

Hoe dichten we het doelgat?

Hydrologisch herstel van verdroogde natuurgebieden met
externe maatregelen – een methodiek



Colofon

©2025 IPO, Vereniging het Interprovinciaal Overleg, BIJ12, uitvoeringsorganisatie van de gezamenlijke provincies, Utrecht.

Rapport- en projectnummer OBN-2022-136-EA
Driebergen, [september] 2025

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Auteursrecht

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorzijde	De Dommel in natuurgebied 'de Dommelbeemden'.
Fotograaf	Eva Schoonderwoerd

Wijze van citeren

*Schoonderwoerd, E., P. de Louw, C. van Strien, J.P.M. Witte, M. Jalink, C. Aggenbach, D. van Deijl en G. van den Eertwegh, 2025. **Hoe dichtten we het doelgat?***

Hydrologisch herstel van verdroogde natuurgebieden met externe maatregelen – een methodiek.
Rapport nummer OBN-2022-136-EA, Kennisnetwerk OBN, Driebergen

Samenstelling

Eva Schoonderwoerd	Deltares
Perry de Louw	Deltares
Charlotte van Strien	Deltares
Flip Witte	Flip Witte Ecohydrologie
Mark Jalink	KWR
Camiel Aggenbach	KWR
Dion van Deijl	KnowH2O
Gé van den Eertwegh	KnowH2O

Productie

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon 0343 – 745 250
E-mail obn@vbne.nl

Inhoud

Samenvatting	7
Nederlandse samenvatting	7
English summary	11
1 Inleiding	15
1.1 Aanleiding en probleemstelling	15
1.2 Doel van het onderzoek	16
1.3 Uitwerking in deelgebieden	17
1.4 Leeswijzer	18
1.5 Dataviewer	19
2 Methodiek	20
2.1 Inleiding	20
2.2 Doelgat natuur	21
2.2.1 Actuele grondwatersituatie	21
2.2.2 Hydrologische eisen natuur	24
2.2.3 Doelgat grondwaterstand en verticale flux	29
2.3 Hydrologische herstelmaatregelen	32
2.3.1 Inleiding	32
2.3.2 Methodiek modelberekeningen	33
2.3.3 Oplossingsrichtingen: onttrekkingen, ontwatering, landgebruik, bufferzones	34
2.3.4 Maximaal haalbaar scenario	42
2.3.5 Interne en externe maatregelen	43
2.3.6 Stroombaanberekeningen	44
2.3.7 Impact van maatregelen op andere functies	46
2.4 Synthese	47
2.4.1 Stappenplan methodiek	47
2.4.2 Aggregatie resultaten doelgat en herstelmaatregelen	49
3 Dommelbeemden	54
3.1 Systeemanalyse	54
3.2 Informatie voor doelgatbepaling	60
3.3 Doelgat natuur	63
3.3.1 Actuele hydrologische situatie	63
3.3.2 Hydrologische eisen natuur	67
3.3.3 Doelgat kwel en grondwaterstand	67
3.4 Hydrologische herstelmaatregelen	71
3.5 Synthese	75
4 Buurserzand	77
4.1 Systeemanalyse	77
4.1.1 Ligging en geohydrologie	77

4.1.2	Vegetatiegradiënten	79
4.1.3	Knelpunten	79
4.1.4	Ambities.....	79
4.1.5	Informatie voor de LESA	80
4.2	Informatie voor doelgatbepaling en modellering	81
4.3	Doelgat natuur.....	83
4.3.1	Hydrologische uitgangssituatie.....	83
4.3.2	Doelvegetatie	87
4.3.3	Doelgaten	88
4.4	Hydrologische herstelmaatregelen	95
4.5	Synthese	98
5	Mieden	100
5.1	Systeemanalyse	100
5.1.1	Ligging en geohydrologie.....	100
5.1.2	Vegetatiegradiënten.....	103
5.1.3	Knelpunten en kansen	106
5.1.4	Ambities.....	106
5.1.5	Informatie voor de LESA	107
5.2	Informatie voor doelgatbepaling.....	108
5.3	Doelgat natuur.....	110
5.3.1	Hydrologische uitgangssituatie.....	110
5.3.2	Doelvegetatie	114
5.3.3	Doelgaten	115
5.4	Hydrologische herstelmaatregelen	122
5.5	Synthese	126
6	Discussie methodiek en toepasbaarheid	128
6.1	Inleiding	128
6.2	Discussie en reflectie methodiek.....	128
6.2.1	Toepassing methodiek voor verschillende typen gebieden	128
6.2.2	Actuele grondwatersituatie	130
6.2.3	Effect van klimaatverandering.....	133
6.2.4	Hydrologische eisen natuur	133
6.2.5	Berekening hydrologische herstelmaatregelen	136
6.2.6	Gebruik regionale grondwatermodellen	137
6.3	Waterhuishouding rondom natuur, koppelkansen en rol van gebiedsprocessen	142
6.3.1	Waterhuishouding rondom natuur	142
6.3.2	Koppelkansen	142
6.3.3	Rol van gebiedsprocessen	143
6.3.4	Natura 2000 en NNN	144
6.4	Onderzoeksvragen bij hydrologisch herstel van natuurgebieden.....	145
7	Conclusies en aanbevelingen	148
7.1	Conclusies.....	148

