: productiemiddel	29
2.4.3 Niet-gebruikswaarde: common pool resource	30
2.4.4 Waarde water voor natuur	31
2.4.5 Waarde water voor landbouw	31
2.4.6 Waarde water voor drinkwater	32
2.4.7 Waarde water voor industrie	33
2.5 Economische analyse	34
2.6 Databeschikbaarheid voor de waterbalans	36
2.7 Synthese en gevolgen opzet modelinstrumentarium	37
3 Het modelinstrumentarium	39
3.1 Het modelinstrumentarium gebruiken in een gebiedsproces	39
3.2 Opzet combinatie van modellen	40
3.3 Grondwatermodellering	42
3.3.1 Gebruik van huidige data en modellen	42
3.3.2 Analytische Elementen Modellen (AEM's)	43
3.3.3 Van AEM naar Waterwijzer Landbouw en Waterwijzer Natuur	46
3.4 Landbouwkundige effecten met Waterwijzer Landbouw	47
3.4.1 Invoer	48
3.4.2 Uitvoer	48
3.4.3 Beperkingen	48
3.5 Effecten op natuur met Waterwijzer Natuur	49
3.5.1 Inleiding	49
3.5.2 Waternood	49
3.5.3 PROBE	52

3.6	Systematiek economische analyse	55
3.6.1	Waardering effect nieuwe situatie (hogere grondwaterstand) voor natuur	55
3.6.2	Waardering effect nieuwe situatie voor landbouw	56
3.6.3	Waardering kosten en baten van implementatie maatregel	57
3.6.4	Invoer	57
3.6.5	Uitvoer	57
3.6.6	Beperkingen	58
4	Case Korenburgerveen	59
4.1	Introductie en doel van de casus	59
4.2	Kwalitatieve schets	59
4.3	Opzet en resultaten van de modellen voor de huidige situatie	63
4.3.1	Grondwatermodellering met AnAqSim+LHM	63
4.3.2	Huidige landbouwopbrengst met Waterwijzer Landbouw	65
4.3.3	Huidige effecten op Natuur met Waterwijzer Natuur	66
4.4	Formuleren en uitwerken varianten (stap 5)	71
4.4.1	Berekeningen grondwaterstandverandering	71
4.4.2	Verwachte landbouwopbrengst onder varianten met Waterwijzer Landbouw	73
4.4.3	Effecten op natuur onder varianten met Waterwijzer Natuur	75
4.5	Kosten-batenanalyse (beoordelen scenario's, stap 6)	79
4.5.1	Selectie percelen	79
4.5.2	Resolutie	80
4.5.3	Koppeling percelen met modelkaarten	80
4.5.4	Resultaten berekeningen	81
4.5.5	Kosten van de maatregelen	82
4.5.6	Vergelijking Kosten-batensaldo van de verschillende varianten	83
5	Conclusies en aanbevelingen	84
5.1	Belangrijkste conclusies	84
5.2	Belangrijkste aanbevelingen	84
5.3	Aanvullende conclusies en aanbevelingen per module	85
5.3.1	Grondwatermodellering	85
5.3.2	Natuur	86
5.3.3	Landbouw	87
5.3.4	Economische modellering	87
Literatuur		89
Bijlage 1	Systeemanalyse en gebiedsproces	95
Bijlage 2	Kosten van verminderen drinkwateronttrekking	101
Bijlage 3	Deelresultaten Waterwijzer Natuur	104

Verantwoording

Rapport: 3374

Projectnummer: 5200047359

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Onderzoeker Geomorfologie en landschapsvorming

naam: Dr. H.A.G. (Hessel) Woolderink

datum: 25-01-2024

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Dr. Ir. M.J.D. Hack-ten Broeke

datum: 30-9-2024

Woord vooraf

Grondwater is geen oneindige voorraad die voor alle watergebruikers winbaar is. In sommige gebieden in Nederland wordt het grondwatertekort in de zomerperiode steeds meer gevoeld. Het is niet altijd mogelijk alle claims op het watersysteem ook in de toekomst te honoreren. Keuzes zijn daarin nodig. De resultaten van dit onderzoek vormen nuttige bouwstenen voor een discussie over deze keuzes, die het gebruik van (grond)water meer in balans moeten brengen met het watersysteem.

Dit rapport is tot stand gekomen vanuit een project gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (intussen Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur). Wij bedanken onze opdrachtgever drs. S.P. (Siep) Groen voor de prettige samenwerking. Verder bedanken wij Ron Nap (Rijkswaterstaat) voor de nuttige discussies, mede binnen het Kennisnetwerk Grondwater.

De klankbordgroep voor dit project is in april 2024 bijeengekomen en mede naar aanleiding van de discussie bij die bijeenkomst zijn in dit rapport nog enkele aanpassingen doorgevoerd. De klankbordgroep bestaat naast Siep Groen en Ron Nap uit Marc Bierkens (Universiteit Utrecht), Klaas Jan Douben (WS Brabantse Delta), Jeanette van Eck (HDSR), Dolf Kern (staf Deltacommissaris, DP Zoetwater), Jacques Peerboom (RWS-WVL), Yolan Rosie (min I&W), Twan Rosmalen (WS Rijn en IJssel), Rob Ruijtenberg (STOWA), Bas Worm (WS Vechtstromen) en Wilbert van Zeventer (min I&W).

Samenvatting

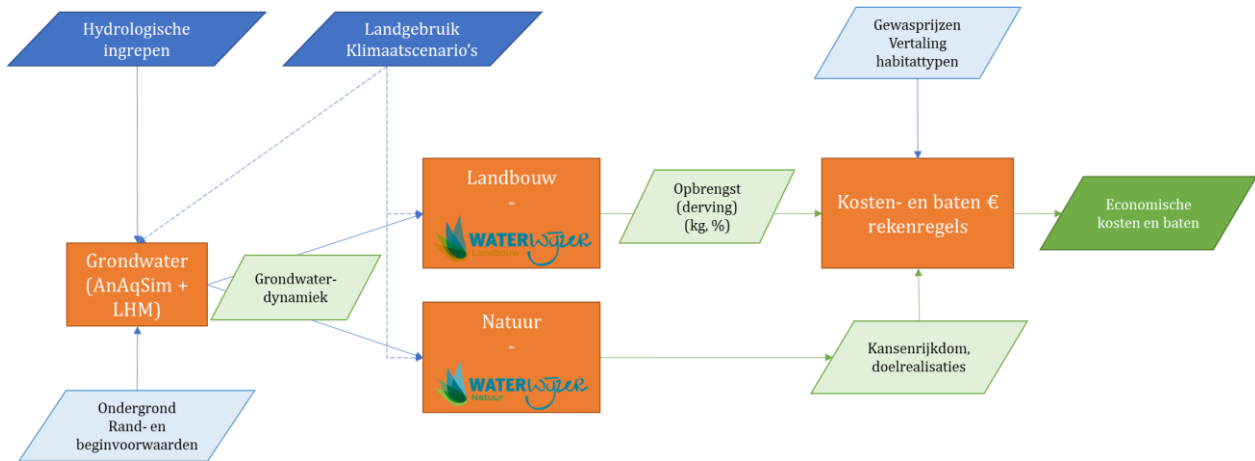
Nederland wordt beschouwd als een nat land met een overvloed aan grondwater. Echter, mede door deze overtuiging wordt het water op veel plaatsen in het land nog te snel afgevoerd, waardoor periodieke en lokale droogte voorkomt. Grondwaterstanden zijn lokaal en met name in het groeiseizoen vaak te laag om droogte het hoofd te bieden en de gestelde natuurdoelen de behalen. Hoewel het grondwater over een meerjarige periode in balans kan zijn, wil dat niet zeggen dat de huidige balans (nog langer) voldoet aan de wensen van de verschillende gebruikers van dit grondwater. De onderzoeksvraag is hoe het grondwatersysteem in een betere balans kan worden gebracht opdat verdere schade aan grondwaterafhankelijke natuur wordt voorkomen en de diverse gebruikers grondwater van goede kwaliteit kunnen blijven onttrekken.

Bij het oplossen van vraagstukken rondom competitie tussen verschillende grondwaterbelangen, waaronder grondwaterafhankelijke natuur, wordt veelal sectoraal gekeken. Hierdoor worden geen integrale oplossingen gevonden. Wat veelal ontbreekt, is een instrument dat een integrale afweging ondersteunt met schattingen van ordegrrootte en van effecten van maatregelen en van een veranderend klimaat. Wij hebben daarom gewerkt aan ontwikkeling en toepassing van een modelinstrumentarium, gebaseerd op reeds bestaande rekenmethoden en modellen, dat gebruikt kan worden binnen gebiedsprocessen waar competitie tussen verschillende grondwaterbelangen een rol speelt. De modellen helpen om een economisch overzicht (kosten en baten) te maken van de verschillende grondwaterbelangen. Ingrepen die in het grondwatersysteem kunnen worden gedaan om de waterbalans te herstellen, kunnen worden doorgerekend om een beeld te krijgen van hun effecten, waar mogelijk in euro's. In de praktijk zullen de modellen het waardevolst zijn voor grondwaterverdelingsproblemen waar een specifiek probleem (zoals een verdrogend natuurgebied) gekoppeld kan worden aan een aantal specifieke gebruikers. De modellen kunnen in de toekomst discussie en verkenning ondersteunen, maar zijn als prototype nog onvoldoende accuraat. Het instrumentarium zal in het vervoltraject verder ontwikkeld kunnen worden voor gebieden met grondwaterafhankelijke natuur, vooral in Hoog-Nederland.

In dit rapport presenteren wij de eerste versie van het instrumentarium. Wij geven daarbij de context waarbinnen en de methoden waarmee dit kan worden ingezet. Voor de opzet van hydrologische modelstudies is bijvoorbeeld een procesmethodiek van KWR Water Research Institute beschikbaar, die in de praktijk kan worden gebruikt bij toepassing van de modellen. We zijn begonnen bij het in kaart brengen van de verschillende relevante grondwaterbalansposten en waterbelangen. Op basis daarvan hebben we bepaald welke typen modellen deel uit moeten maken van het instrumentarium. Een grondwatermodel is altijd nodig als startpunt. De uitvoer van het grondwatermodel (balansposten en grondwaterstanden) kan vervolgens worden gebruikt in modellen die de verschillende effecten berekenen. Daarbij horen effecten op landbouw, natuur, drinkwateronttrekking en industrie. Tot slot worden de effecten van maatregelen om de grondwaterstand te veranderen (verhogen) op de verschillende waterbalansposten waar mogelijk uitgedrukt in kosten (euro's) per eenheid gerealiseerd natuurdoel. Hierbij worden alle effecten van de maatregelen gekwantificeerd in relevante eenheden, bijvoorbeeld uitgedrukt in opbrengstderiving van landbouwopbrengsten.

Voor de eerste versie van het instrumentarium (Figuur S1 met als werktitel 'modellentrein') hebben we gekozen voor de bestaande modellen AnAqSim en het Landelijk Hydrologisch Instrumentarium (LHM; grondwaterhydrologie), Waterwijzer Landbouw (landbouwkundige effecten van hydrologie) en Waterwijzer Natuur (effecten op vegetatie; bestaande uit Waternood voor doorrekenen huidige situatie en PROBE voor het doorrekenen van toekomstige situaties). Voor de economische doorrekening is de MKBA-methode (maatschappelijke kosten en baten analyse) gebruikt, op basis van de uitkomsten van de voornoemde modellen. Hiervoor is aangesloten op de beschikbare MKBA-werkwijzers. De effecten van veranderingen in onttrekking door drinkwater en industrie zijn behandeld als invoer van het grondwatermodel. Effecten van wijzigingen in onttrekkingen kunnen dus worden doorgerekend. Voor Waterwijzer Landbouw geldt dat de effecten van hydrologie op landbouwopbrengsten kunnen worden doorgerekend. Echter, er is geen terugkoppeling naar het grondwatermodel, dus het effect van landbouwkundig watergebruik op de beschikbaarheid van water voor andere grondwaterbelangen kan hiermee niet worden berekend.

Modellentrein waardering grondwater



Figuur S1 Schematisch overzicht van de eerste versie van de modellen die onderdeel uitmaken van het instrumentarium. Donkerblauw = variantafhankelijke invoer, lichtblauw = (belangrijkste) variantonafhankelijke invoer, donkergroen = einduitvoer van de modellen, lichtgroen = secundaire/model specifieke uitvoer.

We hebben de eerste versie van de gecombineerde modellen getest met gegevens uit de omgeving van het natuurgebied Korenburgerveen in Gelderland, waar verschillende waterbelangen nadrukkelijk aanwezig zijn (drinkwaterwinning, Natura 2000-gebied en landbouw). Het belangrijkste natuurdoel in dit gebied is verbetering van blauwgraslanden en hoogveen. We hebben verschillende reële varianten doorgerekend om te schatten wat de gevolgen zijn van verschillende maatregelen op verschillende waterbelangen en natuurverbetering. De belangrijkste uitkomst van deze teststudie is dat de onzekerheden rondom verschillende invoerdata en modeluitvoer van model naar model dusdanig opbouwen, dat nog niet goed duidelijk is hoe goed de einduitkomsten geschikt zijn voor analyse van maatreeleffecten. Het is echter goed mogelijk deze foutendoorvoer beter in kaart te brengen en op verschillende vlakken te beperken. Mede daaruit komen onderstaande aanbevelingen voort:

- Suggesties en wensen voor vervolg (2024-2025):
 - Onderzoeken hoe sterk de verschillende onzekerheden de uitkomsten van de opeenvolgende modellen beïnvloeden en hoe we dit aspect kunnen verbeteren.
 - Technische verbeteringen: Voor sneller gebruik en gebruiksgemak: scripts schrijven die de modellen onderling automatisch verbinden en de modeluitvoer automatisch grafisch weergeven.
 - Als grondwatermodel alleen nog (uitsneden van) het LHM gebruiken, omdat de combinatie AnAqsim met LHM niet voldeed aan de eisen voor nauwkeurigheid en gebruikssnelheid.
 - Voor de landbouw niet alleen het effect op opbrengsten doorrekenen met Waterwijzer Landbouw, maar ook de waterbalanseffecten door wateronttrekking doorrekenen.
 - Voor consistentie en eenvoud alleen nog met PROBE rekenen en niet meer met Waternood. Daartoe moeten we de reeds opgestarte vertaaltabel uitbreiden.
 - Het economisch model FarmDyn gebruiken in plaats van financiële rekenregels voor landbouwproductie, om economische interacties te kunnen berekenen.
 - Modules toevoegen voor waterbalansposten zoals drinkwaterwinning en industrie, om maatreeleffecten op deze posten te kunnen doorrekenen.
 - Om te voldoen aan de vraag van overheden, zoals waterschappen, onderzoeken wat de precieze gebruikersbehoeften zijn.
 - Het instrumentarium testen in een echt gebiedsproces (2024-2025). Daartoe sluiten we bij voorkeur aan bij aanpalende BO-projecten in het kader van Water en Bodem Sturend en Klimaatadaptatie.

-
- Lange termijn (na de lopende opdracht):
 - Om met de modellen beter te kunnen zien wat de afhankelijkheden tussen de verschillende posten en belangen zijn bij verschillende invoerwaarden, stellen wij als doel op de langere termijn een gevoeligheidsanalyse toe te voegen.
 - Aandacht voor onderhoud aan de modellen: een model, en zeker een combinatie van verschillende onafhankelijk ontwikkelde modellen zoals opgenomen in het instrumentarium, moet onderhouden worden.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland wordt veelal beschouwd als een nat land met een overvloed aan grondwater. Het water wordt op veel plaatsen in het land te snel afgevoerd om periodieke en lokale droogte voldoende te voorkomen en te bestrijden. Ook al is er sprake van een neerslagoverschot op jaarbasis en voeren de rivieren veel zoetwater aan, in toenemende mate is het grondwater op specifieke momenten of plaatsen niet voorhanden of zijn de gevolgen van het niet evenwichtig gebruik van het grondwater groot. Voorbeelden zijn verdroging van natuur en verslechtering van waterkwaliteit door het aantrekken van diep, brak grondwater. Grondwaterstanden zijn lokaal en periodiek te laag om gestelde natuurdoelen te behalen. Grondwater is dus met name in droge zomers geen oneindige voorraad die aan alle vraag van watergebruikers kan voldoen, met name wanneer de natuurkwaliteit in stand gehouden moet worden. In sommige gebieden waar de grondwatervoorraad zeer beperkt is, worden tekorten door klimaatverandering steeds sterker gevoeld. De vraag is nu hoe het grondwatersysteem beter in balans kan worden gebracht, zodat verdere schade aan natuur wordt voorkomen en de diverse gebruikers grondwater van goede kwaliteit kunnen blijven onttrekken (zie o.a. Hendriks et al., 2023).

1.2 Probleemstelling

Bij het oplossen van vraagstukken rondom competitie tussen verschillende grondwaterbelangen wordt veelal sectoraal gekeken. Hierbij wordt vastgehouden aan de huidige belangen en er ontstaan daardoor geen integrale oplossingen. Bovendien houdt het water zich niet aan perceels- of gebiedsgrenzen en kan een lokale onttrekking leiden tot watertekorten in een verderop gelegen (natuur)gebied. Er zijn diverse studies gedaan om te kijken welke specifieke ingrepen in het watersysteem nodig zijn om bepaalde doelen ten aanzien van bijvoorbeeld drinkwatervoorziening of natuurontwikkeling te realiseren (zie bv. Deltares (2020), Berenschot, 2019). Wat veelal ontbreekt, is een instrument waarmee een meer integrale afweging kan worden gemaakt tussen de diverse waterbelangen.

1.3 Doelstelling

Om invulling te geven aan de vraag naar een instrument voor integrale afweging van diverse grondwaterbelangen, hebben we onderzocht welke modellen en rekenmethoden beschikbaar zijn of ontwikkeld moeten worden om gebruikt te worden binnen gebiedsprocessen. Op basis daarvan is een modelinstrumentarium tot stand gekomen dat kan helpen om een financieel overzicht (kosten en baten) te maken van diverse ingrepen die in het grondwatersysteem kunnen worden gedaan om de waterbalans te herstellen. Daar waar mogelijk kan bepaald worden welke ingreep het beste scoort voor maatschappelijke kosten en baten. De modellen zijn bedoeld om discussies met andere stakeholders (landbouw, natuur, drinkwater en industrie) binnen gebiedsprocessen te ondersteunen. In de praktijk zal dit het waardevolst zijn voor grondwaterverdelingsproblemen waar een specifiek probleem (een verdrogend natuurgebied) gekoppeld kan worden aan een aantal specifieke gebruikers. Samen kunnen de stakeholders maatregelen die leiden tot een herstel in de waterbalans voor een betreffend gebied, definiëren en beoordelen. In die zin vormen de modellen een beslissingsondersteunend systeem. Het is echter vooralsnog onvoldoende accuraat gebleken om op basis van de modelresultaten direct over te gaan tot keuze van specifieke maatregelen. Bij de verdere ontwikkeling van het instrumentarium is aandacht nodig voor betere en meer gedetailleerde grondwaterberekeningen. Tevens blijkt dat bij koppeling van modellen de onnauwkeurigheid van modelschattingen alsmaar groter wordt. Het instrumentarium is vooralsnog alleen bruikbaar voor verkenningen. De modellen zullen toegepast kunnen worden in gebieden met grondwaterafhankelijke natuur. Deze gebieden zijn met name te vinden in Hoog-Nederland. In laagveengebieden in Laag-Nederland spelen

andere factoren en processen – zoals oppervlaktewater(kwaliteit) – een dominante rol en speelt grondwater een ondergeschikte rol. Het instrumentarium is daarom (vooralsnog) niet geschikt voor Laag-Nederland.

In dit rapport schetsen we ook de werkwijze waarbinnen dit instrument kan worden ingezet. Het opzetten van een goed model vereist namelijk verschillende fasen, van inventarisatie en analyse (inclusief numerieke modellering), via het formuleren, uitwerken, uitrekenen (numerieke modellering) en analyseren van scenario's, tot het opstellen van een gebiedsvisie en/of inrichtingsplan.

1.4 Aanpak

Om een effectief modelinstrumentarium te kunnen bouwen, in de zin dat deze technisch en inhoudelijk goed werkt en toepasbaar is binnen de bedachte context van een gebiedsproces, moet eerst een duidelijk antwoord worden gegeven op de vraag wat wij verstaan onder 'water in balans'. In hoofdstuk 2 bakenen we het vraagstuk daartoe af en inventariseren we de bestaande kennis. Daartoe beantwoorden we de volgende concrete vragen:

- Welke balansposten brengen we in beeld en kwantificeren we?
- Welke begrenzing in ruimte, schaal en tijd hanteren we?
- Hoe kan grondwater economisch worden gewaardeerd?
- Zijn de juiste data beschikbaar voor het voldoende in beeld brengen van de relevante balansposten?
- Wat zijn de wettelijke kaders voor grondwaterbescherming?

Onder de laatste vraag ligt het feit dat het beschermen van de grondwaterkwaliteit en de grondwatervoorraad in Nederland volgen uit de wettelijke kaders van de EU, namelijk de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR). Deze richtlijnen stellen doelen voor de kwaliteit en de voorraad van het grondwater. Daarnaast bevat de KRW-opgaven voor de grondwaterafhankelijke natuur: passende wateromstandigheden voor gebieden met waterafhankelijke Natura 2000-waarden (opgenomen in het KRW-register beschermde gebieden). De consequenties van deze richtlijnen en opgaven moeten worden meegewogen in gebiedsprocessen en daarom nemen wij deze mee in het modelinstrumentarium.

Met de kaders zoals geschetst in hoofdstuk 2, maken we vervolgens in hoofdstuk 3 de stap naar het beschrijven van de systematiek waarbinnen de modellen gebruikt kunnen worden. Deze bestaande systematiek bevat een stappenplan voor het opstellen van een conceptueel en rekenkundig model. De systematiek wordt gebruikt binnen een gebiedsproces, met als doel tot een visie en een mogelijk inrichtingsplan te komen.

Met de context van het onderzoek duidelijk, beschrijven we in hoofdstuk 4 hoe het modelinstrumentarium in elkaar zit en kan worden ingezet binnen gebiedsprocessen. We leggen uit hoe de verschillende onderdelen van het instrumentarium eruitzien en hoe deze met elkaar verbonden zijn. Dit begint bij de grondwatermodellering en eindigt bij de economische waardering. De belangrijkste innovatie van het instrumentarium is namelijk het in beeld brengen van de grootte van verschillende kosten en baten van verschillende aspecten van een (verandering van een) grondwatersituatie.

We hebben de modellen tijdens de opzet getest middels een casus, namelijk het Korenburgerveen in Gelderland (hoofdstuk 5). Bij deze test hebben wij de in hoofdstuk 3 beschreven systematiek gehanteerd. We hebben bij deze testcasus geen gebiedsproces doorlopen en de casus is zonder overleg met gebiedspartners en beleidsmakers uitgevoerd. Een test van onze modellen binnen een gebiedsproces zal plaats moeten vinden middels een pilot. Conclusies en aanbevelingen naar aanleiding van de opzet van de modellen en de testcasus noemen wij tot slot in hoofdstuk 6.

2 Inventarisatie en afbakening 'Naar een herstelde waterbalans'

2.1 Wat is een waterbalans?

Een waterbalans van een grondwatersysteem is het geheel van alle in- en uitgaande waterstromen naar een grondwatersysteem voor een afgebakend gebied over een bepaalde periode. Het gaat daarbij ook om infiltratie uit en kwel naar het oppervlaktewater, maar niet om een specifieke balans in het gebruik van oppervlaktewater.

Of de watervraag naar een grondwatersysteem in balans is met wat het systeem kan bieden aan verschillende vragers, kan op verschillende manieren worden beantwoord:

1. Wanneer vraag en aanbod van grondwater aan elkaar gelijk zijn.

In een studie van KWR (2020) is gewerkt met de eenheid 'de druk op het grondwater' nu en in de toekomst (Figuur 2.1). Let wel, dit is een overzicht van de vraag vanuit het menselijke (technische) watersysteem; deze moet nog worden aangevuld met de vraag vanuit het natuurlijk systeem (natuur, verdamping, kwel etc.). Verder gaat het hierbij over een balans over een enkel jaar.

2. Wanneer er over een langere periode een zekere strategische grondwatervoorraad is.

Dit is formeel gedefinieerd als de grondwateronttrekking over ruimte en tijd waarbij de netto constante waarde van de baten minus de kosten maximaal is, gegeven de fysieke kenmerken van het grondwaterlichaam en de daarmee samenhangende waterbronnen (Gisser en Sanches, 1980). Hierin wordt naast het specifieke gebruik voor mens en natuur, ook rekening gehouden met grondwatervorraden voor langetermijndoelen en met de ruimte die in ondergrondse watervoerende lagen wordt gebruikt voor niet-waterdoelen (bv. energievoorziening door warmte-koudeopslagsystemen).

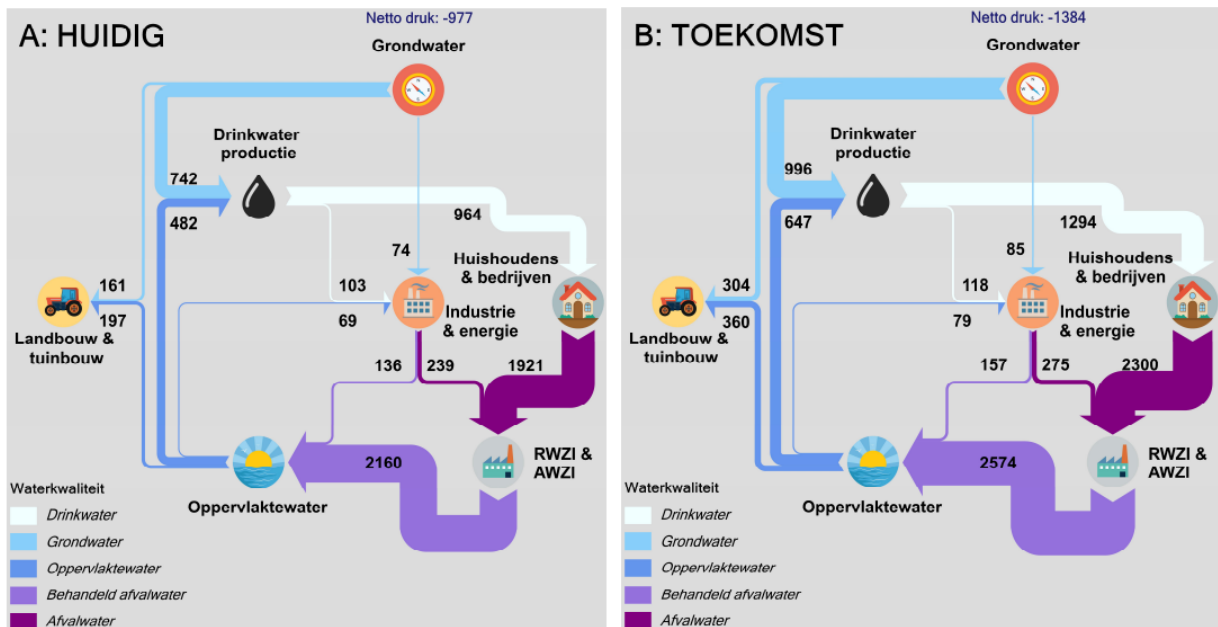
3. Wanneer de negatieve effecten op natuur, landbouw, infrastructuur, bebouwing, drinkwatervoorziening etc. zo klein zijn dat deze een dusdanig klein en kortdurend effect hebben op andere grondwaterafhankelijke actoren dat deze geen substantiële last ervaren.

Dit zou bijvoorbeeld kunnen worden uitgedrukt in een streefgrondwaterstand, beekafvoeren of kwelstromen. Een voorbeeld daarvan is de studie van Deltares (2020), waarin is gekeken naar de gewenste stijging van de grondwaterstand (en daarmee de grondwatervoorraad) om de natuurdoelen te bereiken (Figuur 2.2).

Bij al deze definities kan er, ondanks de balans, sprake zijn van een te lage of te hoge grondwaterstand voor het optimaal functioneren van een specifieke functie, zoals natuur of landbouw. Een waterbalans te definiëren als een grondwatersituatie waarbij schade voor de diverse gebruikers (nu en in de toekomst) minimaal is, lijkt het meest wenselijk. Echter deze optimalisatie is complex, omdat de gebruikers conflicterende belangen kunnen hebben of omdat bepaalde schadeniveaus, zoals die van natuur, moeilijk zijn te kwantificeren. Daarnaast hebben sommige belangen een juridische basis (hun belang is in de wet vastgelegd) en andere een meer economische basis.

In dit onderzoek hebben wij er in eerste instantie voor gekozen om de juridische basis in de vorm van de Kaderrichtlijn Water (KRW), de Grondwaterrichtlijn (GWR) en de Vogel- en Habitatrichtlijn als uitgangspunt te nemen bij de doelformulering voor natuur (zie paragraaf 2.2). Dit betekent dat er met name gekeken is welke ingrepen in het grondwatersysteem nodig zijn om natuurdoelen te halen en te bekijken wat die ingrepen voor effect op andere gebruikers hebben. Andere gebruikers zijn onder andere de landbouw, drinkwaterwinning en industrie.

De gekozen aanpak in dit rapport probeert een optimum te zoeken waarbij het wegnemen van effecten voor natuur het eerste doel is van de optimalisatie, maar overige waterbehoeften worden wiskundig gezien in de optimalisatie wel meegewogen. In de wetgeving ligt een juridische basis voor de randvoorwaarden voor gebruik van grondwater. In de natuurwetgeving wordt bijvoorbeeld het voorzorgsprincipe gehanteerd waarbij het gebruik van grondwater soms wordt verboden, ook ingeval schade aan natuur moeilijk is te kwantificeren. Naast het zoeken naar een balans is het daarom ook de vraag wat de randvoorwaarden van een duurzaam grondwatersysteem zijn en hoeveel water daaraan binnen die randvoorwaarden is te onttrekken.



Figuur 2.1 Voorbeeld Sankey-stroomdiagram. Vergelijking tussen het huidige menselijke watersysteem (A) en het mogelijke toekomstige watersysteem onder het STOOM-scenario (B). Getallen geven watervolumes aan in $Mm^3/jaar$ (KWR, 2020).

Het grondwatersysteem bestaat uit een natuurlijk en een technisch systeem. Een natuurlijk grondwatersysteem is niet of zeer beperkt door menselijke ingrepen beïnvloed, zoals atmosferisch water, oppervlaktewater en grondwater. Het grondwater in het technische systeem wordt door de mens (mogelijk) van kwaliteit veranderd en nuttig toegepast, zoals drink- en industriewater, afvalwater, productwater, beregeningswater etc. In Figuur 2.3 zijn enkele hoofdstromen weergegeven.

De aanbodkant bestaat uit:

- neerslagoverschot
- infiltratie/kwel oppervlaktewater
- infiltratie/kwel andere watervoerende lagen
- horizontale toestroming/afstroming
- infiltratie gezuiverd water

De vraagkant bestaat uit aan de ene kant uit grondwatergebruikers

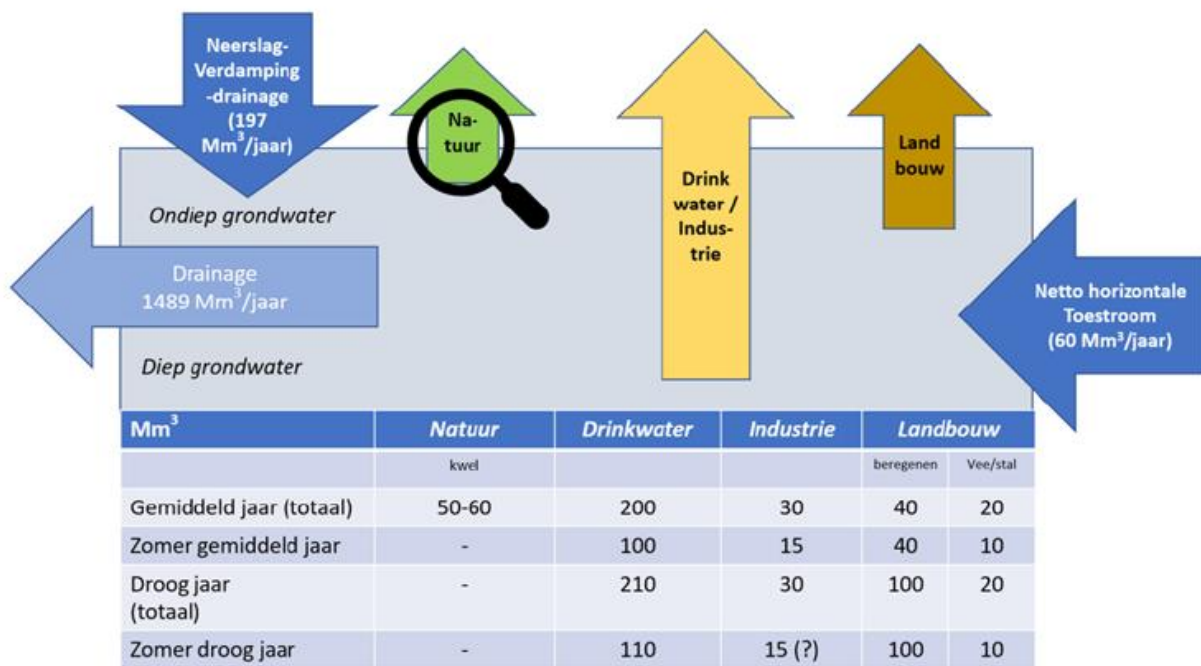
- grondwaterafhankelijk natuur¹
- landbouw
- industrie
- drinkwaterwinning,

¹ Geen menselijke actor maar wel een grondwatergebruikers.

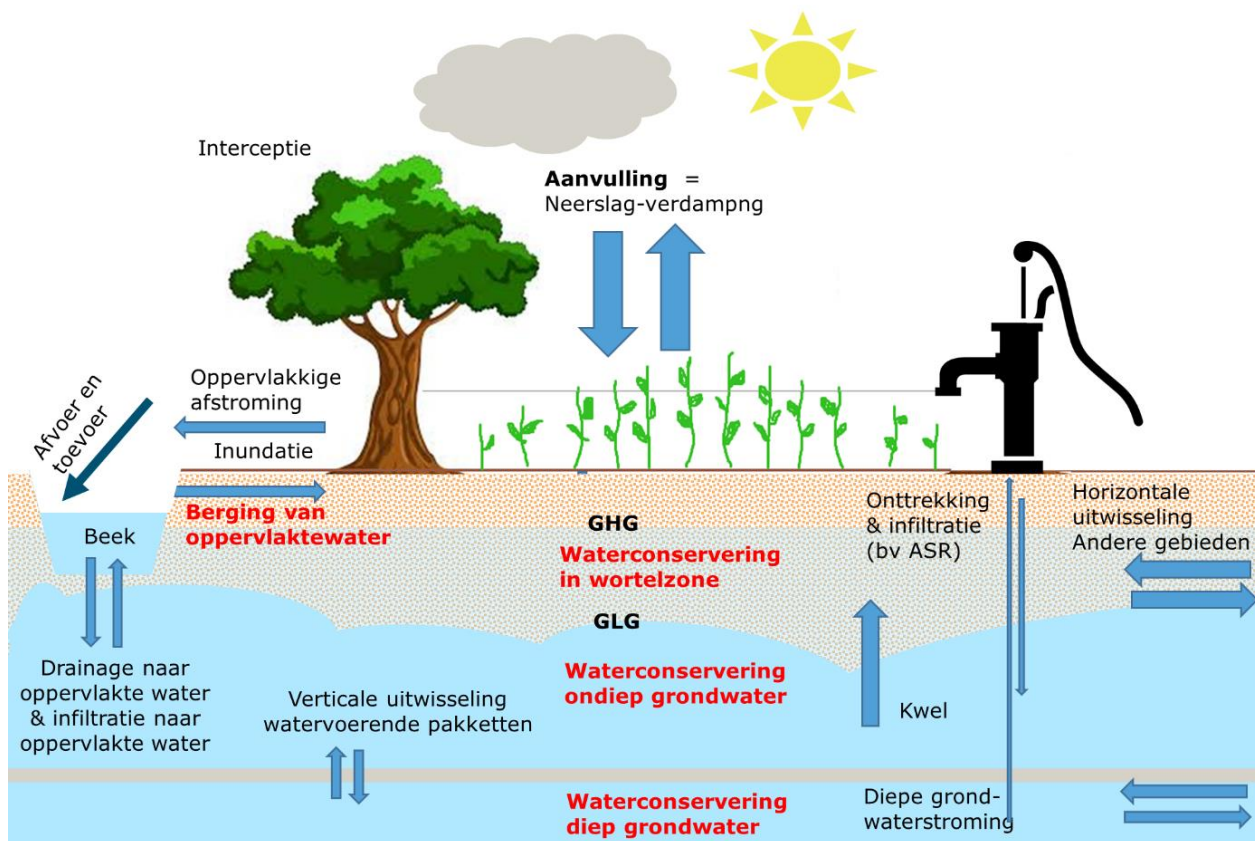
en aan de andere kant zijn er vragers die geen grondwater verbruiken, maar die wel een duidelijk belang hebben. Dit zijn gebruikers die:

- een ruimtelijke claim hebben vanuit beleid of die vanuit een vergunning een beschermde status hebben (strategische grondwatervoorraad, grondwaterbeschermingsbieden);
- die schade ondervinden door een te lage grondwaterstand of een te hoge grondwaterstand (infrastructuur, gebouwen);
- zelf geen grondwater verbruiken, maar wel de grondwaterstatus (temperatuur) veranderen (KWO, Koude-warmteopslag) en die een beschermde status hebben.

Voor de vraagkant is het ook belangrijk om te weten welke grondwaterkwaliteit zij nodig hebben en of er alternatieven voorhanden zijn (bv. oppervlaktewater, gezuiverd afvalwater, eigen berging etc.). Ten slotte hebben bepaalde elementen uit het watersysteem een vaste standplaats (bv. natuur) en hebben andere de mogelijkheid om gedeeltelijk hun watervraag te verplaatsen (bv. drinkwaterwinning, landbouw).



Figuur 2.2 Overzicht van de waterbalanstermen studie Noord-Brabant (Deltares, 2020).



Figuur 2.3 Schematisatie van de waterbalanscomponenten.

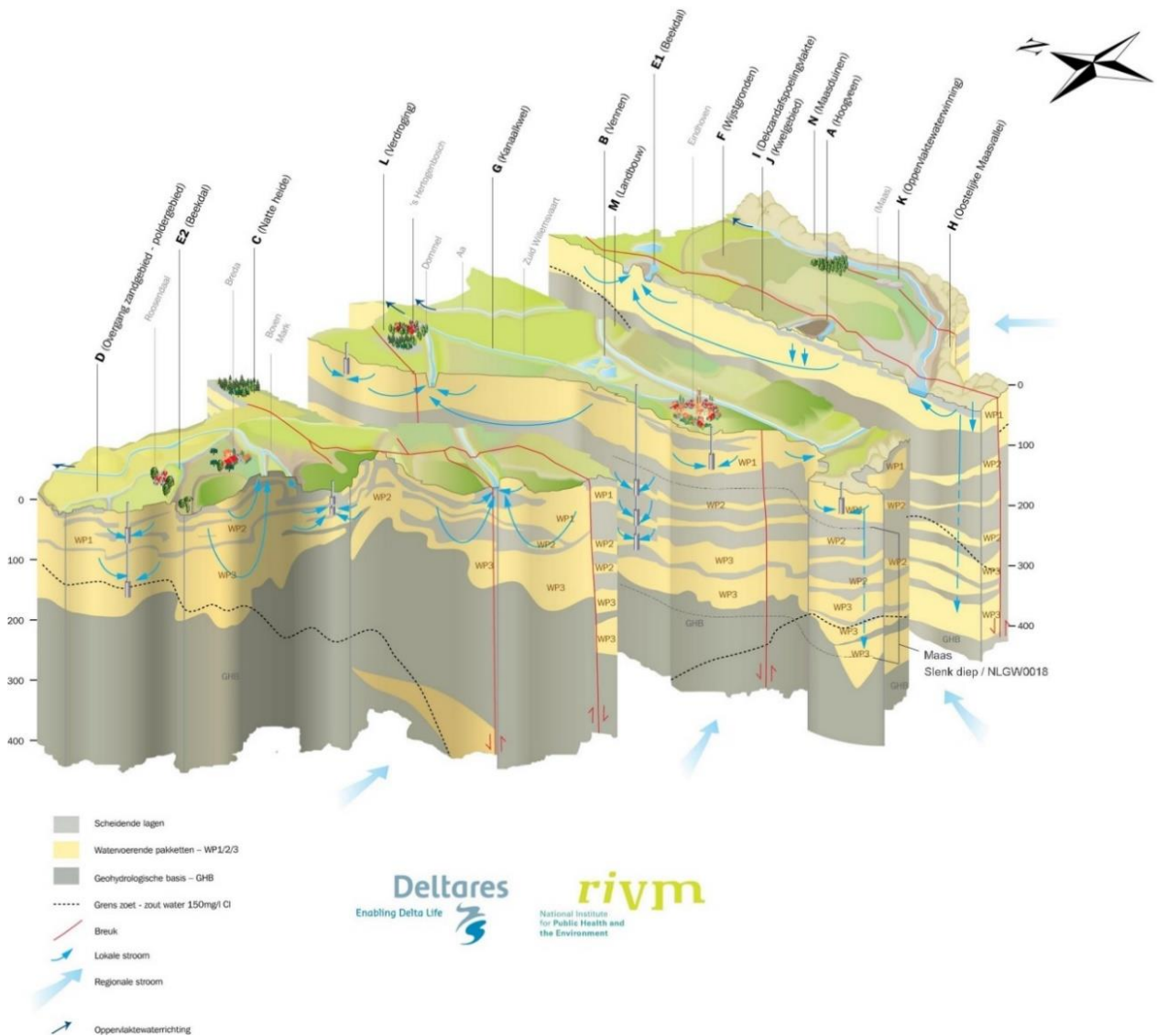
In dit onderzoek nemen we alle aanbod en vraag mee. Voorsnog laten we de partijen die ondergrondse ruimte claimen buiten beschouwing. Ten slotte nemen we in deze fase van het onderzoek ook de waterkwaliteitseisen van de diverse gebruikers niet mee.

Een belangrijk aspect bij het in kaart brengen van een waterbalans is de ruimtelijke afbakening. Dit speelt ten eerste een rol bij de keuze van de grenzen van het te modelleren gebied. Daarbij geldt dat het gebied waarvoor de waterbalans wordt uitgerekend van voldoende omvang moet zijn om alle relevante factoren mee te nemen. Bijvoorbeeld, wanneer een drinkwaterwinning net buiten een studiegebied ligt maar mogelijk wel een groot effect heeft op het studiegebied, is het goed het studiegebied uit te breiden.

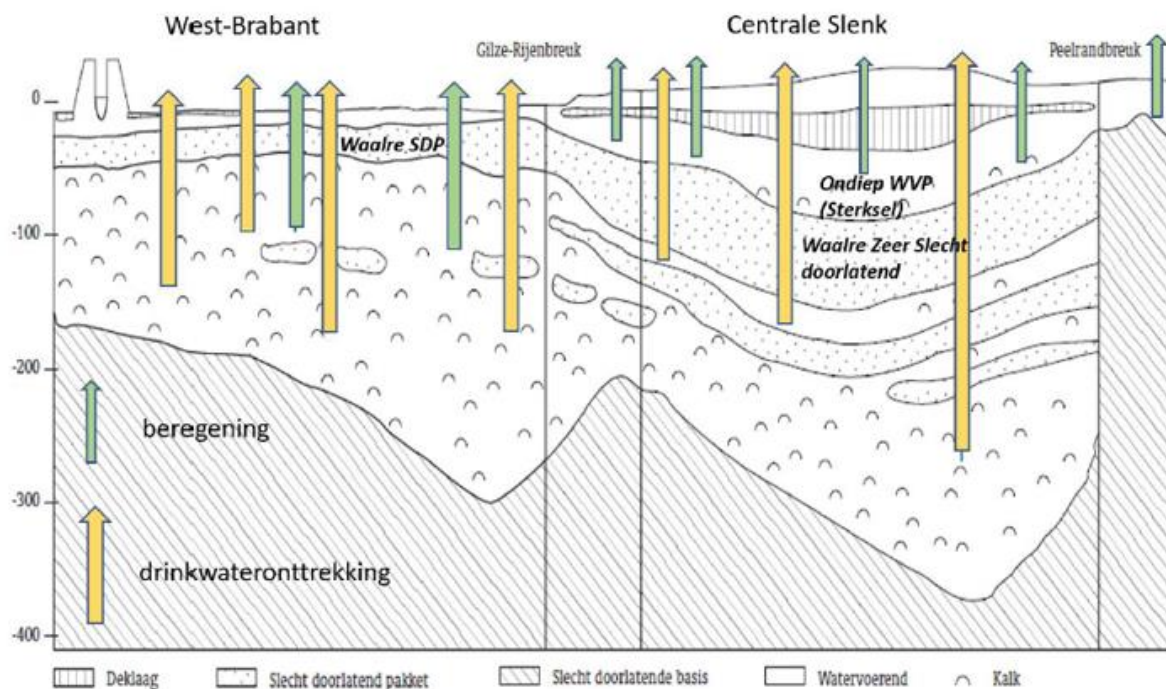
Een ander ruimtelijk aspect is de verticale verdeling van de waterbalansposten over de diverse (al dan niet gedeeltelijk afgesloten) watervoerende pakketten (Figuur 2.3). Voor specifieke doelgroepen (bijvoorbeeld natuur) is de waterbalans in het ondiepe systeem op korte termijn meer van belang dan die van het diepe systeem. Op langere termijn zal een onbalans in het diepe systeem wel doordringen in het ondiepe systeem maar dit kan, afhankelijk van de scheidende laag, jaren duren. Daarbij verschilt waterkwaliteit en daardoor de bruikbaarheid van water voor bepaalde toepassingen zoals natuur en drinkwater tussen lagen (aquifers; Figuur 2.4).

De grenzen van het studiegebied zijn casus-specifiek, waarbij niet alleen hydrologische, maar ook de socio-economische factoren bepalend zijn. Daarbij kan het studiegebied verschillen van het te modelleren gebied. Het gebied dat in een hydrologisch model wordt gevat, kan groter zijn dan het studiegebied om te zorgen voor betrouwbare rekenkundige resultaten. Bij de keuze van het modelgebied zijn (geo)hydrologische factoren leidend, zoals bij de keuze van grondwaterlichamen uit de KRW die al dan niet door breuken zijn afgescheiden (Figuur 2.5). Daarbij kunnen socio-economische factoren wel invloed hebben, bijvoorbeeld via databeschikbaarheid wanneer een geohydrologische eenheid een landsgrens overschrijdt. Tot slot moet

tijdens een gebiedsstudie worden ingezien dat ingrepen in het te beschouwen gebied negatieve gevolgen kunnen hebben voor de waterbalans of grondwaterstanden in aanpalend gebied.



Figuur 2.4 Grondwaterlichaam Zand-Maas. Dit is een van de 23 grondwaterlichamen die gebruikt wordt voor KRW. Bron: Deltares & RIVM, Downloadbaar op: <https://publicwiki.deltares.nl/display/GWLNL/Grondwaterlichamen+in+Nederland+-+Conceptuele+modellen>



Figuur 2.5 Schematische diepteligging onttrekkingen Noord-Brabant (Deltares 2020).

Naast de ruimtelijke grenzen moeten de temporele grenzen van een waterbalans worden bepaald. De lengte van de periode waarover een waterbalans wordt bepaald, heeft een belangrijk effect op de uitkomsten. Welke periode wordt bestudeerd, hangt af van de vragen en doelen die worden gesteld. Er kan bijvoorbeeld worden gestreefd naar het herstellen van een historische situatie, het behouden van de huidige situatie onder veranderende omstandigheden of het bereiken van een nieuwe situatie. De lengte van de periode waarvoor een waterbalans wordt opgesteld, bepaalt of de waterbalans en de effecten van watergebruik en grondwaterstanden de juiste informatie geven. Binnen een bepaalde periode hoeft een grondwatersituatie ook niet altijd optimaal te zijn voor een bepaald gebruik. De grondwaterstand mag voor een landbouwperceel in de winter bijvoorbeeld hoger zijn dan in de zomer en een tijdelijke piek in drinkwaterwinning hoeft geen negatieve gevolgen te hebben voor andere gebruikers. De grondwaterafhankelijke natuur is van de functies het gevoeligst voor tijdelijke tekorten, vooral in het groeiseizoen. Bij een meerjarige balans is de verandering in opslag van water in de grond nagenoeg constant, terwijl in een heel droog jaar een substantieel verlies op kan treden. De temporele grenzen moeten daarom zo worden gekozen dat deze een bruikbaar antwoord op de gestelde vragen geven. Met name bij het rekenen met varianten voor de toekomst kan het goed zijn een langjarige waterbalans op te stellen voor de referentiesituatie. Het doel is in dat geval de maatregel- of klimaateffecten voor een mogelijke toekomst in beeld te krijgen, waarbij het niet gaat om exacte gebeurtenissen die zich eerder hebben voorgedaan. Dit kan helpen in een gebiedsproces te focussen op de kernboodschappen die waterbalansuitkomsten geven. Dit laatste laat de (on)nauwkeurigheid van een model en toekomstverwachting vaak onvoldoende toe.

Tot slot kan een situatie in balans zijn (vraag en aanbod vergelijkbaar; waterbalans-definitie 1), maar kan nog steeds ongewenst te laag (of te hoog) zijn omdat beken droog blijven, kwelstromen onvoldoende zijn voor natuur, grondwaterstanden te laag zijn om bodemdaling te voorkomen, grondwaterstanden te hoog zijn om natschade te voorkomen of omdat er grotere watervoorraden nodig zijn om extreme situaties op te vangen (waterbalans-definitie 2). Bij het bepalen van een duurzame en robuuste grondwatersituatie gaat het dus niet alleen om de grootte van de getallen van een waterbalans, de grootte van een watervoorraad of de hoogte van een grondwaterstand, maar met name om de effecten op verschillende gebruikers en factoren (overeenkomstig waterbalansdefinities 2 en 3).

2.2 Wettelijke kaders grondwaterbescherming

In de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR) zijn doelstellingen opgenomen om de kwaliteit van het grondwater te beschermen en te verbeteren en om de voorraad grondwater op peil te houden in de grondwaterlichamen van Nederland (Figuur 2.6). Hier ligt een primaire verantwoordelijkheid voor de provincies, die in de praktijk hierover afstemmen met de waterschappen om te bezien welke maatregelen nodig zijn en welke regels aan grondwaterbedreigende activiteiten moeten worden gesteld. In relatie tot de verdrogingsbestrijding is ook de natuurbeschermingswet- en regelgeving van belang, bijvoorbeeld de regelgeving die voortvloeit uit de Vogel- en Habitatrichtlijn. Wanneer verdroging de instandhoudingsdoelstellingen voor een Natura 2000-gebied in de weg staat, is er een verplichting om maatregelen te treffen (Sterk Consulting & VBNE, 2021).



Kaart: Ligging grondwaterlichamen

Legenda

Grondwaterlichamen	Achtergrond
duin	bebouwing
wadden	water
kreekgebieden	stroomgebieden
zand met deklaag	
(dek)zand	
krijt	
zout	
diep grondwater	

Figuur 2.6 Overzicht van de grondwaterlichamen in Nederland (Rijksoverheid, 2022).

2.2.1 Wettelijke kaders grondwatervoorraad

De KRW beschrijft de kwantitatieve toestand van een grondwaterlichaam als volgt: "*Een aanduiding van de mate waarin een grondwaterlichaam door directe en indirecte wateronttrekking wordt beïnvloed*". De juridische kaders van de KRW beschrijven dat het van belang is dat de grondwaterstand in het grondwaterlichaam van dien aard is dat de gemiddelde jaarlijkse onttrekking op lange termijn de beschikbare grondwatervoorraad niet overschrijdt. Deze definitie van een grondwaterbalans komt, grofweg, overeen met de tweede definitie van een waterbalans in paragraaf 2.1. Voorts legt de KRW een niet-gekwantificeerd verband tussen de grondwaterstand, antropogene veranderingen en het voorkomen van significante schade aan terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn (VBNE en Sterk Consulting, 2021). Ook is er een KRW-register waarin gebieden zijn vastgesteld waar specifieke watercondities te handhaven zijn voor communautair te beschermen waterafhankelijke waarden, zoals drinkwater, zwemwater en Natura 2000-waarden.

2.2.2 Wettelijke kaders grondwaterkwaliteit

In de KRW is opgenomen dat grondwaterlichamen in Nederland uiterlijk in 2027 in goede toestand moeten verkeren (Rijksoverheid, 2022). De waterkwaliteit binnen een systeem mag in ieder geval niet verslechteren (*stand still*-principe). De KRW stelt verder dat de voor drinkwaterproductie aangewezen grondwaterlichamen de benodigde bescherming dienen te krijgen met de bedoeling de achteruitgang van de kwaliteit daarvan te voorkomen, teneinde het niveau van zuivering dat voor de productie van drinkwater is vereist, te verlagen (VBNE & Sterk Consulting, 2021). In de Grondwaterrichtlijn (GWR) zijn de chemische kwaliteitseisen voor grondwater gespecificeerd (Europese Parlement & Raad, 2006). Ecologische doelen zijn in de KRW en GWR voor grondwater niet omschreven (RIVM, 2011). Twee voorbeelden om toch een gevoel te krijgen bij het belang van grondwaterkwaliteit voor ecologie: kwelafhankelijke terrestrische natuur profiteert van calciumrijk grondwater en ondervindt dus nadeel als de kwel afneemt. Ook aquatische beeknatuur kan nadeel ondervinden van een te lage kwelstroom als gevolg van droogte, omdat de waterkwaliteit dan meer bepaald wordt door oppervlaktebronnen met een andere waterkwaliteit (De Louw e.a., 2022).

2.2.3 Water en Bodem Sturend (Ministerie van Infrastructuur en Water, 2022)

Het principe 'water en bodem sturend' is een beleidsvoornemen en in juridische zin nog geen wettelijk kader. Het is echter wel actueel en zal in de komende jaren wel een wettelijk kader krijgen of bestaande kaders veranderen. Uit de Kamerbrief 'Water en Bodem Sturend' kan worden afgeleid dat de vergunningen en andere afspraken voor onttrekkingen uit grondwater worden aangepast, als de balans tussen het grondwatersysteem en grondwaterafhankelijke functies verstoord wordt (conform definitie 3 in paragraaf 2.1). Provincies stellen hiervoor een grondwaterplafond op, waarin ook de kleine onttrekkingen mee worden genomen. Provincies nemen maatregelen op in gebiedsprogramma's om het grondwatersysteem rond natuurgebieden voor 2027 te herstellen. Genoemde opties in de Kamerbrief zijn de aanleg van grondwaterbeschermingszones, het grondwaterpeil verhogen, geen nieuwe onttrekkingen toestaan in grondwaterwingebieden en in en nabij² Natura 2000-gebieden bestaande onttrekkingen heroverwegen om het effect op de natuur te verminderen. In gebiedsgerichte processen kunnen hier volgens het principe 'comply or explain' ook afwegingen worden gemaakt waarbij het beëindigen van grondwateronttrekkingen door stoppers ruimte biedt voor bestaande en/of nieuwe gebruikers.

Voor grondwater maakt de Kamerbrief onderscheid tussen hoge zandgronden en laagveengebieden. In de laagveengebieden wordt een doel gesteld voor een grondwaterstand van 20 cm tot 40 cm onder maaiveld, afhankelijk van de bodemcompositie, omstandigheden van het watersysteem en de behoeften van het gebied. Op de hoge zandgronden wordt ingezet op beperking van de grondwateronttrekkingen rond Natura 2000-gebieden, uitgewerkt in gebiedsprocessen. Bij grondwaterafhankelijke natuurgebieden worden in de beïnvloedingsgebieden eromheen ingezet op een verhoging van de grondwaterstand ('ontwateringsbasis') met 30 cm en elders wordt dat 10 cm. In 2050 wordt dat gemiddeld +20 cm in het gehele gebied, waarbij uitzonderingen, mits onderbouwd en met inachtneming van de eerder vermelde structurele keuzes, mogelijk zijn.

² Afhankelijk van de hydrologische situatie indicatief 1 km-zone, tenzij onderbouwd anders geschikt.

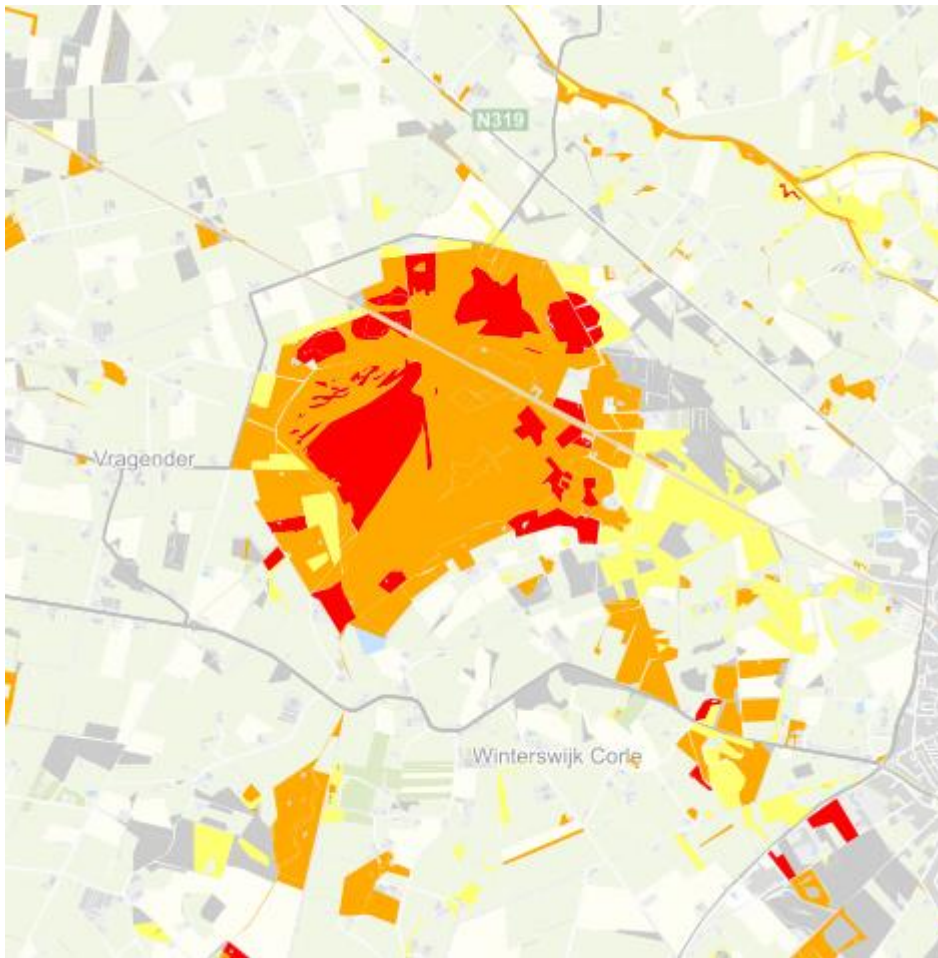
2.3 Doelgat & Doelrealisatie grondwaterafhankelijke natuur

In deze studie is gewerkt met het begrip doelgat en daaraan gekoppeld de natuurwaarde/doelrealisatie. Het doelgat is de grondwaterstandverhoging of -verlaging die minimaal nodig is om een doelrealisatie van 100% te bereiken voor grondwaterafhankelijke terrestrische natuur, uitgedrukt in cm (Witte et al., 2018). Aan het doelgat is het begrip natuurwaarde of doelrealisatie gekoppeld in deze studie. In dit rapport hanteren we de definities van de Waterwijzer Natuur (WWN) voor het begrip doelrealisatie. In de WWN zijn natuurwaarde en doelrealisatie aan elkaar gelijk en deze begrippen worden uitgedrukt in een percentage dat hoort bij een bepaald grondwaterregime (GLG, GVG, GHG), gebaseerd op de grondwaterafhankelijke ecotooptypen die horen bij dat systeem. Het begrip doelrealisatie in dit rapport is niet hetzelfde als het begrip doelbereik dat in evaluaties van de Vogel- en Habitatlijn vaak gehanteerd wordt (zie paragraaf 2.3.1).

De natuuropgave is gelijk aan de inverse uitgedrukt in procenten: 100% minus de doelrealisatie.

Hydrologische herstelmaatregelen of reductie van onttrekkingen kunnen de natuuropgave verkleinen. Of hydrologisch herstel ook leidt tot herstel van grondwaterafhankelijke natuur zal echter ook afhangen van andere drukfactoren en daaraan gerelateerde maatregelen (eutrofiëring, versnippering, klimaat etc.).

Met het instrument Waterwijzer Natuur (WWN; Witte et al., 2018) is in eerder onderzoek (Klimaat-effectatlas, 2020) de nationale droogtegevoeligheidskaart (Figuur 2.7) gecombineerd met gegevens over de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) om inzicht te krijgen in de mogelijke toe- of afname van biodiversiteit in een gebied onder verschillende klimaatscenario's.



Weinig gevoelig	Gevoelig	Zeer gevoelig
Rivier- en moeraslandschap	Kranswierwater	Veenmoeras
Zand- en kalklandschap	Gemaaid rietland	Veenmosrietland en moerasheide
Eendenkooi	Kruiden- en faunarijk grasland	Trilveen
Kruiden- en faunarijke akker	Rivier- en beekbegeleidend bos	Hoogveen
Ruigteveld	Moeras	Zwakgebufferd ven
Duinbos	Vochtig hakhout en middenbos	Zuur ven of hoogveeven
Dennen-, eiken-, en beukenbos	Park- en stinzenbos	Vochtige duinvallei
Vochtig bos met productie	Vochtig en hellinghakhout	Nat schraalland
Wilgengriend	Vochtige heide	Vochtig hooiland
Haagbeuken- en essenbos	Vochtig weidevogelgrasland	
Glanshaverhooiland	Wintergastenweide	
	Hoog- en laagveenbos	
	Dynamisch Moeras	

Figuur 2.7 De nationale droogtegevoeligheidskaart.

Boven: Uitsnede Vragender veen.

Onder: Natuurbeheertypen geclusterd naar verschillende klassen van droogtegevoeligheid.

Bron: Klimateffectatlas.

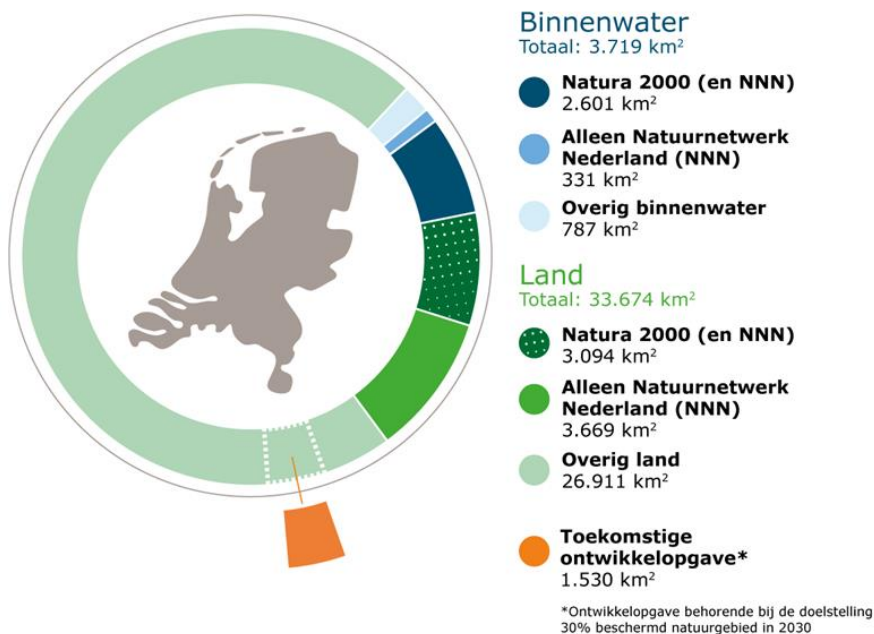
2.3.1 Doelbereik in Natura 2000 en KRW-systematiek

Bij scenariostudies en verkenningen die gaan over het effect van inrichtingsmaatregelen en beheer op Vogel- en Habitatrictlijndoelen spreekt het PBL, maar ook de Europese Commissie over doelbereik (Van Hinsberg et al., 2020). Doelbereik is een andere beleidsindicator en is niet gelijk aan doelgat en doelrealisatie. Tot slot zijn er ook natuuropgaven benoemd in de KRW voor grondwaterafhankelijke natuur. Deze grondwaterafhankelijke natuuropgaven hebben alleen betrekking op waterhuishoudkundige eenheden met een KRW-status en betreffen vooral de kwelafhankelijke aquatische vegetatie die horen bij moeras, wetland, beek en open water. De evaluaties van KRW- en Natura 2000-doelen zijn verschillend, maar voor grondwaterafhankelijke natuur, in zeker zin, ook complementair aan elkaar. Waar bij de VHR vooral naar de terrestrische soorten en habitattypen gekeken wordt, beschouwt de KRW bij de ecologische beoordeling van het waterlichaam ook de chemische en de hydromorfologische kwaliteit en ligt er meer nadruk op waterplanten. De manier van monitoring, planning van uitvoer en gebruikte wetenschappelijke modelconcepten zijn voor beide beleidskaders verschillend ingericht (Bouwma et al., 2020; 2022). Het vergelijken van conclusies over het doelbereik van VHR- en KRW-maatregelen op grondwaterafhankelijke natuur is daardoor eigenlijk niet goed mogelijk zonder aanvullend expert-oordeel. Bij de VHR wordt bijvoorbeeld op 10*10 km-hok informatie over het voorkomen van soorten en habitattypen verzameld, bij de KRW op basis van een aantal monitoringspunten per waterlichaam (Osté et al., 2013; Beers et al., 2014).

2.3.2 Huidige opgave grondwaterafhankelijke natuur op landelijk niveau (KRW en Natura 2000)

Ruim 10 procent van het totaalareaal landnatuur (Natura 2000, NNN, Figuur 2.8), circa 40 procent van het verdrogingsgevoelige areaal, is verdroogd (in termen van te lage grondwaterstand) (Compendium voor de Leefomgeving, 2020).

Oppervlak beschermd natuurgebied

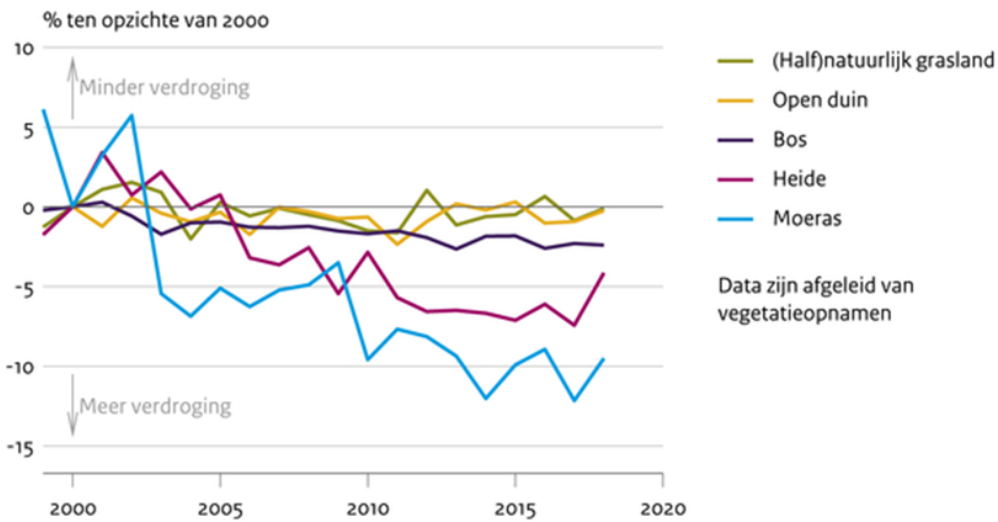


Figuur 2.8 Oppervlakte beschermde land- en waternatuur (Natura 2000, Nationaal Natuur Netwerk) in vergelijking met het totale oppervlakte van Nederland (Sanders, 2021).

Een te lage grondwaterstand in het voorjaar (GVG) is een belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van zeldzame soorten in natuurgebieden (Natura 2000, Nationaal Natuur Netwerk). De landelijke trends in de GVG zijn dan ook een relevante indicator voor verdrogingseffecten (Figuur 2.9). Belangrijk om mee te nemen, is dat de terugkeer van vochtminnende soorten vaak later een response laten zien op gewijzigde

grondwaterstanden. Vooral in moerassen en heide daalt de grondwaterstand, waardoor de beschikbaarheid van vocht in de bodem voor planten afneemt en er verdroging optreedt (Compendium voor de Leefomgeving, 2020). Bij de laatste KRW-evaluatie (Van Gaalen et al., 2020) is geconcludeerd dat de toestand van het grondwater, op hoofdlijnen, goed is voor grondwaterafhankelijke aquatische natuur, met uitzondering van Natura 2000-gebieden en gebieden met drinkwaterwinning (Figuur 2.10).

Verandering van gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand

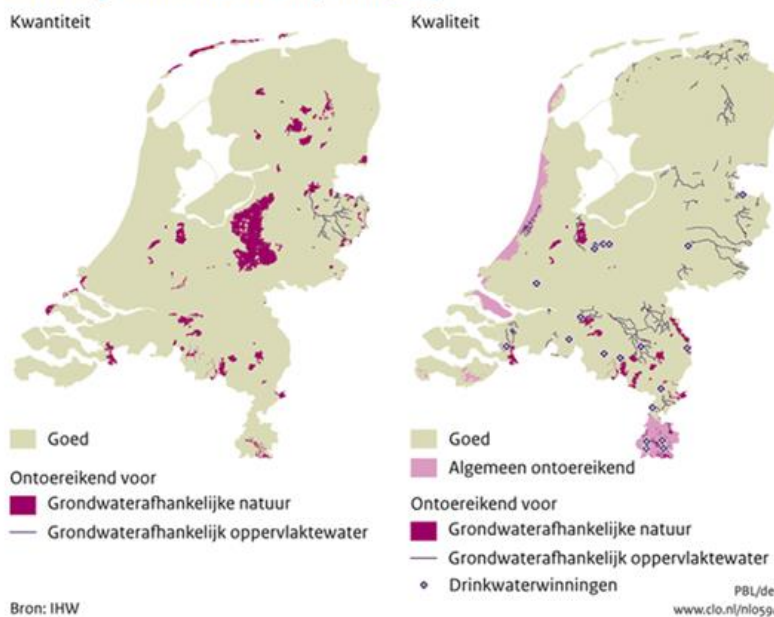


Bron: LMF (provincies, CBS)

WUR/jun20
www.clo.nl/nl159403

Figuur 2.9 Trend in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in verdrogingsgevoelige natuurgebieden met landnatuur tot en met 2017 (Compendium voor de Leefomgeving, 2020).

Toestand grondwater Kaderrichtlijn Water, 2015



Figuur 2.10 Inschatting van ontoereikendheid van het grondwater voor beschermde gebieden vallend onder de KRW (Van Gaalen et al., 2020).

2.3.3 Ecologische randvoorwaarden voor grondwaterafhankelijke natte natuur

Voor grondwaterafhankelijke natuur is voor verschillende vegetatietypen onderscheid te maken in ecologische randvoorwaarden in relatie tot grondwaterdynamiek en overige standplaatsfactoren (Tabel 2-1) zoals deze gebruikt worden in WWN. Sommige vegetatietypen hebben baat bij het vasthouden van vocht in de wortelzone of ondiep grondwater (bijvoorbeeld vochtige heide of grasland), terwijl bomen dieper wortelen. Ook aquatische vegetatietypen in het oppervlaktewater kunnen beïnvloed worden door wijzigingen in kwel. Bij al de natuurtypen uit Tabel 2-1 is differentiatie mogelijk naar bodemtype (veen, klei, zand etc.) en de afhankelijkheid/gevoeligheid van deze natuurtypen voor de toevoer van oppervlaktewater als alternatief voor grondwater en neerslag in tijden van droogte.

Er zijn honderden grondwaterafhankelijke soorten (flora en fauna) met ieder een specifieke combinatie van ecologische randvoorwaarden waarbinnen de soort kan voorkomen. Voor een aantal van deze soorten of habitats bestaat er een wettelijk natuurdoel (VHR, NNN etc.). In deze studie is alleen gekeken naar doelen voor aquatische en terrestrische vegetatie en blijven overige natuurdoelen buiten beschouwing (vogels, vis, zoogdieren etc.).

In Tabel 2-1 is voor groepen van vegetatiesoorten aangegeven wat de randvoorwaarden zijn, gebaseerd op de bandbreedte van de optimale condities van de gevoeligste soorten die in de groep zitten (Bouwma et al., 2022; Runhaar en Hennekens, 2015). De Waterwijzer natuur gebruikt de GLG en GVG als functie van het optimum (B1, B2), waarbij B1 en B2 een knikpunt zijn van optimaal voorkomen (zie paragraaf 3.5). Deze knikpunten zijn in Tabel 2-1 opgenomen. Daarnaast zijn er knikpunten gedefinieerd waarbij de soort of soortgroep in zijn geheel niet meer kan voorkomen met een boven- en ondergrens (A1, A2). Tot slot is er per soortgroep in WWN ook per soortgroep informatie verzameld voor droogtestress (uitgedrukt in aantal dagen die de soortgroep maximaal kan overbruggen), kwelafhankelijkheid en overstroombaarheid (zie paragraaf 3.5).

Tabel 2-1 Randvoorwaarden grondwaterafhankelijke natuur als beschikbaar voor natuurterreinbeheerders binnen de Index natuur (Bouwma et al., 2022) of als gebruikt in WWN in de knikpuntentabel voor de optimale grondwaterstanden (B1, B2) (Runhaar & Hennekens, 2015) (? = -999 of +999).

Natuurtype (met Index natuur)	Optimale GLG/GVG per vegetatie type (in cm t.o.v. maaiveld)			
	GLG (WWN)	GVG optimum (WWN)	GVG (Index Natuur)	Opm. overige standplaatsfactoren
Schaarse moerasnatuur , stilstaand vaak op veen (<10.000 ha, Sanders & Meeuwsen, 2019) waarbij zowel terrestrische als aquatische natuur randvoorwaarden stelt aan grondwater.				
Hoogveen (N06.03)	? tot +40	-10 tot +105	-5 tot +25	Al deze vegetatie typen stellen ook hoge eisen aan de waterkwaliteit.
Trilveen (N06.02; H7140,A,B)	? tot +20	-10 tot +3	-20 tot +10	
Veenmosrietland en moerasheide (N06.01)	? tot +30	-8 tot 38		
Zwak gebufferd veen (N06.05; H3130)	? tot +10	19 tot 60	-5 tot ?	
Zuur veen en hoogveen veen (N06.06)	? tot +30	? tot +25	-20 tot ?	
Oppervlaktewatervegetatie met profijt van kwel , in oppervlakte veelvoorkomend leefgebied, maar er kunnen wel kwelafhankelijke vegetatietypen tussen zitten, zoals bepaalde soorten kranswieren).				
Zoete plas en kranswierwater (N04.01/02)				
Natte bostypen die profijt hebben van zeer natte condities (ca. 59.000 ha, Sanders & Meeuwsen, 2019).				
Rivier en beek begeleidend bos (N14.01)	? tot 48	2 tot 27	-40 tot 5	Max. droogvalduur 14 dagen
Hoog- en laagveenbos (N14.02)	-18 tot 28	? tot 50	-25 tot 5	
Haagbeuken en essenbos (N14.03)	0	? tot -30		
Droge bostypen die nadeel hebben van inundatie, maar ook droogtegevoelig zijn.				
Dennen/Eiken/Beukenbos	0	? tot -40		
Rietmoerastypen langs stromende wateren (ca. 50.000 ha, Sanders & Meeuwsen, 2019)				
Moerastypen langs rivier (rietmoeras)(N01-N02)			<-20	
Beek Moerastypen(rietmoeras) (N03)			<-20	
Moeras, <i>Gemaaid rietland</i> (N05.01/02)				
Lage terrestrische flora (gras en struik) op zand die grondwaterafhankelijk is.				
Vochtige Heide (N06.04; H4010A)			-5 tot +40	
Vochtige heide op laagveen		-12 tot 0		
Vochtige heide op zand		-29 tot -12		
Droge Heide (N07.01)	0	? tot -70		
Vochtige graslanden (N10-N13), inundeerbaar (In WWN diverse varianten)			-5 +25	
Drogere graslanden (N11-N12) (In WWN diverse varianten)				
Grondwater afhankelijke kustnatuur				
Duin en Kwelder landschap (N01.02) (In WWN diverse varianten)				
Cultuur Natuur , ca. 763.000 ha in Nederland heeft de kwalificatie agrarische natuur (Sanders & Meeuwsen, 2019). Hier kan ook grondwaterafhankelijke natuur voorkomen.				
Agrarische natuur (A1-A14)				

Van de beoogde vernattingsmaatregelen uit de Kamerbrief 'Water en Bodem sturend' in laagveen (20-40 cm onder maaiveld) en zandgronden (10-30 cm grondwaterstandverhoging) kunnen veel vegetatietypen uit Tabel 2.1 profiteren, maar er blijft waarschijnlijk in veel gebieden een doelgat bestaan voor het type 'schaarse moerasnatuur'.

2.4 Economische waardering van grondwater

2.4.1 Verschillende visies op waarde van grondwater

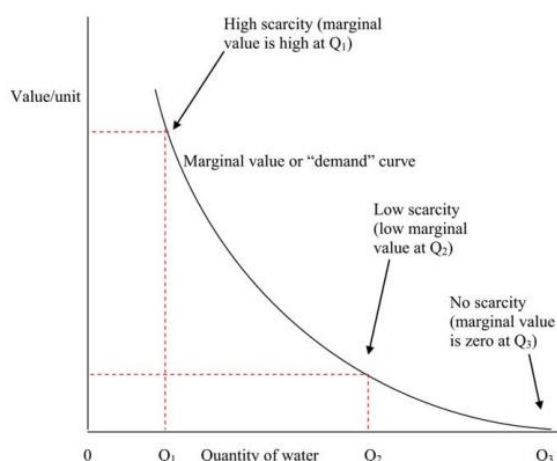
Grondwater vervult veel verschillende functies en heeft daarmee voor mensen op verschillende manieren waarde (Reinhard et al., 2004, Studiegroep Grondwater, 2022). Een aantal eigenschappen van water maakt het ingewikkeld om de waarde van water te kwantificeren zoals dat bij andere goederen gebeurt. De voornaamste is dat water geen homogeen goed is en de waarde afhangt van kwantiteit, kwaliteit, locatie en tijdigheid (Ward en Michelsen, 2002). De waarde van water kan bij een bepaalde combinatie van deze dimensies zelfs negatief zijn, bijvoorbeeld in het geval van natschade in de landbouw (te veel kwantiteit op een bepaalde locatie en tijd). Daarnaast is water niet alleen een grondstof met economische waarde, maar heeft het ook maatschappelijke waarde door zijn functie voor bijvoorbeeld natuur, landschap en cultuur. Het voorkomen van vochtige gebieden (dus hoge grondwaterstanden) levert een aantrekkelijk woon- en werkgebied en is daarmee van sociaaleconomische waarde.

In deze paragraaf worden twee invalshoeken beschreven om naar de waarde van water te kijken: de gebruikswaarde van water (water als privaat productiemiddel) en de niet-gebruikswaarde (water als publiek goed). Praktijktoepassing van de waardering van water blijft lastig, vanwege hierboven beschreven redenen. In de economische systematiek (paragraaf 3.6) die in dit onderzoek wordt toegepast op de case studie, (hoofdstuk 4) is ervoor gekozen het grondwater te bekijken middels de indicator peilverandering, die de dimensies kwantiteit, locatie en tijdigheid combineert. De kwaliteit van het grondwater is nog buiten beschouwing gelaten. Bij de voortzetting van dit onderzoek kan de waardering van het grondwater worden uitgebreid met kwaliteitsaspecten.

2.4.2 Gebruikswaarde: productiemiddel

Grondwater kan worden gezien als productiemiddel om economische goederen te produceren in een markteconomie (Mondeel, 2021). Grondwater wordt bijvoorbeeld gebruikt door de landbouw om voedsel mee te produceren of door de industrie voor productie van dranken, koelwater of reiniging van materialen. Deze producten zijn private goederen: het is mogelijk mensen uit te sluiten van hun gebruik van deze goederen, en wanneer één persoon een eenheid gebruikt, kan een andere persoon niet dezelfde eenheid gebruiken. In deze hoedanigheid wordt de waarde van het water bepaald door vraag en aanbod.

In deze context komt de vraag van directe grondwatergebruikers: agrariërs, drinkwaterbedrijven, energiebedrijven of industrie. (Grondwater voor natuur beschouwen wij hier als gemeenschappelijk i.p.v. privaat goed, zie hierna beschreven.) Het aanbod wordt bepaald door neerslag, afvoer en voorraden in de diepere grondwaterlagen. Dit aanbod kan veranderen door een veranderend klimaat. De hoeveelheid water die beschikbaar is, bepaalt de waarde van elke additionele eenheid water voor gebruikers, zoals te zien in Figuur 2.11. Wanneer er veel grondwater beschikbaar is, is de waarde van elke additionele eenheid laag. Wanneer er weinig grondwater beschikbaar is, is de waarde van elke additionele eenheid hoog.



Figuur 2.11 De waarde van elke marginale eenheid van water, kwaliteit buiten beschouwing gelaten (Bron: Jaeger et al., 2013).

De waarde van grondwater wordt, zoals die in Figuur 2.11 is weergegeven, ook bepaald door de mate waarin het voor gebruikers vervangbaar is door andere middelen. De unieke eigenschappen van water maken het een product waarvoor weinig substituten bestaan. Echter, voor sommige gebruikers is het wel mogelijk over te stappen naar andere typen water, bijvoorbeeld van grondwater naar oppervlaktewater, of te verplaatsen naar een andere locatie. Wanneer dit soort mogelijkheden beperkt zijn, kan de waarde van water bij een bepaalde schaarste (bijvoorbeeld Q1 in Figuur 2.11) plots erg stijgen, wanneer bepaalde gebruiksfuncties dan in gevaar komen (Jaeger et al., 2013). De laatste druppel water in een drinkfles van een persoon in de woestijn is voor diegene van onschatbare waarde.

Water is een bijzonder goed, omdat het een positieve, neutrale maar ook negatieve marginale waarde kan hebben (Reinhard et al., 2004; Jaeger et al., 2013). Bij agrarische ondernemers bijvoorbeeld, wordt de waarde van grondwater bepaald door de meerwaarde die het heeft voor de opbrengst van hun gewas. Bij de juiste beschikbaarheid van grondwater kan het gewas groeien indien andere factoren niet limiterend zijn. Echter, wanneer er te veel grondwater beschikbaar is (ofwel het peil te hoog is), kan natschade ontstaan doordat het gewas te weinig zuurstof beschikbaar had om te groeien. Wanneer er te weinig water beschikbaar is (het peil te laag), kan droogteschade ontstaan doordat het gewas te weinig water beschikbaar had om te groeien.

Wanneer het gebruik van water door één partij effect heeft op een andere partij, spreekt men van een negatieve externaliteit (Jaeger et al., 2013). Het oppompen van water voor drinkwater door bijvoorbeeld een drinkwaterbedrijf kan peildaling als effect hebben, met droogteschade bij een landbouwer (in de buurt van de pomp) als resultaat. In een goed functionerend marktsysteem worden externaliteiten geïnternaliseerd, bijvoorbeeld door in het bovengenoemde voorbeeld de schade te compenseren of door economische prikkels in te stellen waardoor schade wordt voorkomen (Reinhard et al., 2004).

In toenemende mate wordt gebruikgemaakt van de ondergrondse ruimte. De energietransitie, waardoor meer gebruikgemaakt zal worden van warmte-koudeopslagsystemen, evenals het leggen van kabels, leidingen en rioleringen, leggen beslag op de ondergrond. Deze toepassingen kunnen een negatieve invloed hebben op de kwaliteit van het grondwater, waardoor de waarde die het heeft voor bepaalde toepassingen kan veranderen. Ook dit is een vorm van een externaliteit. De Studiegroep Grondwater heeft aanbevolen om meer toe te zien op de scheiding van drinkwaterwinning en energietoepassingen in de ondergrond om deze effecten te voorkomen (Studiegroep Grondwater, 2022).

2.4.3 Niet-gebruikswaarde: common pool resource

Grondwater is niet alleen een productiegoed of grondstof. Het is ook een goed met waarde voor de maatschappij als geheel. Het grondwater in Nederland levert een grote verscheidenheid aan essentiële maatschappelijke functies: voorzien van schoon en voldoende drinkwater, behoud van natuur en biodiversiteit, bepalen van de draagkracht van de bodem, tegengaan van bodemdaling, conservering van funderingen etc. (Mondeel, 2021; Studiegroep Grondwater, 2022). Daarnaast heeft de strategische voorraad van grondwater waarde voor het openhouden van de mogelijkheid van toekomstig gebruik van dat water door huidige en toekomstige generaties (Reinhard et al., 2004). Al deze diensten zijn gemeenschappelijk goed: ze zijn niet-uitsluitbaar (je kan een ander het gebruik van de dienst niet ontzeggen) en niet competitief (door het gebruik van de dienst raakt de dienst niet op).

Het gebruik van water voor één doel limiteert dus het gebruik voor een ander doel. Met andere woorden, het grondwater dat in deze diensten voorziet is wél competitief. Het is echter lastig grondwatergebruikers uit te sluiten of eigendomsrechten toe te wijzen. De overheid moet volgens de wet zorg dragen voor het waarborgen van de drinkwaterbronnen, de bewoonbaarheid van het land en de bescherming van het milieu en kan daarom middels vergunningen en heffingen toezien op het gebruik van grondwater, maar eigendomsrechten hebben noch de overheid, noch de gebruikers. (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021). Deze combinatie van competitie en niet-uitsluitbaarheid maakt grondwater een "common pool resource" (Reinhard et al., 2004). Zonder regulering ontstaat er een situatie waarin gebruikers 'gratis' water kunnen gebruiken voor individueel gewin, ten koste van de gemeenschappelijke diensten die water levert. Deze situatie wordt ook wel een *Tragedy of the Commons* genoemd. Om dat te voorkomen wordt het gebruik van grondwater in Nederland gereguleerd door de provincies via vergunningen in hun

grondwaterverordening. Laagwaardig gebruik van het diepe grondwater voor niet-consumptieve doelen (bijvoorbeeld koelen van industriële processen of beregenen door de landbouw) is verboden (wordt geen vergunning voor verleend). Voor het gebruik van ondiep grondwater kunnen gemeenten en waterschappen beperkingen opleggen.

De tragedie (verlies van de gemeenschappelijke diensten) kan worden voorkomen wanneer governance mechanismen in gang worden gezet om de gemeenschappelijke baten te beschermen (Ostrom, 1999). De markt zal het probleem niet uit zichzelf oplossen en een "social planner", iemand die het algemene welzijn van de samenleving nastreeft, is nodig om de sociale welvaart te maximaliseren. Vaak is dit een beleidsmaker, of de overheid. Dit zou kunnen door de gemeenschappelijke baten een waarde toe te bedelen, en zo via de markt een optimum te bereiken. In het geval van grondwater is dit erg ingewikkeld (Reinhard et al., 2004). Een alternatief is om de diensten van water te waarborgen door beschermende maatregelen te nemen, bijvoorbeeld in de vorm van natuurbescherming.

Voor gebruikers kan de waarde van grondwater afwijken van de prijs die zij ervoor betalen, omdat er geen perfecte markt voor is (o.a. niet iedereen heeft toegang tot het grondwater). Voor het bepalen van de waarde van grondwater voor functies zoals grondwaterafhankelijke natuur moet de waarde van natuur bekend zijn, en de verandering van deze waarde bij verschillende grondwaterstanden. Ook voor het bepalen van de waarde van grondwater als strategische voorraad moeten aannames worden gedaan over de mogelijke toekomstige aanwending van het grondwater en de schaarste in de toekomst.

2.4.4 Waarde water voor natuur

Natuur en water zijn juist in Nederland onlosmakelijk met elkaar verbonden. Natuur kan grofweg worden ingedeeld in aquatische natuur (natuur in oppervlaktewater) en terrestrische natuur (natuur op het land). Aquatische en terrestrische ecosystemen zijn verder onder te verdelen op basis van allerlei abiotische en biotische kenmerken, waarbij de waarde voor natuur kan verschillen. Grondwaterafhankelijke natuur en de aquatische natuur komen tot slot samen voor in de overgangszones van land en water bij o.a. rivieren en vennen. Om kennis over de waarde van natuur aan economie te koppelen, is de diversiteit in natuur in eerste instantie vereenvoudigd naar aquatische en terrestrische natuur. Beide soorten natuur zijn afhankelijk van het grondwaterstandverloop. Daarbij draait het niet alleen om de waterkwantiteit, maar ook om de waterkwaliteit. De kwaliteit van het grondwater beïnvloedt het voorkomen van grondwaterafhankelijke grondgebonden terrestrische en aquatische natuur. Grondwater bevat (veelal) minder nutriënten dan oppervlaktewater, wat belangrijk is voor natuur. Voor het waarderen van natuur wordt vaak het concept ecosysteemdiensten gebruikt, waarbij de waarde van deze diensten afhangt van de relaties van deze diensten met de gebruikers (Strietman et al., 2018). De grondwaterstand zal de onderscheiden ecosysteemdiensten op een verschillende manier beïnvloeden. Recreatie, een culturele ecosysteemdienst, wordt bijvoorbeeld negatief beïnvloed door een hoge grondwaterstand als daardoor het natuurgebied moeilijker begaanbaar is voor voetgangers en fietsers. Ook een te lage grondwaterstand kan hinder geven voor recreatie in moerasgebieden, denk aan bijvoorbeeld stankoverlast door toegenomen oxidatieprocessen. Terwijl voor ecosystemen die afhankelijk zijn van kwelwater, productieve ecosysteemdiensten, juist een hoge grondwaterstand nodig is. De WaterWijzer Natuur (WWN) (KWR, 2022; Witte et al., 2018) heeft de bijdrage van de grondwaterstand aan de kwaliteit van verschillende habitattypen (en daarbij aan de natuurdoelen) gevat in een model (zie paragraaf 3.5). De aldus berekende natuurkwaliteit is positief gecorreleerd met een aantal ecosysteemdiensten van natuur. In het kader van deze studie wordt de waarde van natuur direct gekoppeld aan de (verandering) van de natuurkwaliteit berekend met de WWN (zie paragraaf 3.5, 3.6.1, 4.5 voor berekeningen met WWN en economische analyse). Voor het waarderen van natuur in een MKBA is de Werkwijzer natuur ontwikkeld (Arcadis & CE Delft, 2018).

2.4.5 Waarde water voor landbouw

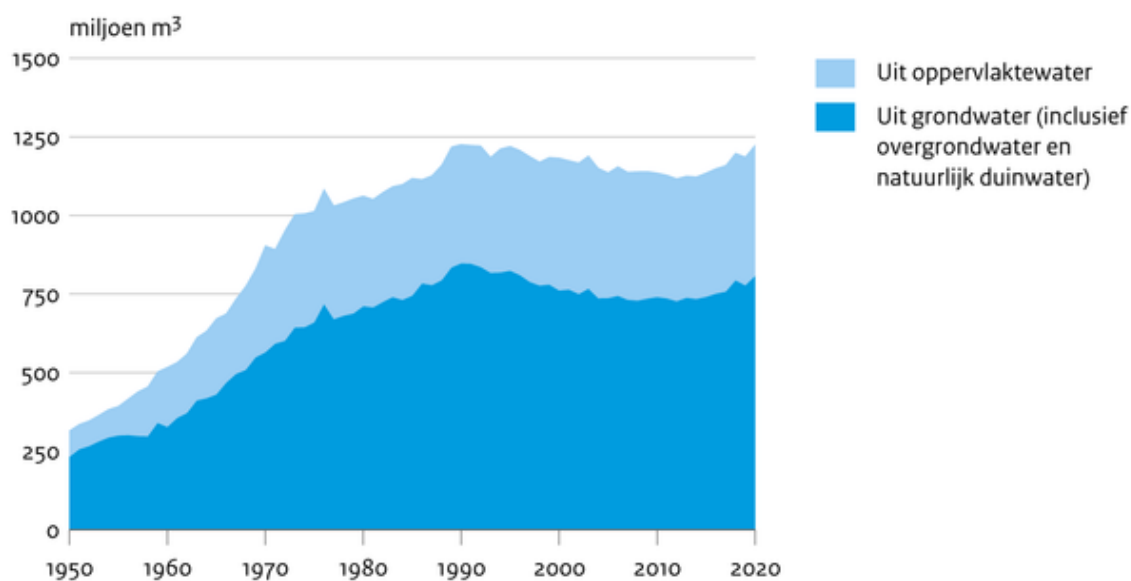
Grondwater is een productiefactor voor agrarische bedrijven. De opbrengst (baten) is afhankelijk van het grondwaterstandverloop, en wel op een voor elk gewas te specificeren wijze. Zowel een te lage als een te hoge grondwaterstand leidt tot opbrengstvermindering. Wageningen Economic Research brengt ieder jaar het gebruik van water door de landbouw in beeld (Van der Meer, 2021). In 2020 bestond 60% van het irrigatiewater uit grondwater. De rest is oppervlaktewater; deze verhouding verschilt per regio. Ook zijn het

watergebruik en de opbrengst (in kg per ha en euro's per ha) van verschillende gewassen vergeleken in droge jaren en een langjarige reeks (Stokkers et al., 2021). De Waterwijzer Landbouw (WWL) beschrijft de relatie tussen het grondwaterstandverloop en de fysieke gewasopbrengst (kg/ha) voor verschillende gewassen. Voor akkerbouwproducten kan de WWL rechtsreeks worden toegepast, voor de veehouderij kan dat indirect via die van gras en/of snijmaïs die als voedergewassen gebruikt worden. De WWL geeft het directe effect van de grondwaterstand op fysieke opbrengsten; deze kan binnen zekere grenzen gebruikt worden voor de totale derving van opbrengst. Bij te lage of te hoge grondwaterstanden kunnen compenserende maatregelen genomen worden die extra kosten met zich meebrengen, bijvoorbeeld inzet van grondwater voor beregening en eventueel drinkwater. Boven een bepaalde grondwaterstand zal in eerste instantie sprake zijn van extra natschade door hetzij minder opbrengsten, hetzij kosten voor drainage en/of bemaling. De landbouwer kiest op basis van private kosten en baten welke adaptatiemaatregelen worden uitgevoerd om de landbouwproductie te optimaliseren, gegeven de structuur van het landbouwbedrijf. Als de natschade door een veranderde grondwaterstand voor een lange periode wijzigt, kan de landbouwer ook gaan investeren in mitigerende maatregelen of de bedrijfsstructuur aanpassen.

2.4.6 Waarde water voor drinkwater

Drinkwaterbedrijven gebruiken voor de productie van drinkwater uitsluitend zoet grond- en oppervlaktewater (Figuur 2.12). De verhouding oppervlaktewater en (oever)grondwater is al decennialang ongeveer één op drie. In 2020 is het aandeel oppervlaktewater 34%. Het aandeel grondwater (66%) is verder op te splitsen in 59% grondwater, 6% oevergrondwater en 1% natuurlijk duinwater (CLO, 2023a).

Productie van drinkwater



Bron: Vewin

RIVM/jun22
www.clo.nl/nl004515

Figuur 2.12 Productie van drinkwater 1950-2020, (CLO, 2023a).

Aan het eind van de jaren tachtig is de drinkwaterproductie opgelopen tot meer dan 1.200 miljoen m³ per jaar. Waterbesparende technische ontwikkelingen, zoals de verbetering van was- en afwasmachines of aanpassingen in industriële productiemethoden, dragen bij aan de daling in de waterproductie. Deze daling zette zich voort tot en met 2014. Vanaf 2015 neemt het verbruik echter weer toe. Deze groei is naast de toename in het aantal inwoners en de economische groei ook veroorzaakt door een stijgend hoofdelijk huishoudelijk gebruik. Daarnaast werden de drie jaren 2018, 2019 en 2020 gekenmerkt door warme en droge zomers, die in extra vraag naar drinkwater resulteerden.

Als drinkwaterbedrijven door veranderingen in de grondwaterstand (of als gevolg van maatregelen om die grondwaterstand te bereiken) minder grondwater kunnen winnen, zullen ze naar alternatieve bronnen voor hun drinkwater moeten zoeken om aan de vraag te kunnen voldoen. Waterbedrijven hebben twee opties: (i) verminderen van de vraag naar water (bijvoorbeeld gebruik de drinkwatervoorziening uitsluitend voor drinken en douchen) en (ii) gebruikmaken van (kostenefficiënte) alternatieve bronnen voor drinkwater. Omdat het gebruik van drinkwater niet gemakkelijk is te beïnvloeden (vanwege gedrag van consumenten en regelgeving), ligt optie (ii) het meest voor de hand. In Bijlage 2 zijn de kosten van verschillende opties om drinkwater uit een andere bron te winnen geïnventariseerd.

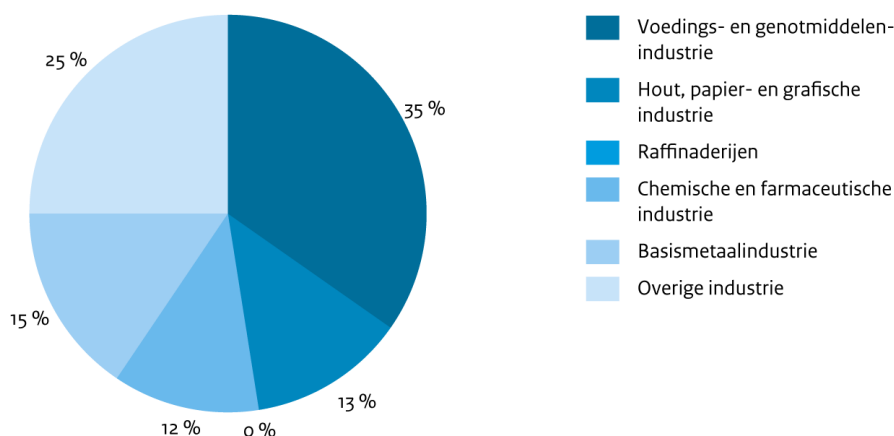
2.4.7 Waarde water voor industrie

Oppervlaktewater (zoet en zout) is de belangrijkste waterbron voor de industrie. Veel van het onttrokken oppervlaktewater wordt ingezet als koelwater, in het bijzonder in de chemie en bij raffinaderijen. De raffinaderijen laten een gestage daling zien in de laatste tien jaar en in de chemie is er geen duidelijke trend in het gebruik van oppervlaktewater. De jaarlijkse fluctuaties in de koelwaterbehoefte zorgen voor een wisselend totaal watergebruik (CLO, 2023b; Figuur 2.13).

Het laatste decennium is het aandeel grondwater 4% van het totaal watergebruik van de industrie. Sinds 1976 is de grondwateronttrekking door de industrie met ruim 70% verminderd. Met name in de beginjaren is dit een indirect gevolg van de invoering van de Wet verontreiniging oppervlaktewater in 1970. Tevens is vanaf 1980 een stringenter grondwaterbeleid gevoerd om verdroging tegen te gaan. Vanaf 1995 werd er bovendien een (rijks)grondwaterbelasting (Wet belastingen op milieugrondslag) geheven door het Rijk, hoewel deze in 2012 ook weer is opgeheven. Daarnaast zijn er provinciale grondwaterheffingen opgelegd, die doorgaans beperkt zijn tot de grotere onttrekkingen. Beide regelingen hebben vanaf 1995 geleid tot een geleidelijke afname van de onttrekkingen. Sinds 2010 is de grondwateronttrekking door industrie tamelijk stabiel op een lager niveau.

De voedings- en genotmiddelenindustrie is de grootste industriële gebruiker van grondwater (zie Figuur 2.13). Deze gebruikt grondwater voor de bereiding van producten (bijvoorbeeld frisdrank en bier) en voor het reinigen van (tussen)producten (bijvoorbeeld van groenten in de conservenindustrie).

Winning en gebruik van grondwater door industrie, 2020



Bron: CBS

CBS/jun22
www.clo.nl/nl001816

Figuur 2.13 Winning en gebruik van grondwater door de industrie in 2020, (CLO, 2023b).

Omdat de economische omvang van de sector industrie in 2020 groter is dan in 2009, gebruiken deze bedrijven relatief minder water ten opzichte van hun economische activiteiten. De voortgaande inspanningen van bedrijven om het watergebruik te beperken, bijvoorbeeld door het sluiten van waterkringlopen en

hergebruik van proceswater, hebben tot besparingen geleid ondanks de substantiële groei van economische productieactiviteiten. Omdat grondwater voor verschillende toepassingen wordt ingezet in de industrie en daar geen specifieke informatie over beschikbaar is, is het niet mogelijk om de (marginale) waarde van grondwater voor de industrie te bepalen.

2.5 Economische analyse

Een methode om na te gaan of de voordelen van beleid of van een investering opwegen tegen de nadelen is de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA). Een MKBA is bedoeld om na te gaan of investeren in een bepaalde set van alternatieve maatregelen maatschappelijk gezien al dan niet een juiste keus is. Een MKBA is een integraal afwegingsinstrument waarmee alle huidige en toekomstige maatschappelijke voor- en nadelen, ofwel de welvaart-/welzijnseffecten, van voorgenomen maatregelen tegen elkaar afgewogen worden door ze zo veel mogelijk in geld uit te drukken. Kosten en baten worden contant gemaakt door toekomstige kosten en baten terug te rekenen naar het basisjaar met de discontovoet. Omdat het de voor- en nadelen van alle betrokkenen – overheid, bedrijven en burgers – in beeld brengt, is de MKBA sectoroverschrijdend. Wanneer de baten groter zijn dan kosten, is een project maatschappelijk gezien verantwoord. Een MKBA is o.a. verplicht bij de projecten uit het Meerjarenprogramma Infrastructuur, Ruimte en Transport (MIRT).