7.1.1	Stappenplan methodiek	148
7.1.2	Toepasbaarheid methodiek en onzekerheid	150
7.2	Aanbevelingen	151
8	Referenties.....	154
8.1	Methodiek algemeen	154
8.2	Dommelbeemden.....	158
8.3	Mieden.....	159
8.4	Buurserzand.....	159
9	Bijlage 1 - Afleiding van de kweleisen van vegetatietypen.....	161
10	Bijlage 2 – Dommelbeemden	169
10.1	Systeemanalyse	169
10.2	Beschrijving grondwatermodel	182
10.3	Nulsituatie	187
10.4	Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen.....	193
10.5	Modelresultaten scenario's.....	203
10.6	Impact van maatregelen op andere functies	214
10.6.1	Effect maatregelen op landbouwopbrengst.....	214
10.6.2	Effect maatregelen op stedelijk gebied	215
11	Bijlage 3 – Buurserzand.....	217
11.1	Systeemanalyse	217
11.2	Beschrijving grondwatermodel	250
11.2.1	Ondergrond	251
11.2.2	Ontwatering.....	253
11.2.3	Landgebruik	255
11.2.4	Ottrekkingen.....	255
11.3	Nulsituatie	256
11.4	Validatie model-GxG's	260
11.5	Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen.....	261
11.5.1	Ontwateringsbasis: primaire en secundaire waterlopen en sloten.....	262
11.5.2	Grondwaterwinningen voor drinkwater en industrie	263
11.6	Modelresultaten scenario's.....	263
11.6.1	Ontwatering.....	265
11.6.2	Berekening.....	266
11.6.3	Landgebruik	267
11.6.4	Maximaal hydrologisch herstel.....	268
12	Bijlage 4 - Mieden.....	269
12.1	Systeemanalyse	269
12.1.1	Vegetatietypen en vochtindicatie.....	294
12.2	Beschrijving grondwatermodel	296
12.2.1	Ondergrond	297

12.2.2	Maaiveld	298
12.2.3	Ontwatering.....	298
12.2.4	Landgebruik.....	301
12.2.5	Ottrekkingen.....	301
12.3	Nulsituatie	303
12.3.1	Modelresultaten nulsituatie	304
12.3.2	Analyse herkomst water	309
12.4	Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen.....	310
12.4.1	Ontwateringsbasis: primaire en secundaire waterlopen en sloten.....	312
12.4.2	Winningen drinkwater & industrie	312
12.4.3	Landgebruik	313
12.5	Gevoeligheidsanalyses.....	313
12.6	Modelresultaten scenario's hydrologische herstelmaatregelen.....	316
12.6.1	Gemiddelde effecten op de grondwaterstanden en kwel.....	316
12.6.2	Scenario maximaal vernatten	317
12.6.3	Effect van stopzetten winningen	318
12.6.4	Effect van beregening uitzetten	319
12.6.5	Effect van landgebruik aanpassen	319
12.6.6	Effect van aanpassing van ontwatering	320

Samenvatting

Nederlandse samenvatting

Grondwaterafhankelijke Nederlandse natte natuurgebieden kampen al decennialang met verdroging. De oorzaken liggen grotendeels buiten de natuurgebieden zelf: intensieve ontwatering voor land- en tuinbouw, grondwateronttrekkingen voor drinkwater, industrie en beregening in de land- en tuinbouw, en veranderingen naar meer intensief landgebruik. Deze problematiek wordt nog urgenter door klimaatverandering, waar een toename van extreme droogte verwacht wordt. Ook andere drukfactoren (bijv. op het gebied van waterkwaliteit) spelen een rol bij natuurgebieden, maar deze studie richt zich op de kwantitatieve aspecten van hydrologisch herstel. Hydrologisch herstel van deze natuur vereist een systeembenadering: niet alleen lokaal ingrijpen, maar het hele regionale watersysteem rondom de gebieden herinrichten en anders beheren, gericht op regionaal gezien hogere grondwaterstanden, met name in voorjaar en zomer.