In deze studie hanteren we zo veel mogelijk de Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) zoals beschreven door Romijn en Renes in 2013 (de opvolger van de OEI-leidraad). De Algemene MKBA Leidraad bevat de volgende acht stappen:

1. Probleemanalyse; *zie opgave grondwaterafhankelijke natuur (par. 2.3.2)*;
2. Vaststellen nul-alternatief en projectalternatief; *huidige situatie wordt vergeleken met situatie waarin maatregelen worden genomen om het doelgat (par. 2.3) te verkleinen met maatregelen (par. 4.4)*;
3. Bepaling van kosten van beide alternatieven (*par. 4.5*);
4. Bepalen van baten van beide alternatieven door:
 - o bepaling van de omvang van elk welvaarts-/welzijnseffect;
 - o bepaling van de waarde in euro's van elk welvaarts-/welzijnseffect (beprijzing) (*par. 4.5*).
5. Uitzetten van kosten en baten in de tijd (discontering);
6. Vergelijking van baten en kosten (saldering) (*par. 4.5*);
7. Risicoanalyse (wat gebeurt er als omstandigheden veranderen of prijzen van effecten anders zijn); *niet uitgewerkt in deze casestudie*;
8. Resultaten presenteren en interpreteren (*par 4.5*).

De kosten en baten van de varianten (alternatieven) worden geïnventariseerd (MKBA-stap 3 en 4), gekwantificeerd (in fysieke eenheden) en gemonetariseerd (in euro's) conform de bovengenoemde stappen van de MKBA Leidraad. Formeel zijn de kosten gerelateerd aan de ingreep zelf en de baten zijn de gevolgen van de ingreep. De baten kunnen negatief zijn, als bijvoorbeeld de maatregel leidt tot een grondwaterstandverhoging die leidt tot lagere gewasopbrengsten. Veelal worden met de kosten de negatieve effecten geduid en met baten de positieve.

Voor MKBA-stap 5 worden de kosten en baten over een langere periode berekend. Afhankelijk van het type maatregel kan deze periode zo'n 30 tot 100 jaar beslaan. Met een discontovoet³ kunnen de economische effecten in verschillende jaren vergelijkbaar worden gemaakt tot een netto contante waarde (NCW). Door de discontovoet tellen effecten die na lange tijd plaatsvinden veel minder mee in de NCW. De NCW van de kosten en baten bepaalt het saldo. De NCW kan worden berekend met de volgende formule:

$$NCW = \sum(CF_t / (1 + r)^t) \quad (2.1)$$

In formule (2.1) staat CF_t voor de kosten (of baten) in jaar t , r vertegenwoordigt de disconteringsvoet, en t is het jaar waarin de kasstroom plaatsvindt ($t=0, 1, 2, \dots$).

³ De discontovoet is een percentage waarmee verwachte kosten en baten in de toekomst worden teruggerekend naar het basisjaar van het project. Voor (overheids)investeringen kan het worden geïnterpreteerd als een jaarlijkse rendementseis die men (de overheid) stelt op investeringen.

Maatschappelijke kosten- en batenanalyses (MKBA's) van aanpassingen in de grondwaterstand voor het verbeteren van de grondwaterafhankelijke natuur zijn uitgevoerd voor twee Natura 2000-gebieden in Overijssel (Reinhard et al., 2014a; 2014b). De economische waarderingsstudie van de grondwaterbalans kan worden vereenvoudigd door in plaats van het MKBA-saldo (het verschil tussen totale baten en kosten) te berekenen van verschillende grondwaterstanden, het natuurdoel centraal te stellen en na te gaan welk maatregelenpakket om dat natuurdoel te realiseren de minste kosten kent. De MKBA wordt dan een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA), waarbij het natuurdoel als gegeven wordt beschouwd en natuur zelf (het natuurdoel) dan in de studie niet hoeft te worden gewaardeerd. De vereenvoudiging zit erin dat de waardeverandering van de natuurverbetering niet hoeft te worden bepaald.

Het doel van de waarderingsystematiek in deze studie is dan om te onderzoeken hoe een herstelde waterbalans in een gebied kan worden bereikt tegen zo laag mogelijke totale kosten voor de verschillende belanghebbenden. Met andere woorden: wat is de kosteneffectiviteit van verschillende maatregelen of combinaties van maatregelen? Hiervoor kijken wij naar het verschil in kosten en baten voor relevante waterafhankelijke sectoren van verschillende (combinaties van) maatregelen. De kosten en baten bestaan dan uit de kosten van de maatregel zelf en de kosten (of baten) van de door de maatregel veranderde grondwaterstanden. De (combinatie van) maatregelen die het goedkoopst een gewenste grondwaterstand (om bijvoorbeeld de grondwater afhankelijke natuur te verbeteren) kan realiseren, is het kosteneffectiefst. Het grondwaterpeil is hierin een praktische manier om naar de kwantiteit van grondwater op een bepaalde tijd en locatie te kijken. Dezelfde methode kan worden toegepast om de kosten en baten van verschillende grondwaterstanden met elkaar te vergelijken, om de voor de maatschappij optimale grondwaterstand te bepalen. De grondwaterstand met de grootste baten-kostenratio (of het grootste baten-kosten saldo/verschil) is dan de optimale grondwaterstand. In dit laatste geval moeten dan de kosten en baten van natuur expliciet worden meegenomen in de analyse.

In de praktische systematiek die in het volgende hoofdstuk is beschreven, kennen we aan de functie van grondwater voor de natuur geen economische waarde toe, maar zetten we de natuurdoelwaarden centraal als natuurdoel. Van daaruit bekijken we de kosten en baten die tot stand komen bij verschillende partijen door opties (maatregelen) om deze natuurdoelen te behalen.

In economische analyses wordt de waarde bepaald aan de hand van een vergelijking van twee situaties (zie stap 2 van de MKBA). In veel gevallen wordt het effect van een maatregel (of beleid) afgezet tegen de autonome ontwikkeling (de situatie dat er niet voor een maatregel/beleid wordt gekozen). De waarde van grondwater wordt bepaald door voor alle grondwatergebruikers en functies de effecten die zij ondervinden van een verandering van de grondwaterstand van de referentie (situatie zonder maatregelen, business as usual) naar de nieuwe situatie (met maatregelen) als gevolg van maatregelen te kwantificeren, waarbij de nieuwe situatie idealiter het peil is dat nodig is om de natuurdoelen te realiseren. Bij het bepalen van de kosten en baten wordt zowel de mogelijke schade of verminderde van schade door peilverandering voor de gebruikers (en functies) meegenomen (bijvoorbeeld opbrengstderiving van de landbouwer), als de kosten van de maatregel zelf (bijvoorbeeld het aanleggen van een stuw).

In paragraaf 2.4 is een bondig overzicht gegeven van gebruikers van grondwater en functies die grondwaterafhankelijk zijn. Het concept ecosysteemdiensten kan worden gebruikt voor het inventariseren van de relaties tussen het grondwater en gebruikers van diensten van grondwater. Ook worden ecosysteemdiensten gebruikt om (grond)waterafhankelijke functies/diensten te kwantificeren (Studiegroep Grondwater, 2022). Het gebruik van ecosysteemdiensten in een economische analyse kan leiden tot dubbeltellingen (Strietman et al., 2018), omdat in de ecosysteembenadering regulerende diensten worden onderscheiden die tot waarde komen via de productiediensten. Bijvoorbeeld het reinigend vermogen van de ondergrond komt tot waarde als grondwater wordt gewonnen voor de bereiding van drinkwater. De ecosysteemdiensten worden in de economische analyse gewaardeerd, waarbij het verschil tussen twee (of meer) situaties wordt vergeleken. De Studiegroep Grondwater onderscheidt de ecosysteemdienst draagkracht, waarbij een lagere grondwaterstand bijdraagt aan een groter draagvermogen (van klei, zand en veen). Voor houten funderingen is juist een hoge grondwaterstand beter voor de draagkracht. Deze beide elementen van de ecosysteemdienst draagkracht kunnen worden gewaardeerd door twee situaties (met verschillende grondwaterstand) met elkaar te vergelijken. Veel ecosysteemdiensten zijn verbonden aan

grondwaterafhankelijke natuur. Volgens de Studiegroep Grondwater (2022) zijn er zeven specifieke ecosysteemdiensten verbonden aan grondwaterafhankelijke natuur. Deze omvatten:

- ESD3, 6 en 11 – Het reinigend vermogen van de ondergrond en de biochemische cycli zijn cruciaal voor het leveren van grondwater met een specifieke chemische samenstelling, essentieel voor grondwaterafhankelijke natuur. Dit draagt ook bij aan de biodiversiteit van het grondwaterecosysteem en kan natuurbranden helpen voorkomen.
- ESD5 – Regenwater wordt gedeeltelijk vastgehouden en levert zo direct water aan de gewassen.
- ESD7 – De kwelstromen met hun constante lage temperatuur spelen een belangrijke rol in de temperatuurregulatie die cruciaal is voor de ecosystemen.
- ESD8 – Grondwater bevordert de watervoerendheid van beken en zorgt voor een permanente basisafvoer, wat indirect de kwaliteit van het oppervlaktewater verbetert, bijvoorbeeld door de binding van fosfor aan ijzer.
- ESD9 – Grondwater- en kwelafhankelijke natuur profiteert van de voeding vanuit het diepere grondwater met een constante en gebufferde kwaliteit en is ook afhankelijk van de hogere grondwaterstanden voor het goed functioneren. Deze diensten worden niet monetair gewaardeerd in hun studie.

2.6 Databeschikbaarheid voor de waterbalans

Een belangrijk aspect bij het bepalen van de waterbalans en het opzetten en gebruik van de modellen is de beschikbaarheid en de nauwkeurigheid van de informatie van de diverse waterstromen. Zowel de beschikbaarheid als de nauwkeurigheid van data is schaalafhankelijk. Zo bestaan er bijvoorbeeld datasets op nationaal niveau, op waterschapsniveau en op de schaal van lokale studies.

In een onderzoek van KWR (Stofberg, 2022) is ingegaan op de beschikbaarheid van data die onder andere gebruikt kunnen worden voor conceptuele watersysteemmodellen, maar ook voor andere watergerelateerde onderzoeken. Voor de grotere waterstromen, zoals afvoer van grotere rivieren en drinkwateronttrekkingen, zijn vaak metingen en registraties beschikbaar. Voor veel vooral kleinere stromen moet ook gebruik worden gemaakt van modelberekeningen om ze te schatten, zoals kleinere oppervlaktewateren en landbouwonttrekkingen. Toetsing van deze laatste waterstromen aan metingen is veelal beperkt. In het algemeen kan gesteld worden dat grote en/of centraal geregelde waterstromen, zoals grote oppervlaktewateren of grote onttrekkingen, vaak goed in beeld zijn. Deze waterstromen worden beheerd door professionele organisaties en het aantal is beperkt, waardoor het meten en registreren van deze stromen goed mogelijk is. Voor de grote oppervlaktewateren geldt dat Rijkswaterstaat metingen verricht, omdat dit van groot belang is zowel bij lage als hoge afvoeren. Voor drinkwateronttrekkingen en industriële onttrekkingen en lozingen (vergunningsplichtig) geldt dat deze gegevens meestal in een database opgeslagen zijn bij provincies en/of waterschappen, maar ook gebundeld bij de Emissieregistratie.

Voor diffuse stromingen (zoals grondwaterstroming of werkelijke verdamping) geldt vaak dat deze niet goed of slechts lokaal meetbaar zijn, waardoor men moet terugvallen op modelberekeningen. Hoewel deze modelresultaten relatief goed beschikbaar zijn, is het niet goed in te schatten hoe betrouwbaar deze data zijn, omdat validatie vrijwel niet of slechts eenzijdig mogelijk is (Stofberg, 2022).

Voor kleine stromen, zoals kleine onttrekkingen van grond- of oppervlaktewater of restwaterlozingen op het riool door particulieren, geldt dat deze niet (overal) gemeten of geregistreerd worden. Deze stromen zijn doorgaans zeer talrijk en worden op vaak onregelmatige basis toegepast door particulieren of kleinere ondernemingen (Stofberg, 2022).

Of beperkte beschikbaarheid van data over een bepaalde waterstroom problematisch is, hangt af van het doel waar de data voor worden gebruikt. In het algemeen kan gesteld worden dat dit het geval is wanneer de onzekerheden rondom een waterstroom (vermoedelijk) significant kunnen zijn voor het te beschrijven systeem. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer de stroom (vermoedelijk) relatief groot is, of relatief groot tijdens een kritische periode (maar niet per se groot tijdens een langere periode). Voor onttrekkingen ten behoeve van de landbouw lijkt er een relatief grote onzekerheid te bestaan, die geïllustreerd wordt door zeer grote verschillen tussen inschattingen op basis van registratie door de overheid en modelresultaten op basis van berekende beregeningsbehoefte (Stofberg, 2022).

Het modelinstrumentarium zal met name toegepast worden in studies die gebruikt worden om varianten op hoofdlijnen met elkaar te vergelijken. Dit maakt dat een zekere mate van onnauwkeurigheid van de waterstromen niet problematisch is, zolang het de onderlinge vergelijking niet beïnvloedt.

Databeschikbaarheid verschilt ook voor de andere aspecten dan de waterbalans zelf, waaronder natuur(waarden) en economische waarden. Voor natuur zijn er landelijke data beschikbaar via bijvoorbeeld de Nationale Database Flora en Fauna (NDFF). De beschikbare resolutie van de ecologische data kan echter soms te grofmazig zijn voor een analyse met de modellen op kleine schaal of niet overeenkomen met de resolutie van de abiotische data. De resolutie van de velddata kan soms ook verschillen per soort of natuurdoel. Voorts zijn sommige flora en fauna gemakkelijk telbaar in individuen, broedparen of oppervlakte. En bij andere soorten is abundantie (aantal individuen per hectare) complexer om vast te stellen. Vogels zijn makkelijker telbaar en om te rekenen naar een abundantie per hectare dan insecten of kleine vissen. Graslanden is een voorbeeld van een karteerbare eenheid met remote sensing, terwijl inschatting van het areaal habitattypen binnen dit grasland aanvullend veldwerk zal vragen en andere manieren van modelmatige interpolatie van deze veldgegevens. Ook kan het zo zijn dat een waterbeheerder of natuurterrein behorende instantie aanvullende ecologische data heeft naast de landelijke data en de wens heeft deze aanvullende data ook mee te nemen in de modellen.

Voor economische analyses zijn er landelijke data en gegevens van landbouwbedrijven in het Bedrijveninformatie netwerk (BIN), waarin (van een steekproef van een kleine 1000 landbouwbedrijven) veel (bedrijfs)economische gegevens voorhanden zijn. Verder zijn er voor de economische analyse veel kentallen beschikbaar die zijn gebaseerd op nationale en regionale gegevens. Locatie- en bedrijfsspecifieke data zijn beschikbaar voor alle landbouwbedrijven via de landbouwtelling en BRP. Voor drinkwaterbedrijven zijn data beschikbaar uit openbare bestanden. Data over industriële bedrijven die water gebruiken, zijn niet voorhanden op laag schaalniveau. Voor de verkenningen met varianten en scenario's binnen gebiedsprocessen die wij willen ondersteunen met de modellen zijn regionale en landelijke inschattingen nodig voor een globaal beeld.

2.7 Synthese en gevolgen opzet modelinstrumentarium

De achtergronden uit dit hoofdstuk hebben richting gegeven aan de inrichting van de opeenvolgende modellen (hoofdstuk 3). De gepresenteerde definities van een waterbalans en de uitwerking daarvan in paragraaf 2.1, geven aan dat niet alleen een numerieke waterbalans en verandering in grondwatervoorraad in beeld moeten worden gebracht, maar met name de effecten op verschillende gebruikers. Het instrumentarium bevat daarom modules die deze effecten inschatten. Voor het doorrekenen van toekomstige situaties, in vergelijking met een uitgangssituatie, is het voornaamste belang om een algemeen beeld van de verandering te krijgen. Daarom gebruiken wij modules die zich richten op langjarig gemiddelde effecten.

Vanuit beleid en regelgeving bestaan er doelstellingen om grondwaterkwaliteit en grondwatervoorraad te behouden en verbeteren. Daar bovenop hebben overheden de verplichting maatregelen te treffen wanneer de instandhoudingsdoelstellingen voor een Natura 2000-gebied worden bedreigd door bijvoorbeeld verdroging. Vanuit dit perspectief zouden Natura 2000-doelstellingen daarom moeten worden beschouwd als een gegeven bij grondwaterbeheer. Oftewel, deze doelen moeten worden behaald en andere gebruikers en actoren bij grondwatervraagstukken moeten zich hierop aanpassen. Voor de inrichting van de modellen betekent dit dat deze zo moeten kunnen rekenen dat eisen voor natuurdoelen als uitgangspunt worden genomen en vervolgens de effecten van het bereiken hiervan voor andere grondwatergebruikers in beeld moeten worden gebracht. Technisch betekent dit dat effecten op natuur in de eerste plaats worden berekend om te zien in hoeverre maatregelen deze effecten behalen. In deze studie zijn de doelen van natuur leidend en daarmee is het afwegen van natuurwaarden met andere waarden van secundair belang.

Voor de economische analyse van verschillende grondwaterbalansposten en grondwatergebruikers geldt dat deze complex is, omdat het moeilijk is om bepaalde factoren, zoals natuurwaarden, gezondheidseffecten van natuur en watergebruik voor industrie in geld uit te drukken. De waarde van water verschilt tussen gebruikers en actoren en is niet altijd competitief. Water is een bijzonder goed, omdat het een positieve, neutrale maar ook negatieve marginale waarde kan hebben. Grondwater is niet alleen een productiegoed of

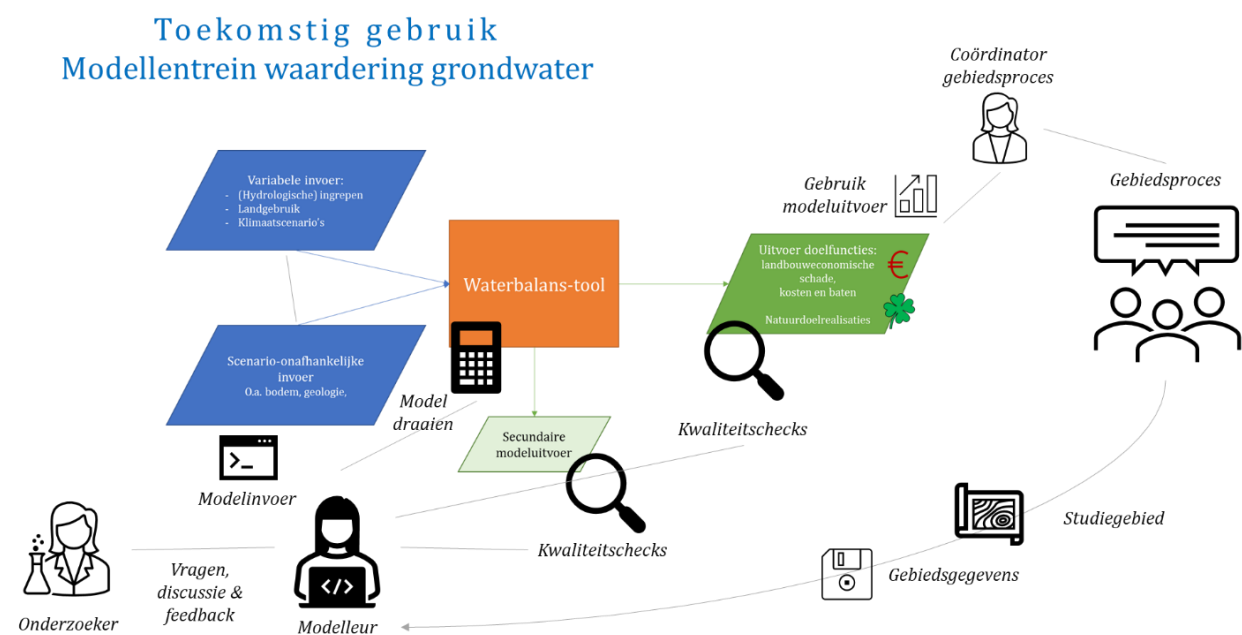
grondstof. Het is ook een goed met waarde voor de maatschappij als geheel. Al deze diensten zijn een gemeenschappelijk goed: ze zijn niet-uitsluitbaar (je kan een ander het gebruik van de dienst niet ontzeggen), grondwater als gemeenschappelijk goed is niet competitief (door het gebruik van de dienst raakt de dienst niet op).

Omdat het bepalen van de waarde van water complex is en er vraag is naar een beter inzicht hierin, vraagt dit aspect binnen onze studie de meeste innovatie. Niet alle relevante economische processen kunnen daardoor worden opgenomen in de eerste versie van het modelinstrumentarium. In de economische systematiek (paragraaf 3.6) die wordt toegepast, hebben wij ervoor gekozen het grondwater te bekijken middels de hydrologische randvoorwaarden voor natuur, die via de indicator peilverandering zijn geconcretiseerd. Deze combineert de dimensies kwantiteit, locatie en tijdigheid.

3 Het modelinstrumentarium

3.1 Het modelinstrumentarium gebruiken in een gebiedsproces

Het instrumentarium bestaat uit verschillende modellen die met elkaar verbonden zijn via modeluitvoer. We benadrukken dat het instrumentarium bestaat uit verschillende modellen die reeds in operationeel gebruik zijn in Nederland. We hebben hiervoor de werknaam 'modellentrein' gebruikt, die kan worden weergegeven als een enkel blok met in- en uitvoer (Figuur 3.1 met in blauw de invoer, in oranje het model zelf en in groen de uitvoer).

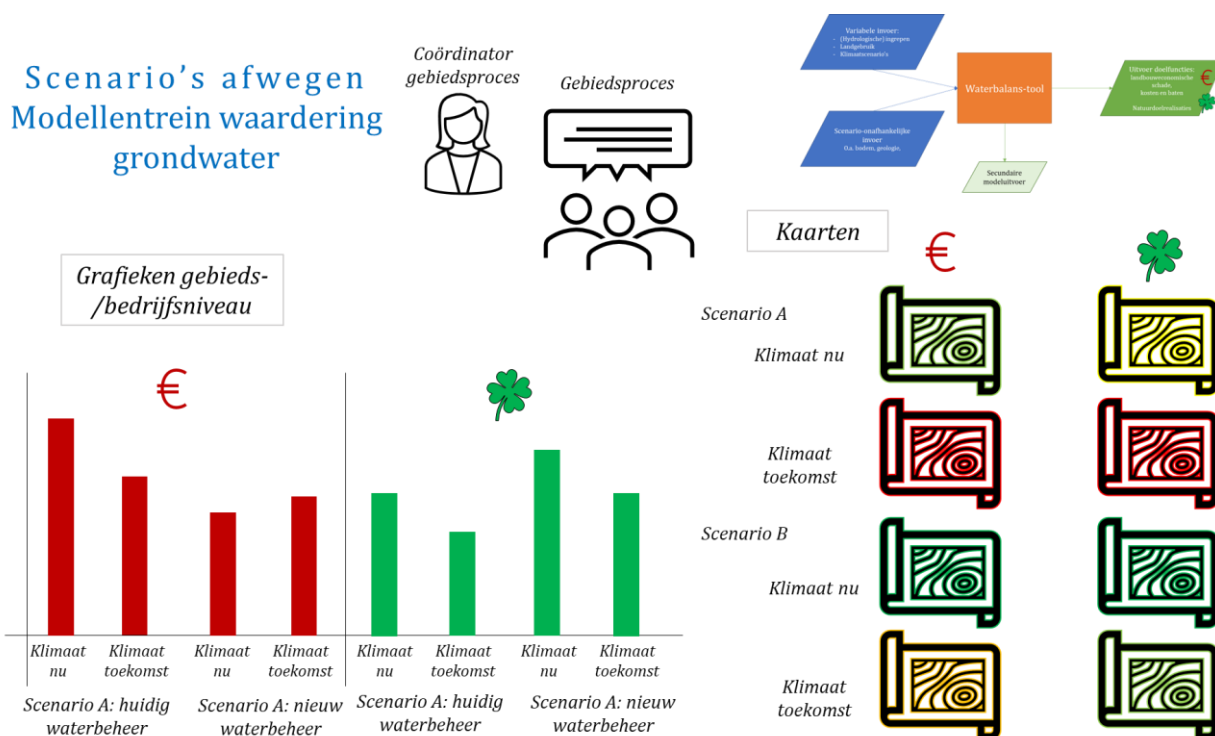


Figuur 3.1 Voorziene wijze van gebruik van de modellen in het instrumentarium binnen een gebiedsproces.

De modellen worden gevoed door zowel invoer (blauwe blok in Figuur 3.1) die varieert tussen scenario's/ingrepen (zoals hydrologische ingrepen en landgebruik; variabele invoer) als door invoer die hetzelfde blijft tussen de verschillende scenario's (zoals geologie en bodemtype; statische invoer). De uitvoer kan worden verdeeld in primaire (donkergroene blok in Figuur 3.1) en secundaire uitvoer (lichtgroene blok in Figuur 3.1). De secundaire uitvoer komt van de verschillende individuele modellen en is bedoeld voor kwaliteitscontrole (mogelijke fouten in modelinvoer, modellen en modelschakeling). De primaire uitvoer komt uit de modellen die als eindpunt in het treintje staan. Deze modeluitvoer bevat de informatie die gebruikt kan worden in het gebiedsproces.

Voor effectieve toepassing van een model moet niet alleen duidelijk zijn wat er in- en uitgaat, maar ook wie het model kan draaien en gebruiken. Voor ons modelinstrumentarium is de voorziene toepassing een gebiedsproces met verschillende actoren, waarbij de primaire modeluitvoer geïnterpreteerd en ingepast moet kunnen worden in het gebiedsproces door één persoon. Deze persoon noemen we de 'coördinator' (Figuur 3.1). Om het model te draaien, zullen één of meerdere modellers nodig zijn. Zij hebben kennis nodig van de verschillende modellen en moeten de secundaire uitvoer kunnen interpreteren en duiden. Mogelijk zit niet alle benodigde kennis bij een individuele modelleur, maar zijn verschillende specialisten

nodig. De relevante specialismen zijn stroomgebieds-, grondwater- en agrohydrologie, ecologie, kennis van wettelijke kaders rondom water en natuur en landbouweconomie. Het is waarschijnlijk dat niet één modelleur alle benodigde kennis bezit, zeker wanneer verschillende modelinvoer (zoals hydrogeologie en economische data) moet worden klaargezet. Om zowel de modellen als het gebruik ervan te verbeteren, kunnen de modelleurs communiceren met de ontwikkelaars/onderzoekers, die aanwijzingen kunnen geven en zelf van de fouten kunnen leren en de modellen kunnen verbeteren.



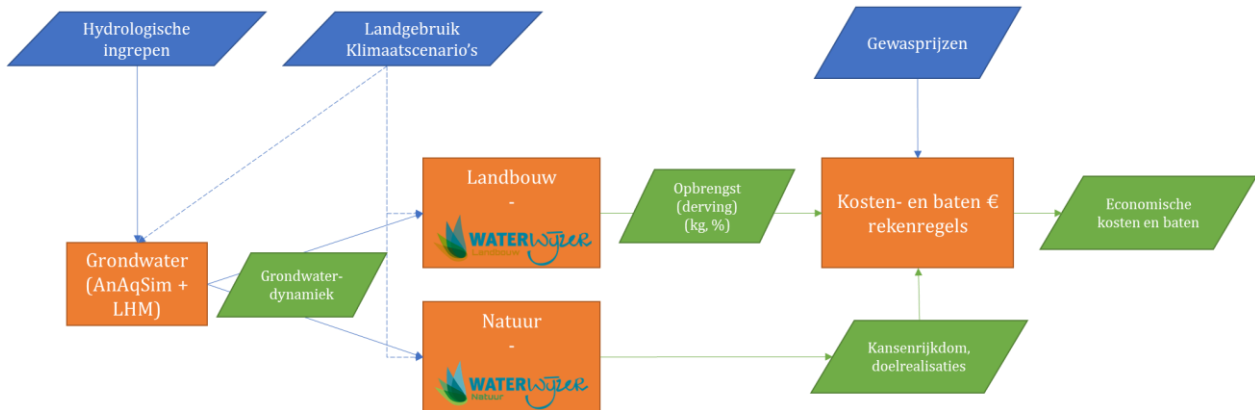
Figuur 3.2 Scenario's draaien en weergeven met de opeenvolgende modellen (conceptueel).

Het instrumentarium is bedoeld om inrichtingsvarianten binnen een gebiedsproces door te rekenen. De varianten kunnen worden opgesteld door beleidsmakers, in samenwerking met actoren en de implementatie in de modellen wordt uitgevoerd door de modelleurs, die gebruikmaken van data uit het gebiedsproces. Voor een snelle en goede analyse door een coördinator met beperkte inhoudelijke kennis zijn duidelijke visualisaties en tabellen nodig. Op gebieds- of bedrijfsniveau kunnen veranderingen worden weergegeven met grafieken (links in Figuur 3.2) en voor een ruimtelijk beeld kunnen kaarten worden gemaakt (rechts in Figuur 3.2). Voor de eerste versie van het instrumentarium hebben we door tijdrestricties nog geen compleet eenduidige wijze van presenteren en visualiseren opgezet.

3.2 Opzet combinatie van modellen

Binnen de geschetste systematiek voor een gebiedsproces zouden verschillende modellen of combinaties van modellen kunnen worden gebruikt. Bij de keuze voor modellen moet het gebruiksdoel scherp zijn. De in hoofdstuk 2 besproken aspecten van een waterbalans, namelijk de verschillende balansposten en ruimte- en tijdschaal, zijn bepalend voor de inrichting en de keuze voor de verschillende modellen. Hieronder gaan wij in op de eisen wij hebben gesteld aan de modellering en die hebben geleid tot de uiteindelijke modelkeuzes. De gekozen modellen en hun onderlinge verbindingen zijn weergegeven in Figuur 3.3.

Modellentrein waardering grondwater



Figuur 3.3 Conceptuele weergave van de gecombineerde modellen (werknaam 'modellentrein') met de verschillende modules, belangrijkste invoer en uitvoer.

Het startpunt is het grondwater- en oppervlaktewatermodel. In eerste instantie hebben wij voor het grondwatermodel een combinatie van het AEM-model AnAqSim en het Landelijk Hydrologisch Model (of één van de regionale varianten) gekozen (paragraaf 3.3). Veranderingen in grondwaterstand worden gebruikt in de berekeningen voor landbouw en natuur. Hiervoor hebben wij de modellen Waterwijzer Landbouw (werkgroep Waterwijzer Landbouw, 2018) en Waterwijzer Natuur (Witte et al., 2018) gekozen. De landbouwuitkomsten worden vervolgens omgezet in financieel-economische waarde. De economische modellering hebben we met rekenregels vormgegeven.

De inzet van geschakelde modellen is bedoeld voor gebiedsprocessen en dus zijn alle gekozen modellen geschikt voor regionale schaal binnen Nederland. De kleinste ruimtelijke schaal waarop de modellen gebruikt kunnen worden, is in de orde van enkele vierkante kilometers. Belangrijk is dat geschikte hydrologische grenzen worden gekozen. Bij voorkeur wordt een stroomgebied gemodelleerd. De modellen voor de economische doorrekening werken op zich voor ieder schaalniveau, maar de economische processen die worden gemodelleerd, zijn gebaseerd op te maken keuzes van stakeholders. Voor de landbouw is daarom voor nuttige berekeningen de minimale schaal van één agrarisch bedrijf nodig. De modellen kunnen meer economische processen beschrijven als een groter gebied wordt gemodelleerd. De maximale horizontale ruimtelijke toepassingschaal is ingegeven door de schaal van een beschikbaar grondwatermodel dat doorgerekend kan worden voor verschillende scenario's. In theorie kan dit voor heel Nederland zijn indien voldoende invoer en rekencapaciteit beschikbaar zijn. Vaker zal dit tot maximaal het gebied van een waterschap zijn en in het kader van een gebiedsproces, een deelstroomgebied binnen een waterschap. De kleinste celgrootte (één rekeneenheid) waarop het model kan worden toegepast, hangt af van de lokale hydrologische omstandigheden

Voor toepassing binnen verschillende gebieden in Nederland is het nodig dat de modellen toepasbaar zijn in verschillende typen gebieden. Relevante onderscheidende factoren zijn verschillende grondwaterregimes (ondieper, (on)dieper en constante of juist sterk variërende diepte), verschillende grondsoorten (zand, klei en veen), geologie, topografie en landgebruik (zoals landbouw, bos, stedelijk gebied, oppervlakte water). De modellen zijn daarom goeddeels landelijk toepasbaar. Elk model kent echter beperkingen en dat is ook het geval bij de hier gekozen modellen. Aan deze beperkingen besteden wij in dit rapport de nodige aandacht, omdat deze relevant zijn voor het gebruik binnen gebiedsprocessen. Een belangrijk en eerdergenoemd voorbeeld is dat het huidige modelinstrumentarium geschikt is voor gebieden met grondwaterafhankelijke natuur.

De modellen zijn niet bedoeld voor het doorrekenen van een specifiek jaar of deel van een jaar. Het doel van het instrument is verschillende varianten te vergelijken voor zowel het huidige als het toekomstige klimaat. Het is daarom voldoende om representatieve perioden, klimaatscenario's en economische situaties door te

rekenen. De gekozen modellen rekenen op deze wijze en de modeluitvoer is representatief voor het huidige klimaat en de huidige economische situatie of een gekozen toekomstscenario.

Omdat het modelinstrumentarium breed inzetbaar moet zijn binnen Nederland, hebben we gekozen voor modellen die zo veel mogelijk gevoed kunnen worden vanuit landelijk beschikbare datasets. Dit zijn deels ruimtelijke datasets (kaarten) en deels data die representatief zijn voor Nederland of een deel van Nederland. Echter, gebiedseigen data, zoals grondwateronttrekkingen, zullen vaak nodig zijn. Met name voor varianten zullen schattingen van toekomstige waterbalansposten nodig zijn. Vanuit de economische modellering zijn data over het gebruik van grondwater nodig en informatie over alternatieven voor dit watergebruik. Voor de landbouw kunnen die worden afgeleid uit modellen die gewasgroei en watergebruik bepalen. Per gewas en per regio kunnen alternatieven voor grondwater worden ingeschat. Data over grondwatergebruik voor drinkwater zijn voor een deel uit openbare databronnen af te leiden. Voor grondwatergebruik door de industrie zijn nauwelijks openbare data voorhanden. Tevens verschilt het gebruik van grondwater per sector, en kan per sector grondwater voor verschillende doeleinden worden ingezet.

In een rekenmodel kunnen alleen bepaalde varianten/maatregelen met voldoende nut en nauwkeurigheid worden doorgerekend. Ten eerste komt dit door de technische opzet van het model: alleen bepaalde invoer kan technisch worden meegegeven aan een model. Ten tweede kan alleen bepaalde invoerbare data nuttig worden doorgerekend. De onzekerheid rondom de grootte van bepaalde invoerwaarden kan namelijk zo groot zijn dat het model niet voldoende kan differentiëren. De verschillen in numerieke uitkomsten zijn dan kleiner dan de onzekerheidsmarges eromheen. Dit komt door zowel eigenschappen van de invoerdata als van het model. De effecten van bepaalde hydrologische maatregelen, zoals kleine stuwen, kunnen bijvoorbeeld mogelijk lastig worden ingeschat, omdat de rekenregels en parameters van het model het lokale effect moeilijk kunnen differentiëren. Voor onze modellen geldt ten eerste dat technische ingrepen in het hydrologisch systeem kunnen worden doorgerekend. Voorbeelden zijn grondwateronttrekkingen en stuwen waardoor het oppervlaktewaterpeil wijzigt. Deze veranderingen hebben direct effect in het grondwatermodel en deze effecten vloeien vervolgens door in indirecte effecten in de andere modellen. Ten tweede kunnen landgebruiksveranderingen worden doorgerekend, welke directe effecten hebben in het grondwatermodel, Waterwijzer Landbouw en Waterwijzer Natuur. De indirecte effecten vinden hun weg door de geschakelde modellen, tot aan de economische berekeningen.

3.3 Grondwatermodellering

Voor het in beeld brengen van de waterbalans in een gebiedsproces kan gebruik worden gemaakt van een systematiek voor hydrologische studies, zoals weergegeven in Bijlage 1. Hierin worden zeven stappen onderscheiden: van een kwalitatieve schets van het watersysteem, via een kwantitatieve analyse naar een uitwerking van scenario's of inrichtingsvarianten. Dit betreft een iteratief proces, waarbij voortschrijdend inzicht of een noodzaak tot verdere detaillering van bepaalde processen aanleiding kan zijn tot het maken van andere keuzes in zowel het gebruik van modellen als het bekijken van inrichtingsvarianten. De grondwatermodellering is onderdeel van de genoemde systematiek voor hydrologische studies.

3.3.1 Gebruik van huidige data en modellen

Om het natuurlijke watersysteem in Nederland in kaart te brengen, is er een grote hoeveelheid geohydrologisch relevante data in zowel ruimte als tijd beschikbaar. Tevens zijn veel (maar lang niet alle) data in toenemende mate publiekelijk toegankelijk. Grondwaterstanden en oppervlaktewaterafvoeren zijn hierbij van groot belang, zowel voor het monitoren van de grondwatervoorraad als de effecten van afwijkende (weer)condities of gedane aanpassingen in het hydrologisch systeem. Deze data zijn veelal 'near realtime' beschikbaar vanuit de waterschappen. Daarnaast is een goede kennis van de ondergrond van belang voor het bepalen van de grondwatervoorraad. Hiervoor zijn verschillende ondergrond 'modellen' beschikbaar, welke zijn gebaseerd op schematiseringen van een veelvoud aan geologische metingen. Een eerste ordeschatting van aanwezige grondwatervoorraden kan hierop gebaseerd worden. Daarnaast is er veel kennis beschikbaar omtrent vegetatie en landgebruik, (buis)drainage, oppervlaktewater lichamen etc. Een deel van de data is echter ook minder eenvoudig toegankelijk of in zijn geheel niet beschikbaar. Te

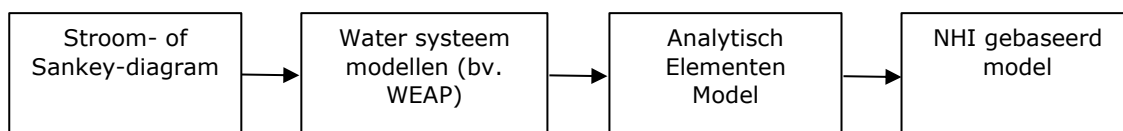
denken valt aan grondwateronttrekkingen voor industrie of landbouw, waterkwaliteitsdata of lozingen in oppervlaktewater. Hiervoor zal contact met de stakeholders in een gebied noodzakelijk zijn.

Het is van belang te beseffen dat een grote databeschikbaarheid niet per definitie leidt tot betere modelresultaten of verwachtingen. Zo zorgen bijvoorbeeld interpretatie van gegevens door onderzoekers, interpolatie van gegevens in ruimte en tijd, hiaten in procesbegrip of vereenvoudiging van concepten in modellen voor onzekerheden, die niet altijd gecompenseerd kunnen worden door het toevoegen van data. Daarnaast is ook niet ieder model geschikt voor iedere toepassing of doel. Een model kan bijvoorbeeld zeer complex zijn en te veel rekentijd of kennis vergen, waardoor gebruik onhaalbaar blijkt voor een eenvoudige toepassing. Het blijft daarom van belang om, voor een modeltoepassing, de modeluitvoer van de huidige situatie te vergelijken met beschikbare metingen binnen het projectgebied.

In Nederland worden gedetailleerde analyses van grondwater in ruimte en tijd doorgaans uitgevoerd middels het gebruik van (gekoppelde) grond- en oppervlaktewatermodellen. Het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium (NHI) vormt hierbij op dit moment de belangrijkste basis, waar veel data zijn gebundeld. Dit NHI is 'een verzameling van software en data voor het ontwikkelen van grondwater- en oppervlaktewatermodellen voor Nederland op landelijke en regionale schaal' (www.nhi.nu). Naast de landelijke toepassingen van dit instrumentarium (het Landelijk Hydrologisch Model, LHM) zijn er ook regionale toepassingen (bijvoorbeeld AMIGO) waarbij fijnmaziger kan worden gerekend en bepaalde invoerdata in meer detail beschikbaar kunnen zijn. Binnen het LHM (en de regionale modellen) wordt, voor grondwaterstromingen, gebruikgemaakt van MODFLOW (USGS), een model dat rekent op basis van cellen, waardoor een driedimensionaal raster ontstaat waarin de waterdruk wordt uitgerekend. Middels een separaat oppervlaktewatermodel en onverzadigde zone-model worden uitwisselingen tussen grondwater, oppervlaktewater en de onverzadigde zone verder verfijnd. Een nadeel van dit instrumentarium is de relatief lange rekentijd die vereist is bij het doorrekenen van varianten.

3.3.2 Analytische Elementen Modellen (AEM's)

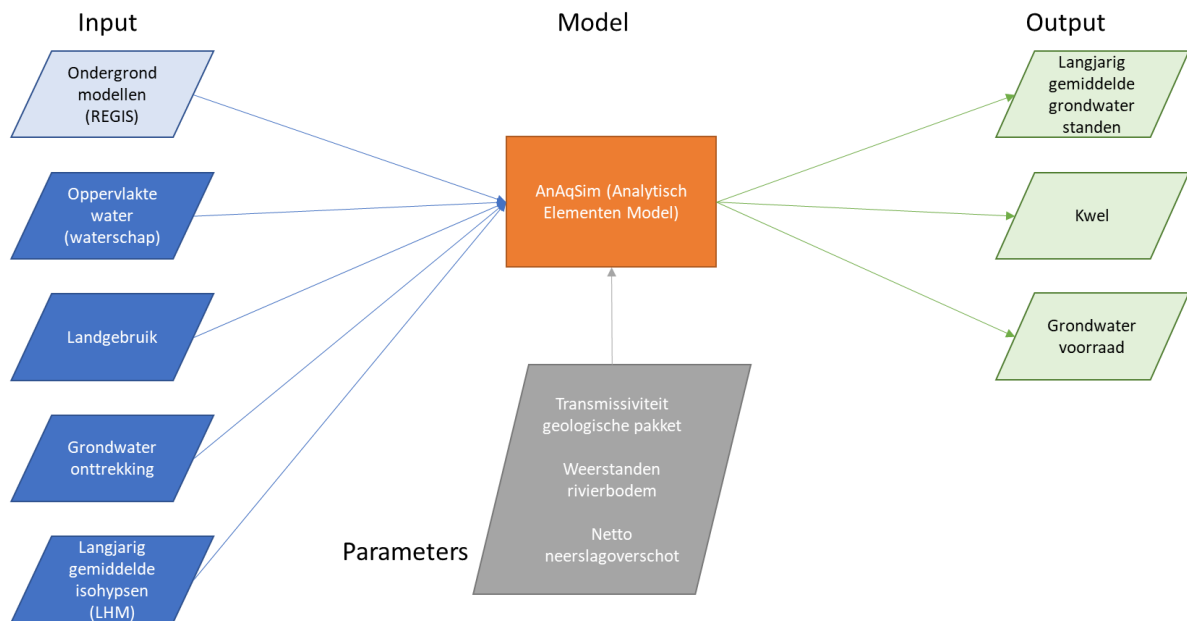
Voor het uitvoeren van een modelmatige analyse van de waterbalans is een grote variatie aan modellen beschikbaar, variërend van nul-dimensionale modellen die niet ruimtelijk gedistribueerd zijn (bijvoorbeeld WEAP), tot complexe gekoppelde driedimensionale modelinstrumentaria, waarbij grondwaterstromingen op fijne schaal worden uitgerekend (bijvoorbeeld LHM en de regionale NHI modellen). Het gebruik van het ene of het andere model is niet per definitie verkeerd; het is van belang te beseffen wat het doel van de analyse is, op welke ruimte en tijdschaal informatie gewenst is en in welk stadium van de gebiedsanalyse we ons bevinden. Modellen kunnen elkaar daarin goed aanvullen. Daarmee is het logisch om, gedurende de iteratiestappen in de systematiek voor hydrologische studies, te gaan van een grofstoffelijk model naar een meer geavanceerde representatie. Met dat doel maken wij in deze studie voor de modelanalyse gebruik van een analytisch elementen model (AEM). Dit model is geavanceerder dan een nul-dimensionaal model, maar vergt minder rekentijd en kennis dan de NHI-modellen. Dit helpt bij het inventariseren van de kansrijkheid van een grote variatie aan mogelijke oplossingen voor knelpunten in de waterbalans, maar voor een meer gedetailleerde uitwerking kan het noodzakelijk of wenselijk blijken om een geavanceerder 'NHI-model' in te zetten.



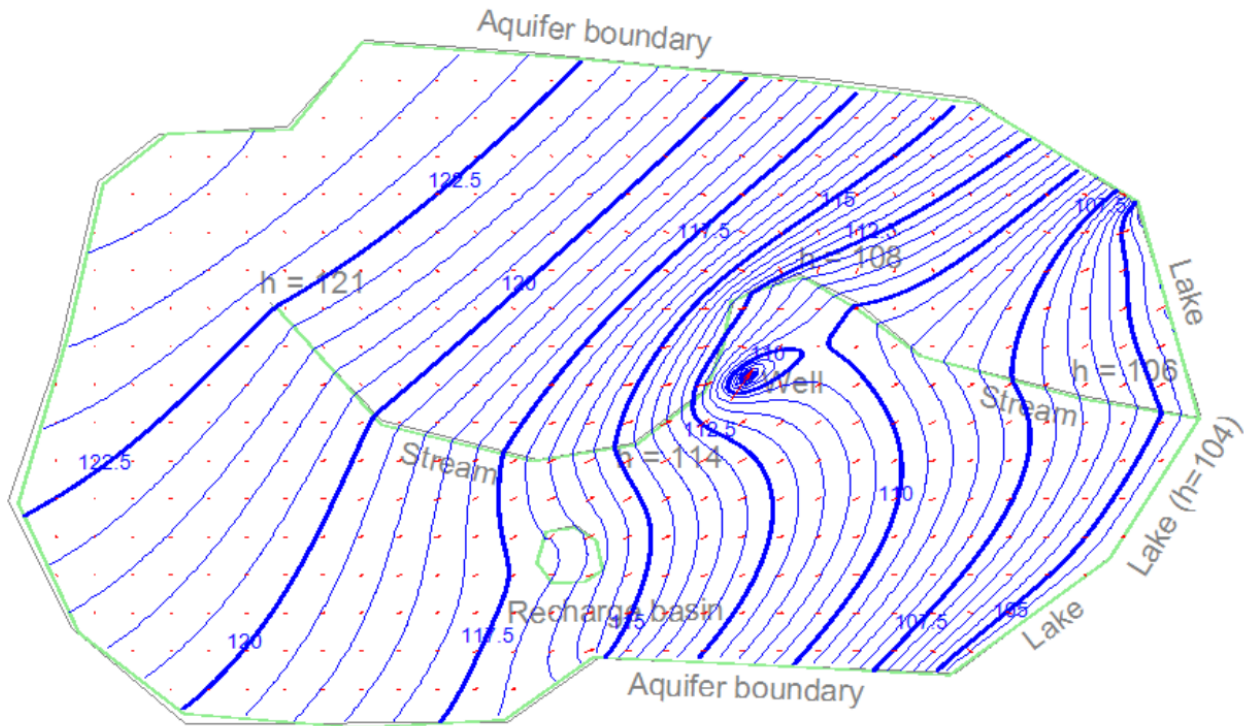
Figuur 3.4 Overzicht diverse modelonderzoeken.

Het analytische elementen model (AEM) AnAqSim (Fitts, 2022) dat is gebruikt, maakt gebruik van punten, lijnen en polygonen waarvoor automatisch analytische functies worden opgesteld. Puntdata betreffen met name onttrekkingen of lozingen, lijnen omvatten met name watergangen (van sloten tot rivieren, met opgelegd waterpeil) en polygonen hebben veelal betrekking op eenheden met gelijke geologie en/of grondwateraanvulling. Middels het superpositieprincipe worden voor een willekeurige positie stijghoogtes en

grondwaterstromingen uitgerekend, die de som zijn van de effecten van alle aanwezige elementen in het model. Tevens kan informatie verkregen worden over de stroming van of naar open water (open water zelf wordt niet gemodelleerd). Ook kan, in geval van tijdsafhankelijke scenario's of veranderingen in model-parametrisatie (bijvoorbeeld een verandering in grondwateronttrekking), een verschil in grondwatervoorraad worden berekend. Als laatste kunnen ook (verschillen in) kwelstromen worden berekend wanneer met een gelaagd model wordt gerekend. Doordat gebruikgemaakt wordt van analytische functies in het AEM is deze manier van rekenen snel. Een nadeel van deze methode ten opzichte van het LHM is de veel kleinere mogelijkheid tot detaillering van de invoerparameters en het ontbreken van topografie. Als gevolg van dit laatste kunnen berekende grondwaterstanden eenvoudig boven maaiveld uitkomen. Dit heeft negatieve gevolgen voor de accuraatheid van de modeluitkomsten.



Figuur 3.5 Schematische weergave van de grondwatermodellering met AnAqSim en het Landelijk Hydrologisch Model (LHM). Lichtblauw = invoer die niet wijzigt tussen varianten, donkerblauw = invoer die kan wijzigen tussen varianten, lichtgroen = uitvoer die gebruikt wordt door andere modellen en grijs zijn parameters die voor AnAqSim moeten worden ingesteld en niet wijzigen tussen varianten.



Figuur 3.6 Voorbeeld van het AEM AnAqSim, met een afgebakend domein met verschillende randvoorwaarden (lake, aquifer boundary), een rivier (stream), een onttrekkingsput (well) en een infiltratiegebied (recharge basin). Blauwe lijnen geven de berekende stijghoogtes, rode pijlen de lokale stromingsrichting en grootte. Bron: <https://www.fittsgeosolutions.com/FirstAnAqSimTutorial.pdf>.

Invoer

Voor het opzetten van een statische (niet tijdsafhankelijke) simulatie in AnAqSim zijn de volgende zaken van belang:

1. Afbakening en randvoorwaarden modelleerdomein. Een exacte afbakening is nodig op basis van informatie over de ondergrond (REGIS II), maaiveldhoogte (AHN), oppervlaktewater (Waterschap) en meerjarige isohypsenpatronen (AMIGO); zie ook paragraaf 2.3. Deze informatie wordt gebruikt om de relevante modelgrootte ten opzichte van de interesselocatie(s) te bepalen. Vervolgens kunnen randvoorwaarden als waterscheiding (geen flux) of vaste stijghoogte opgelegd worden, ver genoeg van de interesselocatie(s).
2. Definiëren ondergrond. Op basis van REGIS II en de NHI-schematisatie kan een schematisatie van de ondergrond worden ingetekend in het AEM. Hiertoe worden polygoenen ingetekend waarbinnen de eigenschappen constant zijn. Dit kan een zowel een eenlaags- of (deels) meerlaagsmodel zijn, waarbij wordt opgemerkt dat een meerlaagse representatie noodzakelijk is om kwel te kunnen modelleren. Dit laatste is in een later stadium nodig voor de analyse van effecten op natuur. De eigenschappen die worden toegekend per polygoon en eventueel per laag zijn het doorlaatvermogen, porositeit en de verticale doorlatendheid.
3. Invoeren vlak bronnen/onttrekkingen. Gebruikmakend van de informatie van de ondergrond en grootschalig landgebruik kunnen schattingen van het jaargemiddelde neerslagoverschot gemaakt worden per polygoon. Dit is afhankelijk van de neerslag, verdamping en oppervlakkige afvoer over maaiveld of middels greppels of drains.
4. Invoeren punt bronnen/onttrekkingen. Dit zijn de (jaargemiddelde) onttrekkingen (of injecties) van grondwater. De filterdiepte dient ook opgegeven te worden. Onttrekkingen of lozingen uit/naar oppervlaktewater worden niet meegenomen, zoals omschreven in de definitie van de grondwaterbalans (paragraaf 2.1).
5. Invoeren lijn bronnen/onttrekkingen. Dit betreft de oppervlaktewateren, variërend van het formaat perceelsloot tot rivier. Vanuit het waterschap wordt informatie verkregen omtrent waterpeilen en bodemhoogtes. De bodembreedte wordt gebruikt om een weerstand te bepalen.

Een kalibratie van een aantal parameters op basis van bijvoorbeeld stijghoogtemetingen of een landelijk (LHM) of regionaal (bv. AMIGO) model zal noodzakelijk blijken. Dit betreft bijvoorbeeld de transmissiviteit of weerstand van ontwateringsmiddelen. Wanneer een basisrun is gedefinieerd, kunnen aanpassingen in de punt-, lijn- en vlakbronnen of onttrekkingen gemaakt worden om veranderingen in bepaalde condities te simuleren. Zo kan bijvoorbeeld het dempen van een watergang (verwijderen lijnbron), verminderen van een drinkwaterwinning (verminderen onttrekkingsdebiet) of het aanleggen van drainage (verlagen van de grondwateraanvulling) gesimuleerd worden.

Uitvoer

De uitvoer uit het model omvat de berekende stijghoogtes, kwelfluxen (in geval van een meerlagenmodel, als benodigd voor analyse van effecten op natuur), grondwaterstromingssnelheid en -richting, onttrekkings- of infiltratieflux van de punt-, lijn- en vlakbronnen en stroombanen. Voor de huidige modellen wordt alleen gebruikgemaakt van de eerste twee uitvoermogelijkheden.

Beperkingen

Ondanks de voordelen van de snelle werking van het model is er een aantal duidelijke nadelen van het gebruik van het AEM, met name in systemen waarbij het grondwater dicht aan maaiveld ligt, zoals het geval is voor veel systemen in Nederland. Een aantal voorbeelden:

- Topografie wordt niet expliciet meegenomen. Hierdoor worden gemakkelijk grondwaterstanden uitgerekend die zich boven maaiveld bevinden. Dit kan deels voorkomen worden door te werken met een fijnmazigere schematisatie van bijvoorbeeld de ondergrond, de grondwateraanvulling en de watergangen. Echter, naast dat deze invoer arbeidsintensief is, kan dit ook resulteren in langere rekentijden bij een te fijnmazige schematisatie en wordt de kalibratie minder eenvoudig.
- Er wordt tot nog toe alleen gerekend met een tijdsafhankelijk model, omdat het bepalen van een tijdsafhankelijke grondwateraanvulling niet gedaan is. Hiervoor zouden modellen als SWAP gebruikt kunnen worden, maar daarmee wordt het doel van het gebruik van het AEM, namelijk het snel kunnen doorrekenen van scenario's, tenietgedaan.
- Oppervlaktewaterpeilen dienen op voorhand gedefinieerd te worden als modelinvoer en kunnen niet worden berekend. Dit is met name een beperking voor tijdsafhankelijk modelleren.
- Het opzetten van het model is arbeidsintensief en vereist een aantal keuzes die niet eenvoudig kunnen worden gestandaardiseerd. Daardoor is de exacte modelopzet op dit moment niet reproduceerbaar.
- Kalibratie is momenteel niet geautomatiseerd, waardoor een handmatige aanpassing van parameters noodzakelijk is. Een automatische kalibratie is echter wel mogelijk.

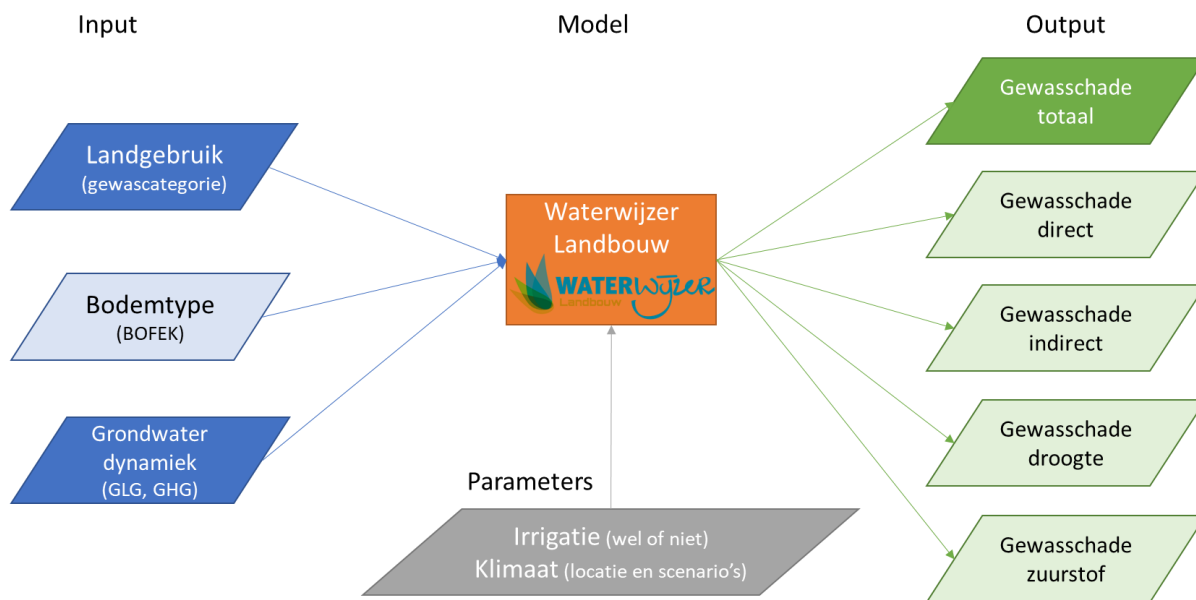
3.3.3 Van AEM naar Waterwijzer Landbouw en Waterwijzer Natuur

Voor de aansturing van Waterwijzers (zowel WWL als WWN) is informatie nodig over de stijghoogten (GHG, GVG en GLG) en de kwelflux. Gezien bovengenoemde beperkingen van AEM is ervoor gekozen om niet tijdsafhankelijk te rekenen, waardoor de informatie uit het AEM niet rechtstreeks te gebruiken is voor de effectmodules.

Voor de huidige situatie (referentie) worden stijghoogten en de kwelflux ontleend aan het LHM (of één van de regionale modellen). Bij het doorrekenen van varianten worden veranderingen berekend door het AEM hierbij opgeteld. Zo wordt er per variant telkens een berekening uitgevoerd met het AEM voor de huidige situatie en een berekening uitgevoerd voor de situatie waarbij sprake is van een hydrologische maatregel. Stel dat de hydrologische ingreep op een bepaalde locatie leidt tot een stijghoogteverschil van 20 cm, dan worden alle grondwaterstandkarakteristieken (GHG, GVG, en GLG) opgehoogd met 20 cm. Op vergelijkbare wijze wordt de kwelflux aangepast. De 'huidige situatie' (referentie) berekend met het AEM betreft daarmee een andere situatie dan de 'huidige situatie' berekend met het LHM, dat als uitgangssituatie wordt gebruikt. Om het effect van een hydrologische maatregel te kunnen kwantificeren, is het wel van belang dat de referentiesituatie vergelijkbaar is. Daartoe is het AEM gekalibreerd op de langjarig gemiddelde grondwaterstanden uit het LHM.

3.4 Landbouwkundige effecten met Waterwijzer Landbouw

Waterwijzer Landbouw (WWL; werkgroep Waterwijzer Landbouw, 2018) is een uniforme, voor brede toepassing ontwikkelde en praktische methode voor het bepalen van klimaatbestendige relaties tussen waterhuishoudkundige condities (en veranderingen daarin) en gewasopbrengsten. Hiermee krijgen waterbeheerders en agrariërs een reproduceerbare inschatting van het effect van waterhuishoudkundige maatregelen of klimaatverandering op landbouwkundige opbrengsten.



Figuur 3.7 Schematische weergave van Waterwijzer Landbouw zoals gebruikt binnen het instrumentarium. Lichtblauw = invoer die constant blijft tussen varianten, donkerblauw = invoer die kan verschillen tussen varianten, grijs = parameters (keuzes die eventueel kunnen worden gewijzigd tussen varianten, donkergroen = uitvoer die gebruikt wordt door andere modellen en lichtgroen = uitvoer die alleen ter controle dient.

Veranderingen in hydrologische condities kunnen veroorzaakt worden door bijvoorbeeld waterbeheer, herinrichtingsprojecten, (drink)waterwinningen, maar ook door het klimaat. Waterwijzer Landbouw kan het effect van dergelijke veranderingen op landbouwschade inschatten, maar kan ook worden gebruikt bij het optimaliseren van de waterhuishouding op zowel lokale, regionale als nationale schaal. Ondanks dat Waterwijzer Landbouw is gebaseerd op complexe processen in het bodem-water-plant-atmosfeer systeem, is het toch eenvoudig toepasbaar.

Om de gevolgen van klimatologische en/of waterhuishoudkundige veranderingen op het functioneren van planten te beoordelen, moeten de essentiële processen die de wisselwerking tussen bodem, water, plant en atmosfeer beschrijven expliciet beschouwd worden. Hiervoor maakt Waterwijzer Landbouw gebruik van de gekoppelde procesmodellen SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant; Van Dam et al., 2008; Kroes et al., 2017) en WOFOST (WORld FOod STudies; Boogaard et al., 2014; De Wit et al., 2019) waarin de wisselwerking tussen bodem, water, atmosfeer en gewasgroei is beschreven.

Met dit gedetailleerde modelinstrumentarium is voor de totstandkoming van de makkelijk toepasbare WWL-tabel een groot aantal simulaties uitgevoerd voor combinaties van de meest voorkomende gewassen en bodemtypen onder verschillende hydrologische en meteorologische omstandigheden. Op basis van deze simulaties zijn relaties afgeleid tussen grondwaterstandkarakteristieken GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand) en GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) en de gewasopbrengst. Zo zijn uitkomsten uit de gedetailleerde procesmodellen eenvoudig toepasbaar gemaakt via metarelaties, samengevat in de WWL-tabel. Het projectresultaat van Waterwijzer Landbouw bestaat hiermee uit twee hoofdonderdelen:

- WWL-metarelaties: op basis van plotkenmerken als gewas, bodem en meteorologie in combinatie met grondwaterstandkarakteristieken kunnen de gewasopbrengsten per weerjaar worden bepaald. Deze zijn op de website <https://waterwijzerlandbouw.wur.nl/> te vinden bij de Webversie en de WWL-tabel.

-
- Modelinstrumentarium: voor het uitvoeren van gedetailleerde berekeningen van gewasontwikkeling onder te droge, te natte en/of te zoute omstandigheden. Op de website⁴ kan dit benaderd worden via WWL-regionaal en WWL-maatwerk.

Om de doorlooptijd van de WWL zo veel mogelijk te beperken, maken we in deze studie gebruik van de WWL-metarelaties (versie 3.0.0; WWL-metarelaties worden bevroegd met de tool WWL-tabel). Hiermee is het mogelijk om een veelvoud aan verkennende berekeningen uit te voeren binnen korte tijd. Hierdoor kunnen er veel potentiële maatregelen doorgerekend worden, waarna een selectie van maatregelen alsnog met het meer gedetailleerde WWL-modelinstrumentarium doorgerekend kan worden.

Bij het toepassen van de WWL-metarelaties (versie 3.0.0) is bekend dat voor bodemeenheden met zware tot zeer zware klei in het bodemprofiel de droogtestress wordt overschat onder natte hydrologische omstandigheden. Uit recent onderzoek is gebleken dat andere modelconcepten voor simulatie van wateropname onder vergelijkbare omstandigheden beter in staat zijn om water op te nemen en daarmee leiden tot minder droogtestress (Heinen et al., 2023). Deze modelconcepten zitten echter nog niet in de huidige versie van de modellen.

3.4.1 Invoer

De WWL-tabel werkt met de volgende invoergegevens (blauwe en grijze blokken in Figuur 3.7):

- Landgebruik: landbouwkundige gewascode met keuze uit gras (alleen maaien of alleen beweiden), snijmais, wintertarwe, zomergerst, aardappel of suikerbieten;
- Bodemtype: BOFEK2020 bodemeenheid (Heinen et al., 2021; 2022);
- Hydrologie/grondwaterdynamiek: grondwaterstandkarakteristieken GLG en GHG (respectievelijk de gemiddelde laagste grondwaterstand en gemiddeld hoogste grondwaterstand), die uit het grondwatermodel worden gehaald;
- Irrigatie: indien geactiveerd, wordt er een beregeningsgift van 20 mm gesimuleerd wanneer de transpiratiereductie (als gevolg van droogtestress) over een dag groter is dan 15%. Na een beregeningsgift duurt het minimaal een week voordat er opnieuw een beregeningsgift wordt gegeven. Er wordt geen rekening gehouden met een eventueel verbod op beregening;
- Klimaat/meteorologie: weergegevens met betrekking tot straling, temperatuur, luchtvochtigheid, windsnelheid en neerslag (incl. neerslagintensiteit) afkomstig van een weerstation met keuze uit De Kooy, De Bilt, Eelde, Vlissingen of Maastricht. Naast een weerstation kan ook een klimaatscenario worden gekozen: huidig (1991-2020) of toekomstig (Wh-scenario 2036-2065).

3.4.2 Uitvoer

Als resultaat levert de WWL-tabel de gewasrespons op per ruimtelijke eenheid. Het betreft niet alleen langjarige gemiddelden, maar ook resultaten voor individuele weerjaren. De gewasrespons bestaat uit een potentiële gewasopbrengst, uitgedrukt in biomassa ($\text{kg}_{\text{ds}} \text{ha}^{-1}$, kg ha^{-1} of stuks ha^{-1}), voedereenheid melk (kVEM ha^{-1}), darm-verteerbaar eiwit (kDVE ha^{-1}) en uit de relatieve opbrengstderving, uitgedrukt als percentage. De totale opbrengstderving kan hierbij worden uitgesplitst in een aandeel als gevolg van indirecte effecten en directe effecten. Indirecte effecten zijn het gevolg van een verschuiving in het groeiseizoen in verband met te natte omstandigheden om grondbewerking te kunnen uitvoeren, directe effecten zijn het gevolg van transpiratiereductie gedurende het groeiseizoen. Deze transpiratiereductie kan veroorzaakt worden door droogte- en/of zuurstofstress. Binnen de modellen gebruiken we de percentuele relatieve opbrengstderving als uitvoer (groene blokken in Figuur 3.7). In de economische module wordt deze opbrengstderving omgerekend in euro's.

3.4.3 Beperkingen

Het modelinstrumentarium SWAP-WOFOST is getoetst aan praktijkgegevens en experimenten (Hack-ten Broeke et al., 2013; Knotters et al., 2017; Mulder et al., 2023). Daarnaast zijn pilotstudies in Hoog en Laag Nederland uitgevoerd waarbij de resultaten van de WWL-metarelaties nader zijn geanalyseerd (Heinen et al., 2017; Mulder et al., 2019). Door toepassing in pilots leren we van verschillende soorten

⁴ <https://waterwijzerlandbouw.wur.nl/>

gebruikers welke onduidelijkheden er zijn, welke vragen de toepassing oproept en wat er verbeterd moet worden. Op deze manier dragen pilots bij aan verbetering van Waterwijzer Landbouw en raken toekomstige gebruikers bekend met de mogelijkheden en beperkingen ervan.

3.5 Effecten op natuur met Waterwijzer Natuur

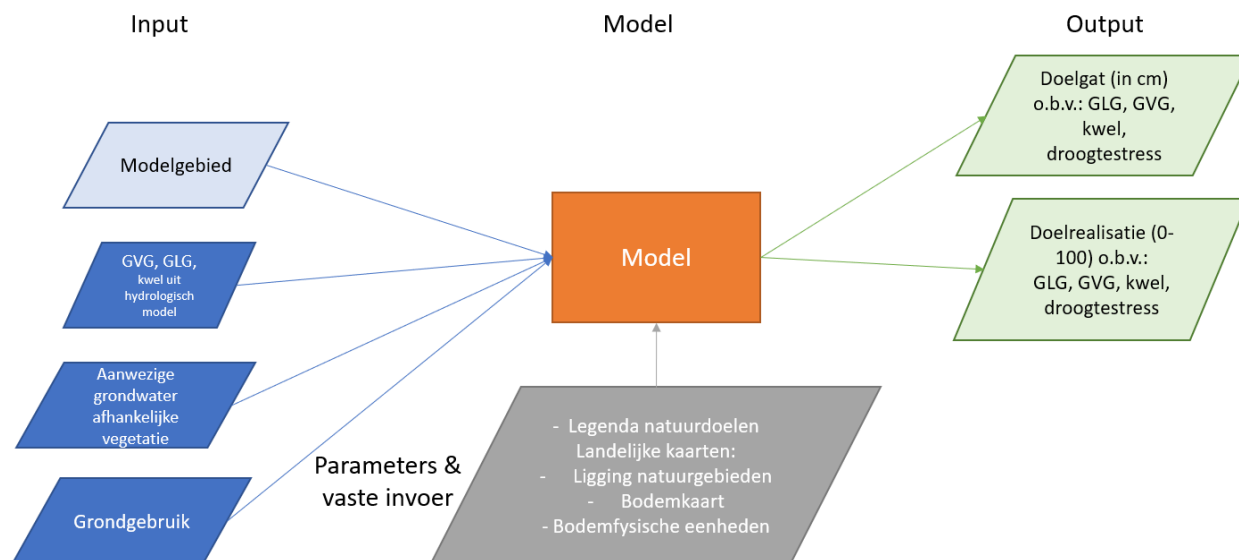
3.5.1 Inleiding

De Waterwijzer Natuur (WWN) is een instrument waarmee kan worden bepaald wat de effecten zijn van waterbeheer, klimaatverandering en stikstofdepositie op terrestrische vegetatie. De WWN wordt toegepast op verschillende ruimtelijke schalen, van lokaal (een natuurgebied) tot nationaal (heel Nederland). De tool is ontwikkeld door een samenwerking tussen Wageningen University en Research, Stowa, Nutrient Management Institute (NMI), Hoefsloot spatial Solutions (HSS) en KWR Water Research Institute als trekker. De WWN is continu in ontwikkeling; de afgelopen jaren zijn meerdere versies verschenen. Op dit moment is de nieuwste versie de WWN-3, waarbij de effecten van veranderingen in stikstofdepositie recent aan het instrument zijn toegevoegd (KWR, 2022). Binnen WWN zijn twee onderdelen ondergebracht in een gebruiksvriendelijke schil. Met het eerste onderdeel, Waternood, kan worden getoetst of de huidige waterhuishouding in overeenstemming is met ecologische vereisten van vegetatie. Met PROBE, het tweede onderdeel, kunnen ook toekomstvoorspellingen worden gedaan. De werking van deze onderdelen wordt in onderstaande secties globaal toegelicht. Zie www.waterwijzer.nl en Witte e.a., 2018; Nijp e.a., 2022 voor meer achtergrond over de werking van de WWN.

3.5.2 Waternood

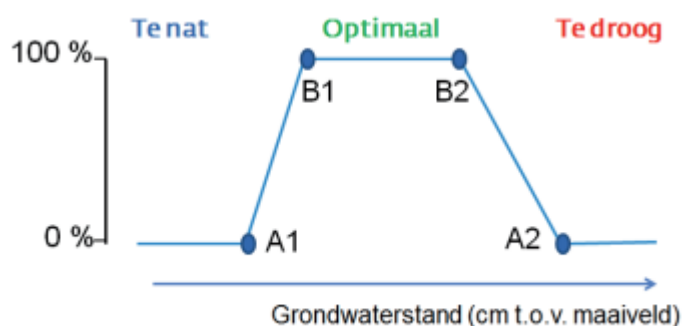
3.5.2.1 Doel en werking

Waternood kan gebruikt worden om te toetsen of de natuurdoelen in een gebied worden gehaald met de huidige waterhuishouding. Dit model doet geen toekomstvoorspellingen, maar toetst de huidige waterhuishouding aan bestaande vegetatiedoelen. Hierbij wordt gebruikgemaakt van de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur van Runhaar en Hennekens (2015). De hydrologische randvoorwaarden die vegetatietypes of doeltypes stellen aan de waterhuishouding zijn in Waternood opgenomen met trapeziumvormige doelrealisatiefuncties (Figuur 3.8). Deze functies bepalen met knikpunten (A1, B1, B2 en A2) per hydrologische variabele (GVG, GLG en droogtestress DS volgens Jansen e.a. 2000) bij welke waarden het vegetatietype/doeltype kan voorkomen en welke waarden optimaal (100%, zonder beperkingen) zijn voor het voorkomen van een vegetatietype. Naast grondwaterstanden kan de invloed van kwel in Waternood worden meegenomen. Hiervoor dient de gebruiker zelf te definiëren welke vegetatietypes kwelafhankelijk zijn (Witte e.a., 2018). Waternood is er niet voor bedoeld om te bepalen hoeveel de grondwaterstand verlaagd/verhoogd kan worden alvorens de doelrealisatie buiten het optimale bereik geraakt (i.e. voorbij knikpunt B1 of B2 in Figuur 3.9 komt, om zo ontwikkelruimte te bepalen).



Figuur 3.8 Schematische weergave van Waternood.

Binnen de Waterwijzer Natuur is naast de reguliere versie van Waternood ook een uitbreiding (Waternood+) beschikbaar waarin zuurstofstress (RS) en transpiratiestress (TS) worden gebruikt in plaats van de GVG en droogtestress (Witte e.a., 2018). Met Waternood+ kan klimaatrobuust getoetst worden (Witte e.a., 2018), alhoewel aangeraden wordt om bij toekomstvoorspellingen het voorspelmodel PROBE te gebruiken (zie paragraaf 3.5.3).



Figuur 3.9 Doelrealisatiefunctie met vier knikpunten per vegetatietype in Waternood. Hieruit is af te leiden bij welke waarde van de GVG, GLG en droogtestress hoeveel procent van het natuurdoel kan worden gehaald (Witte e.a., 2018).

3.5.2.2 Invoer

Waternood werkt met invoergegevens in raster formats (ASCII) van 25x25 meter. De volgende gegevens zijn nodig om een Waternoodberekening te kunnen maken (Witte e.a., 2018):

- Modelgebied, een raster waarbij voor alle rastercellen met een waarde (bijvoorbeeld 1) een berekening wordt uitgevoerd; waarden met 'Nodata' worden niet meegenomen in de berekening.
- Hydrologische invoerkaarten: kaarten van de GLG (gemiddelde laagste grondwaterstand in m -mv), GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in m -mv) en jaargemiddelde kwelflux (in mm/d, kwel > 0, wegzijging < 0) in het gebied in het huidig klimaat (1981-2010). Hierbij is de GLG op de gangbare manier berekend (Ritsema e.a., 2012): over een periode van dertig jaar (bij voorkeur 1981-2010) op basis van de 14^e en 28^e van de maand, en de GVG op basis van het gemiddelde van 14 en 28 maart en 14 en 28 april voor een periode van dertig jaar. De periode 1981-2010 is nodig, omdat dit de periode is waarvoor empirische relaties en kennisregels tussen grondwaterstand, vochtregime en vegetatiesamenstelling in Waternood zijn afgeleid.

-
- Kaart met natuurdoelen met bijbehorende legenda: deze rasterkaart bevat per pixel de doelstelling voor beheertype, natuurdoeltype, habitatype of plantgemeenschap.

Voor het afleiden van droogtestress is behalve de GVG en GLG ook informatie over het bodemtype en de bodemfysische eigenschappen nodig. Landelijke invoerbestanden worden standaard meegeleverd met de Waterwijzer Natuur, waarvan automatisch een uitsnede wordt gemaakt. Ook de knikpunten voor doelrealisatie worden standaard meegeleverd voor habitattypen, plantengemeenschappen (zowel in 'oude' als gereviseerde indeling; ook in typologie volgens Staatsbosbeheer) en natuurdoeltypen.

3.5.2.3 Uitvoer

Als uitvoer creëert Waternood de volgende kaarten:

- Doelgat GLG, doelgat GVG, doelgat DS en doelgat kwel: dit zijn afzonderlijke kaarten met de verhoging/verlaging in respectievelijk GLG (meter), GVG (meter), droogtestress (dagen) volgens Jansen e.a. 2000 en kwel (mm/d) die minimaal nodig is om deze op 100% doelrealisatie te krijgen.
- Doelrealisatie GLG, doelrealisatie GVG, doelrealisatie DS en doelrealisatie kwel: dit zijn afzonderlijke kaarten met de doelrealisatie van deze parameters, uitgedrukt in percentage.
- Totale doelrealisatie (%), hiervoor zijn de afzonderlijke doelrealisaties (van GVG, GLG, DS en kwel) vermenigvuldigd.
- Maximaal haalbare totale doelrealisatie.
- Geschaalde doelrealisatie: hierbij is de totale doelrealisatie geschaald naar de maximaal haalbare doelrealisatie (waarden boven 100 worden afgerond naar 100%).

De uitvoer van Waternood+ is vergelijkbaar, alleen zijn hierbij de doelrealisaties van zuurstofstress en transpiratiestress weergegeven in plaats van GVG en droogtestress (volgens Jansen e.a., 2000) voor toekomstscenario's. Het wordt echter aangeraden PROBE te gebruiken voor toekomstscenario's. Binnen het modelinstrumentarium gebruiken we Waternood en PROBE.

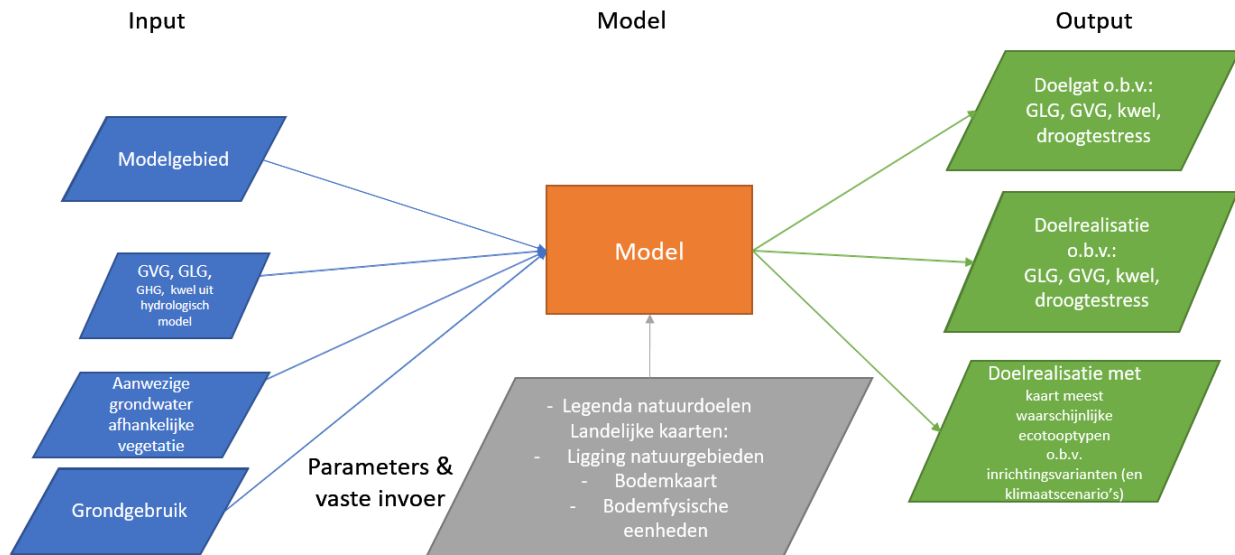
3.5.2.4 Beperkingen

Het gebruik van Waternood kent een aantal beperkingen. Ten eerste wordt de kansrijkdom van vegetatie alleen berekend op basis van de grondwaterstand. In werkelijkheid wordt de kansrijkdom van vegetatie ook bepaald door bodemchemie en de invloed daarvan op de zuurgraad en beschikbaarheid van voedingsstoffen. Bovendien zal een verandering in grondwaterstand ook doorwerken op voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. Waternood houdt geen rekening met dergelijke interacties tussen waterhuishouding en bodemchemie.

Ten tweede wordt in Waternood terloops aangenomen dat de grondwaterstand een causaal verband heeft met de kansrijkdom van vegetatie. In werkelijkheid reageert vegetatie echter niet op de grondwaterstand, maar op het vochtregime, i.e. de beschikbaarheid van water en zuurstof in de wortelzone. Een tekort aan water komt tot uiting als droogtestress, een tekort aan zuurstof (te natte wortelzone) als zuurstofstress. Het vochtregime in de wortelzone wordt bepaald door het klimaat (neerslag en verdamping) en de bodemstructuur/textuur en daarnaast ook door de grondwaterstand, die de capillaire nalevering stuurt. Bij eenzelfde grondwaterstand zal bijvoorbeeld een kleibodem meer water vasthouden dan een zandbodem, en zal het vochtgehalte in de wortelzone hoger zijn bij meer neerslag. Zuurstofstress is daarnaast afhankelijk van de bodemtemperatuur (Bartholomeus e.a., 2008). De grondwaterstand kan bij een specifiek klimaat en bij een specifieke bodem dus dienen als voorspeller van het vochtregime die een plant ervaart. Uit bovenstaande blijkt echter dat de empirische relatie tussen grondwaterstand en vegetatie in Waternood (zoals in Figuur 3.8) zal veranderen als het klimaat verandert (zie Bartholomeus e.a. 2010; 2012). Toepassing van Waternood is daarom alleen geldig onder het huidige klimaat. Bij de berekening van droogtestress wordt in Waternood wel rekening gehouden met het bodemtype, maar het houdt geen rekening met zuurstofstress.

3.5.3.1 Doel en de werking

Om te bepalen hoe veranderingen in klimaat, al dan niet in combinatie met verandering in waterbeheer en/of stikstofdepositie, doorwerken op vegetatie, kan het voorspelmodel PRObability-Based Ecological target model (PROBE (Witte e.a., 2015); Figuur 3.10) gebruikt worden. In tegenstelling tot Waternood baseert PROBE de kansrijkdom van vegetatie niet alleen op vochttoestand, maar ook op voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. Daarnaast is het model zo ingericht dat in de toekomst relatief eenvoudig factoren die een invloed hebben op de kansrijkdom toegevoegd kunnen worden.



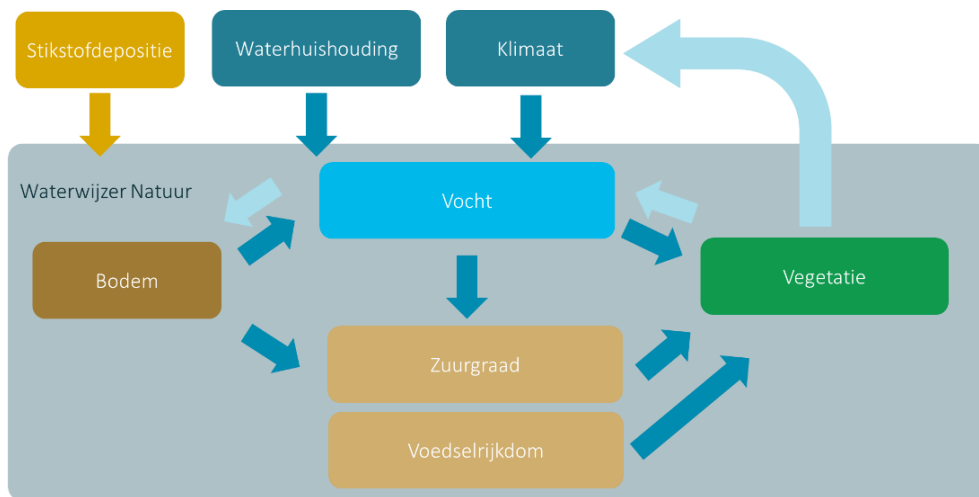
Figuur 3.10 Schematische weergave van PROBE.

De natuur is complex: als het ene proces verandert, werkt dat door op andere processen via allerlei terugkoppelingen (Figuur 3.11). Als het bijvoorbeeld droger wordt, neemt mineralisatie toe, waardoor ook de voedselrijkdom in de bodem toeneemt. Zowel door verandering in het vochtregime als door voedselrijkdom (en zuurgraad) kan de vegetatie veranderen. In PROBE worden hydrologische en bodemchemische processen, en de wisselwerking daartussen, expliciet gemodelleerd. Hierbij wordt gebruikgemaakt van een koppeling van de modellen SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant; Van Dam et al., 2008; Kroes et al., 2017), CENTURY (Fujita e.a., 2013) en VSD+ (Bonten e.a., 2016). SWAP wordt gebruikt om de hydrologische invoer te bepalen aan de hand van berekeningen van het transport van water in de onverzadigde zone. CENTURY gebruikt de hydrologische uitvoer van SWAP om daarmee de mineralisatie van fosfor en stikstof te bepalen. VSD+ wordt gebruikt om de zuurgraad in de bodem te berekenen. Dit laatste gebeurt op basis van de hoeveelheid kwel (vaak basenrijk) en omzettingsprocessen die door de zuurgraad worden beïnvloed (mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie). Deze processen bepalen samen met de uitwisseling van kationen en mineraalverwerking de basenverzadiging in de bodem. VSD+ bepaalt op basis van deze basenverzadiging de pH, die weer als input voor PROBE dient (Nijp e.a., 2022). Door rekening te houden met deze processen worden klimaatrobuuste standplaatscondities gesimuleerd.

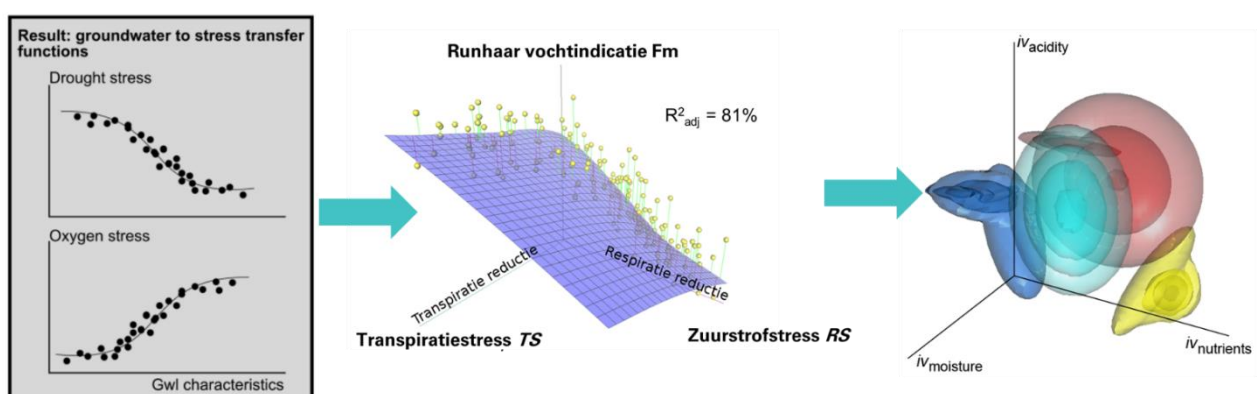
Het nadeel van procesmodellen is dat ze veel rekentijd vergen. Zou men deze aan elkaar gekoppelde modellen direct toepassen, dan vormt de benodigde rekentijd al snel een knelpunt. PROBE maakt daarom gebruik van statistische relaties tussen versimpelde, makkelijk verkrijgbare modeluitvoer van regionale grondwatermodellen enerzijds en van op procesmodellen gebaseerde standplaatscondities anderzijds. Deze statistische relaties worden metarelaties genoemd. Eenmaal afgeleid kan met deze metarelaties snel en eenvoudig voor een groot modelgebied op hoge resolutie een op processen gebaseerde voorspelling van kansrijkdom van vegetatie gedaan worden. Deze metarelaties zijn afgeleid door duizenden malen procesmodellen door te rekenen voor hypothetische veldsituaties voor combinaties van klimaatscenario, bodemtype en grondwaterstandregime en hier relaties door te fitten (Figuur 3.11, links). Vervolgens worden de standplaatscondities doorvertaald naar indicatiewaarden (volgens Runhaar, 2015) van

plantengemeenschappen (vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad) (Figuur 3.11, midden). Op basis van deze indicatiewaarden wordt uiteindelijk de kansrijkdom van vegetatietypen voorspeld (Nijp e.a., 2018) (Figuur 3.11, rechts). In Nederland kennen we vele systematieken om vegetatie in te delen. In PROBE is gekozen voor de indeling naar ecotoopgroepen. Deze zijn voldoende grof voor het toepassingsniveau, maar zijn sterk gekoppeld aan standplaatscondities. Bovendien zijn er slechts drie voorspellers (de drie indicatiewaarden), wat een te beperkt aantal is om grote aantallen vegetatietypen mee te kunnen onderscheiden.

Ter illustratie geeft Figuur 3.12 een beeld van de werking van PROBE en metarelaties wat betreft de hydrologische aspecten. De uitvoer van een grondwatermodel wordt vertaald naar klimaatrobuuste standplaatscondities, zuurstofstress en transpiratiestress (links). Op basis van een empirische relatie wordt in een tweede stap de indicatiewaarde voor vocht uit deze klimaatrobuuste maten voor het vochtregime afgeleid. Ten slotte wordt, gezamenlijk met de indicatiewaarde voor voedselrijkdom en zuurgraad, de kansrijkdom van vegetatie bepaald (rechts). Door de kansrijkdom van ieder type te vermenigvuldigen met de natuurwaarde van elk type en dit vervolgens voor alle vegetatietypes op te tellen, kan de natuurwaarde worden bepaald. Deze natuurwaarde wordt bepaald op basis van het aantal plantensoorten en de abundantie ervan, de nationale en internationale zeldzaamheid, en de indigeniteit (mate van inheems zijn).



Figuur 3.11 Terugkoppelingen tussenstandplaatsfactoren.



Figuur 3.12 Van uitvoer grondwatermodel naar voorspelling in PROBE in stappen. Links: Grondwaterstanden (horizontale as) naar transpiratiestress en zuurstofstress (verticale as). Midden: RS en TS naar indicatiewaarde vocht. Rechts: van indicatiewaarde naar kansrijkdom vegetatietypen. De verschillende kleuren geven verschillende vegetatietypen weer, waarbij donkerdere kleuren een grotere kansrijkdom voorstellen.

3.5.3.2 Invoer

Voor PROBE zijn de volgende aanvullende invoergegevens nodig:

- Hydrologische invoerkaarten voor de scenario's: kaarten van de GHG (gemiddelde hoogste grondwaterstand in m -mv), GLG (gemiddelde laagste grondwaterstand in m-mv), GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in m-mv), GG (gemiddelde grondwaterstand in m-mv) en kwel flux (in mm/d, kwel is positieve waarde en wegzijging is negatieve waarde) voor een toekomstig klimaatscenario. Deze invoer dient van tevoren berekend te worden met een hydrologisch model.
- Klimaatscenario: voor de scenario's kan men kiezen uit de KNMI-klimaatscenario's G_L , G_H , W_L en W_H (Van den Hurk e.a., 2014) met als zichtjaar 2050.
- N-depositie factor: deze factor bepaalt in weke mate de stikstofdepositie in het scenario verandert ten opzichte van de huidige stikstofdepositie. Een depositie factor van 1.00 betekent dat de stikstofdepositie onveranderd blijft.

Daarnaast is er een aantal standaard landelijke invoerbestanden, die zijn meegeleverd en de WWN automatisch inlaadt. Dit zijn landelijk beschikbare kaarten waarvan de WWN zelf een uitsnede maakt naar het modelgebied (Witte e.a., 2018):

- Ligging van de natuurgebieden. Hiervoor is de standaard meegeleverde SNLkaart2013 (heet tegenwoordig Index Natuur) te gebruiken. Dit is een kaart van Nederland met de natuurbeheerplannen van provincies in relatie tot de SNL (Subsidie Natuur en Landschap).
- Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN)
- Bodemkaart
- Bodem Fysische Eenheden
- Klimaat Districten
- Stikstof depositiekaart

Verder kunnen er in PROBE een aantal scenariokeuzes gemaakt worden (Witte e.a., 2018):

Vegetatiestructuur: hier kan gekozen worden tussen: 1) de potenties van korte vegetatie, 2) de potenties van bossen en struwelen of 3) vegetaties met de huidige vegetatiestructuur en ligging van natuurgebieden. Natuurwaardering: hier kan gekozen worden tussen: 1) Aantal Rode-Lijstsoorten (Van der Meijden e.a., 2000; Witte e.a., 2011), 2) Methode Gelderland (Hertog & Rijken, 1992; Witte e.a., 2011) of 3) Methode DEMNAT (Witte, 1996; Witte e.a., 2011). Deze methoden zijn sterk aan elkaar gecorreleerd en we bevelen aan methode Gelderland te gebruiken. Natuurwaarde = Geschaalde waarde tussen 0-100.

3.5.3.3 Uitvoer

PROBE genereert kaarten met de kansrijkdom (percentage 0-100%) van verschillende vegetatietypen. Hierbij worden kaarten van de kansrijkdom in de referentiesituatie, het scenario en verschilkaarten gegenereerd. Daarnaast worden kaarten van de volgende variabelen als uitvoer gegeven (Witte e.a., 2018):

- Zuurstofstress;
- Transpiratiestress;
- Totale kansrijkdom/doelrealisatie (indien de natuurdoelen als habitattypen zijn gedefinieerd) als output gegeven;
- PROBE-klassen: dit is een vegetatiekaart waarbij per pixel is aangegeven welke plantengemeenschappen de hoogste kansrijkdom heeft. Hierbij worden plantengemeenschappen als vegetatie-eenheid gehanteerd, waarbij de letter de vegetatiestructuur aanduidt (aquatische vegetatie (A), houtige vegetaties i.e. bos en struweel (H), en korte vegetatie (K)), de vochttoestand door het 1^e cijfer aangeduid wordt (2 = nat; 4 = vochtig; 6 = droog), en het 2^e cijfer de voedselrijkdom en zuurgraad aanduidt (1 = voedselarm en zuur; 2 = voedselarm en zwak-zuur; 3 = voedselarm en basisch; 7 = matig voedselrijk; 8 = zeer voedselrijk) (Nijp e.a., 2019).
- Maximale kansrijkdom van alle vegetatietypen;
- Natuurwaardenkaart: hiermee kan in één oogopslag geïdentificeerd worden waar hotspots van biodiversiteit liggen en hoe die verschuiven als gevolg van het gekozen scenario;
- Kruistabel die weergeeft welke verschuivingen in arealen tussen plantengemeenschappen optreden als gevolg van het scenario;
- Kaarten van indicatiewaarden voor vocht, voedselrijkdom, zuurgraad;
- Kaarten van stikstof- en fosformineralisatie en pH.

3.5.3.4 Beperkingen

Bij de interpretatie van de modelresultaten zijn enkele beperkingen:

- Door onnauwkeurigheden in de invoer dient niet elke pixel precies geïnterpreteerd te worden. PROBE is daarom alleen te gebruiken voor globalere ruimtelijke patronen en samenvattende karakteristieken. De tool is daardoor goed geschikt voor toekomstverkenningen.
- Iedere eenheid dient een homogene standplaats te hebben.
- PROBE rekent in potenties van vegetaties. De aanname is dat beheer (maaien, plaggen, begrazing, etc.) en zaaddispersie optimaal zijn en geen effect hebben op kansrijkdom.
- De bodem wordt aangenomen als constante en verandert niet als gevolg van klimaatverandering. In sommige ecosystemen veranderen bodemeigenschappen sterk als gevolg van klimaatverandering. Zo zal met name in bodems met een hoog gehalte aan organische stof (veenbodems en moerige gronden) door droogte een deel van het organisch materiaal oxideren, waardoor de capaciteit om water vast te houden, verlaagt. Daarom wordt afgeraden PROBE toe te passen op hoogveensystemen. Ook wordt afgeraden PROBE toe te passen op systemen waarin inundatie en oppervlaktewater(kwaliteit) een dominante rol hebben in de standplaatscondities (uiterwaarden, kraggen). Deze processen worden momenteel niet meegenomen.

3.6 Systematiek economische analyse

In de kosten-batenanalyse worden de kosten en baten van de varianten geïnventariseerd, gekwantificeerd (in fysieke eenheden) en gemonetariseerd (in euro's) conform de in paragraaf 2.5 genoemde stappen van de MKBA Leidraad (Romijn en Renes (2013)). In de volgende paragrafen wordt de waardering voor landbouw en natuur in het kader van een MKBA beschreven.

3.6.1 Waardering effect nieuwe situatie (hogere grondwaterstand) voor natuur

Biodiversiteit wordt in relatie tot ecosysteemdiensten op drie verschillende manieren gebruikt (Brils en Van der Meulen, 2010):

- Biodiversiteit als indicator voor het functioneren van ecosystemen, en meer in het bijzonder het vermogen om ecosysteemdiensten te blijven leveren;
- Biodiversiteit als basis voor ecosysteemdiensten. Alle diensten die worden geleverd door een ecosysteem zijn volgens deze visie gebaseerd op biodiversiteit;
- Biodiversiteit als ecosysteemdienst: het ecosysteem levert biodiversiteit. Bij deze visie sluit ook het idee aan van de 'intrinsieke waarde' van biodiversiteit.

Het ontbreekt op dit moment nog vaak aan kennis en methodes om het belang van deze drie vormen van biodiversiteit expliciet en generiek over meerdere soortengroepen robuust in beeld te brengen (Arcadis, & CE Delft, 2018). Zo is er nog onvoldoende kennis over het belang van biodiversiteit voor de levering van productieve ecosysteemdiensten en regulerende ecosysteemdiensten en over wat bepaalt hoe mensen de bijdrage van biodiversiteit aan culturele diensten waarderen. Door deze kennishiaten leveren waarderingsstudies naar biodiversiteitsveranderingen niet altijd betrouwbare schattingen op en is het moeilijk om de welvaartseffecten van een biodiversiteitsverandering volledig in beeld te brengen. Het kwantificeren en waarderen van ecosysteemdiensten geeft daarom een onvolledige onderbouwing voor een besluit (Arcadis, & CE Delft, 2018). In de MKBA-werkwijzer Natuur (Arcadis, & CE Delft, 2018) wordt geadviseerd om de natuurlijstmethode te gebruiken in MKBA's om de verandering in biodiversiteit in beeld te brengen.

De natuurlijstindicator is een maatstaf voor de verandering van de kwaliteit en kwantiteit van biodiversiteit in natuurgebieden. Het is een geaggregeerde indicator voor een biodiversiteitsverandering, maar geen directe maatstaf voor de welvaartseffecten van deze verandering. Hij heeft ook geen directe relatie met de natuurdoelstellingen (Arcadis, & CE Delft, 2018).

Op basis van de met WWN verkregen kaarten van natuurwaarde voor alle scenario's is een nabewerking uitgevoerd om te bepalen welk effect ze op gebiedsniveau op natuurwaarde hebben. Daartoe is een aantal klassen (clusters) van natuurwaarden opgesteld (0-20, 20-40, 40-60, 60-80 en 80-100). Deze clustering is

gebaseerd op de met PROBE berekende natuurwaarden, waarbij PROBE een schaal gebruikt van 0-100% verdeeld in cluster per 20%.

Daarna is bepaald welk deel van het gebied (ha) binnen de betreffende klasse behoorde. Deze tabellen zijn rekenkundig door te vertalen naar de natuurpuntensystematiek. De natuurwaarde is daarbij een maat voor de kwaliteit en het oppervlakte per cluster is een maat voor de oppervlakte. De weegfactor wordt in deze benadering niet gebruikt (=1). Voor de natuurpuntenmethode wordt het volgende berekeningsprincipe aangehouden:

$$\text{Natuurpunten} = \text{kwaliteit} \times \text{weegfactor} \times \text{oppervlakte}$$

Waarbij:

- Kwaliteit = de kwaliteit van het ecosysteem ten opzichte van de maximaal mogelijke kwaliteit (0-100%): gemeten op basis van het aantal/aandeel referentielijstsoorten dat aanwezig is (nul-alternatief) of zal zijn (beleidsalternatieven), gemiddeld over minimaal drie kenmerkende soortgroepen.
- Weegfactor = de – relatieve – mate waarin het ecosysteem of natuurtype bedreigd wordt. Bedreigde systemen hebben een hoger gewicht dan veelvoorkomende en niet-bedreigde systemen. De weegfactor wordt bepaald (of opgezocht) specifiek voor de aanwezige natuurtypen (nul-alternatief) of verwachte (beleidsalternatieven) natuurtypen. De weegfactor is bepaald op basis van (inter)nationale zeldzaamheid en trend van de soorten die kenmerkend zijn voor het natuurtype. De weegfactor is van tevoren vastgesteld op basis van systematische, objectieve informatie en expertkennis.
- Oppervlakte = het oppervlak van het natuurtype (ha) binnen de gegeven natuurwaardeklasse in het nul-alternatief of de beleidsalternatieven.

De score voor kwaliteit kan worden gebaseerd op de natuurwaarde en kansrijkdom van vegetatietypen (via de Waterwijzer Natuur). Als de weegfactor en het oppervlak niet veranderen, is de procentuele verandering in natuurpunten gelijk aan de verandering van kwaliteit (gebaseerd op natuurwaarde en kansrijkdom).

3.6.2 Waardering effect nieuwe situatie voor landbouw

De waarde van grondwater voor de landbouw wordt bepaald door na te gaan hoe de landbouwopbrengst verandert als gevolg van de veranderde grondwaterstand. De berekening van de waarde van grondwater voor de landbouw bestaat uit drie stappen:

1. Bepalen van de fysieke opbrengstverandering (in kg per ha) met behulp van de Waterwijzer Landbouw (zie paragraaf 3.4 en box hieronder);

Hieronder is beschreven hoe deze effecten op basis van de WWL gegevens zijn gemonetariseerd.

De volgende formule (7.2) is gebruikt:

$$\text{Impact per hectare} = (\text{referentie dmgtot \%} - \text{variant dmgtot \%}) * \text{SO} \quad (3.1)$$

In deze formule vertegenwoordigt "referentie dmgtot %" het percentage van de totale opbrengstderving (dmgtot) als gevolg van droogtestress, zuurstofstress en zoutstress in de referentiesituatie. "Variant dmgtot %" vertegenwoordigt het percentage van de totale opbrengstderving (dmgtot) in de specifieke variant die wordt geëvalueerd. Het verschil tussen deze twee percentages wordt vermenigvuldigd met de standaardopbrengst (SO) om de impact per hectare voor de betreffende variant te berekenen. De gegevens over opbrengstverlagingen per variant zijn afkomstig uit de output van Water Wijzer Landbouw (WWL). De gegevens over standaardopbrengst (SO) zijn afkomstig uit de studie van Wisman (2021).

Alvorens de baten voor de landbouw van de verschillende varianten te berekenen, moeten de gegevens worden voorbereid en moet de output van de WWL worden gekoppeld aan de basisregistratiepercelen van de bedrijven. Dit proces bestaat uit verschillende stappen die in paragraaf 4.5.1 aan de hand van de casestudie worden toegelicht.