In dit onderzoek is een methodiek opgezet (voortbordurend op bestaande tools en kennis) om op een systematische wijze te bepalen welk type hydrologische maatregelen waar en in welke mate nodig zijn om een verdroogd natuurgebied hydrologisch te herstellen. Daarbij maken we gebruik van simulaties met grondwatermodellen en vegetatie-indicaties. De methodiek bestaat uit twee onderdelen: (1) het in kaart brengen van het “doelgat natuur” – het verschil tussen de actuele en gewenste hydrologische grondwatersituatie voor grondwaterafhankelijke natuurgebieden en (2) het systematisch aftasten welke hydrologische maatregelen nodig zijn om het doelgat te dichten. De methodiek is gelijktijdig ontwikkeld en toegepast op drie verschillende typen gebieden: de Dommelbeemden (beekdal), het Buurserzand (nat zandlandschap) en de Mieden (laagveenmoeras).

De methodiek is toepasbaar op natuurgebieden op de hoge zandgronden van Nederland waarbij de regionale hydrologie van invloed is op de lokale hydrologie in het natuurgebied. Natuurgebieden met schijnspiegelsystemen en hoogvenen zijn daarom minder geschikt. De methodiek biedt handvaten voor (gebieds)processen waarin hydrologisch herstel van het natuurgebied centraal staat en kan ingezet worden om globaal, op regionale schaal, inzicht te krijgen wat mogelijke oplossingsrichtingen zijn. Dit brengt objectief in beeld wat het natuurgebied hydrologisch vraagt van de omgeving, zonder rekening te houden met andere functies. Voor een verdere detailuitwerking, waarbij maatregelen op perceelsniveau gedefinieerd moeten worden en naar belangen van de verschillende functies worden gewogen, zijn de onzekerheden van deze methodiek te groot. Daarvoor moet gebruik gemaakt worden van meer gedetailleerde data, modellen en (gebieds)kennis, opdat de resultaten zoveel mogelijk aansluiten op het niveau van het natuurgebied en de standplaatsen van de soorten die daar voorkomen, gebruikmakend van een onzekerheidsmarge.

Stap 1: Bepalen van het doelgat natuur

Voor het bepalen van het doelgat dient de actuele grondwatersituatie zo goed mogelijk te worden vastgesteld om vandaaruit te bepalen hoeveel de grondwaterstand en de kwelflux moeten stijgen

om binnen het bereik te komen van de hydrologische vereisten van de doelvegetatie. Concreet zijn nodig: zo goed mogelijke schattingen van de Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand (GVG), Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG), de kwelflux naar het topsysteem en de eisen die de gewenste vegetatie hieraan stelt.

Actuele grondwatersituatie

De actuele grondwatersituatie wordt bepaald aan de hand van vegetatiekartering (door vanuit de aanwezige vegetatie een vochtindicatiewaarde te bepalen), resultaten uit berekeningen met een regionaal grondwatermodel en grondwaterstandmetingen. Omdat er geen kwelmetingen zijn, zijn we voor het bepalen van de kwelflux aangewezen op de uitkomsten van het gebruikte grondwatermodel. Ook voor de GXG wordt gebruik gemaakt van de uitkomsten van het grondwatermodel. Op puntniveau kan echter gebruik worden gemaakt van grondwaterstanden die zijn gemeten in peilbuizen. Bij korte meetreeksen is tijdreeksanalyse met bijvoorbeeld *Menyanthes* (Von Asmuth e.a., 2012) of *Pastas* (Collenteur et al., 2019) een middel om de meetreeks te verlengen waarna uit die verlengde reeks de GXG kan worden bepaald. De GVG wordt zo nauwkeurig mogelijk geschat op basis van zowel de uitkomsten van het grondwatermodel als de GVG die is afgeleid uit de gemiddelde vochtindicatie van de aanwezige vegetatie. Daarbij hebben we bij de combinatie van beide bronnen rekening gehouden met de onzekerheid in de vegetatiekaart, de onzekerheid in de vertaling van de vegetatie-indicatiewaarde naar de GVG, en de onzekerheid in de berekeningen met het grondwatermodel (bijv. op basis van een vergelijking van de metingen). Een dergelijke aanpak voor de GLG kunnen we niet uitvoeren omdat we geen relatie bezitten met de indicatiewaarde. Voor het bepalen van de actuele GLG wordt daarom vooralsnog de uitkomsten van het grondwatermodel gebruikt, eventueel na bijstelling op basis van de metingen.