2. Bepalen van de waarde van de opbrengstverandering. De fysieke opbrengstverandering (uit stap 1) wordt vermenigvuldigd met de prijs (de prijs van het product na de grondwaterstandverandering). Binnen de huidige versie van de modellen wordt het effect van de grondwaterstandverandering op de landbouw lokaal/regionaal doorgerekend, waardoor de prijs niet verandert. We gebruiken daarom de marktprijs.
3. Bepalen van de aanpassingen van het bedrijf op de nieuwe (blijvende) hogere grondwatersituatie en bijbehorende opbrengstderving van de huidige geselecteerde gewassen. Als het effect van de maatregel (bijvoorbeeld additionele opbrengstderving) voor de landbouw is bepaald, kan worden bekeken hoe het bedrijf gaat reageren. Mogelijke aanpassingen die bedrijven kunnen doen, zijn o.a. mitigerende maatregelen treffen (o.a. verhogen van het perceel), andere gewassen selecteren, het bedrijf uitbreiden als compensatie voor de lagere opbrengsten. Dit speelt vooral als door de maatregel de grondwaterstand langjarig verandert. Een adaptatieoptie voor de landbouwer is bijvoorbeeld het aanpassen van de gewassen (naar gewassen die meer opleveren bij een hogere grondwaterstand). Het model Farmdyn kan op bedrijfsniveau verschillende adaptatieopties doorrekenen om zo de optimale aanpassing van het landbouwbedrijf aan de veranderde grondwaterstand te berekenen. In de 2023-versie kon Farmdyn nog niet worden ingezet (zie paragraaf 3.6.6 over beperkingen van de huidige modellering). In 2024 wordt Farmdyn toegevoegd aan de modellen.

3.6.3 Waardering kosten en baten van implementatie maatregel

Van de geanalyseerde maatregelen wordt een kosteninschatting gemaakt, waarbij gekeken wordt naar zowel investeringskosten als terugkerende operationele kosten. Voor de verandering van een waterwinpunt voor een drinkwaterbedrijf kunnen bijvoorbeeld eenmalig investeringskosten nodig zijn en daarna jaarlijks hogere kosten voor waterzuivering.

Op basis van de kosten en baten van maatregelen en bijbehorende peilverandering kunnen de kosten en baten per belanghebbende ingeschat worden. Dit kunnen bijvoorbeeld opbrengstdervingen in de landbouw zijn of hogere zuiveringskosten voor een drinkwaterbedrijf. Door het totaal aan kosten en baten van alle gebruikers te vergelijken met de effectiviteit in peilverandering en natuurwaarde (verkleinen van het doelgat), kan iets gezegd worden over de kosteneffectiviteit van dit 'maatregelenpakket' ten opzichte van andere pakketten. Hierna kunnen iteraties gedaan worden met verschillende combinaties aan maatregelen, om uiteindelijk tot een pakket met de hoogste kosteneffectiviteit te komen.

3.6.4 Invoer

De huidige versie van het economische kosten-batenmodel werkt met de volgende input:

- Standaardgewasopbrengst: de gegevens over standaardopbrengst (SO) zijn afkomstig uit de studie van Wisman (2021).
- Opbrengstderving: de relatieve totale derving van de gewasopbrengst, uitgedrukt in percentages. De gegevens over de opbrengstderving per variant komen uit de output van de Waterwijzer Landbouw, met een resolutie van 50x50 m.
- Bedrijfslocaties: gebaseerd op de Basisregistratie percelen uit het jaar 2022.
- Informatie kosten drinkwaterbedrijven: informatie over de extra zuiveringskosten die een drinkwaterbedrijf moet maken als het oppervlaktewater wordt gebruikt in plaats van grondwater. Deze informatie is afkomstig uit de studie van Stratelligence (2021).
- Doelrealisatie natuur: deze informatie, uitgedrukt in percentages, is afkomstig uit de output van de WaterWijzer Natuur (WWN).

3.6.5 Uitvoer

Het kosten-batenmodel levert als output de verschillende kosten en baten uitgedrukt in totale euro's en op hectare-basis. De resultaten worden gepresenteerd voor alle varianten en genomen maatregelen, zowel voor de landbouwsector als voor de natuur.

3.6.6 Beperkingen

Hoewel het huidige kosten-batenmodel, met behulp van de modellen WaterWijzer Natuur (WWN) en WaterWijzer Landbouw (WWL), een belangrijk deel van de economische effecten van maatregelen zoals peilverhoging in natuurgebieden kan inschatten, zijn er enkele beperkingen.

- Omvang van de analyse: hoewel de huidige methode een significant deel van de economische effecten van maatregelen kan inschatten, mist het enkele relevante kosten- en batenposten. Bepaalde ecosysteemdiensten die niet direct verbonden zijn met biodiversiteit worden niet in de berekeningen meegenomen.
- Bedrijfsaanpassingen: de huidige versie van het model houdt geen rekening met mogelijke bedrijfsaanpassingen die een landbouwer kan doen als reactie op veranderende grondwaterstanden. Deze aanpassingen kunnen bijvoorbeeld bestaan uit de keuze voor andere gewassen die beter passen bij de nieuwe grondwaterstand of uit investeringen in irrigatie of drainage.
- Prijsveranderingen: de huidige versie van het model neemt niet de potentiële prijseffecten mee die grote veranderingen in landbouwproductie door genomen maatregelen kunnen veroorzaken. Vooral voor producten met een lokale markt of voor producten waar Nederland een groot deel van de wereldwijde productie levert, kunnen dergelijke productieveranderingen een aanzienlijke invloed hebben op de prijsvorming.

4 Case Korenburgerveen

4.1 Introductie en doel van de casus

We hebben de beschreven modellen getest op het Korenburgerveen in Gelderland. Dit gebied is geselecteerd, omdat het omliggende grondwatersysteem relatief eenvoudig is (één watervoerend pakket) en omdat de verschillende waterbelangen nadrukkelijk aanwezig zijn (drinkwaterwinning, Natura 2000-gebied en landbouw). Nadrukkelijk wordt gesteld dat er voor deze cases geen overleg is geweest met de gebiedspartners en beleidsmakers (provincie en waterschap). Vanuit de Habitatrichtlijn (Natura 2000) is het gebied aangewezen voor negen habitat(sub)typen. Voor vijf van de negen habitat(sub)typen geldt een herstel- en/of uitbreidingsdoelstelling. Een toename van geschikt areaal is er als verbeterdoel gesteld voor blauwgraslanden en voor hoogveen. Om hiertoe te komen, moeten meer hydrologische maatregelen worden genomen. Wij hebben vier relevante maatregelen meegenomen in deze teststudie:

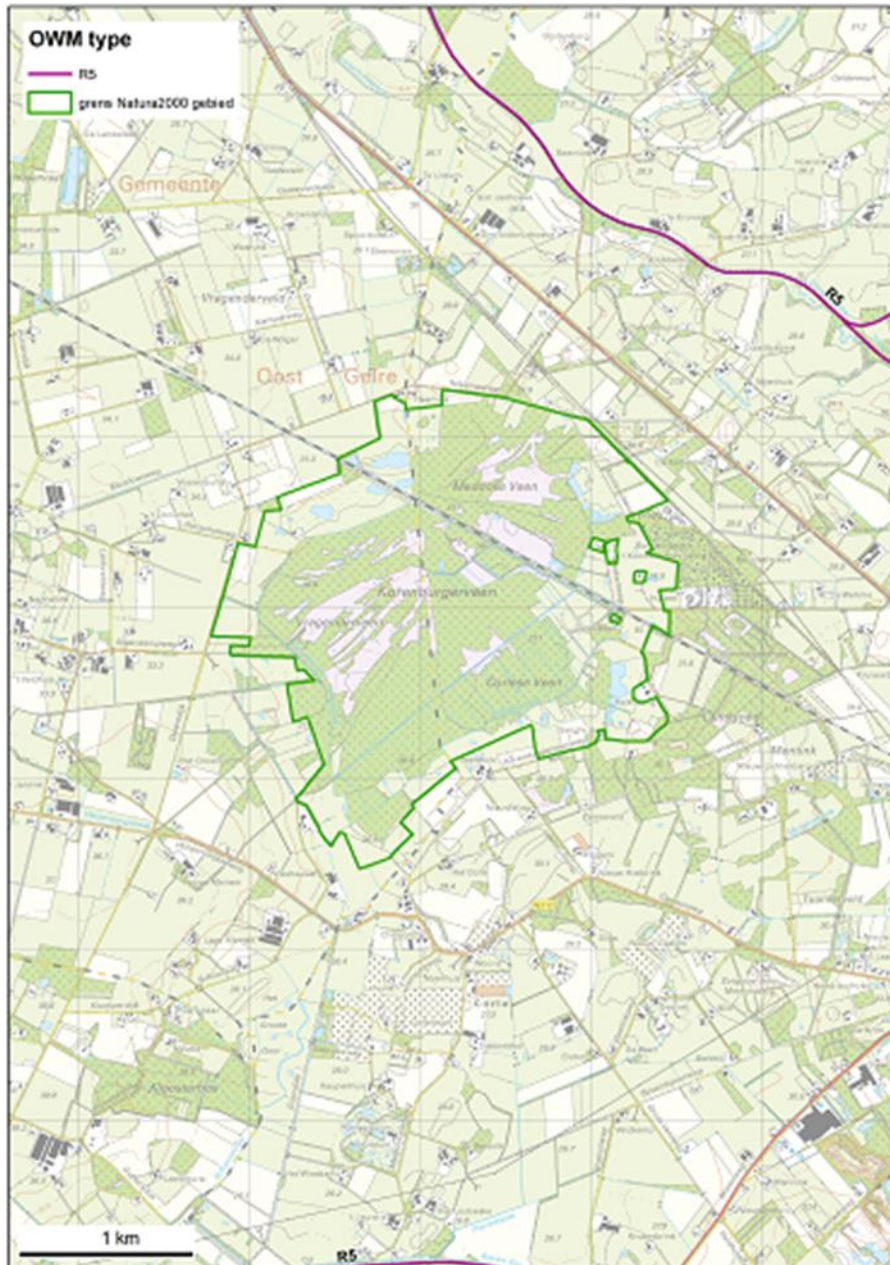
1. Het aanleggen van nieuwe beeksystemen;
2. Het dempen van de bestaande beeksystemen;
3. Het vergroten van de bufferzone om het gebied door deze uit te breiden aan de zuidoost kant;
4. Het halveren van de drinkwateronttrekking bij Corle door Vitens.

Bij het testen hebben we de systematiek voor hydrologische studies gevolgd zoals beschreven in Bijlage 1. We refereren aan de verschillende relevante stappen uit de systematiek in de paragrafen waarin deze naar voren komen. Dit geeft de lezer een duidelijk beeld van het technisch gebruik van de modellen binnen een gebiedsproces.

4.2 Kwalitatieve schets

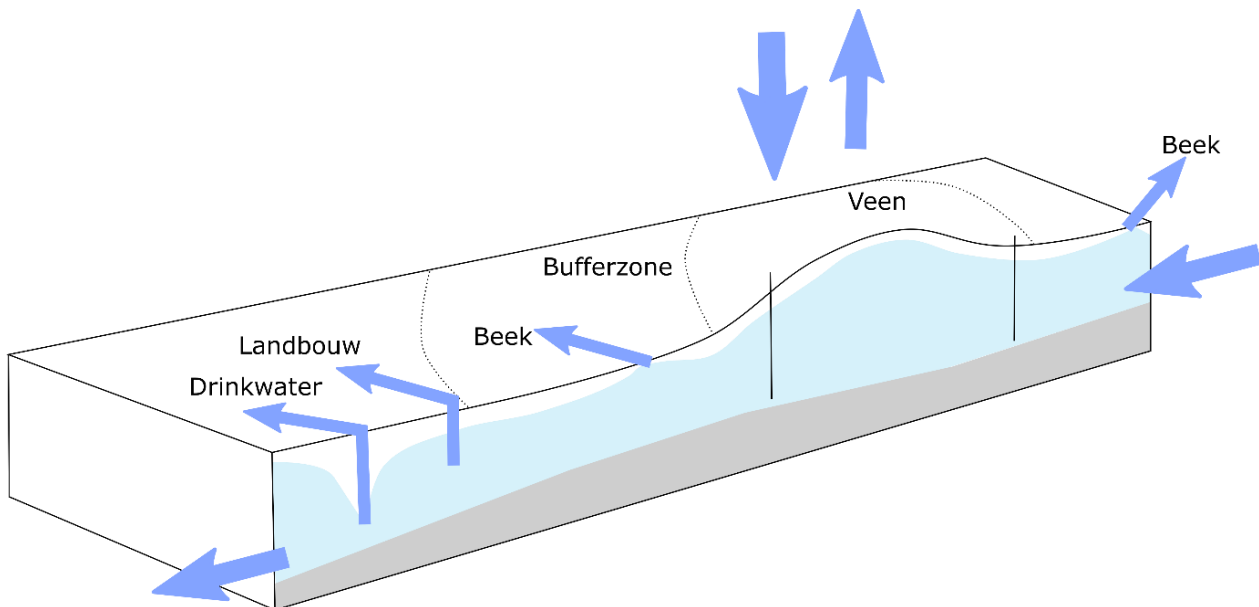
Stappen 1 en 2 van de systematiek voor hydrologische studies uit Bijlage 1

Midden in het casusgebied Korenburgerveen ligt het Natura 2000-gebied Korenburgerveen (490 ha), deze status heeft het natuurgebied sinds 2015 (Figuur 4.1). Het gebied ligt tussen Winterswijk en Lichtenvoorde in de provincie Gelderland. Het Korenburgerveen betreft een hoogveengebied met vennen, vochtige graslanden, moerasbos en vochtige heide. Kenmerkend voor het gebied is de natuurlijke overgang van hoogveen via laagveen naar de Schaarsbeek, die net buiten het gebied ontspringt, en het omringende zandlandschap (Provincie Gelderland, 2022). Het gebied was ooit onderdeel van een uitgestrekt hoogveengebied in de Achterhoek, Twente en de Duitse grensstreek, dat zich na de laatste ijstijd had gevormd op een ondoorlatend pakket keileem dat ondiep in de ondergrond aanwezig is. Na eeuwen van veenontginning zijn nog slechts restanten van het hoogveengebied overgebleven. In de afgelopen decennia heeft het Korenburgerveen sterk te lijden gehad onder verdroging en de instroom van oppervlaktewater van onvoldoende kwaliteit.



Figuur 4.1 Ligging van het Kornburgerveen.

In het casusgebied is een opgevoeld smeltwaterdal aanwezig, dat van noordoost naar zuidwest door het gebied loopt (Dorland et al., 2017). Dit dal vormt het belangrijkste grondwaterlichaam in het gebied, met een breedte van 2 à 3 km, een lengte van enkele tientallen kilometers en diktes tot enkele tientallen meters. Het dal is uitgesleten in een dik pakket mariene kleien, dat verder weinig mogelijkheden biedt voor gebruik van grondwater. Op deze mariene kleien bevinden zich minimale freatische aquifers (dekzanden) van slechts een meter of twee dikte. Het Kornburgerveen zelf bevindt zich in een relatieve laagte, die aan de zuidzijde uitmondt in de Schaarsbeek. De oostkant van het Kornburgerveen bevindt zich boven het smeltwaterdal, terwijl de westkant boven de mariene klei is gesitueerd. Daarmee vormt dit een belangrijke hydrologische randvoorwaarde: vanaf de oostzijde kan relatief veel basenrijke kwel worden aangevoerd met een regionale oorsprong, terwijl vanaf de westzijde weinig aanvoer van grondwater is, wat tevens een zeer lokale oorsprong heeft. Doordat sprake is van hoogveen, is een deel van het natuurgebied met name afhankelijk van lokaal regenwater. Dit maakt dat het slechts voor de oostzijde nuttig is om aanvoer van water te stimuleren (zowel wat betreft de waterkwantiteit als -kwaliteit). Voor de overige gebieden is met name van belang dat de afvoer van water wordt beperkt om verdroging te voorkomen.



Figuur 4.2 Schets van het grondwatersysteem nabij het Korenburger veen en de belangrijkste waterstromen die dit grondwatersysteem beïnvloeden: neerslag en verdamping, regionale grondwaterstromen, afvoer van grondwater via twee beken, ontwatering en periodieke onttrekkingen bij de landbouw en winning van drinkwater. Uit het veen kan ook water wegzijgen naar de ondergrond.

Figuur 4.2 bevat een schetsmatige doorsnede van het Korenburgerveen en de nabije omgeving, waarin de belangrijkste waterstromen van het systeem zijn weergegeven. Een hoogveengebied zoals het Korenburgerveen heeft van oorsprong een geïsoleerde ligging in het landschap. Neerslag en verdamping (de verticale pijlen) zijn daarbij de belangrijkste respectievelijk inkomende en uitgaande waterstroom. Aan- en afvoer van water vindt tevens plaats via beeksystemen en enige regionale grondwaterstroming door het smeltwaterdal. Informatie hierover kan worden ontleend aan (regionale) grondwatermodellen. Andere invloeden in de omgeving zijn de onttrekking van grondwater voor drinkwaterproductie (pompstation Corle) en onttrekkingen voor beregening in de landbouw. Onttrekkingshoeveelheden voor drinkwater zijn over het algemeen goed bekend, onttrekkingen voor de landbouw zijn vaak lastiger te kwantificeren, zeker wat betreft het verloop door het jaar heen. Voor de drinkwateronttrekking is het van belang dat er, naast grondwater uit de watervoerende laag, water wordt aangevoerd middels infiltratievijvers rondom het drinkwaterstation. Deze worden gevoed vanuit de zuidelijker gelegen Boven Slinge. Deze gestuwde beek is tevens een lokale voedingsbron voor het grondwater met een duidelijk infiltrerend karakter in dit gebied. De invloed van dit laatste op het Korenburgerveen is echter beperkt.

Er zijn in het natuurgebied al inrichtingsmaatregelen genomen gericht op vernatting voordat het een VHR-status kreeg (Heijs, 2018), waaronder het plaatsen van houten damwanden in het natuurgebied om uitstroom van grondwater tegen te gaan (de verticale lijnen in de doorsnede), het dempen van sloten en beken en de aanleg van een bufferzone tussen het veengebied en het omliggende landbouwgebied. Aanvullende vernattingsmaatregelen zijn voorzien en het terugdringen van de (effecten van) stikstofdepositie is ook een opgave (Provincie Gelderland, 2022). De provincie Gelderland is het bevoegd gezag en opsteller van het N2000-beheerplan. Waterschap Rijn en IJssel is actief betrokken geweest bij de planning en uitvoering van maatregelen gericht op het beheersen van water uit de Schaarsbeek. Van het Korenburgerveen is meer dan 65% in eigendom van Natuurmonumenten en ongeveer 20% is in eigendom van de Stichting Marke Vragender Veem. Daarnaast zijn enkele tientallen hectares in bezit van particulieren (Provincie Gelderland, 2022).

Habitattypen/Soorten	Doelstelling oppervlakte	Doelstelling kwaliteit
H3130 Zwakgebufferde vennen	Behoud	Behoud
H6230* Heischrale graslanden	Behoud	Behoud
H6410 Blauwgraslanden	Toename	Verbetering
H7110* Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	Toename	Verbetering
H7120* Herstellende hoogvenen	Behoud (afname t.b.v. H7110A is mogelijk)	Verbetering
H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen)	Behoud	Behoud
H7210 Galigaanmoerassen	Behoud	Behoud
H91D0* Hoogveenbossen	Behoud	Verbetering
H91E0C Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidend)	Behoud	Verbetering
H1042 Gevlekte witsnuitlibel	Behoud	Behoud
H1166 Kamsalamander	Uitbreiding	Verbetering

Figuur 4.3 Overzicht van de Natura 2000-doelen in het Korenburgerveen (Provincie Gelderland, 2022).

Vanuit de Habitatrichtlijn (Natura 2000) is het gebied aangewezen voor negen habitattypen en twee habitatrichtlijnsoorten (Kamsalamander, gevlekte witsnuitlibel). Voor vijf van de negen habitat(sub)typen en één habitatrichtlijnsoort geldt een herstel- en/of uitbreidingsdoelstelling (Figuur 4.3). Een toename van geschikt areaal is er als verbeterdoel gesteld voor blauwgraslanden en voor hoogveen. Tabel 4-1 geeft een indicatie van de ecologische randvoorwaarden die bij deze Natura 2000-doelen horen.

Tabel 4-1 Fysisch-chemische kwaliteitselementen van de habitatsubtypen in het Korenburgerveen waarvoor nog een VHR-opgave is in het gebied en waarvoor informatie voorhanden was in de N2000-profielen (Bron: Bouwma et al., 2022).

HR-doel	Omschrijving	Saliniteit	pH	KDW	GVG
		mg Cl/l		mol N/ha/jr	cm + maaiveld
H6410	Blauwgraslanden	<150	5.0-6.5	571	5 tot -25
H7110A	Actieve hoogvenen – type A	<150	<4.5	500	20 tot -25
H7120	Herstellende hoogvenen	<150	<4.5	500	5 tot -25
H91D0	Hoogveenbossen	<150	<4.5	500	5 tot -25
H91E0C	Vochtige alluviale bossen – type C	<150	5.0-7.5	1857	5 tot <-40 (<14 dg droogtestress)

Het Ontwerpbeheerplan (Provincie Gelderland, 2022) benoemt de volgende knelpunten voor natuurdoelen:

- Aanvoer van basenrijk grondwater naar de randzones van het Korenburgerveen is een essentiële factor voor de aanwezige habitattypen en was verminderd (2016), nu treedt verbetering op in aanvoer van basenrijk water en ook is er een positieve trend te zien in de vegetaties die daarvan afhankelijk zijn (2022). De ecologische doelen zijn nog niet bereikt, meerjarige monitoring is nodig om in te schatten of de genomen maatregelen voldoende zijn.
- Vermesting en stikstof blijven een knelpunt, hoewel ook hier wel voortgang is gemaakt door het beperken van de inlaat van oppervlakte water uit de Schaarsbeek. De berekende atmosferische deposities van stikstof zijn tweemaal zo hoog als de KDW-norm.
- Het areaal actief Hoogveen heeft zich uitgebreid, ondanks de droogte in 2018-2020. De damwanden die ervoor zorgen dat het hoogveengebied vernat blijft, zijn echter aan het aftakelen (risico).
- Beperkte ecologische verbindingen met de omgeving buiten het VHR-gebied.
- Invasieve exoten (o.a. Watercrassula).
- Recreatiedruk.

In het gebied zelf liggen geen KRW-waterlichamen, ook niet in de directe omgeving. Wel zijn er sloten in de omgeving die van invloed zijn op de grondwaterstanden in het gebied zelf. Eerder zijn maatregelen genomen die zorgen dat de ongewenste invloed van nutriëntenrijk oppervlaktewater minder is geworden en de

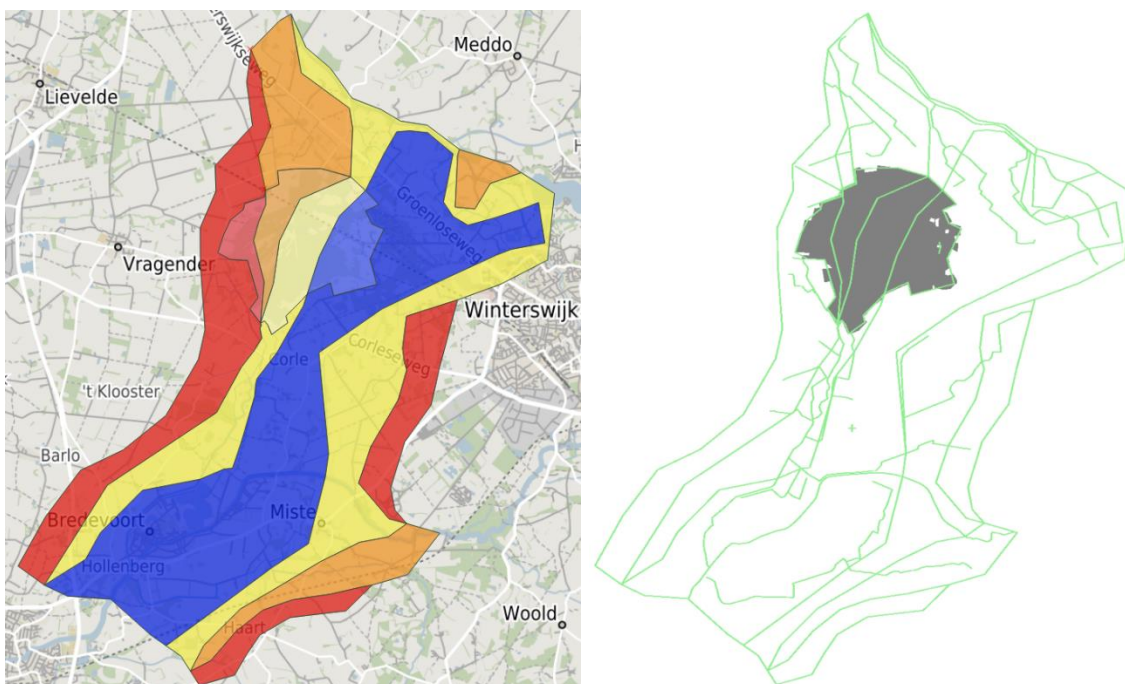
toestroom van basenrijk grondwater is toegenomen ten behoeve van het habitatype Blauwgraslanden. Daarvoor is onder andere een deel van de Schaarsbeek gedempt/gestuwd, evenals een aantal parallelsloten, buiten het VHR-gebied aan de zuid- en oostzijde. De kernopgaven in het VHR-gebied richten zich op het verbeteren van de kwaliteit van het hoogveen en op het verbeteren van de randzones en de overgangen.

4.3 Opzet en resultaten van de modellen voor de huidige situatie

4.3.1 Grondwatermodellering met AnAqSim+LHM

Voor de parametrisatie van het AEM is gebruikgemaakt van geologische kaarten om een ruimtelijke afbakening te maken van het totale modeldomein en subdomeinen met vergelijkbare doorlaatfactoren. Er is in de huidige simulaties verondersteld dat er in het grootste deel van het domein slechts één (model)laag aanwezig is, zodat er geen verticale stijghoogteverschillen aanwezig zijn. Voor de gebieden met ondiepe aquifers op kleiruggen is deze aanname geen probleem, maar in met name het zuidelijke deel van de smeltwatergeul wordt de aanwezigheid van twee slechter doorlatende lagen met ieder een weerstand van 100 tot 500 dagen hiermee genegeerd. Rondom het natuurgebied is gebruikgemaakt van twee modellagen, om kwel en infiltratie uit te kunnen rekenen. Aangezien er voor deze casus geen fysisch onderscheid is in deze lagen, is dit onderscheid puur modelmatig.

Het gebied is hydrologisch afgebakend vanaf de Groenlose Slinge aan de noordkant, het keileemplateau van Winterswijk aan de oostkant, de zuidoostelijke begrenzing van de smeltwatergeul (ten zuiden van de Boven Slinge) aan de zuidkant en de waterscheiding op de kleirug net ten westen van het Korenburgerveen. Hierdoor vallen de genoemde relevante factoren uit de kwalitatieve schets binnen het modelgebied. De opgelegde randvoorwaarden zijn voor het grootste deel gegeven als 'no flow' (Neumann) randen. Bij de goed-doorlatende aquifers waar de Groenlose Slinge en de Boven Slinge het gebied in- of uitstromen, zijn vaste stijghoogtes (Dirichlet) condities opgelegd. Een overzicht van het gemodelleerde domein, met de geohydrologische gebieden, is weergegeven in Figuur 4.4.



Figuur 4.4 Overzichten van het gemodelleerde domein. Links: kleurschakeringen geven de overgang van de goed doorlatende smeltwatergeul (blauw) naar de slecht doorlatende, dunne dekzandlagen op de kleigronden (rood). Rechts: overzicht van de gemodelleerde elementen in het AEM, met modelgrenzen, rivieren, subdomein-grenzen en de winlocatie Corle ingetekend.

Waterlopen zijn toegevoegd in het model vanuit vrij toegankelijke gegevens in de legger met waterlopen van het waterschap (WRIJ). Hierbij is informatie over bodemhoogte en bodembreedte gebruikt. Voor de grote waterlopen (Groenlose Slinge en Boven Slinge) is tevens gebruikgemaakt van stuwinformatie om waterniveaus te definiëren. Niet iedere waterloop aanwezig in de legger is meegenomen in het model. De kleinere waterlopen op grotere afstand van het Korenburgerveen zijn weggelaten om het model eenvoudig te houden en rekentijden te verkleinen.

Het bepalen van de gemiddelde grondwateraanvulling als invoer in het AEM is niet eenvoudig, omdat de daadwerkelijke grondwateraanvoer die nodig is in het AEM gegeven wordt als:

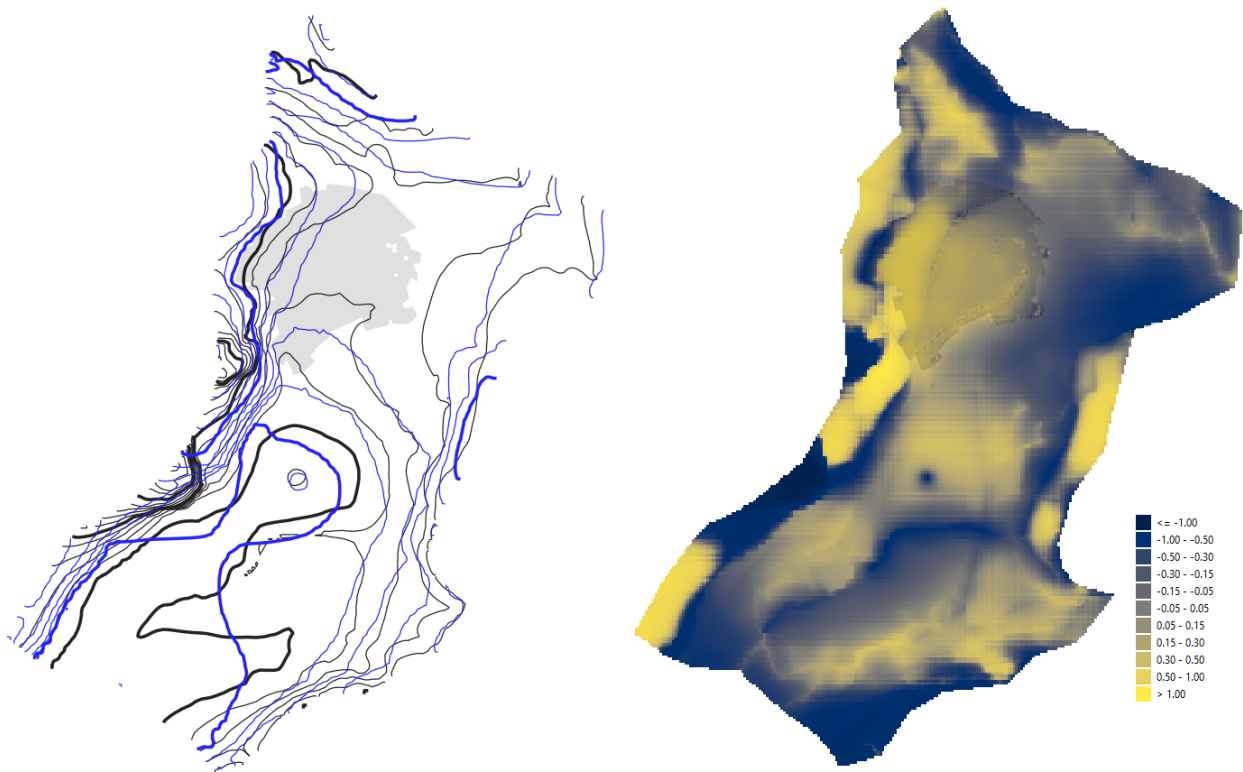
Grondwateraanvulling = Neerslag – Verdamping – Oppervlakteafoer – Drainafvoer.

Als gevolg hiervan is het neerslagoverschot lager dan wat verwacht mag worden op basis van het NHI of simpele vuistregels. Om tot een schatting van een gemiddelde grondwateraanvulling te komen, is gebruikgemaakt van de gemiddelde grondwaterstanden in het gebied als berekend door AMIGO. Er is voorsnog geen tijdsafhankelijke grondwateraanvulling gedefinieerd, waardoor alleen stationair gerekend wordt. De gebruikte grondwateraanvulling bedraagt 0.5 mm/d voor de aquifers en redelijk doorlatende gebieden (blauw, geel en oranje in Figuur 4.4), en 0.05 mm/d voor de kleigronden. Deze laatste waarde is zeer laag, omdat veel neerslag afgevoerd wordt via oppervlakkige afvoer in deze kleigebieden en de netto grondwateraanvulling hier laag is. Voor het natuurgebied is de grondwateraanvulling verlaagd naar 0.1 mm/d, doordat ook hier de netto grondwateraanvulling klein is door de vele oppervlakkige afvoerkanalen in het hoogveen.

Resultaten

Met het Analytische Elementenmodel (AEM) is een aantal verkennende modelberekeningen uitgevoerd, met als doel de huidige situatie na te bootsen en een eerste orde-inschatting te geven van effecten van maatregelen. Een vergelijking tussen de gemiddelde AMIGO-uitvoer over 2009-2016 en de basissimulatie met het AEM is weergegeven in Figuur 4.5. Beide modellen laten een vergelijkbaar isohypsenpatroon zien. Het Korenburgerveen bevindt zich op een locatie met relatief hoge grondwaterstanden. Het water wordt grotendeels in zuidelijke richting afgevoerd, naar de Schaarsbeek en de drinkwaterwinlocatie Corle. Deze winlocatie is duidelijk zichtbaar als depressie in de isohypsenkaart. Een klein deel van het (grond)water uit het natuurgebied wordt afgevoerd richting het noorden, naar de Groenlose Slinge.

Een vergelijking tussen de contouren laat zien dat er in de basis een redelijke vergelijking gemaakt kan worden tussen de twee modellen, al zijn er op detailniveau aanzienlijke verschillen waar te nemen. Zo zijn grondwaterstanden in het Korenburgerveen aanzienlijk hoger in het AEM dan in AMIGO, waarbij grondwaterstanden boven maaiveld worden berekend. Dit is het gevolg van het feit dat de complexe ontwatering en hydrologische processen die aanwezig zijn in hoogveen niet wordt meegenomen in het AEM. Overigens wordt de hydrologie van hoogvenen ook slecht beschreven in huidige grondwatermodellen. Ook de modelresultaten van AMIGO hoeven geen goede representatie van de werkelijke grondwaterstand te zijn. Verder geeft AMIGO een duidelijk effect van infiltratie van water door de Boven Slinge te zien ten zuiden van de winlocatie. Dit effect is minder evident in het AEM, maar is wel degelijk aanwezig. Ook zijn grote verschillen waar te nemen in de dunne watervoerende pakketten op de kleilagen aan de oost- en westrand van het model. Het is bekend (Heijs, 2018) dat de NHI-modellen hier echter ook ver af kunnen wijken van de metingen. Daarnaast zijn deze gebieden maar beperkt relevant voor de grondwaterstanden in het Korenburgerveen. Aangezien het doel van dit model is om inzichtelijk te krijgen wat de eventuele invloed van maatregelen zou kunnen zijn, is dit niet problematisch en kan het model ondanks de verschillen wel gebruikt worden om effecten van maatregelen op globale schaal met elkaar te vergelijken.



Figuur 4.5 Links: vergelijking tussen gemodelleerde isohypsen met het AEM (blauw) en AMIGO (zwart). Contourinterval bedraagt 1 m, de dikgedrukte contouren hebben een 5m-interval. Rechts: verschil tussen AMIGO en AEM, met negatieve (blauwe) kleuren voor hogere grondwaterstanden in AMIGO dan in het AEM.

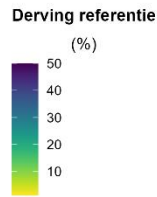
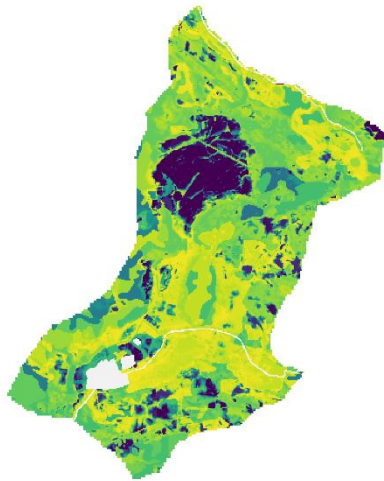
4.3.2 Huidige landbouwopbrengst met Waterwijzer Landbouw

Waterwijzer Landbouw (WWL) heeft, wanneer de hydrologische invoer gereed is in de vorm van kaarten van de GLG (gemiddelde laagste grondwaterstand in m -mv) en GHG (gemiddeld hoogte grondwaterstand in m -mv), minder handmatige voorbereiding dan de grondwatermodellering (voorgaande paragraaf). We hebben in WWL gemodelleerd met het huidige klimaat (1981-2010) en meteorologische gegevens van KNMI-weerstation De Bilt. Voor het landgebruik hebben we de Basisregistratie Percelen (BRP) gebruikt en de bodemfysische eigenschappen zijn afkomstig van de BOFEK 2020 bodemschematisatie. Het model genereert resultaten voor een langjarig gemiddelde (periode 1991-2020). Voor onze analyse gebruiken wij de gemiddelde opbrengstdervingen over die periode, als indicatie van de huidige hydrologische beperkingen voor de landbouw.

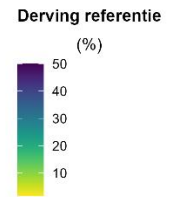
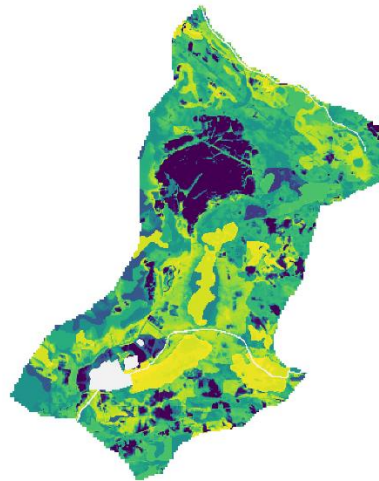
De WWL-resultaten voor de referentievariant behandelen we hier beknopt, met alleen de totale opbrengstderving, omdat alleen deze uitkomst binnen de modellen door wordt gegeven aan de economische module. We hebben de opbrengstderving voor vier relevante (veelvoorkomende en qua respons op hydrologische stress, verschillende) gewassen (grasland, consumptieaardappelen, sla en soortgelijke) toegepast op het gehele gebied (Figuur 4.6). Dit type figuur kan ook worden gemaakt voor het daadwerkelijk voorkomende landgebruik per perceel/pixel. Dit laatste hebben wij nog niet ingebouwd. De resultaten geven een beeld van de ruimtelijke verschillen in de referentiesituatie. Binnen een gebiedsproces kunnen de resultaten van de referentievariant dienen om de modeluitkomsten te valideren met de huidige situatie en om een beeld te krijgen van ruimtelijke verschillen.

Het ruimtelijk beeld is vergelijkbaar voor de verschillende gewassen. De grootste derving ten opzichte van optimale condities in het gebied is groter dan 50%. Dit kan als zeer hoog worden gezien en komt met name voor in gebieden waar in werkelijkheid natte natuur voorkomt. De condities voor gras zijn beter dan voor de andere gewassen en dit is logisch gezien gras beter tegen natte condities kan en in vergelijking met veel gewassen ook beter tegen droogte. Sla (en vergelijkbare gewassen) is een gevoelig gewas en geeft dan ook de hoogste opbrengstderving.

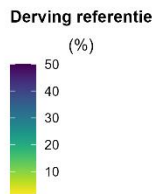
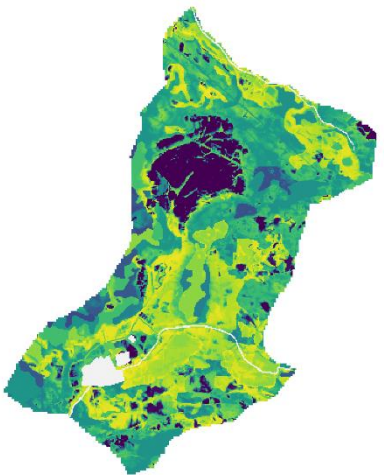
gras (landbouw)



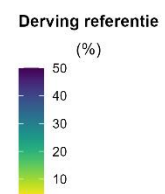
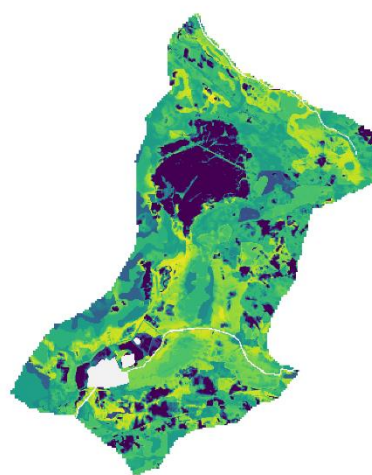
consumptieaardappelen



suikerbieten (voederbieten en rode bieten)



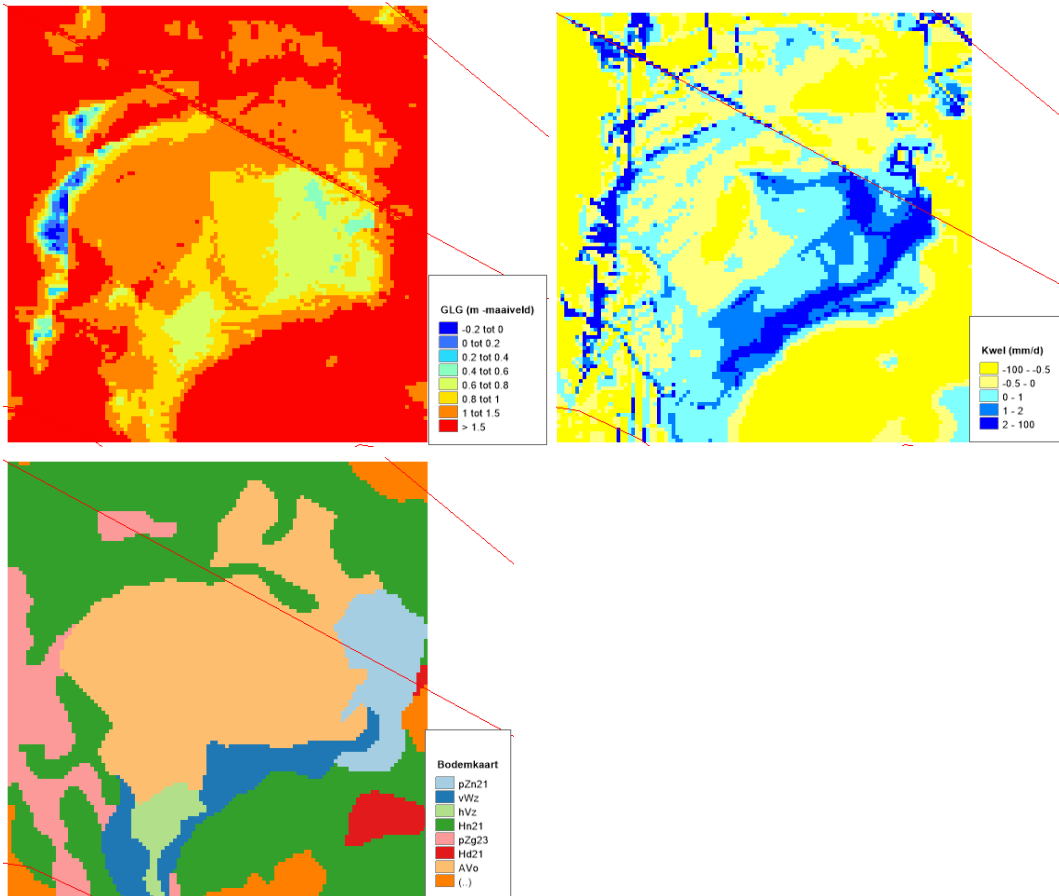
sla (ijsberg-, andijvie, raapstelen, spinazie)



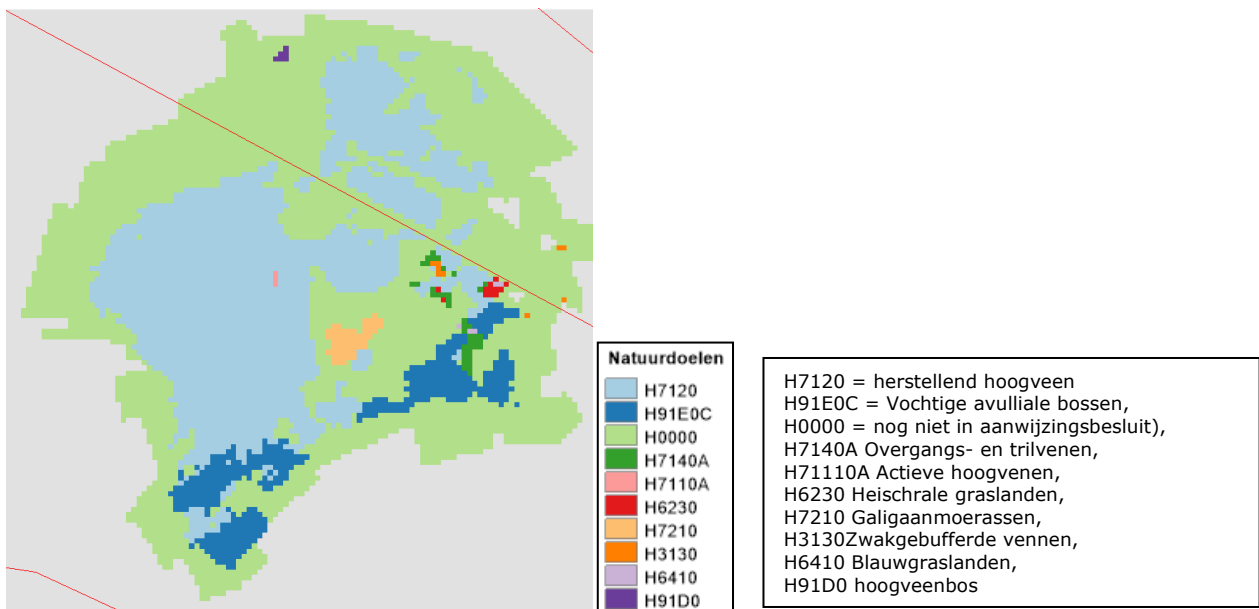
Figuur 4.6 Totale opbrengstderving van vier relevante gewassen voor de referentievariant, berekend met Waterwijzer Landbouw (WWL).

4.3.3 Huidige effecten op Natuur met Waterwijzer Natuur

De hydrologische invoer voor Waterwijzer Natuur, afkomstig uit de grondwatermodellering (paragraaf 4.3.1) betreft kaarten van de GLG (gemiddelde laagste grondwaterstand in m -mv), GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in m -mv) en jaargemiddelde kwelflux (in mm/d, kwel > 0, wegzijging < 0) in het gebied in het huidige klimaat (1981-2010). In Figuur 4.7 zijn voor het Korenburgerveen de abiotische invoergegevens van respectievelijk de GLG, kwelflux (hydrologische modeluitvoer) en bodemkaart weergegeven. Daarnaast is een kaart met de gekarteerde Natura 2000-habitattypen als invoer gebruikt in WWN (**Figuur 4.8**). Hierbij is een kweldrempelwaarde van 0,25 gebruikt. Voor PROBE hebben we naast bovengenoemde data dezelfde data gebruikt als voor WATERNOOD. De hydrologische condities van het huidige klimaat zijn gebruikt om met PROBE te voorspellen welke vegetaties kansrijk zijn.



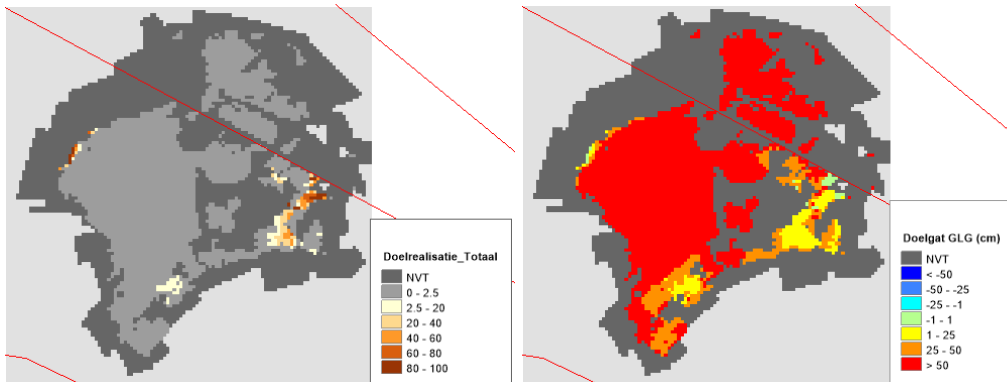
Figuur 4.7 Kaart met abiotische invoerdata van de Water Waterwijzer Natuur voor de huidige situatie. Linksboven: GLG in het casestudiegebied in de huidige situatie. Rechtsboven: Kwelflux in het casestudiegebied in de huidige situatie. Linksonder: bodemkaart van het casestudiegebied (data uit AMIGO).



Figuur 4.8 Overzicht van de gekarteerde aanwezige HR-habitattypen zoals gedocumenteerd in de Nationale databank flora en fauna (NDFF, <https://www.ndff.nl/>). De data zijn door NDFF voor deze studie beschikbaar gesteld en bij NDFF op te vragen door derden. De database is meest recent omschreven in Sitters & Schmidt (2023).

Resultaten WATERNOOD

Voor de huidige situatie geeft Waterlood als resultaat dat de totale doelrealisatie (Figuur 4.9) en de doelrealisatie voor GVG, GLG en de kwelflux afzonderlijk voor het grootste gedeelte van het Korenburgerveen slechts 0-2,5% is. Met name de GLG (Figuur 4.9 rechter paneel) zorgt ervoor dat de totale doelrealisatie laag is. Het doelgat voor de GLG is voor het grootste gedeelte van het Korenburgerveen dan ook relatief hoog, circa 100-120 cm.



Figuur 4.9 Links: Totale doelrealisatie voor het Korenburgerveen bij het huidige klimaat (in % realisatie). Rechts: Doelgat GLG (in cm). In Bijlage 3 zijn modelresultaten voor de doelrealisaties van GVG, droogtestress en kwel gepresenteerd.

Ecologische interpretatie van de Waterlood-resultaten voor de huidige situatie

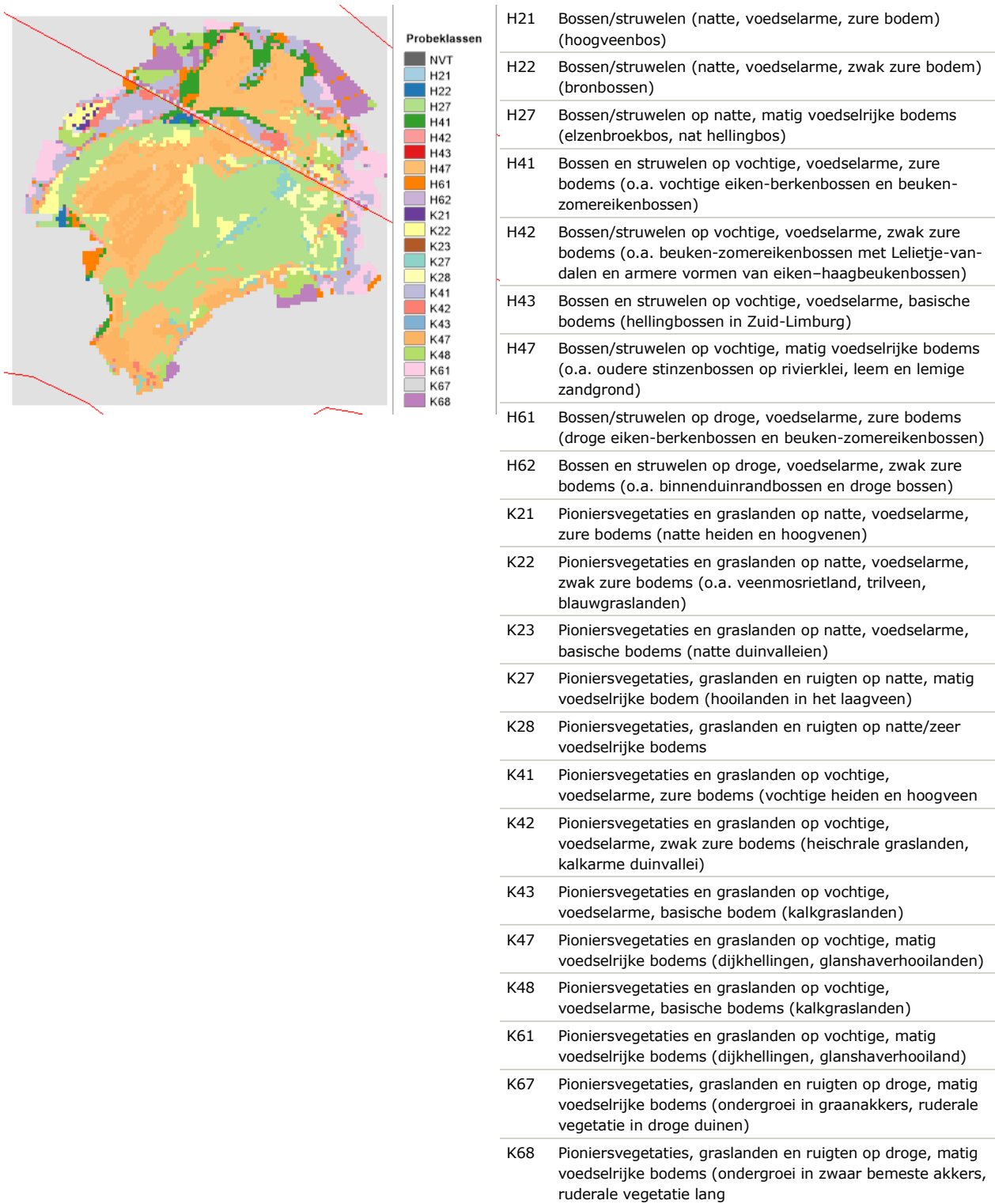
De waterhuishouding komt niet overeen met ecologische vereisten van vegetatiedoelen. Dit kan een indicatie zijn van twee dingen:

1. De grondwaterstanden zijn te diep of te ondiep, waardoor vegetatie niet kan voorkomen.
2. De hydrologische invoer (het grondwatermodel) klopt niet.

Herstellend hoogveen (H7120) is een habitattypen dat gebonden is aan zeer ondiepe grondwaterstanden en beperkte fluctuaties. Voor zo'n systeem is een doelgat van meer dan 50 cm behoorlijk groot. De doelgatenkaart kan ook indiceren in welke (deel)gebieden het onderliggende grondwatermodel minder goed presteert. In dit geval zou het mogelijk kunnen zijn dat de gesimuleerde GLG te diep is, zoals dit ook het geval was met eerdere modelstudies (Heijs, 2018; zie ook Box 4.1). De waterhuishouding van hoogvenen is lastig te vangen in huidige grondwatermodellen. Vaak treden schijngrondwaterspiegels op, die niet goed gemodelleerd kunnen worden en waardoor de grondwaterstand systematisch te diep wordt ingeschat. Dit lijkt dus een waarschijnlijke oorzaak voor het grote doelgat voor de GLG.

Box 4.1 Ruwe validatie modelresultaten Waterlood en PROBE met AMIGO-modelstudie (Heijs, 2018)

ARCADIS heeft het effect van genomen en toekomstige vernattingsmaatregelen in een eerdere studie doorgerekend met het geohydrologisch model AMIGO (versie 3-0). Sinds 2008 wordt bovendien op zestien plaatsen met peilbuizen de grondwaterdynamiek gemonitord, en dit kan ook gebruikt worden om onze modelresultaten te duiden. De door Arcadis gemodelleerde vernattingsmaatregelen betroffen (1) Verhogen es, (2) Dempnen van delen van de Schaarsbeek, Parallelsloot en overige greppels, (3) verplaatsen stuw Schaarsbeek, (4) Verwijderen, maar ook toepassen van drainage en (5) Afgraven eerdlaag en fosfaatrijke topklaag. Er zijn per klasse GLG en GHG oppervlakte verdelingen vastgesteld voor de huidige en toekomstige situatie. Na de kalibratie van het Korenburgerveen deelmodel van AMIGO v3.0 berekent het model de grondwaterstanden in de referentiesituatie en de gekozen varianten iets te laag in vergelijking tot de monitorgegevens (Heijs, 2018). In de referentie situatie berekent AMIGO v3.0 een GLG van -60 tot -80 cm mv per kilometerhok in het gebied van Korenburgerveen binnen de begrenzing van Natura 2000. Arcadis stelt dat ten noorden van de spoorlijn de grondwaterstanden (GVG, GLG, GHG) lokaal met ongeveer 20 cm kunnen stijgen. Door de mitigerende maatregel (ringdrainage) treedt geen grondwaterstandverhoging op bij de woningen. Ten zuiden van het spoor is het maximale effect is een verhoging in GHG, GVG en GLG van 50 cm. Dus ten noorden van de spoorlijn schommelt de GLG dan tussen -40 en -60cm en ten zuiden tussen -10 en -30cm in deze studie. AEM, Waterlood en PROBE laten ook zien dat ten noorden van de spoorlijn de hydrologische effecten kleiner zijn in vergelijking tot het zuidelijk deel. De uitkomsten van alle vier de modellen bevestigen dat het realiseren van herstellend hoogveen de meest complexe natuuropgave is. Het inschatten van de kwelflux is in alle vier de modellen een verbeterpunt voor de modellering.



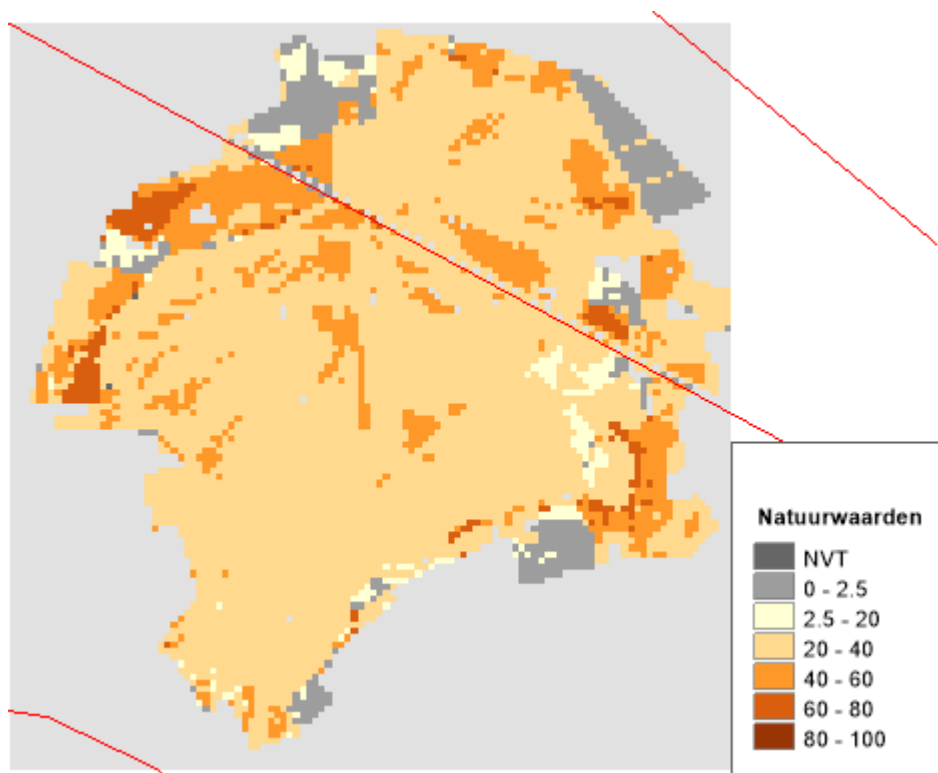
Figuur 4.10 Door PROBE berekende ecotoopgroepen in het Korenburgerveen bij het huidige klimaat en de huidige hydrologische situatie en stikstofdepositie.

In het centrale hoogveengebied worden met de gegevens voor de huidige situatie door PROBE (Figuur 4.10) met name matig voedselrijke vochtige graslanden (donkeroranje K47) en bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems verwacht (H47, lichtoranje). Deze voorspelling komt niet overeen met de beoogde Natura 2000-doelen en de aanwezige vegetatie (Figuur 4.8), die uit vegetaties van voedselarme, zure, en natte standplaatsen zou bestaan (K21 en H21). Dit is consistent met het beeld dat uit Waterlood naar voren komt. De oorzaak van lage potenties voor hoogveenecotopen die karakteristiek zijn voor de Natura 2000-doelen herstellend en actief hoogveen (H7110, H7120) is waarschijnlijk te vinden in een (veel) te diep gesimuleerde grondwaterstand (diepe GLG). Hierdoor is de vochttoestand slechts vochtig (en niet

nat), waardoor ook het aanwezige organisch materiaal kan worden afgebroken. Dit laatste leidt tot verhoogde mineralisatie en daarmee tot de matig voedselrijke standplaatscondities. Of de te diepe grondwaterstand een gevolg is van onjuiste modelsimulaties (ontbreken schijnspiegels, te lage weerstand tegen wegzijging) of dat deze werkelijk optreedt in de huidige situatie is te bepalen met gebiedskennis, metingen en informatie over prestatie van het onderliggende grondwatermodel.

Rondom het centraal gelegen hoogveengebied wordt relatief veel H27 (lichtgroen, Elzenbroekbos) voorspeld, wat duidt op natte, matig voedselrijke condities. Aan de rand van het gebied komen afwisselend vegetatietypes als K68 (droog & zeer voedselrijk), K61 (droog & voedselarm) en K41 (vochtig en voedselarm) voor in deze modelprojecties.

Uit de kaart van natuurwaarden (Figuur 4.11) blijkt dat bij deze gebruikte hydrologische invoer met name in de flanken van het gebied een hogere natuurwaarde (>80%) voorspeld wordt onder de huidige condities en klimaat. Dit komt door het voorkomen van ecotoopgroep K22 (Graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems, zoals veenmosrietland, trilveen en blauwgrasland).



Figuur 4.11 Met PROBE berekende natuurwaarden/doelrealisatie als optelsom van alle ecotooptypen in het Korenburgerveen bij het huidige klimaat met een schaal van 0-100%.

4.4 Formuleren en uitwerken varianten (stap 5)

4.4.1 Berekeningen grondwaterstandverandering

Dempen Schaarsbeek

De Schaarsbeek, welke in het zuidoostelijke deel van het Korenburgerveen gesitueerd was, is recentelijk gedempt, tezamen met de Parallelsloot ten zuiden hiervan. Om het effect te bepalen van het dempen van deze watergangen is de grondwaterstand berekend voor de situatie zonder deze waterlopen. Het verschil in grondwaterstanden tussen de basissimulatie en dit scenario is weergegeven in Figuur 4.12 (links). Door het dempen van de waterlopen zijn de stijghoogtes onder het Korenburgerveen volgens het AEM gestegen met zo'n 10 tot 15 cm in de zuidelijke helft van het gebied. De berekende invloedssfeer ligt duidelijk ver buiten het Korenburgerveen en is ook aanzienlijk groter dan in het meer gedetailleerde model AMIGO 3.0 (Heijs, 2018).

Dempen Maneschijn en Onstein waterlopen

Ten zuidwesten van het Korenburgerveen bevinden zich de Maneschijn- en Onstein-waterlopen. Deze waren vooralsnog niet meegenomen in de plannen voor het Korenburgerveen, maar hebben recentelijk aandacht gekregen (Provincie Gelderland, 2022). Het effect van het dempen van deze twee waterlopen, die zich boven het dunne kleiplateau bevinden, is daarom ook meegenomen. Duidelijk te zien (Figuur 4.12, rechts) is dat het effect van dempen veel lokaler is dan het effect van het dempen van de Schaarsbeek, als gevolg van de lokale bodem en geologie. Het dempen zorgt echter wel voor een aanzienlijke stijging in de grondwaterstand op lokaal niveau.

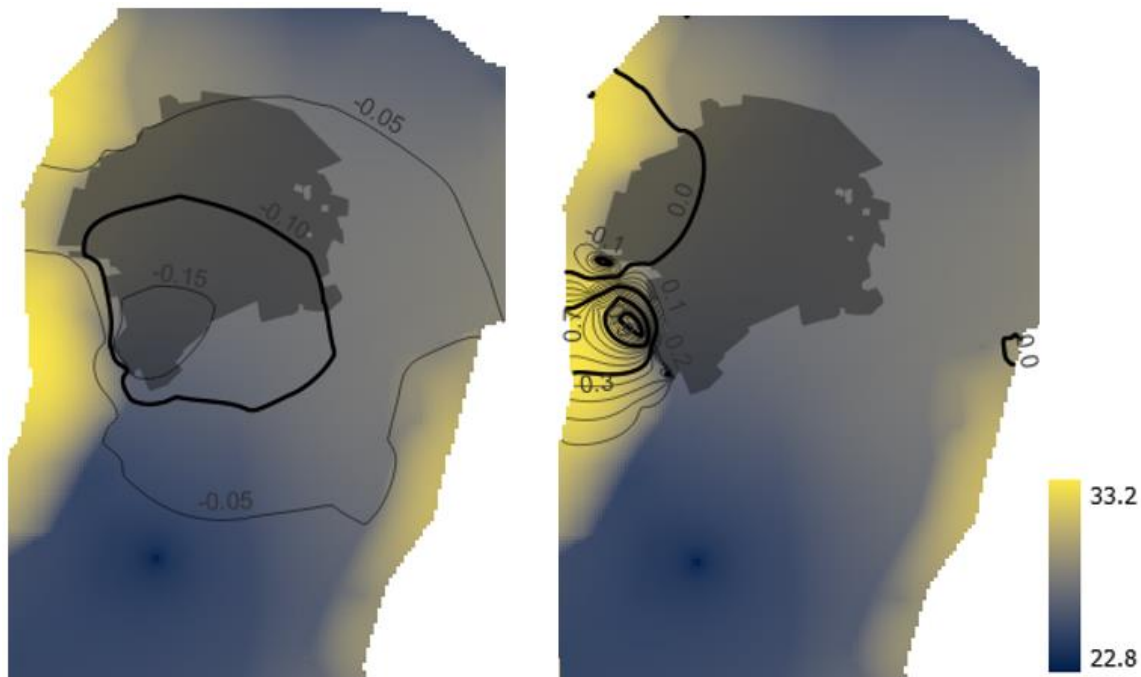
Veranderen grondwateraanvulling

Ten oosten van het Korenburgerveen bevindt zich een bosgebied waar met name naaldbomen staan. Door in dit gebied een verandering van landgebruik door te voeren (bijvoorbeeld een transformatie naar loofbos of heide), kan de grondwateraanvulling worden gestimuleerd. Dit kan ten goede komen aan de grondwaterstanden in het Korenburgerveen. Het effect hiervan is gesimuleerd door de grondwateraanvulling met 0.1 mm/d te verhogen in het betreffende gebied. Het resultaat hiervan is weergegeven in Figuur 4.13. Het absolute effect op grondwaterstanden is niet groot. Het is echter niet ondenkbaar dat er wel een verandering in kwaliteit van kwelwater op kan treden door deze verandering in landgebruik.

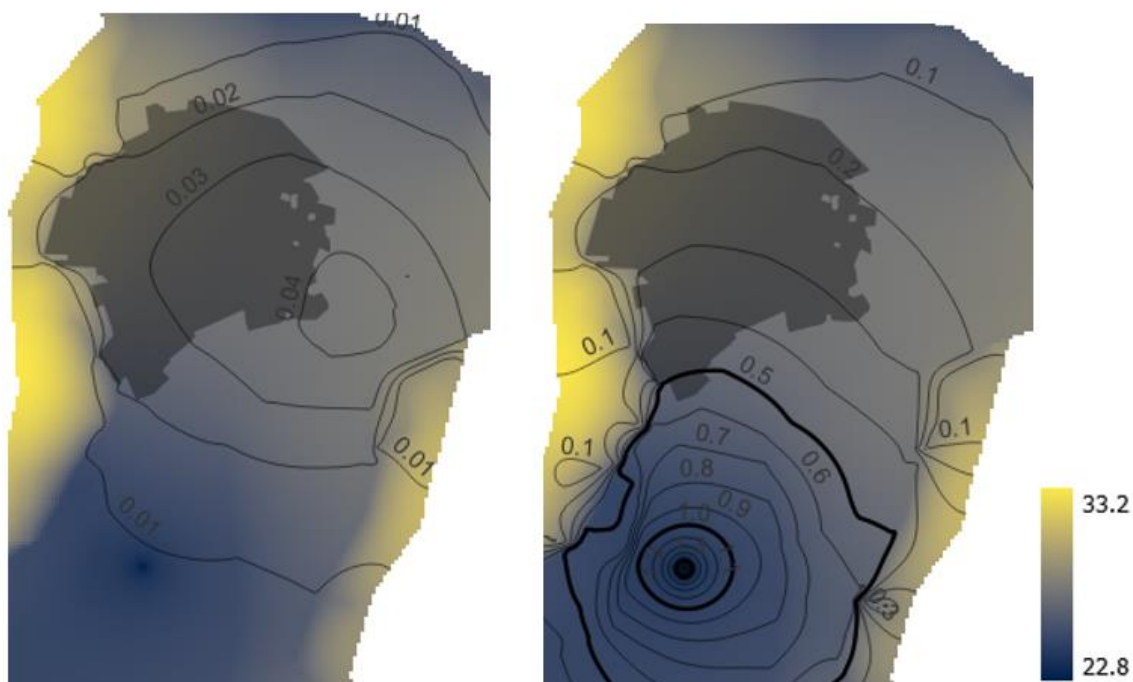
Verminderen drinkwaterwinning

De huidige drinkwaterwinning te Corle heeft een extractie van +- 6600 m³/d. Hiervan komt een deel uit infiltratievijvers (10-20% van de dagelijkse winning), die gevoed worden met water uit de Boven Slinge. Voor het AEM is uitgegaan van een winning van 6000 m³/d, waardoor deze lokale infiltratie niet terugkomt in de waterbalans. Ter verkenning zijn de effecten van het verlagen van de waterwinning met 50% doorgerekend met het AEM. Dit betreft een hypothetische vergelijking, waarbij geen rekening is gehouden met de haalbaarheid voor de drinkwatervoorziening in het gebied. We gaan ervan uit dat de vermindering in onttrekking kan worden aangevuld met extra infiltratiewater vanuit de Boven Slinge, of met een extra winning buiten het projectgebied. Onder zeer droge condities (2018, 2022) is echter wel gebleken dat het niet mogelijk is om de infiltratievijvers bij te vullen door een te lage waterstand of zelfs door het droogvallen van de Boven Slinge.

De invloedssfeer van het verlagen van de winning reikt tot in het Korenburgerveen, met van zuid naar noord een toename in grondwaterstand van 50 tot 15 cm (Figuur 4.13) Ook ten zuiden van de winning is het effect van verminderen van het extractievolume groot. Wellicht dat de te kleine infiltrerende werking van de Boven Slinge, zoals te zien in de vergelijking van de basismodellen, hierin een rol speelt.



Figuur 4.12 Links: effect van opnieuw aanleggen van de Schaarsbeek en Parallelsloot (situatie voor 2016). Contourinterval is 0.05 m. Rechts: effect van dempen van de Maneschijn- en Onstein-waterlopen. Contourinterval is 0.1 m.



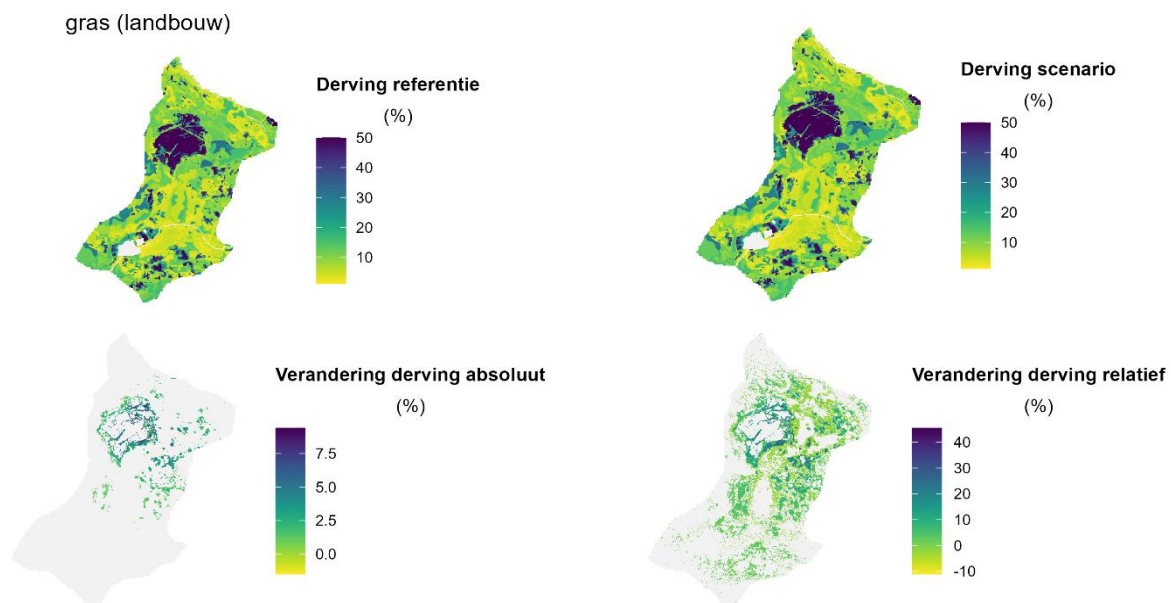
Figuur 4.13 Links: effect van vergroten grondwateraanvulling ten oosten van het Korenburgerveen. Contourinterval is 0.01 m. Rechts: effect van verminderen van de grondwateronttrekking in Corle met 50%. Contourinterval is 0.1 m.

Conclusie verkennende berekeningen

Uit Figuur 4.12 en Figuur 4.13 valt op te maken dat de effecten van verschillende maatregelen een zeer variërend effect hebben, van lokaal sterke effecten tot regionale effecten die maar zeer klein zijn. Er kan worden geconcludeerd dat het verminderen van de onttrekking bij Corle verdere aandacht vereist, omdat deze maatregel veel potentiële effecten heeft.

4.4.2 Verwachte landbouwopbrengst onder varianten met Waterwijzer Landbouw

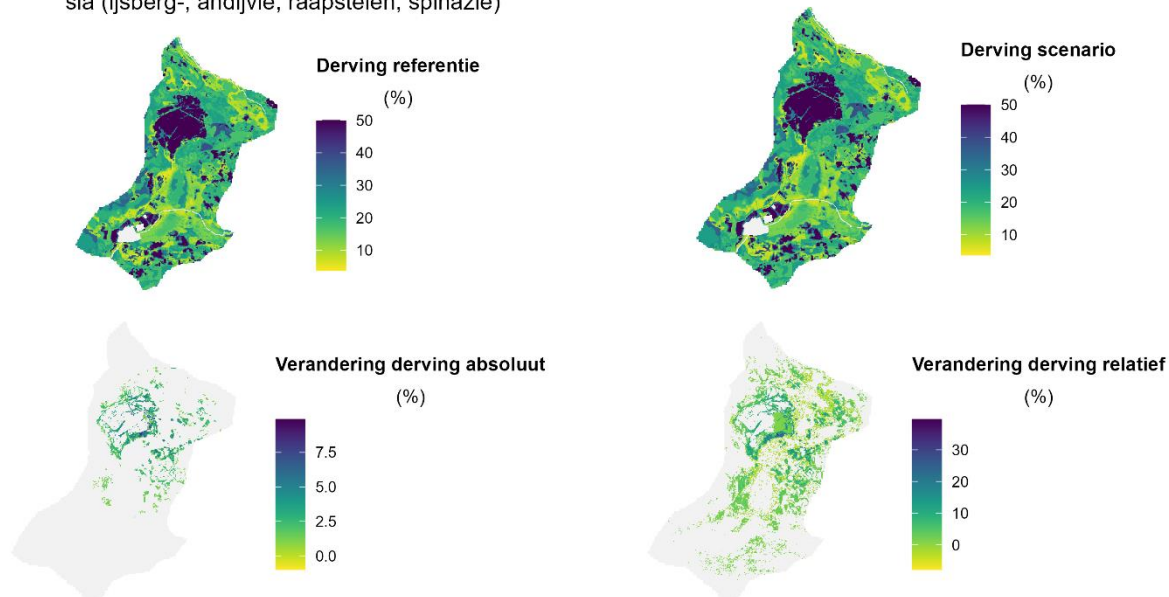
In paragraaf 4.3.2 gaven we de situatie voor vier verschillende gewassen weer. In deze paragraaf beperken we ons tot het in beeld brengen van de uitkomsten voor de gewassen grasland en sla. Ten opzichte van de uitgangssituatie, simuleert WWL grotendeels een toename van de opbrengstderving en dus een afname van de landbouwkundige opbrengst voor beide gewassen. Het verschil is het kleinst voor scenario 1 (aanleggen van een nieuw beekstelsysteem) met afnamen van de derving tussen 0 en 10% voor gras en sla (Figuur 4.14 en Figuur 4.15, respectievelijk) en het grootst voor scenario 4 (halveren van de drinkwateronttrekking bij Corle) met toenames van de opbrengstderving van 0 tot meer dan 50% (Figuur 4.16 en Figuur 4.17, respectievelijk). Veranderingen treden met name op bij overgangen tussen nat en droog. Dit betreft de plekken waar veranderingen in grondwaterdynamiek het snelst kunnen zorgen voor een verandering in landbouwproductie. Dit komt doordat een verandering op deze plekken sneller een verandering in de vochthuishouding van de wortelzone betekent. Op plekken waar het al nat is, doet verdere vernatting minder. Op locaties met diepe grondwaterstanden verandert de vochthuishouding in de wortelzone bij een verhoging van deze grondwaterstanden niet zo snel, omdat de afstand tussen grondwater en wortelzone voldoende groot blijft. Veranderingen in de landbouwkundige opbrengst boven 20% zijn groot. Voor deze testcasus zien we dus duidelijke effecten op landbouwgewassen, waarbij we echter nog geen rekening hebben gehouden met welke gewassen daadwerkelijk waar worden geteeld of reëel gezien zouden kunnen worden geteeld.



Figuur 4.14 Effect van scenario 1 (aanleggen van een nieuw beekstelsysteem) op de gemiddelde landbouwkundige gewasopbrengst voor grasland, bepaald over de periode 1991-2020 (%), ten opzichte van de referentiesituatie (huidige situatie). De groene kleur geeft aan dat de hydrologische maatregel een positief effect heeft op de landbouwkundige gewasopbrengst.

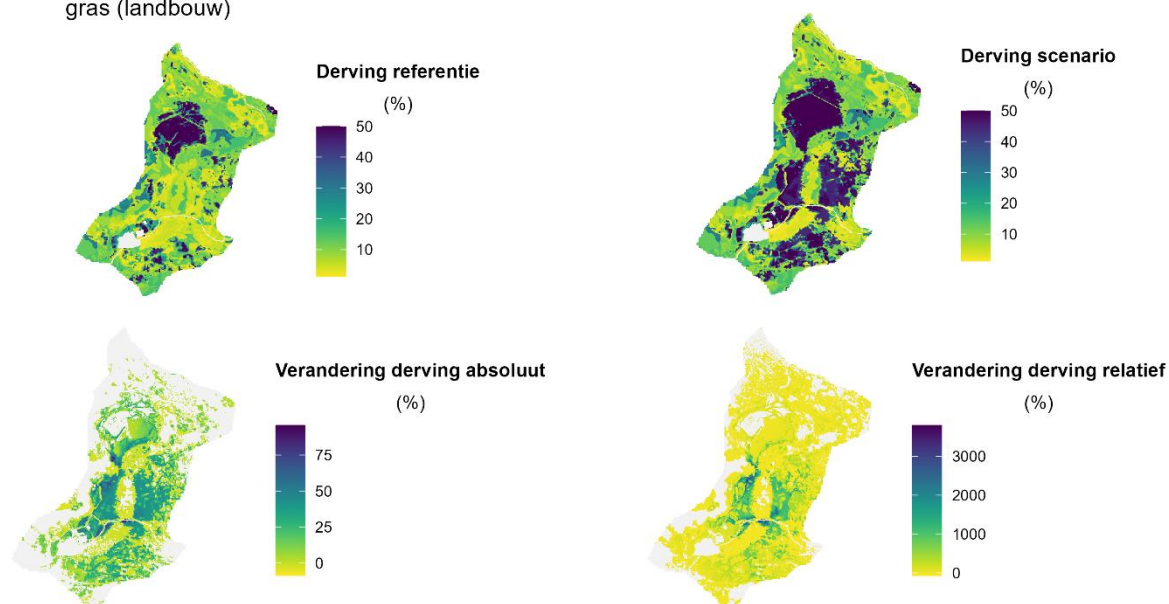
Om de relevantie en validiteit van uitkomsten zoals deze duidelijker te maken voor de toekomstige gebruiker van de modellen, moeten meer figuren worden gepresenteerd. Voorbeelden zijn figuren die de opsplitsing tussen verschillende oorzaken van opbrengstderving weergeven en het weergeven van de landbouwpercelen in de figuren.

sla (ijsberg-, andijvie, raapstelen, spinazie)



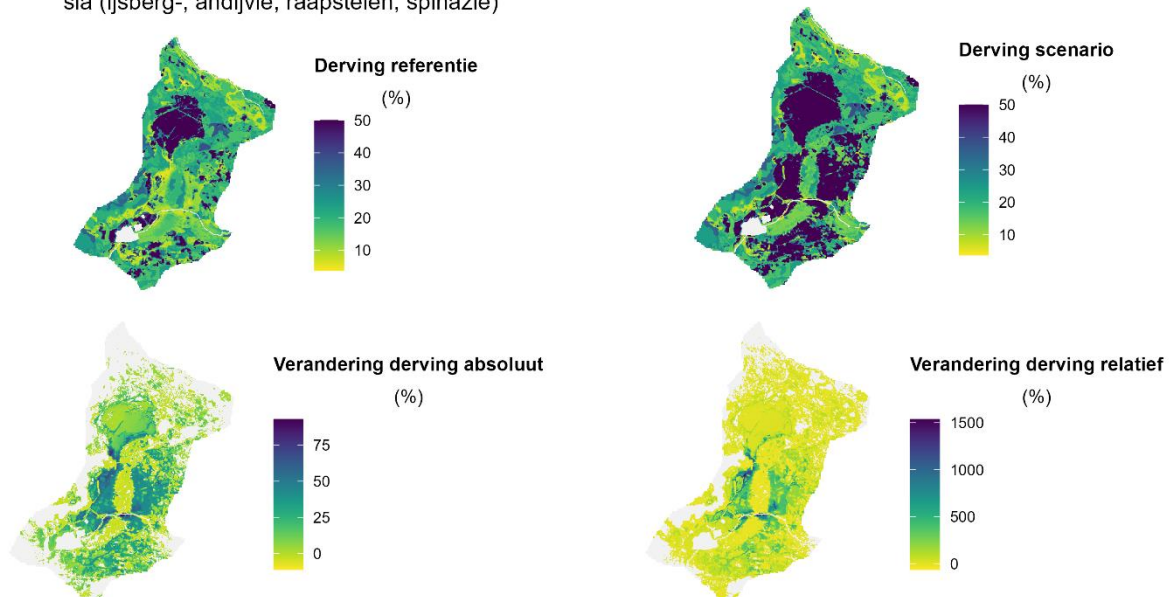
Figuur 4.15 Effect van scenario 1 (aanleggen van een nieuw beekstelsysteem) op de gemiddelde landbouwkundige gewasopbrengst voor sla en vergelijkbare gewassen, bepaald over de periode 1991-2020 (%), ten opzichte van de referentiesituatie (huidige situatie). De groene kleur geeft aan dat de hydrologische maatregel een positief effect heeft op de landbouwkundige gewasopbrengst.

gras (landbouw)



Figuur 4.16 Effect van scenario 4 (halveren van de drinkwateronttrekking bij Corle) op de gemiddelde landbouwkundige gewasopbrengst voor gras, bepaald over de periode 1991-2020 (%), ten opzichte van de referentiesituatie (huidige situatie). De groene kleur geeft aan dat de hydrologische maatregel een positief effect heeft op de landbouwkundige gewasopbrengst.

sla (ijsberg-, andijvie, raapstelen, spinazie)



Figuur 4.17 Effect van scenario 4 (halveren van de drinkwateronttrekking bij Corle) op de gemiddelde landbouwkundige gewasopbrengst voor sla en vergelijkbare gewassen, bepaald over de periode 1991-2020 (%), ten opzichte van de referentiesituatie (huidige situatie). De groene kleur geeft aan dat de hydrologische maatregel een positief effect heeft op de landbouwkundige gewasopbrengst.

4.4.3 Effecten op natuur onder varianten met Waterwijzer Natuur

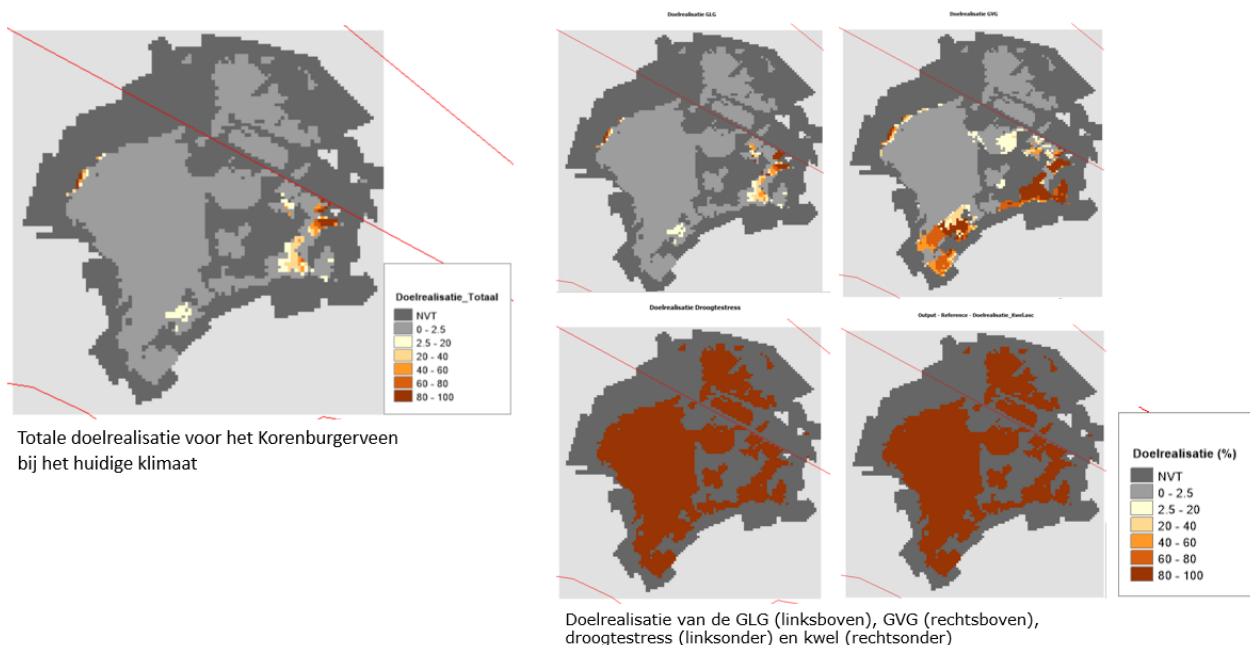
Inleiding

Als invoerkaart voor de vegetatietypenkaart is de habitattypenkaart van 2020 (Sitter en Schmidt, 2023) gebruikt. Net als bij de referentievariant zijn wij bij de inrichtingsvarianten uitgegaan van het huidige klimaat. Voor alle vier de varianten is een drempelwaarde kwelinvloed van 0.25 mm/d aangehouden, zoals deze standaard staat ingesteld in Waterlood. Voor de Gemiddelde Grondwaterstand hebben wij aangenomen dat deze het rekenkundig gemiddelde is van de GHG en GLG. Bij de PROBE-berekening voor de natuurwaardering is het gebruik van de methode Gelderland standaard.

Resultaten Waterlood

Figuur 4.18 laat de totale doelrealisatie zien, welke een vermenigvuldiging is van de effecten van doelrealisatie van GLG, GVG, droogtestress en kwel, berekend met Waterlood. Voor de roodbruin gekleurde locaties geldt dat de natuurwaarden daar bijna 100% realiseerbaar zijn. De totale doelrealisatie lijkt vooral bepaald te worden door de voorspelde GLG en GVG, want Figuur 4.18 laat zien dat droogtestress en kwel effect lijken te hebben op de doelrealisatie (100%). Bij de ecologische interpretatie gebruiken we daarom alleen de GLG- en GVG-resultaten.

Tabel 4-2 geeft de arealen in hectaren die bij Figuur 4.18 horen bij de verschillende inrichtingsvarianten. Deze tabel is gebruikt voor het rangschikken van de maatregelen voor de kosten-batenanalyse (paragraaf 4.5).



Figuur 4.18 Totale doelrealisatie (links) en doelrealisatie uitgesplitst naar verschillende hydrologische indicatoren, berekend met Waterlood voor de vier varianten.

Tabel 4-2 Oppervlakte per klasse in hectare natuurdoelgat in de referentie en inrichtingsvarianten.

	NVT	0-2.5%	2.5-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Referentie	262.7	186.6	4.4	2	1.5	0.7	1.3
Dempen Schaarsbeek	262.7	170.8	6.6	8.9	6.4	2.9	0.8
Dempen Maneschijn en Onstein	262.7	169.4	6	10.1	7	3.1	0.8
Drinkwateronttrekking verminderen	262.7	154.6	18.7	14.2	3.1	4.2	1.7
Grondwater aanvullen (van naald naar loofbos)	262.7	183.4	4.6	3.8	2.3	1.1	1.3

De hydrologische invoer voor de vier inrichtingsvarianten (uitvoer van het AEM-model Figuur 4.12 en Figuur 4.13) leidt tot een afname van het doelgat ten opzichte van de referentie (paragraaf 4.3.3) beoordeeld op de berekende GVG en de op dit moment aanwezige vegetatie (2020). Er is geen validatie uitgevoerd om te toetsen of de AEM-simulaties overeenkomen met de werkelijkheid, omdat deze analyse dient ter illustratie van de te doorlopen stappen en mogelijkheden. In onderstaande analyses is daarom het uitgangspunt dat de gesimuleerde GVG en GLG overeenkomen met de werkelijkheid, terwijl dat in werkelijkheid niet zo hoeft te zijn.

Een negatief GVG-doelgat betekent in de Waterwijzer Natuur (Bijlage 3) dat het voor sommige natuurdoelen in het voorjaar door de maatregelen zelfs iets te nat wordt (blauwe kleuren). Deze potentiële 'natschade' aan natuur werd berekend voor de inrichtingsvariant van de gematigde drinkwaterwinning bij Corle voor bepaalde typen graslanden die nadeel hebben van te hoge grondwaterstanden. Een GVG-doelgat van 1 tot 25 cm blijft in de modelresultaten aanwezig in sommige delen ten noorden van de spoorlijn, waar natuurdoelen zijn geformuleerd voor herstellend hoogveen. Het GVG-doelgat blijft, van de vier inrichtingsvarianten, het grootst in de variant met een wijziging van de grondwateraanvulling door vervanging van naaldbossen door loofbossen.

Wanneer de GLG als indicator wordt gebruikt, dan is het GLG-doelgat voor het grootste deel van het gebied groter dan 50 cm bij de vier inrichtingsvarianten. Verschillen tussen de varianten zijn kleiner vergeleken met de GVG-projecties. Aan de zuidzijde is de GLG gunstiger voor het realiseren van de HR-doelen (vochtig alluviaal bos, bepaalde type natte graslanden), terwijl het GLG-doelgat groot blijft aan de noordzijde van de spoorlijn waar herstel van actief hoogveen een wettelijk verbeterdoel is. Voorts onderscheidt de variant waarin de drinkwaterwinning bij Corle gehalveerd wordt zich van de andere varianten. In deze variant zijn er ook delen met een GLG-doelgat tussen de 25 en 50 cm, dat komt meer in de richting voor herstel van natte

natuur. Voor het herstel van actief hoogveen is dat echter nog steeds een te groot doelgat. Op basis van de modelresultaten van Watnood zijn de inrichtingsvarianten te ordenen van meest positieve effect voor natuur naar kleinste effect:

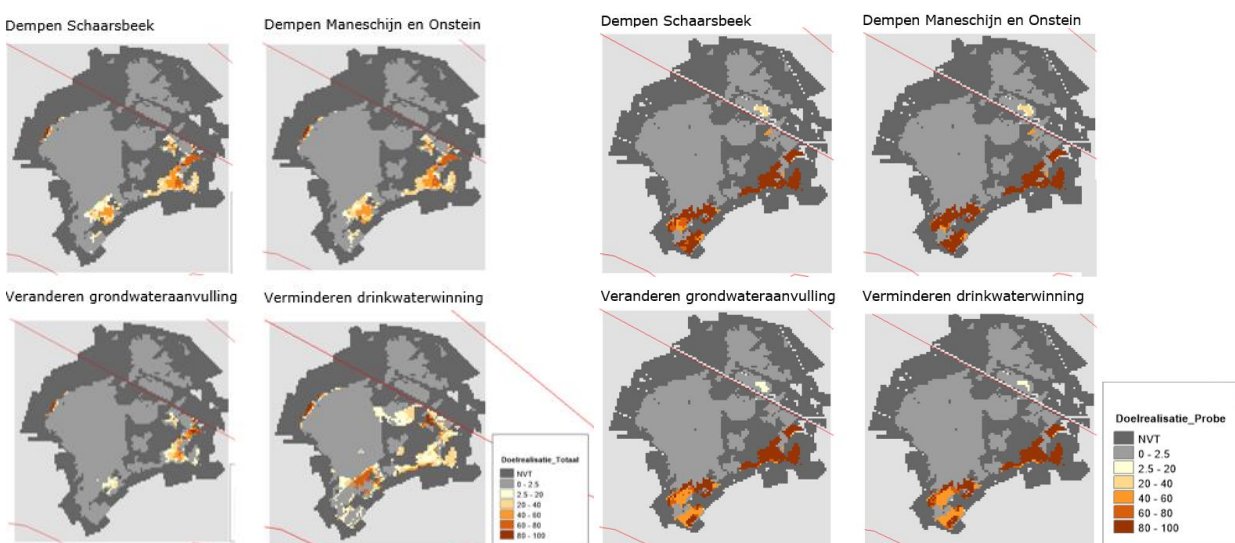
1. Verminderen drinkwaterwinning bij Corle (meeste gemodelleerd positieve effect op natuurwaarden);
2. Dempnen Schaarsbeek en Dempnen sloten Maneschijn & Onstein (vergelijkbaar effect);
3. Optimalisering van de grondwateraanvulling, door naaldbomen te vervangen door loofgebied buiten het VHR-gebied.

Het gemodelleerde positieve effect geldt voor de habitattypen die het minst kwetsbaar zijn voor verdroging. Het belangrijkste doel (herstel actief hoogveen) wordt in geen van de inrichtingsvarianten gerealiseerd bij interpretatie van de resultaten van het gebruikte model (Watnood), gekozen aannamen (bv. drempelwaarde kwel) en gebruikte hydrologische invoer (AEM). De onzekerheden in de AEM-invoer en de aannamen in het Watnood-model zijn te groot om voldoende onderbouwde kwantitatieve uitspraken te doen over de verschillen tussen de interventies in termen van areaal beïnvloed gebied (hectares) en verschillen in het doelgat (cm). De berekeningen zijn, met aanvulling van expertoordeel, echter wel behulpzaam om scherper te krijgen welke natuurdoelen enig of veel herstel van de grondwaterbalans vragen. Dit inzicht kan gebruikt worden bij het in beeld brengen van het economisch rendement, uitgedrukt in het aantal realiseerbare natuurdoelen per kosteneenheid.

Aanvullende inzichten uit PROBE

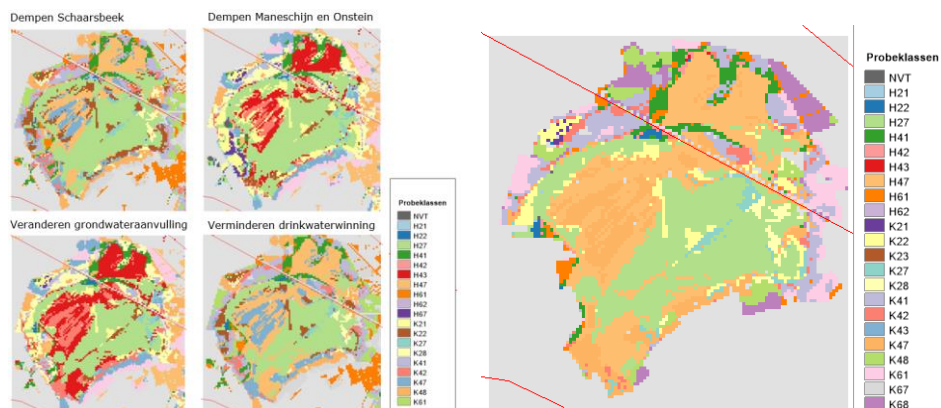
Het vergelijken van de PROBE- en Watnood-resultaten (Figuur 4.19) is informatief. In de gebieden waar het herstel van (actief) hoogveen de doelstelling is, is de berekende doelrealisatie laag (grijs: 0 tot 2,5%). In Watnood en PROBE is de berekende doelrealisatie voor alle inrichtingsvarianten meestal ongeveer vergelijkbaar. In de gebieden aan de zuidzijde met habitattypen zoals alluviaal bos en verschillende graslandtypen met een instandhoudingsdoel berekent PROBE grotere doelrealisaties dan Watnood. Het PROBE-model berekent dus in deze zone van het Korenburgerveen een groter effect op de natuur van de vier hydrologische herstelmaatregelen vergeleken met Watnood. Deze verschillen zijn als volgt verklaarbaar:

1. In Watnood wordt de doelrealisatie alleen gebaseerd op kennisregels waar hydrologische standplaatscondities (GLG, GVG, droogtestress en kwelflux) direct worden vertaald naar doelrealisatie. In PROBE worden andere hydrologische standplaatscondities gebruikt (namelijk zuurstofstress en transpiratiestress).
2. In PROBE wordt de kansrijkdom van (meerdere) ecotoopgroepen vertaald naar doelrealisatie van habitattypen. In Watnood wordt direct de doelrealisatie van habitattypen berekend.
3. In PROBE wordt de doelrealisatie niet alleen berekend op basis van hydrologische standplaatscondities, maar ook op pH en voedselrijkdom (zie Bijlage 3). Door deze extra criteria kan verwacht worden dat de doelrealisatie bij Watnood systematisch hoger uitvalt dan bij PROBE.



Figuur 4.19 Totale doelrealisaties van vier inrichtingsvarianten voor Watnood (links) en PROBE (rechts).

Bij de PROBE-simulaties wordt de kansrijkdom van ecotoopgroepen vertaald naar habitattypen middels een vertaaltabel (zie Witte e.a. 2018, p16). Het is inzichtelijk om daarnaast ook de kanskaart (Figuur 4.20) te tonen waarvoor een wettelijk doel is, ook als de kans van voorkomen hiervan kleiner is dan de andere ecotoopgroepen.



Figuur 4.20 Voorspelde ecotoopgroepen in het Korenburgerveen voor de verschillende varianten (links) en referentiesituatie (rechts).

PROBE voorspelde in de referentiesituatie in het centrale deel met name matig voedselrijke vochtige graslanden (K47; o.a. glanshaverhooilanden) en bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems (H27, H47), terwijl de habitattypenkaart hier vegetaties toont die horen bij het Habitat Richtlijn-doel herstellend hoogveen (H7120). De gemodelleerde pioniersvegetaties (graslanden, natte heide etc.) die van vocht houden, komen wel voor in de PROBE-projecties en de habitattypenkaart.

Om een vergelijk te maken tussen de ecotooptypen uit PROBE en de HR-doelen en Natura 2000 voor het Korenburgerveen is een kruistabel gemaakt tussen HR-doelen en Ecotooptypen uit PROBE (Tabel 4-3).

Tabel 4-3 Kruistabel HR-doelen (alleen habitattypen) Korenburgerveen en Ecotooptypen (PROBE). Afgeleid uit Witte et al., 2018, p.16).

HR-Doel Korenburgerveen	Geassocieerde ecotooptypen uit PROBE
H3130 Zwakgebufferde vennen	?
H6230 Heischrale graslanden	K42
H6410 Blauwgraslanden	K22
H7110 Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	K42, K22
H7120 Herstellende hoogvenen	K21, K41
H7140A Overgangs- en trilvenen	K22
H7210 Galigaanmoerassen	?
H91Do Hoogveenbossen	H21
H91EoC Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidend)	H22, H27

De vier inrichtingsvarianten laten in deze modellsimulaties geen areaalverschuiving zien voor Stinzenbos (H27): het groene deel in alle varianten is in oppervlakte gelijk. De pioniersgraslanden met een wat hogere natuurwaarde (o.a. glanshaverhooilanden K47) worden in de inrichtingsvarianten 'Dempen Schaarsbeek' en 'Verminderen drinkwaterwinning' vervangen door het ecotooptype K27 (hooilanden in laagveen en grasland behorend bij beekdal). In de inrichtingsvarianten 'veranderen grondwateraanvulling' en 'demping Maneschijn en Ontstein' wordt het centrale middendeel in de referentiesituatie (oranje) vervangen door de ecotooptypen H43 (bossen en struwelen op basische grond) en H42 (bossen en struwelen op zwak zure grond). De ecotooptypen K22 (o.a. trilveen) en H21 (hoogveenbos) kunnen gezien worden als indicator voor het HR-doel herstellend hoogveen (Tabel 4-3). Het areaal hiervan blijft in de PROBE-projecties voor de inrichtingsvarianten gelijk in 'veranderen grondwateraanvulling' en 'demping Maneschijn en Ontstein', maar de

locaties verplaatsen zich wel van het centraal gelegen gebied naar de flanken. In de andere twee inrichtingsvarianten neemt het areaal trilveen (K22) af.

De belangrijkste conclusies uit de modellering met WWN zijn:

- Over de verschillen tussen de varianten zijn geen inhoudelijke conclusies te trekken, de beschikbare modelresultaten omvatten daartoe te veel onzekerheden;
- De resultaten van PROBE illustreren wel dat met name de huidige voedselrijkdom (constant gehouden in referentie en inrichtingsvarianten) het effect van hydrologische herstelmaatregelen op de natuurwaarden beperkt;
- Uit de resultaten kan ook geconcludeerd worden dat voor het belangrijkste gewenste natuurdoel (herstel actief hoogveen) de inrichtingsvarianten afzonderlijk nog niet het gewenste resultaat geven, met hierbij de disclaimer dat het vernattingseffect in het gebruikte model (AEM) vermoedelijk ook wordt onderschat doordat de kwel niet goed wordt gemodelleerd;
- Inhoudelijke aanbeveling voor vervolg: wordt herstel van actief hoogveen wel mogelijk wanneer alle vier de maatregelen tegelijkertijd worden uitgevoerd en, zo ja, hoe groot is dan het potentiële areaal?