Hydrologische eisen natuur

De gewenste grondwatersituatie is bepaald aan de hand van de natuurambities van een gebied. Hiervoor is gebruik gemaakt van een zo recent en gedetailleerd mogelijke ambitiekaart en resultaten uit een landschapsecologische systeemanalyse (LESA). Deze tweede geeft inzicht in de ecohydrologische processen van het grondwaterafhankelijke natuurgebied en de kansen en knelpunten. De vigerende ambitiekaart-natuurtypen wordt opgevraagd bij de voor het terrein verantwoordelijke natuurbeheerder en vervolgens op basis van de LESA vertaald naar gebiedseigen ambitietypen-plantengemeenschappen (bij voorkeur in overleg met de beheerder). Vervolgens is voor deze natuurambitietypen de vereiste hydrologische situatie bepaald. Voor de GVG en GLG wordt gebruikgemaakt van de 'knikpunten' uit Waternood: vier vegetatieafhankelijke parameters, waarmee bepaald kan worden bij welke GVG en GLG het natuurdoel kan worden gehaald. Voor de kwelflux is een nieuwe kwelmodule binnen het project ontwikkeld, die de eisen van verschillende vegetatietypen aan de intensiteit van de kwelflux (mm/d) (de jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem door een regionaal grondwatermodel berekend) bepaald. Het resultaat is een interactief Excel-programma waarin de combinatie van GLG en kwelintensiteit wordt berekend, die optimaal is voor de pH van een vegetatietype.

Doelgat grondwaterstand en kwel

Het doelgat is het verschil tussen de actuele en gewenste hydrologische grondwatersituatie (GxG en kwel) voor grondwaterafhankelijke natuurgebieden. Door klimaatverandering zal het doelgat in de toekomst verder vergroten, vooral door een verder stijgend neerslagtekort in de zomer door minder neerslag én meer potentiële verdamping. Dit onderstreept de urgentie van robuuste, toekomstbestendige maatregelen.

Stap 2: Systematisch aftasten van hydrologische herstelmaatregelen

Met behulp van een grondwatermodel zijn een set aan hydrologische herstelmaatregelen systematisch doorgerekend en geanalyseerd op hun effectiviteit om het doelgat in het natuurgebied te dichten. De focus ligt hierbij op externe maatregelen, oftewel maatregelen buiten het natuurgebied waarmee het hele regionale watersysteem rondom de gebieden aangepakt wordt. Soms zijn daarnaast ook nog interne maatregelen binnen het natuurgebied mogelijk om de grondwaterstand te verhogen. Voor alle doorgerekende hydrologische herstelmaatregelen (modelsenario's) wordt het effect op de grondwaterstand (GVG en GLG) en de jaarrond gemiddelde kwelflux ten opzichte van de nulsituatie berekend.

De set aan hydrologische herstelmaatregelen omvat (1) aanpak van ontwatering (variërend in intensiteit van licht tot zwaar ingrijpend), (2) aanpak van grondwateronttrekkingen (drinkwater, industrie, beregening) en (3) bevorderen van de grondwateraanvulling (door aanpassing van gewasverdamping) in de regio. Tevens worden maatregelen ter reductie van de ontwatering in verschillende grootte van bufferzones rondom het natuurgebied toegepast, om de hydrologische effectiviteit van zulke bufferzones te bepalen. De maatregelen zijn afzonderlijk doorgerekend om het effect per maatregel op de hydrologische condities (GVG, GLG en kwelflux) te bepalen. Daarnaast is ook een scenario voor maximaal haalbaar systeemherstel doorgerekend waarbij een set met de meest ingrijpende maatregelen zijn gecombineerd.