4.5 Kosten-batenanalyse (beoordelen scenario's, stap 6)

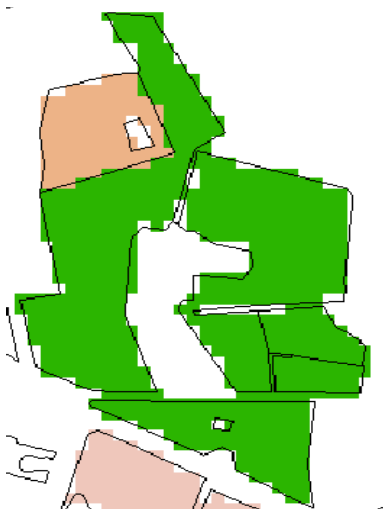
Voor het berekenen van de impact voor elk van de vier varianten (dempen schaarsbeek, dempen Maneschijn en Onstein waterlopen, grondwateraanvulling, verminderen drinkwaterwinning), worden de kosten en baten van de variant voor de onderscheiden functies berekend.

De kosten van de maatregelen zijn uitgewerkt in paragraaf 4.5.5. We veronderstellen dat die in het eerste jaar worden genomen. De verandering van de grondwaterstand heeft effect op natuur (het beoogde doel effect, wat niet worden gewaardeerd in deze studie) en effect op landbouw. We veronderstellen (omdat er geen inundatie optreedt) dat andere functies, zoals verkeer, geen noemenswaardig effect ondervinden van de maatregel.

4.5.1 Selectie percelen

Selectie van percelen in het onderzoeksgebied is gebaseerd op de Basisregistratie percelen 2022. Uit deze percelen zijn de percelen met code 1 (gras), 6 (snijmaïs), 8 (zomergerst) en 9 (consumptieaardappelen) geselecteerd. Suikerbieten (code 12) komen in 2022 niet voor in het gebied. In dit gebied hadden 189 bedrijven één of meerdere percelen van deze geselecteerde gewassen.

Figuur 4.21 illustreert de percelen van een voorbeeldbedrijf (X), dat geen consumptieaardappelen verbouwt. Deze percelen liggen allemaal binnen de grenzen van het onderzoeksgebied.

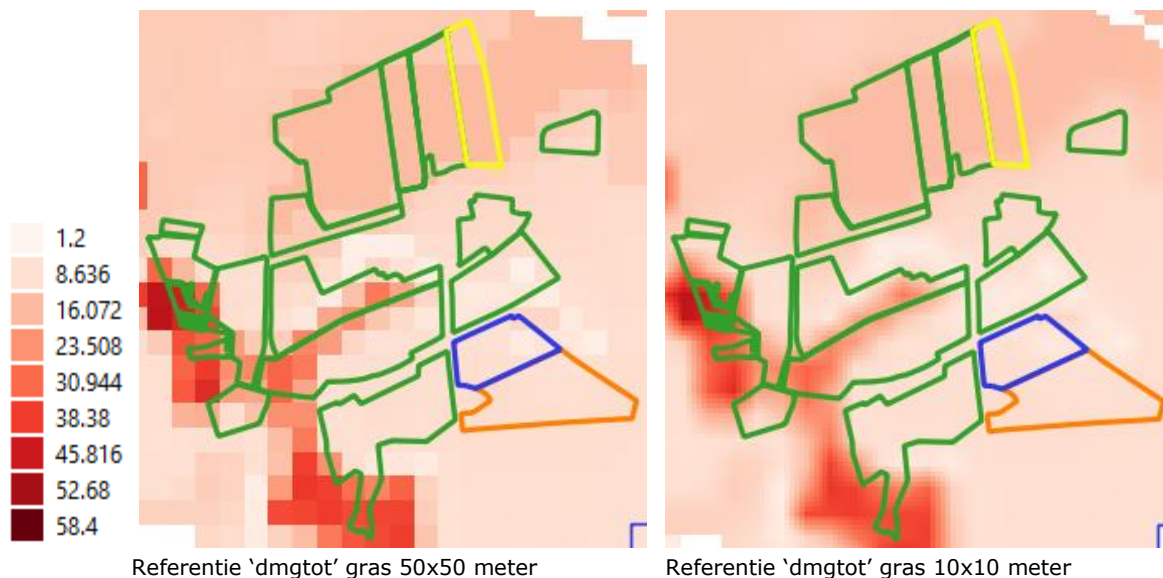


Figuur 4.21 Locatie van geselecteerde percelen en gewassen voor voorbeeldbedrijf X binnen het onderzoeksgebied.

4.5.2 Resolutie

De 50x50m-resolutie van de modelberekeningen Waterwijzer Landbouw is redelijk hoog, maar voor relatief kleine percelen zou een nog hogere resolutie beter zijn. Een perceel van 1 ha omvat slechts 4 pixels (gridcellen) bij een resolutie van 50x50 m. Daarom wordt in de onderstaande berekeningen gewerkt met een hogere resolutie (10x10 m). Figuur 4.22 toont dit, inclusief de grenzen van enkele percelen. Hiermee zijn er 100 pixels in een perceel van 1 ha.

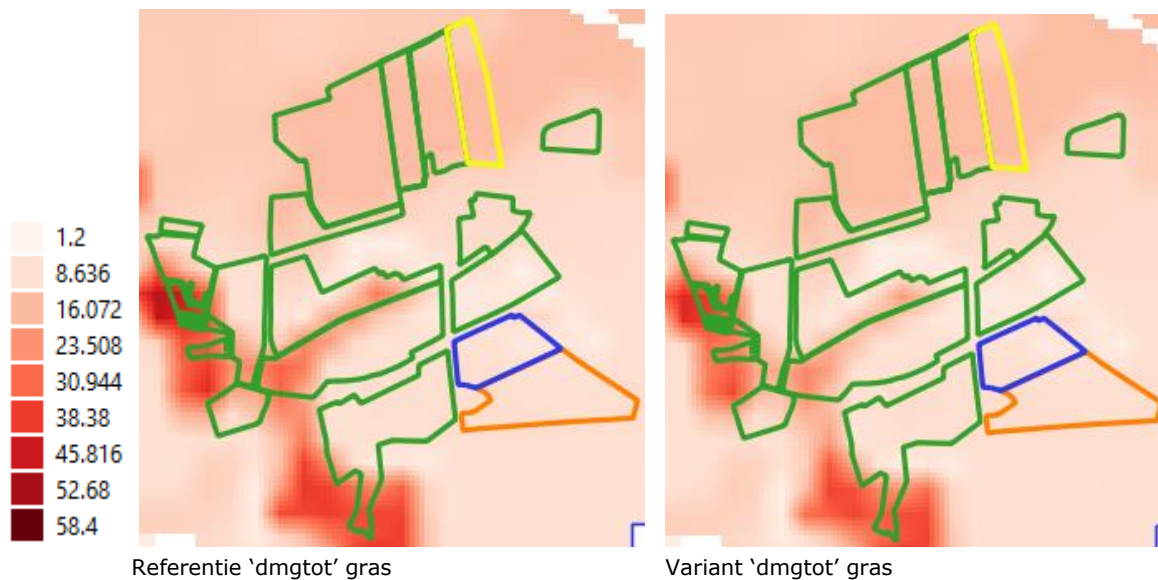
Voor elke pixel wordt bekeken welke waarde van het model eronder ligt (referentie of variant met resolutie 50x50 m). Figuur 4.22 (links) toont de modelresultaten met een 50x50m-resolutie (vierkanten met rood palet). Het is duidelijk te zien dat er vaak grote verschillen zijn tussen aangrenzende gridcellen. In de kaart, weergegeven in Figuur 4.22 aan de rechterzijde, is een gedetailleerde GIS-bewerking uitgevoerd. Hierbij is specifiek gekozen voor een gridresolutie van 10x10 m om een hoge nauwkeurigheid te garanderen. Daarnaast hebben we een interpolatietechniek toegepast om vloeiende overgangen tussen de gridcellen te realiseren. Deze techniek voorkomt scherpe, onnatuurlijke grenzen tussen de cellen, wat bijdraagt aan een meer coherente en visueel consistente kaart. Alle volgende berekeningen worden uitgevoerd met de hogere resolutie van 10x10 m. In het totale gebied zijn er 446,850 gridcellen, waarvan er 238,750 liggen op percelen met de vijf geselecteerde gewassen (waarvan de meeste gras).



Figuur 4.22 Figuur 8-10 WaterWijzer Landbouw resultaten voor 50x50m-resolutie (links) en geïnterpoleerde resultaten met 10x10m-resolutie (rechts).

4.5.3 Koppeling percelen met modelkaarten

Bedrijf X wordt als voorbeeld genomen, met een totaal van 36.15 ha grasland. Figuur 4.23 toont de waarden voor de totale schade van gras (groene percelen) met behulp van de gegevens van "dmgtot-__-1991-2020.asc", omgezet naar 'fuzzy' 10x10m-resolutie (referentie aan de linkerkant en variant aan de rechterkant). Voor grasland zijn de waarden van de referentie hoger dan die van de variant, met een gemiddelde opbrengstverandering (referentie% - variant%) van -2.619% voor het grasland van bedrijf X.



Figuur 4.23 Vergelijking van totale schade voor grasland bij bedrijf X met referentie en variant op 'fuzzy' 10x10m-resolutie.

De roodgekleurde achtergrond in Figuur 4.23 heeft alleen betrekking op 'dmgtot' voor gras (groene percelen); voor andere gewassen dan gras zijn er andere kaarten. Hierdoor kan het effect van de variant op bijvoorbeeld mais (oranje perceel) niet uit deze figuur worden afgeleid.

4.5.4 Resultaten berekeningen

Tabel 4-4 toont de standaardopbrengst, het oppervlak in hectare en de impact veroorzaakt door elke variant.

Tabel 4-4 Impact van vier grondwaterbeheervarianten op de opbrengst van verschillende gewassen.

Gewas	Standaardopbrengst (euro/ha)	Oppervlakte (ha)	Impact (euro)			
			Schaarsbeek	Maneschijn en Onstein	Grondwateraanvulling	Verminderen drinkwaterwinning
Gras	1.180	1839	- 589	- 1.686	- 166	- 11.928
Mais	1.470	491	- 261	- 909	- 72	- 9.782
Zomergerst	1.470	24	- 24	- 27	- 6	- 363
Consumptieaardappel	7.410	34	- 29	- 34	2	- 8.309
Totaal		2388	- 902	- 2.656	- 242	- 30.383

De resultaten geven aan dat de variant met de meeste negatieve impact voor alle gewassen Variant 4 (Verminderen drinkwaterwinning) is, met een totaal van -€30.383. Aan de andere kant heeft Variant 3 (Grondwateraanvulling) de minste negatieve impact met een totaal van -€242.

Het valt op dat de €2 positieve impact voor Consumptieaardappel in de variant 'Veranderen grondwateraanvulling' de enige positieve waarde is in de tabel. Dit betekent dat voor dit specifieke gewas en variant, in plaats van een negatieve impact, er een klein voordeel zou kunnen zijn. De verandering in grondwateraanvulling kan leiden tot een lichte stijging van de opbrengst voor Consumptieaardappel ten opzichte van de referentie. Tabel 4-5 toont de NCW van de landbouwbaten van de vier varianten.

Tabel 4-5 Netto contante waarde van de landbouwbaten voor de vier varianten over dertig jaar.

Baten landbouw	Baten (euro)			
	Schaarsbeek	Maneschijn en Onstein waterlopen	Grondwater aanvulling	Verminderen drinkwaterwinning
Baten per jaar	- 902	- 2,656	- 242	- 30,383
NCW baten over 30 jaar	-17,680	-52,059	-4,743	-595,520

4.5.5 Kosten van de maatregelen

Schaarsbeek

Naast de kosten als gevolg van de peilverhoging zijn er ook kosten gemaakt om de beek te dempen. Dit komt neer op circa €29,7 per m² sloot (het prijspeil 2017 is gecorrigeerd voor prijsstijging van 35%) + 10% voor stimulering en proceskosten (Witteveen+Bos, 2020). De slootlengte is 2038 m (verondersteld is dat de gemiddelde breedte van de sloot 1,5 m is).

Maneschijn en Onstein waterlopen

Het gaat het ook om dempen van een sloot, dezelfde kosten per strekkende meter sloot zijn gebruikt als bij de Schaarsbeek. De slootlengte is 3500 m.

Grondwateraanvulling

De kosten van omzetten van naaldbos naar loofbos zijn ongeveer 2700 euro per ha (het prijspeil 2017 is gecorrigeerd voor prijsstijging van 35%), (Witteveen+Bos, 2020). Filius (1994) komt op een veel hoger bedrag uit, waar hij rekening houdt met de leeftijd van de naaldhoutopstanden die worden gekapt, en verschillende perioden hanteert waarin de omvorming moet plaatsvinden. De kosten zijn het hoogst als een leeftijdsklasse van 20-29 jaar (Douglasspar) wordt omgevormd. Aangezien Filius geen omvorming naar geheel loofhout berekent, houden we hier de omvorming met de laagste kosten aan (van Douglasspar naar eik, grove den en Japanse larix). We houden ook de kosten van een leeftijdsklasse van 30-39 jaar aan. Hoe sneller de omvorming van bos moet plaatsvinden, des te hoger zijn de kosten (bij een discontovoet van 4% is een periode van 50 jaar ongeveer een factor 10 minder duur dan directe omvorming (Tabel 2 in Filius, 1994). Hij komt uit op een bedrag van 8789 gulden per ha. Als hierop de consumentenprijsindex wordt losgelaten (prijzen zijn 2* zo hoog als in 1990) en wordt omgerekend naar euro's, bedragen de kosten per ha omvorming volgens de methode Filius ongeveer 8000 euro per ha.

In de analyse nemen we beide varianten van de maatregel mee, waarin de eerste variant omzetting van bos naar 'heide' is (2700 euro/ha) en de tweede omvorming van naaldbos naar loofbos (8000 euro/ha).

Verminderen drinkwaterwinning

Als kosten voor de vermindering van de drinkwaterwinning worden de extra zuiveringskosten bepaald als het drinkwaterbedrijf oppervlaktewater gaat gebruiken in plaats van grondwater (het verplaatsen van de grondwaterwinning naar een andere locatie wordt niet overwogen, omdat dat de grondwaterbalans op een andere locatie direct beïnvloedt). In de studie van Stratelligence (2021) uitgevoerd voor DP Zoetwater om kosten van maatregelen om de waterbeschikbaarheid te vergroten in perioden van droogte, zijn de extra zuiveringskosten van oppervlaktewater vergeleken met grondwater 0,09 euro per m³. We houden een prijsstijging van 20% aan en nemen de mogelijk extra investeringen voor de winning van oppervlaktewater niet in beschouwing.

4.5.6 Vergelijking Kosten-batensaldo van de verschillende varianten

Tabel 4-6 Resultaten kosten-batenanalyse voor het Korenburgerveen.

	Nulvariant	Schaarsbeek	Maneschijn en Onstein waterlopen	Grondwateraanvulling via 'heide'	Grondwateraanvulling via loofbos	Verminderen drinkwaterwinning
NCW Kosten maatregel over 30 jaar	0	€ 60.528	€ 103.950	€ 249.480	€ 739.200	€ 2.362.490
NCW kosten Landbouw over 30 jaar	0	€ 17.680	€ 52.059	€ 4.743	€ 4.743	€ 595.520
Totaal kosten	0	€ 78.208	€ 156.009	€ 254.223	€ 743.943	€ 2.958.010
Baten natuur (score per ha)	540	558	578	565	565	592
Verandering natuurwaarde		18	38	25	25	52
Kosten per eenheid toename natuur per ha		€ 4.345	€ 4.106	€ 10.169	€ 29.758	€ 56.885

In de praktijk bleek het niet mogelijk om met verschillende maatregelpakketten het doelgat van natuur te dichten. Geen van de doorgerekende varianten haalt het natuurdoel voor actief hoogveen. Redenen daarvoor zijn de hoge eisen die actief hoogveen stelt aan een voldoende ondiepe grondwaterstand en dat de nauwkeurigheid van het grondwatermodel onvoldoende is om de kansen van actief hoogveen betrouwbaar te kunnen berekenen (ook een ander grondwatermodel dan AEM, zie referentiescenario). Dit heeft tot gevolg dat er geen 'zuivere' KEA kan worden uitgevoerd, omdat de mate van doelrealisatie verschilt tussen de maatregelpakketten. Daarom is de verandering van de natuurwaarde, uitgedrukt in natuurpunten, opgenomen in de economische analyse om de mate waarin het natuurdoel wordt gerealiseerd te kwantificeren. Deze aanpak correspondeert met de aanbevelingen van het CPB voor het uitvoeren van een CEA of MKBA waarbij maatregelen effect hebben op biodiversiteit (Bos en Ruijs, 2019).

Per eenheid natuurverbetering (per natuurpunt) komt de variant Maneschijn- en Onstein-waterlopen als beste uit de bus, omdat de kosten per eenheid natuurverbetering per hectare het laagst zijn (en de varianten elkaar niet echt ontlopen in het areaal natuur). Het verschil (in kosten per eenheid natuurverbetering) met variant Schaarsbeek is niet groot. De andere twee varianten kosten meer per eenheid natuurverbetering, terwijl bij de maatregel grondwateraanvulling de totale baten voor natuur kleiner zijn. De meeste baten voor natuur worden gegenereerd door de variant 'verminderen drinkwaterwinning', deze variant is zowel in absolute kosten de duurste als in kosten per eenheid natuurverbetering. Dit is een logisch resultaat, aangezien de marginale kosten voor het bereiken van het natuurdoel zullen toenemen naarmate het doel meer wordt bereikt (toenemende marginale kosten).

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Belangrijkste conclusies

- De belangrijkste uitkomst die voortkomt uit de resultaten van de Korenburgerveen testcasus, is dat de onzekerheden rondom verschillende invoerdata en modeluitvoer van model naar model dusdanig opbouwen dat nog niet goed duidelijk is hoe goed de einduitkomsten geschikt zijn voor analyse van maatreeleffecten. Het is echter goed mogelijk deze foutendoorvoer beter in kaart te brengen en op verschillende vlakken te beperken.
- Op basis van de casestudie Korenburgerveen blijkt dat het modelinstrumentarium het gemakkelijk moet maken verschillende maatregelen en combinaties van maatregelen snel door te rekenen. Niet altijd zal namelijk aan het begin duidelijk zijn welke mogelijke varianten doorgerekend zouden moeten worden. Door het mogelijk maken om snel andere varianten door te rekenen, wordt dit proces vergemakkelijkt.
- In alle modules zijn verbetering nodig:
 - Bij de grondwatermodellering is een ander model nodig, omdat het AEM-model in combinatie met het Landelijk Hydrologisch Instrumentarium (LHM) onvoldoende nauwkeurig is voor het doorrekenen van varianten. Daarbij zijn veel relatief arbitraire handmatige voorbereidingshandelingen nodig wat veel tijd vergt, wat het minder geschikt maakt voor generalistische toepassing.
 - Voor de landbouweffecten voldoet Waterwijzer Landbouw voor het berekenen van opbrengstderving, maar dit instrument brengt de effecten van watergebruik door de landbouw op andere waterbalansposten niet in beeld.
 - Waterwijzer Natuur bestaat uit twee onderdelen (Waternood en PROBE), waardoor er geen eenduidige uitvoer is. Voor gebruikersgemak zou een meer eenduidige opzet met één module helpen.
 - De economische modellering is nog beperkt, omdat er met generalistische rekenregels is gewerkt in deze casestudie. Tot nu toe wordt de aanpassing van boeren aan deze veranderingen niet in de modellen opgenomen. In 2024 zal dit aspect worden geïntegreerd door het implementeren van het FarmDyn-model. Dit model berekent het effect van de opbrengstderving door het veranderde grondwaterstandverloop (berekend met WWL) op het bedrijfsresultaat. FarmDyn berekent welke aanpassingen in de bedrijfsvoering optimaal zijn, gegeven de veranderende omstandigheden. Een boer zal bijvoorbeeld kiezen voor andere gewascombinaties die bij het nieuwe grondwaterstandverloop een beter economisch resultaat geven dan de oorspronkelijke gewassen. De inzet van Farmdyn leidt tot een realistischer inschatting van economische gevolgen van maatregelen voor de landbouw. De kosten voor de landbouw zullen met inzet van Farmdyn lager uitvallen dan als alleen WWL wordt toegepast.

5.2 Belangrijkste aanbevelingen

Om het modelinstrumentarium te verbeteren, bevelen wij de volgende stappen aan, in prioritaire volgorde:

- Wij stellen voor een ander grondwatermodel te gebruiken, omdat de combinatie AnAqsim met LHM veel handmatige voorbereiding behoeft, wat onwenselijk is als onderdeel van het instrumentarium waarbij 'met een druk op de knop' berekeningen kunnen worden uitgevoerd. Daarnaast blijken de berekeningen onvoldoende nauwkeurig, met name als gevolg van het ontbreken van topografie. Hierdoor komen grondwaterstanden boven maaiveld frequent voor, wat onrealistische resultaten geeft. Wij willen ontwikkelingen binnen een ander project gebruiken om alleen het LHM te kunnen inzetten, wat tot nauwkeurigere resultaten moet leiden.
- Onderzoeken hoe sterk de verschillende onzekerheden rondom de invoerdata en verschillende modellen de uitkomsten van de opeenvolgende modellen beïnvloeden en hoe we dit aspect kunnen verbeteren.
- Technische verbeteringen:
 - Om het rekenen makkelijker te maken, stellen we voor scripts te schrijven die de modellen onderling verbinden door uitvoer van het ene model automatisch geschikt te maken als invoer van andere

modellen. Hierdoor kunnen de modellen sneller worden gedraaid en klaar worden gestoomd voor de voorziene gebruikersgroep.

- Figuren en tabellen hebben we tot nu toe veelal handmatig gemaakt. Wij stellen voor scripts te maken voor automatische visualisatie van de modeluitvoer. Hierdoor vergroot de toepassingsnelheid en het gebruiksgemak.
- Voor de landbouw niet alleen het effect op opbrengsten door te rekenen met Waterwijzer Landbouw, maar ook de waterbalanseffecten door wateronttrekking door te rekenen.
- Voor consistentie en eenvoud willen we alleen nog met PROBE rekenen en niet meer met Waternood. PROBE kan alles wat Waternood ook kan en neemt daarbij interacties tussen hydrologie en chemie mee. Voor volledig rekenen met PROBE hebben we een vertaaltabel van ecotooptypen uit PROBE naar andere classificeringsmethoden nodig. Het betreft hier habitattypen uit de Habitat Richtlijn of de landschapstypen die gebruikt worden in de Index Natuur. Met deze tabel hebben we in deze studie een begin gemaakt.
- We stellen voor een economisch model te gebruiken, namelijk FarmDyn, in plaats van financiële rekenregels voor landbouwproductie. Door FarmDyn te gebruiken, kunnen economische interacties worden berekenend voor de landbouweconomische doorrekening. Momenteel is de doorrekening puur financieel.
- Om de waterbalans compleet te maken, moeten de effecten op andere waterbalansposten waaronder drinkwater en industrie, worden doorgerekend. In de huidige versie van de modellen worden deze alleen meegenomen als invoerposten en worden de watervolumes doorgerekend naar euro's.
- Omdat we willen voldoen aan een vraag van overheden, gaan we inventariseren wat de precieze gebruikersbehoeften zijn bij potentiële gebruikers (zoals waterschappen). Wij willen daarbij onder andere onderzoeken welke uitvoer hoe gevisualiseerd moet worden om het instrument gebruiksvriendelijk te maken.
- Bij de opzet van de eerste versie van het instrumentarium hebben we nog onvoldoende aandacht besteed aan hoe onnauwkeurigheid in modelinvoer doorrekent naar volgende modules en uiteindelijk naar de eindresultaten. Hier moet tijdens de volgende fase meer aandacht voor komen.
- Om beter te kunnen zien wat de afhankelijkheden tussen de verschillende posten en belangen zijn bij verschillende invoerwaarden, stellen wij als doel op de langere termijn gevoeligheidsanalyse toe te voegen.
- Aandacht voor onderhoud aan de modellen. Veelal wordt dit vergeten, maar een model – en zeker een combinatie van verschillende, onafhankelijk ontwikkelde modellen – moet onderhouden worden.

5.3 Aanvullende conclusies en aanbevelingen per module

5.3.1 Grondwatermodellering

In deze studie is getracht een manier te vinden waarmee de effecten van hydrologische maatregelen op grondwaterstandkarakteristieken op eenvoudige wijze snel gesimuleerd konden worden. Daartoe is ervaring opgedaan met het gebruik van een Analytisch Elementenmodel (AEM) in de casus Korenburgerveen. We hebben gedemonstreerd dat dit model, op grote lijnen, in staat is om de isohypsenpatronen na te bootsen. Op lokale schaal kunnen de afwijkingen (ten opzichte van het regionale model AMIGO) echter aanzienlijk zijn (meters). Ook worden met het AEM grondwaterstanden boven maaiveld berekend op plekken waar dit in werkelijkheid niet voorkomt, omdat topografie en oppervlakteprocessen als oppervlakteafvoer niet meegenomen worden in het AEM. Om die gevolgen op te vangen, zijn de relatieve veranderingen in de varianten als berekend met het AEM opgelegd aan de uitgangssituatie zoals beschikbaar in AMIGO. Desondanks blijft de nauwkeurigheid een probleem, zeker wanneer grondwaterstanden in werkelijkheid wel dicht aan maaiveld staan en oppervlakteprocessen een grote rol spelen.

Aanbevelingen komend vervolg (2023-2024)

Hoewel het gebruik van het AEM een werkbare manier is gebleken, voorzien we toch problemen wanneer deze aanpak omgezet wordt naar een koppeling van modellen waarbij 'met een druk op de knop' de berekeningen in gang gezet worden. Er blijkt veel handmatige invoer van een modelleur noodzakelijk te zijn. Daarom wordt aanbevolen om toch terug te keren naar het gebruik van het LHM (of de regionale modellen). Om de vereiste 'snelle' simulaties toch in stand te houden, is het wenselijk om niet het model voor het hele land te hoeven simuleren. Om dit te bereiken, wordt aanbevolen een 'knipprogramma' te ontwikkelen waarmee een deelgebied uit het landelijke model kan worden geknipt, waarbij de randvoorwaarden dan uit

dat landelijke model volgen. In dit deelgebied kunnen vervolgens veranderingen in invoerparameters doorgevoerd worden, waarmee een scenarioanalyse uitgevoerd kan worden.

Aanbevelingen lange termijn

- Het mogelijk maken om andere modellen dan LHM in te passen voor de grondwatermodellering, zodat het instrument modulairder wordt en daardoor geschikter voor breder gebruik.
- Het LHM zelf gaat veranderen, waardoor het nodig is het instrumentarium in de toekomst te updaten. Dit valt onder het kopje onderhoud.

5.3.2 Natuur

In dit onderzoek is aan de hand van een casestudie in Oost-Nederland (Korenburgerveen) gekeken hoe een eenvoudig hydrologisch model (AEM) te gebruiken is als basis voor invoer van het modelinstrumentarium Waterwijzer Natuur (WWN). WWN bestaat uit twee modellen: met Waternood kan getoetst worden of de huidige waterhuishouding in overeenstemming is met ecologische vereisten van natuur, met PROBE kan procesmatig worden voorspeld hoe veranderingen in waterbeheer en klimaat doorwerken op standplaatscondities in de wortelzone (vocht, maar ook voedselrijkdom en zuurgraad). De koppeling tussen het hydrologisch model en WWN is realiseerbaar, maar door onzekerheden in de hydrologische invoer is de betrouwbaarheid van de ingeschatte doelrealisaties (Waternood) en effectvoorspelling (PROBE) nog niet hoog. De betrouwbaarheid van hydrologische invoer voor beide ecologische modellen werd groter geacht voor de Gemiddelde Voorjaars Grondwaterstand vergeleken met de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand. Voor de korte vegetaties (ecotoopgroepen K21, K22) die horen bij natte, voedselarme, zure en zwak zure bodems, zoals natte heide, veenmosrietland, trilveen en blauwgraslanden, waren de modeluitkomsten beter vergelijkbaar met de velddata en expertkennis (maar niet voldoende) in vergelijking met de twintig overige gemodelleerde ecotoopgroepen in deze casestudie met PROBE. De WWN-resultaten waren binnen het projectteam zeer nuttig voor het verkrijgen van meer mechanistisch begrip. De oefening heeft bijvoorbeeld geholpen om expertoordeel over het ecohydrologisch functioneren van deze specifieke casus te onderbouwen of te nuanceren. De resultaten van de gekoppelde modellen zouden gebruikt kunnen worden om de verschillende inrichtingsvarianten te rangschikken op gerealiseerde ecologische impact, mits de hydrologische invoer voor WWN verbeterd wordt. Een ander inzicht was dat het herstel van actief hoogveen een vernatting vraagt (-20 tot plus 20 cm boven maaiveld) die niet is te realiseren met de vier beschouwde inrichtingsvarianten afzonderlijk, aannemende dat de gemodelleerde grondwaterstanden voldoende nauwkeurig zijn. Tot slot hebben we in deze casestudie gekeken naar het effect van wijziging van waterhuishouding bij huidig klimaat en stikstofdepositie. Bij de voorspelling van kansrijkdom van vegetatietypen is hierbij procesmatig rekening gehouden met hoe verandering in waterhuishouding doorwerkt op vochtcondities, voedselrijkdom en zuurgraad in de wortelzone.

Aanbevelingen komend vervolg (2023-2024)

- In deze studie is de verandering van natuurwaarde/doelrealisatie vergeleken met de inschatting van de kosten per inrichtingsvariant. Met deze methodiek kan indicatief het rendement van hydrologisch herstel voor natuur worden berekend. De hydrologische herstelmaatregelen hebben echter ook een economische waarde buiten het VHR-gebied. Het langer vasthouden van water in het natuurgebied kan in potentie in een droge zomer ook leiden tot het dempen van opbrengstverlies in aanliggende landbouwgebieden of het dempen van de kosten van irrigatie in het vroege voorjaar. Voorwaarde van deze inschatting is dat hydrologische processen in natuurgebieden goed meegenomen worden in de grondwatermodellen die de basis vormen, zodat de waterhuishouding met voldoende nauwkeurigheid kan worden gemodelleerd. Hoe methodologisch om te gaan met dit soort interacties in de economische analyse kan nader verkend worden in de vervolgfase.

Aanbevelingen lange termijn

- De casestudie betrof een hoogveengebied in Oost-Nederland. Voor het toepasbaar maken van de modellen bij niet-grondwaterafhankelijke natuur, zoals in Laag-Nederland, zou onderzocht moeten worden of en hoe een en ander aangepast moet worden. Zo zou bijvoorbeeld rekening gehouden kunnen worden met effecten van verzilting op natuur.
- De uitkomst van Waterwijzer Natuur hangt in belangrijke mate af van de nauwkeurigheid van hydrologische invoer waarmee het instrument gevoed wordt. In deze casus is één van de gevoeligste

natuurtypen gekozen (hoogveen) voor fluctuaties in grondwaterstand, en een situatie waarvoor de hydrologie lastig te simuleren is. Als gevolg daarvan wijkt het grondwatermodel in belangrijke mate af van de werkelijkheid en zijn effectvoorspellingen onbetrouwbaar. Het is belangrijk te beseffen dat de casus dient ter illustratie van de aanpak; de verwachtingen dienen dus niet als basis voor vervolganalyse of om conclusies op te baseren. Om daar wél toe te komen, is het essentieel dat er grondwatermodellen ontwikkeld worden die in voldoende mate de werkelijkheid kunnen representeren.

- Het oorspronkelijke doel was om de watervraag van natuur te kwantificeren in volumes, zodat vergelijking met de watervraag van andere sectoren mogelijk is. Dit vraagt dus nog een vertaling van natuurdoelen, uitgedrukt in grondwaterstanden, naar het herstel van de grondwaterbalans voor natuur en overige watervragers uitgedrukt in volumes water. Naast deze watervraag kunnen bepaalde typen natuur ook water vasthouden en leveren in perioden van waterschaarste als ecosysteemdienst. Wij bevelen aan dit in de toekomst te onderzoeken en te implementeren.

5.3.3 Landbouw

De uitkomsten van de referentievariant lieten relatief hoge waarden (tot boven 50% opbrengstderving) zien voor grasland en de vernatting in de hier gepresenteerde varianten versterkte dit nog. Voor deze testcasus zien we dus duidelijke effecten op de landbouw. Grasland kan relatief goed omgaan met natte omstandigheden, waardoor deze uitkomst wat verrassend is. De zeer hoge dervingen kwamen echter met name voor op locaties waar zich geen landbouwpercelen bevinden, zoals natuur, maar ook oppervlaktewaterlichamen. Door technische verbeteringen kunnen we de weergave van de modeluitvoer voor analyse verbeteren.

Aanbevelingen komend vervolg (2023-2024)

- Om de relevantie en validiteit van uitkomsten duidelijker te maken voor de toekomstige gebruiker van de modellen, gaan we code inbouwen voor het presenteren van meer figuren. Voorbeelden zijn figuren die de opsplitsing tussen verschillende oorzaken van opbrengstderving weergeven en het weergeven van de landbouwpercelen in de figuren.

Aanbevelingen lange termijn

- Up-to-date houden van onze modellen met nieuwe versies van Waterwijzer Landbouw.

5.3.4 Economische modellering

Met de modellen WWL en WWN kan een belangrijk deel van de kosten en baten van maatregelen (die leiden tot peilverhoging in het natuurgebied) worden bepaald. Voor andere watergebruikers en functies kan met enkele aannames ook een analyse van kosten en baten worden gedaan. Met deze informatie komt er een integraal beeld tot stand over het effect van peilverhoging op de natuurdoelen en op de watergebruikers. Deze methode kan verder worden verfijnd door enkele kosten- en batenposten die niet worden gedekt door WWL (effect van bedrijfsaanpassingen en van prijsaanpassingen op de kosten) en WWN (effect op ecosysteemdiensten die niet samenhangen met de biodiversiteit) op te nemen in de berekeningen.

Aanbevelingen komend vervolg (2023-2024)

1. Bepalen van kosten en baten van ecosysteemdiensten van natuur die niet direct samenhangen met de (botanische) biodiversiteit.

Zoals beschreven in hoofdstuk 2 vindt de waardering van natuur plaats aan de hand van de ecosysteemdiensten die natuur levert. Sommige ecosysteemdiensten hangen samen met de omvang van de biodiversiteit van de natuur, andere niet. Door peilverhoging kan een natuurgebied minder geschikt worden voor recreatie of moeten er extra kosten worden gemaakt (bijvoorbeeld het aanleggen van een vlonderpad of knuppelpad) om het gebied recreatief toegankelijk te houden. De ecosysteemdiensten van natuur kunnen worden beoordeeld op het aspect of ze leiden tot kosten en baten bij peilverandering, of de grootte van de ecosysteemdienst afhangt van de biodiversiteit en of een waarderingmethode beschikbaar is voor het bepalen van kosten en baten van peilverandering. De MKBA-werkwijzer Natuur (Arcadis, & CE Delft) kan hiervoor als basis dienen.

Andere potentiële ecosysteemdiensten waaraan gedacht kan worden en die geïntegreerd zouden kunnen worden in deze aanpak en/of Waterwijzer Natuur zijn onder andere: stabiliseren waterafvoer (verminderen

piekafvoer en verhogen basisafvoer), verminderen droogteschade bij omliggende landbouw, CO₂-vastlegging in (veen)bodem, waterzuivering, mentaal welzijn etc.

2. Het effect van de grondwaterstandverandering op de landbouw treft een groot areaal waardoor de opbrengst van de Nederlandse landbouw verandert. Door de verandering van de opbrengst kan ook de prijs van het product veranderen. De prijstool wordt in dit geval gebruikt (Polman, Peerlings, Van der Vat, 2019) om de prijsverandering te bepalen. De prijstool is ontwikkeld als onderdeel van het Nationaal Water Model om de door Agricom berekende opbrengstderving (in kg) om te zetten naar verandering van inkomen van de landbouwers (in euro).
3. Bepalen van de aanpassingen op agrarisch bedrijfsniveau. Als de opbrengst door de veranderde grondwaterstand verandert, kan een landbouwer zijn bedrijf aanpassen, bijvoorbeeld door andere gewassen te telen die beter passen bij de nieuwe grondwaterstand of door te investeren in irrigatie of drainage. Deze bedrijfsaanpassingen kunnen met het model FarmDyn worden doorgerekend.

Effecten van veranderingen in de grondwatersituatie en grondwaterbeschikbaarheid op het landbouwbedrijf kunnen worden doorgerekend met FarmDyn. FarmDyn gebruikt de effecten van de grondwaterstanden (uit de grondwatermodellen) op de gewasgroei (via WWL). Watertekorten leiden tot verlies van gewasopbrengst en met FarmDyn wordt dan het verlies op bedrijfsniveau berekend. Fysieke verliezen van gewasopbrengsten als gevolg van watertekort of te hoge grondwaterstanden, zoals met de Waterwijzer landbouw berekend per perceel, kunnen (deels) worden gecompenseerd door hogere gewasprijzen op de markt vanwege schaarste. Fysieke gewasverliezen zijn daarom niet hetzelfde als verlies van agrarisch inkomen. Als de grondwaterstand verandert, kunnen ook andere gewassen rendabeler worden, zodat de landbouwer combinaties van gewassen kan kiezen. Om de financiële effecten van deze economische factoren door te rekenen, wordt FarmDyn ingezet op agrarisch bedrijfsniveau. Door de huidige financiële doorrekening (direct euro's 'plakken op' WWL-opbrengstveranderingen zonder interacties met economische factoren mee te nemen) binnen onze modellen te vervangen door FarmDyn, zal de schatting van financieel-economische effecten van veranderingen in de grondwatersituatie beter de werkelijkheid beschrijven.

4. Effecten van grondwaterstandverandering op andere functies en grondgebruikers meenemen in de analyse.

Afhankelijk van waar de maatregelen worden genomen, kunnen ook andere functies worden beïnvloed door de maatregelen. Een hoge grondwaterstand kan problemen opleveren voor woningen (vocht in kruipruimtes) en kan de kosten voor wegbeheer vergroten. Voor enkele relevante functies kunnen enkele rekenregels worden ontwikkeld om de schade voor de functies te koppelen aan de grondwaterstand. Dit kan gebeuren via een update van het werk van Reinhard et al. (2004).

Aanbevelingen lange termijn

1. Meenemen van prijseffect van grote veranderingen in de landbouwproductie door de maatregelen met behulp van de Prijstool. Als de productie van een gewas verandert, zal dat van invloed kunnen zijn op de prijsvorming van dat gewas. Deze invloed is groter als het maatregelpakket een groter deel van de markt van dat product beïnvloedt. Het gaat dan om producten waar een lokale markt voor is (bijvoorbeeld ruwvoer) of producten waar Nederland een groot deel van de productie voor de wereldmarkt levert (bijvoorbeeld boomteelt en pootaardappelen). Via prijselasticiteiten kan dit effect worden meegenomen in de analyse.

Literatuur

Arcadis (2018) Actueel Modelinstrumentarium Gelderland Oost (AMIGO) versie 3.0. Projectnummer: C03091.000263.

Bartholomeus, R.P., Witte, J.-P.M., van Bodegom, P.M., van Dam, J.C., Aerts, R. (2008) Critical soil conditions for oxygen stress to plant roots: Substituting the Feddes-function by a process-based model; in: Journal of Hydrology, vol 360, no 1, pag 147-165.

Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M., Van Bodegom, P.M., Van Dam, J.C., (2010) Nieuwe maat voor bodemvochtregime ook geschikt onder toekomstig klimaat. H2O, 3: 37-39.

Bartholomeus, R.P., Witte, J.-P.M., van Bodegom, P.M., van Dam, J.C., de Becker, P., Aerts, R. (2012) Process-based proxy of oxygen stress surpasses indirect ones in predicting vegetation characteristics. Ecohydrology, 5(6): 746-758.

Beers, M. Bijkerk, R., Beers, M., Bonhof, G., Brans, B., Buskens, R., Coops, H, Van Dam A., H. Fockens K., Kampen J., Van Maanen B., Mertens A., Moeleker M., Nieuwenhuis R., Pilon J., Pot R., Spier J., Swarte M., Van Tongeren O., Torenbeek R., Vermaat J., Wagenvoort A., Wilhelm M., M. de Wit (2014). Handboek Hydrobiologie: biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. STOWA-rapport 2014-02.

Berenschot, 2019 Onderzoek naar mogelijkheden voor drinkwaterbesparing in Gelderland. Rapportnummer 60966.

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

Boogaard, H. L., A. J. W. de Wit, J. Roller, en C. A. van Diepen. 2014. *User's guide for the WOFOST Control Centre 2.1 and WOFOST 7.1.7 crop growth simulation model*. Alterra, Wageningen University & Environmental Research.

Boonstra, F., & M. Pleijte. 2017. Quickscan knelpunten in bestuurlijke en wettelijke afspraken natuur in de grote wateren. Wageningen Environmental Research, Wageningen.

Bos, F. & A. Ruijs. 2019 Biodiversity in the Dutch practice of cost-benefit analysis. CPB Background document February 2019.

Bouwma, I., M. van Riel, N. Nuesink, J. A. Veraart, and R. Pouwels. 2020. Verkenning naar de samenhang van de Vogel- en Habitatrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water: een analyse voor het vergroten van de synergie tussen de richtlijnen. In: Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Wageningen Environmental Research, Wageningen.

Bouwma, I., N. Nuesink, M. van Riel, J. A. Veraart, J. Donders, R. Wegman, and R. Pouwels. 2022. De samenhang tussen de Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitatrichtlijn: een landelijke analyse en een verdiepende studie in zes deelgebieden. In: Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Wageningen.

Brils, Jos en Suzanne van der Meulen, 2010. Delen van ervaringen met ecosysteemdiensten, Deltares.

Bruggeman, W., J. Kwadijk, B. Van den Hurk, J. J. Beersma, R. van Dorland, G. J. van den Born, and J. Matthijsen. 2016. Verkenning actualiteit Deltascenario's. Deltares/KNMI/PBL, Delft, p. 27.

-
- Bruggeman, W., E. Dammers, G. J. van den Born, B. Rijken, B. van Bommel, A. Bouwman, K. Nabielek, J. J. Beersma, B. Van den Hurk, N. Polman, V. Linderhof, C. Folmer, F. Huizinga, S. Hommes, and A. Te Linde. 2013. Deltascenario's voor 2050 en 2100 Nadere uitwerking 2012-2013. KNMI/PBL/Deltares/LEI, Bilthoven.
- CLO 2023a. Compendium voor de Leefomgeving. Productie van drinkwater, 1950-2020. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0045-productie-van-drinkwater> [Geraadpleegd op 22-08-2023]
- CLO 2023b. Compendium voor de Leefomgeving. Winning en gebruik van water door de industrie, 1976-2021. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0018-waterverbruik-industrie> [Geraadpleegd op 22-08-2023]
- Compendium voor de Leefomgeving, 2020. Geschiktheid grondwaterstand verdrogingsgevoelige landnatuur, PBL & WUR [Geraadpleegd op 22-05-2023]
- Deltares, 2020. Een verkenning naar de Watervraag van de Noord-Brabantse Natuur 11203929-002-BGS-0002, 7 oktober 2020
- De Louw, P., J. P. Witte, G. Van den Eertwegh, R. Bartholomeus, J. Pouwels, and J. Hunink. 2022. Beter bestand tegen droogte: oplossingsrichtingen voor een hydrologisch goed functionerend grondwatersysteem in de zandgebieden van Nederland. *Stromingen* 28 (1): p.53-70.
- De Wit, A. J. W., H. L. Boogaard, D. Fumagalli, S. Janssen, R. Knapen, D. van Kraalingen, I. Supit, R. van der Wijngaart, en K. van Diepen. 2019. *25 Years of the WOFOST Cropping Systems Model*. *Agricultural Systems* 168 (januari): 154-67. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.018>.
- Dorland, E., Pingen, J., Kusters, J., en Wolf, R. 2017. PAS gebiedsanalyse 061 Korenburgerveen 151217.
- Europees Parlement, Europese Raad. 2006. RICHTLIJN 2006/118 -betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand.
- Fitts, C.R. 2022. AnAqSim (Analytic Aquifer Simulator) Version 2022-2 and user guide. <http://www.anagsim.com>.
- Fujita, Y., van Bodegom, P.M., Venterink, H.O., Runhaar, H., Witte, J.-P.M. (2013) Towards a proper integration of hydrology in predicting soil nitrogen mineralization rates along natural moisture gradients. *Soil Biology and Biochemistry* 58(0): 302-312.
- Gisser M, Sanchez DA (1980) Competition versus optimal control in groundwater pumping. *Water Resources Research* 16, 638-642
- Hack-ten Broeke, M., J. Kroes, R. Hendriks, R. Bartholomeus, J. van Bakel & I. Hoving. 2013. Actualisatie schadefuncties voor de landbouw, tussenfase 2a: plausibiliteitstoets SWAP en enkele verkennende berekeningen. Rapport 2013-37, STOWA, Amersfoort.
- Heijs, N. 2018. Korenburgerveen - Geohydrologische effectenstudie - Waterschap Rijn en IJssel. ARCADIS, Arnhem, p. 37.
- Heinen, M., Mulder, M., Walvoort, D.J.J., Bartholomeus, R., Stofberg, S.F., Hack-ten Broeke, M.J.D., 2017. Praktijktoets Waterwijzer Landbouw in pilotgebieden de Raam en Vecht. STOWA, Amersfoort, Rapport 2017-44.
- Heinen, M., F. Brouwer, K. Teuling, en D. J. J. Walvoort. 2021. *BOFEK2020 – Bodemfysische schematisatie van Nederland: update bodemfysische eenhedenkaart*. WENR rapport 3056. Wageningen Environmental Research. <https://doi.org/10.18174/541544>.

-
- Heinen, M., H. M. Mulder, G. Bakker, J. H. M. Wösten, F. Brouwer, K. Teuling, en D. J. J. Walvoort. 2022. *The Dutch Soil Physical Units Map: BOFEK*. Geoderma 427 (december): 116123.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116123>.
- Heinen, M., H. M. Mulder. 2023. *Microscopische wateropnamemodellen en dynamische wortelverdeling in SWAP*. WENR rapport 3230. Wageningen Environmental Research. <https://doi.org/10.18174/583541>
- Hendriks, D., H. Passier, A. Marsman, O. Levelt, N. Lamers, J. Valstar, M. Hoogvliet, P. de Louw, J. Rozemeijer, F. van de Ven, J.M. van Linge, X. Hu, M. van Buuren, 2023. *Integrale Grondwaterstudie Nederland: module 1: landelijke analyse*. 11208092-001-BGS-0001. Deltares.
<https://pub.kennisbank.deltares.nl/Details/fullCatalogue/1000021169>
- Hertog, A.J. & Rijken, M. (1992) Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Provincie Gelderland, Arnhem.
- Jaeger, W. K., Plantinga, A. J., Chang, H., Dello, K., Grant, G., Hulse, D., ... & Wu, J. (2013). Toward a formal definition of water scarcity in natural-human systems. *Water Resources Research*, 49(7), 4506-4517.
- Jansen, P.C., Runhaar, J., Witte, J.P.M. & Van Dam, J.C. (2000) Vochtindicatie van grasvegetaties in relatie tot de vochttoestand van de bodem. Alterra, Wageningen.
- Klimaat-effectatlas, 2020 Droogtegevoeligheid natuur. Website:
<https://www.klimaat-effectatlas.nl/nl/droogtegevoeligheid-natuur> [geraadpleegd op 22 mei 2023]
- Knotters., M. J. van Bakel, R. Bartholomeus, M. Hack-ten Broeke, R. Hendriks, G. Holshof, I. Hoving, J. Kroes, M. Mulder & D. Walvoort. 2017. Waterwijzer landbouw fase 3: naar een operationeel systeem voor gras en maïs. Rapport 2017-07, STOWA, Amersfoort.
- Knotters, M., D. Walvoort, F. Brouwer, L. Stuyt, and J. Okx. 2018. Landsdekkende, actuele informatie over grondwatertrappen digitaal beschikbaar H2O-Magazine On-line: 11.
- Krajenbrink, H., Stofberg, S., Bartholomeus, R., 2021. RWZI als waterfabriek voor een robuuste watervoorziening, STOWA, Amersfoort.
- Kroes, J. G., J. C. van Dam, R. P. Bartholomeus, P. Groenendijk, M. Heinen, R. F. A. Hendriks, H. M. Mulder, I. Supit, en P. E. V. van Walsum. 2017. *SWAP version 4*. Wageningen Environmental Research.
<https://doi.org/10.18174/416321>.
- KWR (2022) Website: <https://www.kwrwater.nl/tools-producten/waterwijzer-natuur/>. [geraadpleegd op 14-12-2022]
- KWR, 2020. Waterhergebruik en de zoetwatervoorziening. BTO-rapport 2020.011. Nieuwegein.
- KWR, 2020. S. F. Stofberg, C. Bertelkamp, M. van Huijgevoort and P. S. Bäuerlein. VO Alternatieve bronnen voor drinkwater: Achtergronddocument inventarisatie alternatieve bronnen. BTO rapport (2019.017).
- Meer, van der, R.W., 2022, Watergebruik in de land- en tuinbouw 2020. Wageningen Economic Research factsheet 2022-035.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. 2022. Kamerbrief over rol Water en Bodem bij ruimtelijke ordening. Den Haag, p. 32.

-
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Beleidsnota 2021-2026. Samen werken aan een toekomstbestendige drinkwatervoorziening. Den Haag, p. 72. Beschikbaar via <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/04/23/bijlage-beleidsnota-drinkwater-2021-2026>
- Mondeel, H. (2021) Maatschappelijke en economische water van grondwater. Witteveen en Bos, Den Haag.
- Mulder, H.M., van Huijgevoort, M., Bartholomeus, R. & Hack-ten Broeke, M., 2019. Pilottoepassingen van Waterwijzer Landbouw in Laag Nederland. STOWA, Amersfoort (Stowa rapport; no. 2019-31).
- Mulder, H.M., M.J.D. Hack-ten Broeke, W.M.L. Meijninger, 2023. Validatie Waterwijzer Landbouw. Rapport / Wageningen Environmental Research, no. 3248, Stowa rapport, no. 2023-10, Wageningen Environmental Research, Wageningen. <https://doi.org/10.18174/591168>
- Reinhard, A. J., van Bakel, P. J. T., Gaaff, A., & van Bommel, K. H. M. (2004). Waarderen van water in een regionaal watersysteem. LEI.
- Ritzema, H. P., G. B. M. Heuvelink, Marius Heinen, P. W. Bogaart, F. J. E. van der Bolt, M. J. D. Hack-ten Broeke, T. Hoogland, M. Knotters, H. T. L. Massop, and H. R. J. Vroon. (2012) *Meten en interpreteren van grondwaterstanden: analyse van methodieken en nauwkeurigheid*. No. 2345. Alterra.
- Runhaar, H., Hennekens, S.M., 2015. Hydrologische randvoorwaarden natuur: gebruikershandleiding (water noodapplicatie versie 3). Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.
- Natuurmonumenten (2022) Website: <https://www.natuurmonumenten.nl/projecten/natuurherstel-korenburgerveen/projectbeschrijving>. [geraadpleegd op 14-12-2022]
- Nijp, J.J., de Haan, M., Witte, J.-P.M. (2019) Effecten van klimaatverandering op terrestrische natuur in Nederland. Een landelijke toepassing van Waterwijzer Natuur in het kader van het Deltaprogramma Zoetwater. KWR 2019.050
- Nijp, J.J., de Wit, J., Clevers, S., Dorland, E., Reinds, G.-J., Kros, H., Fuijta, Y., Hoefsloot, P., Witte, J.-P.M. (2022) Waterwijzer Natuur Fase 3 - Klimaatrobuuste modellering van effecten van zuur- en stikstofdepositie op natuur. KWR, WENR, NMI, FWE.
- Osté, A. J., B. de Groot, and O. van Dam. 2013. Handboek Hydromorfologie 2.0: afleiding en beoordeling hydromorfologische parameters Kaderrichtlijn Water. RPS rapport voor Rijkswaterstaat, Centrale Informatievoorziening (2013).
- PBL. 2017. Kwaliteit grondwaterafhankelijke ecosystemen. Beschikbaar via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl1594-kwaliteit-grondwaterafhankelijke-ecosystemen?ond=20896>. Bezocht op 30-10-2019.
- Polman, N., Peerlings, J., & van der Vat, M. (2019). Economische effecten van droogte voor landbouw in Nederland: samenvatting (No. 2019-038). Wageningen Economic Research.
- Pronk, G., Stofberg, S., Van Dooren, T., Dingemans, M., Frijns, J., Koeman-Stein, N., Smeets, P., Bartholomeus, R., 2021. Increasing water system robustness in The Netherlands: potential of cross-sectoral water reuse. *Water Resources Management*, 35(11): 3721-3735.
- Provincie Gelderland. 2022. Korenburgerveen - Ontwerp Beheerplan Natura 2000 gebied. Arnhem, p. 165.
- Rijksoverheid. 2022. Grondwater en de KRW. Beschikbaar via <https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/grondwater/grondwater-krw/>. Bezocht op 21-12-2022.