Voor aanpak van de ontwatering zijn verschillende scenario's gedefinieerd, waarbij de ontwateringsdiepte van watergangen is opgehoogd tot 0.3 of 0.5 meter beneden maaiveld of worden gedempt. Ook is er extra aandacht voor de beken, omdat deze vaak het diepst ontwaterde punt in het landschap of beekdal zijn. Daardoor heeft de verhoging van de ontwateringsbasis van beken vaak een groot effect, dat groter is dan de aanpassing van de rest van de ontwatering. Om beter inzicht te krijgen in de invloed van de beek, is als extra scenario ook alleen een aanpassing van de ontwateringsdiepte van de beek doorgerekend.

Aggregatie

Het doelgat en de effectiviteit van maatregelen met effecten op de (regionale) hydrologie, worden geaggregeerd op systeemchaal. Dat betekent dat het doelgat voor het gehele natuurgebied of een deelgebied (bijv. het gebied met de grootste opgave of het gebied met de grootste ambitie) wordt samengevat, net als de resultaten van de verschillende maatregelen. Hierbij wordt gekeken naar het gemiddelde en de mediaan binnen het (deel)gebied en wordt met behulp van boxplots de ruimtelijke

spreading binnen het gebied getoond. Op deze manier kunnen de resultaten van alle scenario's systematisch, objectief en kwantitatief vergeleken worden en ontstaat er een overzichtelijk beeld welke type maatregelen effectief zijn in het dichten van het doelgat.

Toepassing in deelgebieden

De methodiek is toegepast op drie verschillende typen gebieden: de Dommelbeemden (beekdal), het Buurserzand (nat zandlandschap) en de Mieden (laagveenmoeras). De studie laat zien dat het doelgat per gebied sterk verschilt, evenals de effectiviteit van maatregelen. Voor het Buurserzand, een gebied met een dun watervoerend pakket, zijn maatregelen in een smalle bufferzone al effectief. In de Dommelbeemden, een beekdal, zijn juist ingrepen op een grote regionale schaal nodig voor de verkleining van het doelgat. In de Mieden, dat bestaat uit sterk peilgestuurde gebieden, is het effect van externe maatregelen beperkt, tenzij ook het interne peilbeheer binnen het natuurgebied wordt aangepast.

Door ervaring op te doen gelijktijdig met toepassing van de methodiek in de deelgebieden, is duidelijk geworden welke haken en ogen er komen kijken bij het gebruik van de methodiek. Zo worden voorwaarden gepresenteerd waarbinnen de methodiek toepasbaar is (o.a. alleen voor globale verkenningen op regionale schaal), worden kritische kanttekeningen geplaatst bij de verschillende onderdelen (o.a. in het gebruik van grondwatermodellen, vegetatiekaart en indicatiewaarden), en worden mogelijkheden voor verbetering gegeven (o.a. verbetering kwelmodule).

Grondwatermodel

Er wordt gebruik gemaakt van beschikbare regionale grondwatermodellen om hydrologische berekeningen uit te voeren. Dit is het Brabant Model (geüpdatete versie van Brabant Water voor OBN-project Kwantificering Kwelfluxen) voor Dommelbeemden en MIPWA voor de Mieden. Voor Buurserzand is het grondwatermodel gebruikt dat door TAUW voor dit gebied opgesteld was (Tauw, 2017). De uitgangspositie is om de modellen te gebruiken zoals ze beschikbaar zijn en geen uitgebreide aanpassingen door te voeren. Wel zijn de modeluitkomsten voor het natuurgebied gevalideerd aan de hand van metingen, en zijn kleine aanpassingen doorgevoerd om de actuele nulsituatie in het modelgebied zo goed mogelijk te benaderen. Met name de ontwateringssituatie in het natuurgebied is nader tegen het licht gehouden, omdat dit de belangrijkste (model)parameter is die de grondwatersituatie (voor GVG-situatie) in het natuurgebied bepaalt en waarvan vaak ook verouderde informatie in het grondwatermodel zit.

Regionale grondwatermodellen bevatten meerdere onzekerheden, waardoor de modeluitvoer ook altijd met onzekerheid omgeven is. In het algemeen is de onzekerheid in de simulatie van de actuele situatie groter dan het voorspellen van effecten door maatregelen. In deze studie is de actuele situatie volgens het grondwatermodel, aangevuld met informatie uit de vegetatiekaart, wel altijd als uitgangspunt gebruikt. Echter, soms kan beter geconcludeerd worden dat de afwijkingen van het

hydrologisch model te groot of niet systematisch zijn, dan kan het hydrologische model beter achterwege gelaten worden bij het vaststellen van de actuele situatie.