-
- RIVM. 2011. Grondwaterrichtlijn. Beschikbaar via <https://www.rivm.nl/kaderrichtlijn-water-krw/grondwaterrichtlijn>. Bezocht op 21-12-2022.
- Sanders, M. E., and H. A. M. Meeuwssen. 2019. Basisbestand Natuur en Landschap. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Sanders, M. E. 2021. Hoeveel beschermd natuurgebied heeft Nederland? Beschikbaar via <https://www.wur.nl/nl/nieuws/hoeveel-beschermd-natuurgebied-heeft-nederland.htm>. Bezocht op 22-12-2022.
- Sitters, J., & Schmidt, A. M. (2023). *Standard Data Form Natura 2000: Actualisatie van de oppervlaktegegevens van de habitattypen in de Natura 2000-gebieden*. (WOT-interne notities; No. 334). WOT Natuur & Milieu.
- Sterk Consulting, VBNE, 2021. Juridische verkenning verdrogings- en droogte-instrumentarium, inclusief de mogelijkheid van een 'verdringingsreeks' voor grondwater. VBNE, Amersfoort.
- Stofberg, S.F., M. H.J. van Huijgevoort, E. A. Brakkee MSc., R. P. Bartholomeus, 2022. Kennis van stromen in het watersysteem Dataverzameling voor conceptuele watersysteemmodellen. KWR 2022.072
- Stokkers, R., J. Jager en M. van Asseldonk (2022). Berekening in de Nederlandse landbouw op gewas- en regioniveau in de periode 2010-2019; Analyses met het Bedrijveninformatienet. Wageningen, Wageningen Economic Research, Rapport 2022-011.
- Studiegroep Grondwater, 2022. Grondwater: onzichtbaar en onmisbaar. Advies Studiegroep Grondwater. Beschikbaar via <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/12/19/bijlage-eindadvies-studiegroep-grondwater>. Bezocht op 5-4-2023.
- van Dam, J. C., P. Groenendijk, R. F. A. Hendriks, en J. G. Kroes. 2008. *Advances of Modeling Water Flow in Variably Saturated Soils with SWAP*. *Vadose Zone Journal* 7 (2): 640-53. <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0060>.
- Van den Hurk, B., Siegmund, P. & Tank, A.K. (2014) KNMI'14: Climate Change Scenarios for the 21st Century-a Netherlands Perspective. KNMI.
- van der Meijden, R., Odé, B., Groen, C.L.G., Witte, J.P.M. & Bal, D. (2000) Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. *Gorteria*, 26, 85-208.
- van Gaalen, F., L. Osté, and E. M. P. M. van Boekel. 2020. Nationale analyse waterkwaliteit - Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit Eindrapport. Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), p. 232.
- van Hinsberg, A., P. van Egmond, R. Pouwels, J. Dirx, and B. C. Breman. 2020. Referentiescenario's natuur - Tussenrapportage Natuurverkenning 2050. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag, p. 122.
- Veraart, J. A., J. E. M. Klostermann, M. Sterk, R. Janmaat, E. Oosterwegel, M. van Buuren, and T. van Hattum. 2019. Nederland inrichten met het principe van natuurlijke klimaatbuffers – de leerervaringen. Wageningen Environmental Research, Wageningen, p. 102.
- Verdonschot, R., and P. Verdonschot. 2019. Monitoring effecten zandsuppletie Leuvenumse beek 2018. Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Vewin (2022). Drinkwaterstatistieken 2022. Vereniging van waterbedrijven in Nederland (Vewin), Den Haag.
- Wamelink, G. W. W., De Knecht, B., Pouwels, R., Schuiling, C., Wegman, R. M. A., Schmidt, A. M., ... & Sanders, M. E. (2013). Considerable environmental bottlenecks for species listed in the Habitats and Birds Directives in the Netherlands. *Biological conservation*, 165, 43-53.

Werkgroep Waterwijzer Landbouw. 2018. *Waterwijzer Landbouw: instrumentarium voor kwantificeren van effecten van waterbeheer en klimaat op landbouwproductie*. STOWA rapport 2018-48. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA). <https://edepot.wur.nl/464525>.

Wisman A. (2021) NSO-typing agrarische bedrijven 2020: normen en uitgangspunten bij typing agrarische bedrijven in Nederland. Wageningen Economic Research. <https://doi.org/10.18174/537610>

Witte, J.-P.M. (1996) De waarde van natuur. Zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap*, jrg, 13, 79-95.

Witte, J.-P.M., Strasser, T. & Slings, R. (2011) Kwantitatieve vegetatiewaardering beperkt bruikbaar *Landschap*, 28, 56-66.

Witte, J.-P.M., Bartholomeus, R.P., van Bodegom, P.M., Cirkel, D.G., van Ek, R., Fujita, Y., Janssen, G.M., Spek, T.J., Runhaar, H. (2015) A probabilistic eco-hydrological model to predict the effects of climate change on natural vegetation at a regional scale; in: *Landscape Ecology*, vol 30, no 5, pag 835-854.

Witte, J.-P.M., J. Runhaar, H., Bartholomeus, R., Fujita, Y., Hoefsloot, P., Kros, J., Mol J., de Vries W. (2018) De waterwijzer natuur: Instrumentarium voor kwantificeren van effecten van waterbeheer en klimaat op terrestrische natuur; Stowa.

Witteveen en Bos, 2021 Verdroging Hoog Nederland. studiegroep Grondwater.

Witteveen en Bos, 2021 Maatschappelijke En Economische Waarde Van Grondwater.

Bijlage 1 Systeemanalyse en gebiedsproces

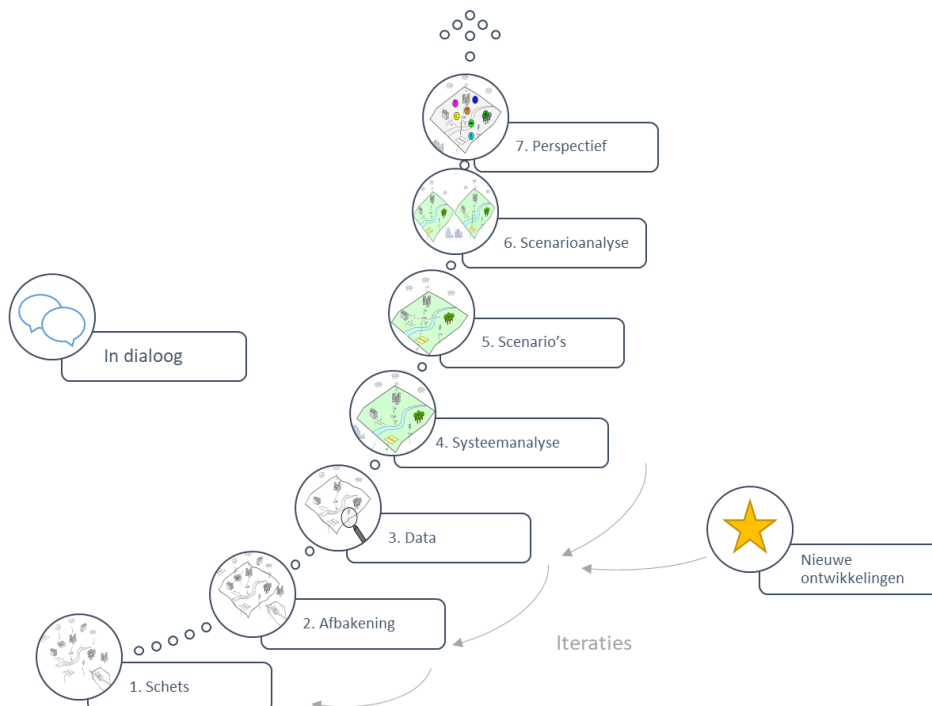
Conceptuele analyse en visualisatie watersysteem

Inleiding

Het ontwikkelen van een conceptueel model van het watersysteem is een belangrijke stap binnen het proces naar een herstellende waterbalans. Met het model kunnen scenario's worden doorgerekend om de doorwerking van voorgestelde maatregelen door het hele watersysteem inzichtelijk te maken. Het conceptuele model bevat zowel onderdelen uit het antropogene als het hydrologische watersysteem, aangezien vraagstukken in een gebiedsproces zich vaak op het grensvlak van beide systemen afspelen. Voor de ontwikkeling is in een eerdere studie een handreiking met stappenplan opgesteld (Krajenbrink et al., 2021). De resultaten van deze methode kunnen gebruikt worden om kansen en knelpunten te identificeren, stakeholders te betrekken en het gesprek aan te gaan over dit onderwerp en om vragen voor benodigd detailonderzoek te formuleren. Daarbij moet worden benadrukt dat de methode is ontwikkeld om een eerste overzicht te krijgen en niet is bedoeld om facetten van het watersysteem in detail door te rekenen. In verdere detailuitwerking kan het echter nodig zijn om de gevolgen van de geselecteerde kansrijke ingrepen verder te onderzoeken met behulp van meer gedetailleerde fysische modellen.

De methode omvat zeven stappen, weergegeven in Figuur B1.1. In de praktijk zal er soms enkele malen een iteratie plaatsvinden tussen stappen 1, 2, 3 en 4, waardoor de systeemanalyse steeds scherper wordt. Aangeraden wordt om hierbij van grof naar fijn te werken, om het conceptuele model niet ingewikkelder te maken dan nodig. Bij de meeste stappen is het belangrijk om samen te werken en/of op de stap te reflecteren met stakeholders en gebiedsexperts die zicht hebben op belangrijke onderdelen van het watersysteem.

De hieronder beschreven stappen zijn ontleend aan het rapport 'De RWZI als waterfabriek voor een robuuste watervoorziening' (Krajenbrink et al., 2021).



Figuur B1.1 Overzicht van de stappen van de methodiek voor conceptuele modelanalyse van het watersysteem (Krajenbrink et al., 2021).

Stap 1 – Kwalitatieve schets watersysteem en waterketen

In deze eerste stap wordt globaal geschetst welke onderdelen van het watersysteem van belang zijn, hoe deze onderling verbonden zijn en welke vraagstukken er in een gebied spelen. In dit stadium hoeft het gebied nog niet strak afgebakend te zijn. Deze stap is bedoeld om helder te krijgen welke onderdelen en vraagstukken in de analyse van belang kunnen zijn, zodat deze later scherper in beeld gebracht of juist geschrapt kunnen worden. Vraagstukken gaan vaak over waterkwantiteit (te veel of te weinig water op een bepaalde locatie of moment), maar kunnen ook betrekking hebben op waterkwaliteit. Ze bevinden zich doorgaans op het grensvlak tussen het antropogene en het natuurlijke/hydrologisch watersysteem. De onderdelen worden kwalitatief in beeld gebracht, met behulp van algemeen toegankelijke informatie zoals kaartmateriaal en in gesprek met één of meerdere stakeholders in het gebied.

Stap 2 – Afbakening systeem

Na de kwalitatieve schets wordt het gebied afgebakend dat de basis zal vormen voor het conceptuele model en de zoekactie naar de benodigde data. Deze afbakening bestaat uit verschillende onderdelen:

1. **Conceptuele afbakening:** relevante onderdelen van het watersysteem. Sommige onderdelen zijn erg klein of niet relevant (geen connectie met het watersysteem) en hoeven daarom (in eerste instantie) niet te worden meegenomen.
2. **Ruimtelijke afbakening:** het daadwerkelijke gebied dat wordt onderzocht. De keuze hiervoor is vaak praktisch van aard, maar kan ook gebaseerd zijn op strategische overwegingen (vraag en aanbod samenbrengen).
3. **Tijdsschaal:** de tijdsschaal waarop de processen naar verwachting variëren (bijvoorbeeld dagen of seizoenen).
4. **Referentie:** De tijdsperiode en situatie die voor het gebied en de vraagstukken relevant gevonden worden. Voor deze stap in het bijzonder geldt dat vaak iteratie nodig is: bij nader inzien kan een kleinere tijdsschaal toch relevant zijn of blijkt het handiger om specifieke onderdelen van het watersysteem al dan niet mee te nemen.

Stap 3 – Data: kwantitatief in beeld brengen waterstromen

In deze stap worden data verzameld voor de waterstromen die onder de afbakening in stap 2 vallen. In de afbakening is reeds bepaald voor welke periode en gebieden de data moeten worden opgezocht en gekwantificeerd. Niet alleen de (totale) omvang, maar ook de (globale) ligging is hierbij van belang, vooral wanneer het gaat om de connecties op het grensvlak tussen het antropogene en hydrologische watersysteem.

Voor een eerste indicatie kan het voldoende zijn om publiek beschikbare data te gebruiken, maar voor een serieuze uitwerking zal contact met verschillende organisaties nodig zijn. In sommige gevallen zullen er geen data beschikbaar zijn. In dat geval kan worden overwogen om gebruik te maken van een 'proxy' (gerelateerde data op een andere locatie die een beeld geven van de gewenste data) of een onderbouwde schatting (zoals modelresultaten uit het LHM).

Stap 4 – Systemanalyse met behulp van een model

In deze stap wordt de systemanalyse in een conceptueel model ondergebracht om onderlinge afhankelijkheden, kwetsbaarheden, knelpunten en kansen in de referentiesituatie zichtbaar te maken. De keuze van het model hangt sterk af van de complexiteit van het te analyseren systeem. De eenvoudigste methode is het weergeven van het systeem in een stroomdiagram met woorden en pijlen, waarbij met getallen de omvang van de stromen wordt weergegeven. Dit kan handig zijn als gegevens over verschillende systeemonderdelen beperkt beschikbaar zijn of indien weinig tot geen variatie van de waterstromen optreedt in ruimte en/of tijd. Een meer geavanceerde versie is het Sankey-stroomdiagram (Figuur 2.1), waarbij de dikte van de pijlen een maat is voor de grootte van de waterstroom en de kleur voor bijv. de waterkwaliteit (Pronk et al., 2021). Voor meer complexe analyses kunnen systeemmodellen worden ingezet, zoals WEAP, Vensim of UWOT. Het is raadzaam om zo eenvoudig mogelijk te beginnen, bijvoorbeeld met een model waarvoor geen speciale software is vereist. Indien de systemanalyse dit vereist, kan altijd worden overgeschakeld op een complexer model.

Na de opbouw van het model volgt de analyse, waarmee betekenisvolle informatie uit het model wordt verkregen. De verschillende waterstromen worden gekwantificeerd voor de gewenste tijdsperiode en -schaal. Op deze wijze kunnen de vraagstukken, knelpunten en beperkingen in het watersysteem in beeld worden gebracht. Doorgaans bevinden vraagstukken en knelpunten zich op het grensvlak tussen het antropogene watersysteem en het hydrologisch watersysteem. Indien mogelijk is het aan te raden om de vraagstukken zo veel mogelijk in één of enkele indicatoren te vatten (denk bijvoorbeeld aan verminderd doelgat natuur of de verlaging van het totale gebruik van het grondwater). Dit zal in een later stadium het vergelijken van scenario's eenvoudiger maken.

Stap 5 – Formuleren en uitwerken scenario's (en inrichtingsvarianten)

Deze stap is bedoeld om de kansrijkste maatregelen tot herstel van de waterbalans in beeld te brengen, waarbij de gedeelde kennisbasis tussen stakeholders als basis kan worden gebruikt. De resultaten uit berekeningen met de referentiesituatie (stap 4) worden gebruikt als hulp bij het formuleren van scenario's. Het is van groot belang om hierbij stakeholders en experts uit het gebied te betrekken. Zij kunnen op basis van gebiedskennis beoordelen of resultaten uit het conceptuele model van de referentiesituatie plausibel zijn en of bepaalde maatregelen op voorhand kansrijk zijn. Wel wordt aangeraden om maatregelen niet bij voorbaat uit te sluiten, maar om vanuit een neutraal standpunt de beschikbare kennis in kaart te brengen. Door vergelijking met andere opties kan vervolgens worden onderbouwd waarom bepaalde maatregelen kansrijker zijn dan andere.

Voor ieder geformuleerd scenario kunnen gegevens over waterstromen uit stap 4 worden gebruikt. Er moet echter ook gekeken worden of er nog extra randvoorwaarden van toepassing zijn die het succes van maatregelen in het watersysteem kunnen beïnvloeden. Indien deze randvoorwaarden (nog) niet kunnen worden gekwantificeerd, wordt aangeraden om ze kwalitatief mee te nemen in de interpretatie en uiteindelijke overweging.

Stap 6 – Analyse van gevolgen voor watersysteem per scenario of inrichtingsvariant

Om in beeld te brengen welke invloed bepaalde maatregelen in potentie hebben op verschillende onderdelen van het watersysteem, worden de resultaten uit de modellen van de scenario's vergeleken met die van de referentiesituatie. Er wordt gekeken welke waterstromen veranderen als gevolg van de maatregelen op de relevante ruimtelijke en tijdsschalen. Ook worden hierbij de vraagstukken en bijbehorende afhankelijkheden in beeld gebracht, op dezelfde manier als het onderdeel 'analyse' uit stap 4.

In veel gevallen zullen de resultaten duidelijk maken waar knelpunten ontstaan of juist waar huidige knelpunten worden gemitigeerd als gevolg van de doorgerekende maatregelen. Soms kan echter vervolgonderzoek nodig zijn, bijvoorbeeld met meer geavanceerde modellen, om de gevolgen in detail zichtbaar te maken. Het is daarom aan te raden om deze interpretatiestap uit te voeren in samenwerking met experts uit de betreffende gebieden.

Stap 7 – Perspectief: een eerste vergelijking van opties, aandachtspunten en kennisleemten

In deze stap worden de resultaten van de watersysteemanalyses van het referentiescenario en de scenario's met herstelmaatregelen nader vergeleken. Hierbij wordt niet alleen gekeken naar waterkwantiteit (veranderingen in waterstromen of grondwaterstanden), maar nadrukkelijk ook naar andere aspecten en aandachtspunten die het succes van maatregelen beïnvloeden. Denk hierbij aan aspecten zoals waterkwaliteit, kosten en baten, wet- en regelgeving en maatschappelijke perceptie. Tevens worden in deze stap eventuele kennisleemten benoemd. Het overzicht, bijvoorbeeld in de vorm van een stoplichtschema, kan worden gebruikt als een eerste overzicht van de kansen en beperkingen rondom de verschillende herstelmaatregelen, en dient als basis voor verdere gesprekken en het overwegen van eventueel vervolgonderzoek. Bij het beoordelen van de verschillende aspecten is het gebruik van expert judgement en gebiedskennis van stakeholders van groot belang.

Grondwaterbalans in een gebiedsproces

Grondwaterbalans als aanleiding of meekoppelkans voor een gebiedsproces

Het herstellen van de grondwaterbalans heeft (vrijwel) altijd invloed op het fysieke en functionele landschap. Het herstellen van de grondwaterbalans moet daarom niet sectoraal worden aangepakt, maar onderdeel uitmaken van een integraal gebiedsproces. Het herstellen van de grondwaterbalans maakt zo integraal onderdeel uit van elke stap in het ontwerpend onderzoek in het gebiedsproces (ook wanneer er geen sprake is van een verstoorde grondwaterbalans maakt grondwater uiteraard onderdeel uit van een integraal gebiedsproces, al was het alleen maar om de balans te behouden).

Een verstoorde grondwaterbalans kan aanleiding zijn om een gebiedsproces te starten en integraal een landschap onder de loep te nemen en zo te zoeken naar meekoppelkansen en meervoudig ruimtegebruik wanneer de grondwaterbalans wordt hersteld. De grondwaterbalans maakt nadrukkelijk onderdeel uit van dit bredere kader. Er zijn ook tal van andere aanleidingen te bedenken om een gebiedsproces te starten (bijvoorbeeld natuurontwikkeling, woningbouw, energietransitie etc) waarbij het herstellen van de grondwaterbalans dan uiteraard een randvoorwaarde wordt.

Integraal gebiedsproces

Een integraal gebiedsproces heeft als doel een toekomstbeeld te ontwikkelen voor een specifiek landschap, op een specifieke schaal en abstractie. Zo kan de uitkomst van een gebiedsproces verschillen van een abstracte visie tot een gedetailleerd inrichtingsplan en elk niveau daartussen. Een gebiedsproces wordt altijd integraal aangepakt en niet slechts sectoraal vanuit een probleem of werkveld. Bovendien is een gebiedsproces altijd een interactief proces waarbij belanghebbenden en beleidsmakers bij ontwerpend onderzoek worden betrokken.

Integraal ontwerpend onderzoek

Bij gebiedsprocessen staat integraal ontwerpend onderzoek al dan niet met stakeholders centraal: *'Cruciaal voor ontwerpend onderzoek is de opeenvolging van deductie en inductie (samen abductie; Schön, 1983); stappen die met elkaar zijn verbonden door het maken van creatieve sprongen (Kleefmann, 1984). Die sprongen impliceren het op creatieve wijze interpreteren en integreren van (bestaande of nieuwe) kennis en inzichten, resultaten van deductie, voor het formuleren van mogelijke oplossingen voor de vraagstukken die aan de orde zijn. Het overbruggen van de 'kloof' tussen nu en straks – op basis van (verschillende) normatieve vertrekpunten, noemde Kleefmann dit. Maar ook de weg terug: het 'toetsen' van oplossingsrichtingen op wenselijkheid, haalbaarheid, uitvoerbaarheid door deze voorstellingen (...). De 'deductieve' stap. Op die manier ontstaan er beelden van wat we 'zouden kunnen willen'. Zeg maar 'werkende prototypes van het landschap'. Vervolgens ontspint zich een 'wendbaar' (of 'agile') zoekproces, waarin door betere inzichten in de aard en kenmerken van het vraagstuk, steeds betere of beter passende oplossingen ontstaan. Herhaling van deductie, inductie en nieuwe creatieve sprongen daartussen is kenmerkend. De ontwerper heeft daarbij een rol als 'bruggenbouwer' ('boundary spanner') (Van Buuren 2022).*

De hierboven beschreven stappen 4 t/m 7 maken onderdeel uit van het ontwerpend onderzoek.

Stappen van een gebiedsproces

Een gebiedsproces is altijd maatwerk, aansluitend bij de context, opgaven, schaalniveau en abstractie. In hoofdlijnen zijn er vier hoofdstappen te onderscheiden die leidend zijn voor elk gebiedsproces. Het herstellen van de grondwaterbalans maakt van elke stap integraal onderdeel uit. De vier hoofdstappen beschrijven we hier als A t/m D en maken de koppeling met de zeven hierboven beschreven stappen (Tabel B1-1).

Tabel B1-1 Gebiedsproces en de watersysteemanalyse.

Integraal gebiedsproces	Watersysteem stappen
Definitie en organisatie	
Inventarisatie, analyse en probleemstelling	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kwalitatieve schets watersysteem en waterketen 2. Afbakening systeem 3. Data: kwantitatief in beeld brengen waterstromen 4. Systeemanalyse met behulp van een model
Scenario's en/of varianten	<ol style="list-style-type: none"> 5. Formuleren en uitwerken scenario's 6. Scenarioanalyse en gevolgen voor watersysteem 7. Perspectief: een eerste vergelijking van opties, aandachtspunten en kennisleemten
Visie en/of inrichtingsplan	

De vier hoofdstappen van een gebiedsproces worden hieronder toegelicht:

a. Definitie & organisatie

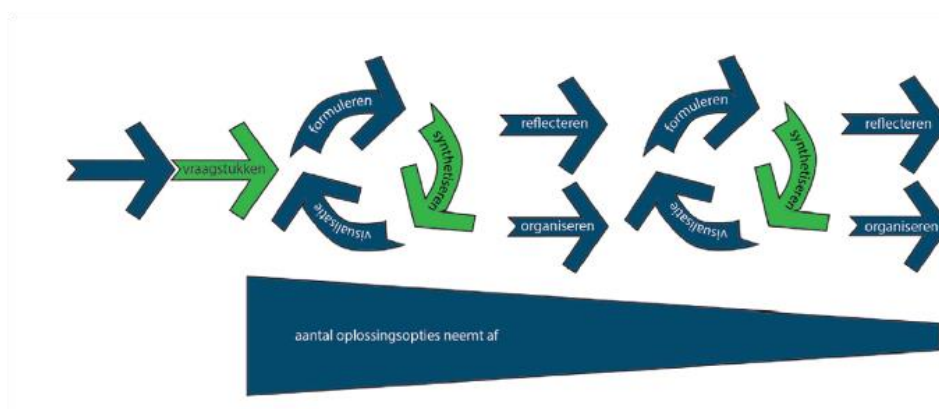
Elk gebiedsproces begint met een opstartfase waarin onder andere de doelstellingen van het proces worden bepaald. De organisatie van het project inclusief te betrekken actoren (o.b.v. een actorenanalyse) wordt daarvan afgeleid. Vormen van interactie, aantallen ontwerpstudio's, trede van participatie worden in deze fase vastgesteld.

In deze stap wordt dus bepaald of herstellen van een verstoorde grondwaterbalans een hoofddoelstelling wordt of dat herstellen van de grondwaterbalans een randvoorwaarde is voor (andere) vraagstukken. In beide gevallen wordt de grondwaterbalans meegenomen als onderdeel van het integrale ontwerponderzoek.

b. Inventarisatie, analyse en probleemstelling

In deze stap worden niet alleen relevante aspecten van het fysieke landschap in kaart gebracht, maar wordt ook de probleemstelling bepaald. Dit is nadrukkelijk een ontwerp (of synthese stap). *'Hoewel er – vrijwel altijd – een soort 'begin' ontstaat via een fase van "inventarisatie en analyse", is dit geen pleidooi eerst "alles te weten te komen". Integendeel: een goede start omvat ook het "ontwerp" (synthese) van een goede probleemstelling die reflectie vraagt. En richtinggevend is voor nadere inventarisatie en analyse'* (Van Buuren, 2022).

Een brede probleemstelling betreft aspecten als die van de grondwaterbalans nadrukkelijk in het gebiedsproces die als meekoppelkansen of randvoorwaarde aandacht krijgen. Andersom kan de grondwaterbalans hoofdpogave zijn en is er aandacht voor welke thema's kunnen meeliften op herstel van grondwaterbalans of waarvoor het herstel een voorwaarde is.



Figuur B1.2 Iteratief proces richting voorkeursalternatief.

c. Scenario's en/of varianten

In de derde stap worden verschillende integrale scenario's ontwikkeld, aangescherpt en beoordeeld. Dit is nadrukkelijk een iteratief proces waarbij het aantal oplossingsrichtingen afneemt, terwijl er stapsgewijs toegewerkt wordt naar een voorkeursalternatief (Figuur B1.2). Creatieve en rekenstappen wisselen af in dit proces (ook wel geduid als 'rekenen en tekenen'). Hierbij spelen adaptatiepaden een belangrijke rol. De grondwaterbalans maakt onderdeel uit van zowel de variabelen als het beoordelingskader in elke stap om te komen tot een optimaal voorkeursalternatief. Net als voor tal van andere thema's worden de gevolgen van fysieke ingrepen (boven en onder de grond) steeds in beeld gebracht (voor korte en lange termijn).

d. Visie en/of inrichtingsplan

In de afsluitende stap wordt het plan uitgewerkt tot een eindproduct. Keuzes worden onderbouwd, materialen toegekend, maatvoering uitgewerkt en fasering aangebracht. Deze laatste stap kun je ook een 'ambachtelijke stap' noemen, waarin interactie met betrokken actoren en experts wordt afgewisseld met intensieve werkslagen van ontwerpers.

Bij de uitwerking van deze fysieke landschappelijke ingrepen blijft de grondwaterbalans onder de aandacht.

Elke fase in het gebiedsproject vraagt visualisaties. Specifieke beelden, grafics, 'tegels', doorsneden etc. zijn in elke stap nodig om (tussen)resultaten samen te vatten, te bespreken en te verbeteren.

Bijlage 2 Kosten van verminderen drinkwateronttrekking

In Nederland vormt grondwater met ongeveer 59% de belangrijkste bron voor drinkwater, gevolgd door oppervlaktewater (34%), oevergrondwater (6%) en natuurlijk duinwater (1%) (Vewin, 2022). Voor Vitens is het aandeel van grondwater in 2020 zelfs groter: 97% van de totale waterwinning. Voortdurende droogte en zomerse hitte kunnen de beschikbaarheid van water (zowel kwalitatief als kwantitatief) voor drinkwatervoorziening onder druk zetten. Bevolkingsgroei, economische ontwikkelingen, energietransitie en weersextremen als gevolg van klimaatverandering verergeren deze situatie, waardoor een robuust watersysteem met voldoende waterbeschikbaarheid voor een goede drinkwatervoorziening essentieel wordt. Naast het aanpakken van toenemende droogte, kwaliteitsaspecten, duurzaamheid en robuustheid, dienen alternatieve bronnen voor drinkwatergebruik te worden verkend.

Waterbedrijven kunnen verschillende relevante maatregelen nemen om het onttrekken van grondwater te verminderen:

1. Maak gebruik van de beste en kostenefficiëntste alternatieve bronnen.
2. Reserveer drinkwatervoorziening uitsluitend voor menselijke consumptie en douchen; voorzie in andere oplossingen voor overig huishoudelijk watergebruik.

1. Gebruik de beste en goedkoopste alternatief bron

Elke waterbron kan potentieel dienen als drinkwaterbron, mits deze voldoet aan belangrijke criteria zoals beschikbaarheid, winbaarheid en kwaliteit. Grondwater is een betrouwbare drinkwaterbron vanwege zijn hoge basiskwaliteit en relatief lage zuiveringskosten. In Nederland zorgt toenemende zoetwaterschaarste door zomers met hogere temperaturen en meer verdamping, samen met het watersysteem dat is ontworpen om overtollig regenwater snel af te voeren naar grote rivieren en de zee, voor een grotere vraag naar grondwater, met name in de zomer. Hierdoor dienen drinkwaterbedrijven en andere gebruikers alternatieve bronnen te overwegen.

Naast grondwater zijn er andere mogelijke waterbronnen die, na winning en behandeling, gebruikt kunnen worden voor drinkwaterproductie. Echter, deze bronnen kunnen aanzienlijk variëren in termen van winnings- en behandelingskosten, beschikbaarheid, winbaarheid en kwaliteit (Tabel B2-1).

Oppervlaktewater

Oppervlaktewater is de op één na meest gebruikte bron van drinkwater in Nederland. Het aandeel van oppervlaktewater in de totale waterwinning van Vitens is echter nog beperkt, met slechts 3% in 2020 (Vewin, 2022). Dit suggereert dat er mogelijkheden zijn om de winning uit oppervlaktewater te vergroten. Oppervlaktewater is in grote hoeveelheden beschikbaar via de grote rivieren, maar de kwaliteit varieert afhankelijk van rivierafvoer, aandeel gezuiverd afvalwater, riviertype (regenrivier of gemengde rivier) en waterpeil. Oppervlaktewater kent concurrentie met andere gebruiksfuncties zoals landbouw, peilhandhaving, spoelwater, koelwater, scheepvaart, toerisme en natuur.

De zuiveringskosten voor oppervlaktewater zijn afhankelijk van de behandelingschaal (dorp, stad) en het behandelingsproces, zoals omgekeerde osmose (RO) en geavanceerde oxidatieprocessen (AOP), in combinatie met voor- en nabehandeling, zoals zandfiltratie en conditionering (zie KWR, 2019 voor meer informatie over het zuiveringsproces). Kosten voor gebouwen, leidingnetten en analyses zijn niet inbegrepen in de berekeningen.

De totale zuiveringskosten op dorpsniveau voor een periode van tien jaar bedragen € 518.017 voor een totale doorstroming van 27.760 m³/jaar met een RO-behandelingsproces. Dit bedrag daalt naar € 310.322 over tien jaar voor een totale doorstroming van 11.104 m³/jaar met een AOP (KWR, 2019).

Brak grondwater

Brak grondwater is relatief ruim beschikbaar nabij de kust. Hoewel het ontzilten van brak grondwater minder problematisch en kostbaar is dan het ontzilten van zout grondwater, vergt het wel energie en levert het een reststroom op. Beluchting van het onttrokken water is eveneens noodzakelijk. De zuiveringskosten zijn afhankelijk van het gekozen behandelingsproces, zoals omgekeerde osmose (RO) of geavanceerde

oxidatieprocessen (AOP), in combinatie met voor- en nabehandeling, zoals zandfiltratie en conditionering (zie KWR, 2019 voor meer informatie over het zuiveringsproces). Kosten voor gebouwen, leidingnetten en analyses zijn niet inbegrepen in de berekeningen.

De totale zuiveringskosten voor brak grondwater over een periode van tien jaar bedragen € 8.324.820 voor een totale doorstroming van 1.954.984 m³/jaar met een RO-behandelingsproces. Met een AOP-behandelingsproces lopen de kosten op tot € 32.452.885 over tien jaar voor een totale doorstroming van 1.563.987 m³/jaar (KWR, 2019).

Tabel B2-1 Potentiële drinkwaterbronnen, kwaliteit, beschikbaarheid en behandelings-/ontziltingskosten per m³.

Bron	Beschikbaarheid	Kwaliteit	Zuivering/ ontzilt Kosten* / m ³	Samenvatting
Oppervlaktewater	Groot	Goed	€ 1.87 (RO)/ € 2.79 (AOP)	<ul style="list-style-type: none"> In grote hoeveelheden beschikbaar via grote rivieren. Kwaliteit afhankelijk van debiet rivier, aandeel gezuiverd afvalwater, type rivier en waterstand. Concurrentie met andere gebruiksfuncties (landbouw, peilhandhaving, doorspoelwater, koelwater, scheepvaart, toerisme en natuur).
Brak Grondwater	Grote	Slecht	€ 0.43 (RO)/ € 2.08 (AOP)	<ul style="list-style-type: none"> Volume en locatie hangen af van dynamiek zee en rivierafvoer. Ontziltng kost veel energie en levert reststroom op. Hoog CO₂-voetafdruk. Het verminderen van de brakke kwel kan de zoutproblematiek voor de landbouw verminderen.
Zeewater	Zeer grote	Zeer slecht (saliniteit van ongeveer 35 g/L)	€ 0.5-1.3 (RO)	<ul style="list-style-type: none"> Zeer grote hoeveelheden beschikbaar langs de kust. Ontziltng duurder en problematischer dan bijvoorbeeld brak grondwater door hoger zoutgehalte en zwevende deeltjes. Energieverbruik is een groot nadeel. Heel hoge CO₂-voetafdruk.
Neerslag	Onregelmatig	Goed	<ul style="list-style-type: none"> Dorp € 24,90 (RO)/ € 34,54 (AOP) Stad € 14,73 (RO)/ € 7,34 (AOP) 	<ul style="list-style-type: none"> Onregelmatig beschikbaar, afhankelijk van neerslagpatronen. Bevat meer organisch microverontreinigingen dan grondwater, maar in relatief lage concentraties.
Grijs water huishoudelijke bron (alles behalve toilet en was)	Niet heel grote	Zeer slecht	<ul style="list-style-type: none"> Dorp € 15.03 Stad € 10.40 	<ul style="list-style-type: none"> Aanvoer van zelfde ordegrootte als drinkwatervraag op de lokale schaal, maar per puntbron is het aanbod niet heel groot. Kwaliteit slecht en onregelmatig. Past bij circulaire economie.

*excl. investeringskosten.

**bron: KWR (2019).

***Ter vergelijking, de kostprijs van het water van Vitens (herkomst voornamelijk grondwater) is € 0,57 per m³ (Vitens, 2019).

Neerslag

Het is onregelmatig beschikbaar, afhankelijk van neerslagpatronen. Het bevat verschillende verontreinigingen (meer organische microverontreinigingen dan grondwater), maar in relatief lage concentraties. Regenwater kan ook fecaliën, micro-organismen en ziekteverwekkers bevatten. Het water moet ook worden geconditioneerd. Voor de zuivering van opgevangen neerslag tot drinkwater is in principe uitgegaan van twee hoofdzuiveringen: omgekeerde osmose (RO) en geavanceerde oxidatie (UV/H₂O₂). Er is uitgegaan van neerslag die wordt opgevangen op zowel daken als ander verhard oppervlak (wegen, trottoirs, parkeerplaatsen e.d.), waardoor een goede zuivering zeker nodig zal zijn. De zuiveringskosten hangen af van

de behandelingsschaal (dorp, stad) en het zuiveringsproces. De totale zuiveringskosten op dorpsniveau over tien jaar bedragen € 2.838.990 voor een totaaldebiet van 11.400 m³/jaar met een RO-behandelingsproces. Het bedrag is € 3.937.126 over tien jaar voor een totaaldebiet van 11.400 m³/jaar met een AOP (KWR, 2019). Op stadsniveau bedragen de zuiveringskosten over tien jaar € 84.706.269 voor een totaaldebiet van 575.000 m³/jaar met een RO-behandelingsproces. Het bedrag is € 42.216.575 over tien jaar voor een totaaldebiet van 575.000 m³/jaar met een AOP (KWR, 2019).

Zeewater

Zeewater is in zeer grote hoeveelheden beschikbaar langs de kust. Ontzilting is duurder en problematischer dan bijvoorbeeld brak grondwater, vanwege het hogere zoutgehalte en de zwevende deeltjes. Ontzilting kost veel energie en levert een reststroom op. Ten opzichte van brak grondwater (afhankelijk van de gebruikte definitie heeft dit een zoutgehalte van zo'n 0.2 tot 1 g/L) is zeewater echter veel zouter (ongeveer 35 g/L), waardoor een zwaardere vorm van omgekeerde osmose (RO) nodig is, die meer energie kost. De kosten van drinkwaterproductie uit zeewater kunnen sterk verschillen per gebruikte zuiveringsmethode en de energieprijis. De kosten voor alleen de ontzilting kunnen in de ordegrootte van € 0.5-1.30 per m³ liggen. Transport landinwaarts kan deze prijs nog verder verhogen.

Grijs water

Aanbod van dezelfde ordegrootte als de vraag naar drinkwater op lokale schaal, maar per puntbron is het aanbod niet erg groot. De kwaliteit is slecht en onregelmatig. Scheiding van stromen (grijs/zwart) is mogelijk. De zuiveringskosten hangen af van de behandelingsschaal (dorp, stad). De totale zuiveringskosten op dorpsniveau over tien jaar bedragen € 1.857.488 voor een totaaldebiet van 12.355 m³/jaar. Op stadsniveau bedragen de zuiveringskosten over tien jaar € 101.681.992 voor een totaaldebiet van 978.078 m³/jaar (KWR, 2019).

2. Drinkwatervoorziening alleen voor menselijke consumptie/douche, overige huishoudelijk water via andere oplossing.

De belangrijkste toepassingen van drinkwater in huis zijn de douche (41%), het toilet (29%) en de wasmachine (12%) (Vewin, 2022). Door het toilet en de wasmachine los te koppelen van de drinkwatervoorziening kan ongeveer 41% op het totale waterverbruik van het huishouden worden bespaard. Er zijn twee voor de hand liggende bronnen om huishoudens te voorzien van 'huishoudwater' (voor toilet en wasmachine): neerslagwater (dat op het dak valt) en grijs water (al het huishoudelijk afvalwater behalve toiletwater). Naast de kosten voor de behandeling van neerslag en grijs water zijn er extra infrastructuurkosten. Gecentraliseerde levering vereist de aanleg van een dubbele infrastructuur van drinkwaterleidingen. De aanleg hiervan is zeer kostbaar. Voor (her)gebruik binnen huishoudens moeten extra leidingen binnenshuis worden aangelegd. Ook moet in kelders opgeslagen water weer naar boven worden gepompt. Bijgevolg zullen de uitvoeringskosten in bestaande gebouwen hoog zijn. Voor nieuwbouw en voor uitvoering tijdens renovatiewerkzaamheden zijn de extra kosten verhoudingsgewijs lager. Kosten van een regenwatersysteem beginnen gemiddeld vanaf €3.000.⁵ Kosten van een grijswatersysteem zijn iets hoger en beginnen gemiddeld vanaf €5.000⁶. De kosten van plaatsing en installatie zijn niet inbegrepen. Deze bedragen gewoonlijk tussen €1.500 en €3.000. Uit een studie van STOWA voor Noorderhoek met 1.200 inwoners bleek dat de aanleg van een geheel nieuw rioleringsstelsel een totale investering van €1,96 miljoen euro vergde. Hiervan was €431.000 nodig voor het inzamelsysteem. De aanpassingen in de huizen kostten €261.000 en het zuiveringssysteem kostte €1.265.000. Jaarlijks kost het systeem €91.000 aan onderhoud en exploitatie en €64.000 aan afschrijvingen. Daar staat een besparing van €3.000 tegenover. Dit brengt de totale jaarlijkse kosten op €152.000 (€1.897/inw.). Bij herhaalde realisatie voor een wijk van 1200 inwoners wordt de benodigde investering 2,24 miljoen euro. Aan afschrijving en onderhoud vergt dit systeem jaarlijks een bedrag van €148.000. Daar staan circa €70.000 aan opbrengsten en besparingen tegenover, waarmee het saldo van de jaarlijkse baten en lasten uitkomt op €78.000 (€72/inw./jaar).

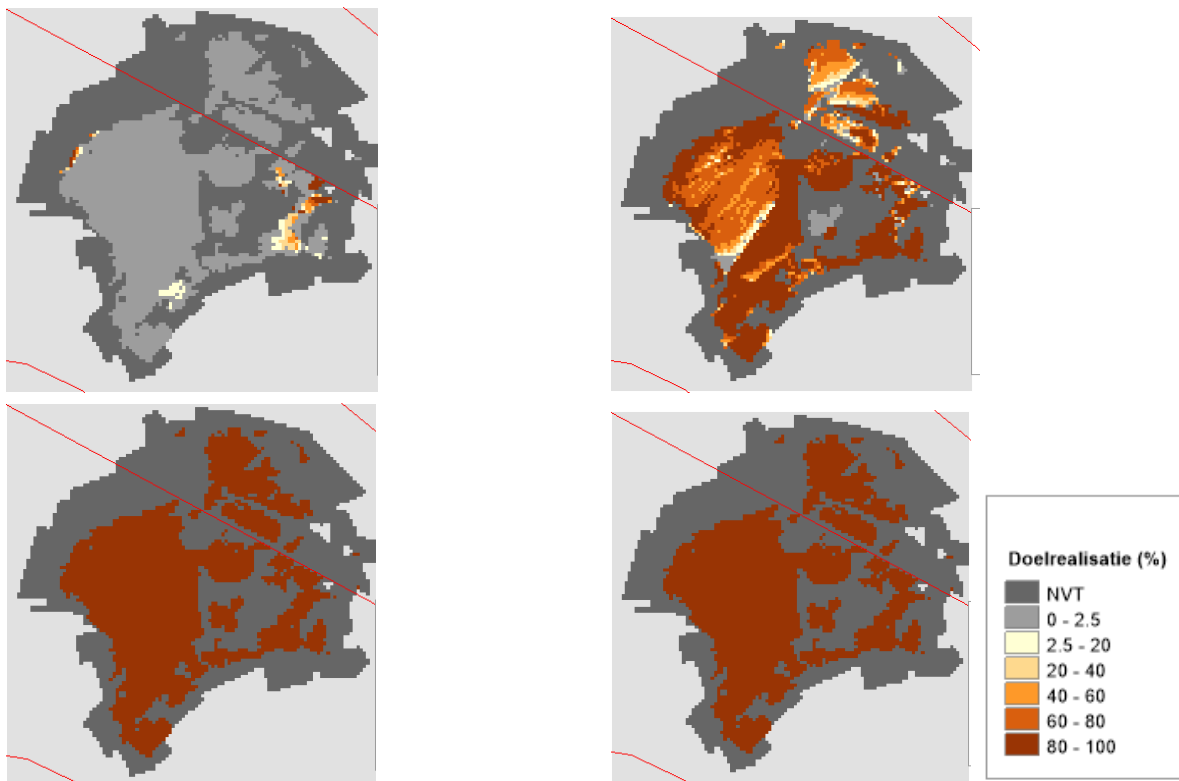
Literatuur:

KWR, 2020. S. F. Stofberg, C. Bertelkamp, M. van Huijgevoort and P. S. Bäuerlein. VO Alternatieve bronnen voor drinkwater: Achtergronddocument inventarisatie alternatieve bronnen. BTO rapport (2019.017). Vewin (2022). Drinkwaterstatistieken 2022. Vereniging van waterbedrijven in Nederland (Vewin), Den Haag.

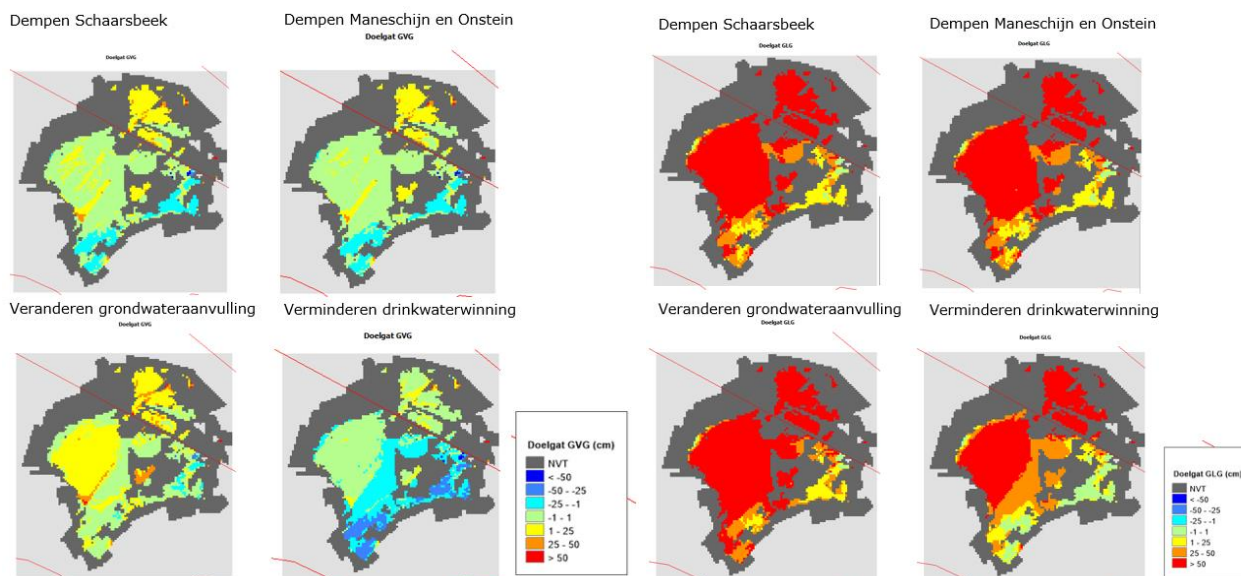
⁵ <https://www.duurzaamthuis.nl/huishouden/water/hergebruik-regenwater>

⁶ <https://www.mijnwaterfabriek.nl/kennisbank/wat-kost-een-grijswatersysteem-voor-een-woning>

Bijlage 3 Deelresultaten Waterwijzer Natuur



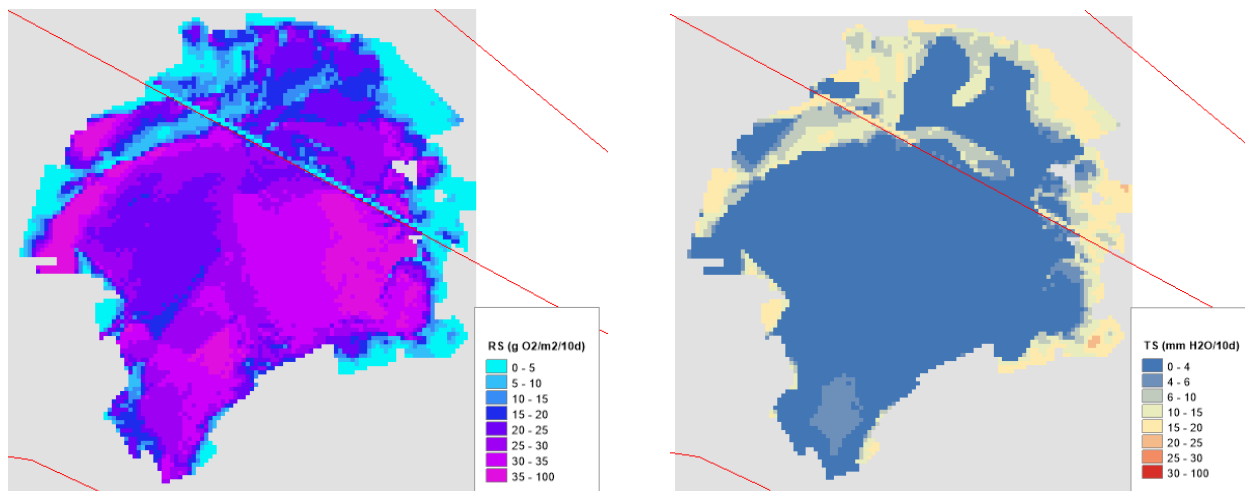
Figuur B3.1 Doelrealisatie van de GLG (linksboven), GVG (rechtsboven), droogtestress (linksonder) en kwel (rechtsonder) voor de huidige situatie in het Korenburgerveen.



Figuur B3.2 Uitkomsten van Waterlood-berekeningen voor de vier verschillende varianten op basis van de AEM-uitvoer. Wijziging van het doelgat (in cm) voor de vier inrichtingsvarianten voor GVG (links) en GLG (Rechts) als berekend met Waterlood.

Modellering van standplaatsfactoren met PROBE

Met de invoer van de hydrologische en klimatologische condities geeft PROBE indicaties wat er met standplaatsfactoren gebeurt onder deze condities, zoals zuurstof- en transpiratiestress en zuurgraad (Figuur B3.3). Deze informatie ondersteunt het systeembegrip en helpt de voorspellingen te duiden.



Figuur B3.3 Gemodelleerde zuurstofstress en transpiratiestress met PROBE.

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3374
ISSN 1566-7197



De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.700 medewerkers (7.000 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3374
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.700 medewerkers (7.000 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