English summary

Groundwater dependent ecosystems in the Netherlands have been suffering from droughts for decades. The causes largely lie outside the nature areas themselves: intensive drainage for agriculture, groundwater extraction for drinking water, industry and irrigation, and shifts toward more intensive land use. Due to climate change and the increase in extreme droughts, these problems will increase. Nitrogen deposition and eutrophication are also pressure factors on natural areas, but this study focuses on the quantitative aspects of hydrological restoration. Hydrological restoration of these nature areas requires a systemic approach: not only local interventions, but a reorganization and different management of the entire regional water system surrounding the nature areas, aimed at higher regional groundwater levels, especially in spring and summer.

In this study, a methodology was developed (based on existing tools and knowledge) to systematically determine what type of hydrological measures are needed, where, and to what extent, to restore a desiccated nature area hydrologically. We use groundwater model simulations and vegetation indicators. The methodology consists of two parts: (1) identifying the “nature target gap” – the difference between the current and desired hydrological groundwater situation for groundwater-dependent nature areas and (2) systematically exploring which hydrological measures are needed to close this gap. The methodology was developed and applied simultaneously in three different types of nature areas: the Dommelbeemden (stream valley), Buurserzand (wet sandy soils), and the Mieden (low peat marsh).

The methodology is applicable to nature areas located on the sandy soils of the Netherlands, where regional hydrology influences the local hydrology within the nature area. Nature areas with perched water table systems and raised bogs are therefore less suitable. The methodology can provide guidance for a (regional) process related to hydrological restoration of the ecosystem, and can be used to gain a general, regional-scale understanding of possible directions of solution.

It objectively visualizes what the nature reserve hydrologically requires from its surroundings, without taking interests of other land uses into account. For further detailed studies, where measures need to be defined at the parcel level and interests of various functions must be weighed, the uncertainties of this methodology are too high. In such cases, more detailed data and models that are suitable for these types of calculations should be used, such as a model that is calibrated for the nature area specifically, incorporating uncertainty analysis.

Step 1: Determining the nature target gap

To determine the target gap, the current groundwater situation must be established as accurately as possible to assess how much the groundwater level and seepage flux need to rise to meet the

hydrological requirements of the target vegetation. Specifically, estimates are needed for the Average Spring Groundwater Level (GVG), Average Lowest Groundwater Level (GLG), and the seepage flux to the top system, along with the requirements set by the desired vegetation. The requirements of the vegetation related to Drought Stress are not incorporated into the methodology, due to practical objections, but it could be a valuable addition for vegetation that lacks a GLG-requirement.

Current groundwater situation

The current groundwater situation is determined using vegetation maps (by determining the moisture indication of the existing vegetation), results from regional groundwater model calculations, and groundwater level measurements. Since there are no seepage measurements, the seepage flux is derived from the groundwater model. GXG values are also taken from the model. Where available, groundwater levels measured in piezometers can be used. For short measurement series, time series analysis with tools like Menyantes (Von Asmuth e.a., 2006) of Pastas (Collenteur et al., 2019) can extend the series, allowing GXG determination.

GVG is estimated as accurately as possible using both model results and vegetation-based moisture indicators. Uncertainties in vegetation maps, moisture indicators, and model calculations are considered.

Hydrological requirements for nature

The desired groundwater situation is based on the area's nature ambitions, using recent and detailed ambition maps and results from a landscape ecological system analysis (LESA). The ambition map is obtained from the responsible nature manager and translated into site-specific ambition types and plant communities. Hydrological requirements for these types are determined using 'Watnood' parameters for GVG and GLG, and a newly developed seepage module calculates the required seepage intensity (mm/day) for different vegetation types. The result is an interactive Excel tool that calculates the optimal GLG and seepage combination for vegetation pH.

Target gap in groundwater level and seepage

The target gap is the difference between the current and desired hydrological groundwater situation (GVG and seepage) for groundwater-dependent nature areas. Climate change will likely widen this gap due to increased summer precipitation deficits from reduced rainfall and higher potential evaporation, emphasizing the need for robust, future-proof measures.

Step 2: Systematic exploration of hydrological restoration measures

Using a groundwater model, a set of hydrological restoration measures was systematically calculated and analyzed for their effectiveness in closing the target gap. The focus is on external measures—measures outside the nature area that influence the entire regional water system. Internal measures within the nature area may also be possible to raise groundwater levels. For each calculated measure (model scenario), the effect on groundwater level (GVG and GLG) and average annual seepage flux compared to the baseline is assessed.

The set of hydrological restoration measures includes (1) elevating drainage levels of the surface water system (ranging from light to heavy intervention), (2) diminishing groundwater extractions (drinking water, industry, irrigation), and (3) promoting groundwater recharge (by adjusting crop evaporation) in the region. Measures to reduce drainage in buffer zones of varying sizes around the nature area are also applied to assess their hydrological effectiveness.

Measures are calculated individually to determine their effect on hydrological conditions (GVG, GLG, and seepage flux). Additionally, a scenario for maximum feasible system restoration is calculated, combining the most intensive measures.

For drainage interventions, various scenarios are defined, raising the drainage depth of watercourses to 0.3 or 0.5 meters below ground level or eliminating them. Special attention is given to streams, which often represent the deepest drainage points in the landscape. Raising stream drainage bases often has a greater effect than adjusting other drainage. To better understand stream influence, an additional scenario adjusts only the stream drainage depth.

Aggregation

The target gap and effectiveness of measures affecting regional hydrology are aggregated at the system scale. This means summarizing the target gap and measure results for the entire nature area or subareas (e.g., areas with the greatest challenge or ambition). Averages and medians are calculated, and spatial distribution is shown using boxplots. This allows systematic, objective, and quantitative comparison of all scenarios, providing a clear overview of which measures are effective in closing the target gap.

Application in subareas

The methodology was applied to three different types of areas: Dommelbeemden (stream valley), Buurserzand (wet sandy soils), and the Mieden (low peat marsh). The study shows that the target gap and measure effectiveness vary significantly by area. In Buurserzand, with a thin aquifer, measures in a narrow buffer zone are effective. In Dommelbeemden, large-scale regional interventions are needed. In the Mieden, with strongly controlled water levels, external measures have limited effect unless internal water management is also adjusted.

Experience gained during simultaneous application of the methodology in subareas revealed practical challenges, including conditions for applicability (e.g. only applicable for broad explorations at a regional scale) , critical remarks on components (e.g. for the use of groundwater models, vegetation maps and indicators), and suggestions for improvement (e.g. improving the seepage module).

Groundwater model

Available regional groundwater models are used for hydrological calculations: the Brabant Model (updated version from Brabant Water for the Quantification of Seepage Fluxes project) for Dommelbeemden, and MIPWA for the Mieden. For Buurserzand, the groundwater model developed by TAUW (2017) was used. The models are used as-is, with minimal adjustments. Model outputs for the nature area are validated against measurements, and small changes are made to best approximate the current baseline. Drainage conditions in the nature area are especially scrutinized, as they are the key parameter determining groundwater conditions (GVG) in the area.

Regional groundwater models contain multiple uncertainties, which means the model output is always surrounded by uncertainty. In general, the uncertainty in simulating the actual hydrological situation is greater than in predicting the effects of measures. In this study, the actual hydrological situation according to the groundwater model—supplemented with information from the vegetation map—was always used as a starting point. However, in some cases it may be better to conclude that the uncertainties of the hydrological model are too large or not systematic. In such cases, it is better to omit the hydrological model when determining the actual hydrological situation.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en probleemstelling

Veel natte natuurgebieden kennen een groot verdrogingsprobleem dat vooral zijn oorzaak buiten de begrenzing van de natuur kent. De grootste oorzaken worden gevonden in (1) te intensieve ontwatering t.b.v. de landbouw, (2) onttrekkingen voor drinkwater en industrie, (3) beregenen uit grond- en oppervlaktewater, (4) verandering van landgebruik (verhoging gewasproductie, verstedelijking, aanplant bos, aanleg polders). De droogte van afgelopen jaren (bijvoorbeeld in 2018, 2019, 2020) heeft deze verdrogingsproblematiek weer duidelijk voor het voetlicht gebracht. Voor hydrologisch herstel van de natte natuurgebieden dient het gehele watersysteem te worden beschouwd en dient het structureel en rigoureuus te worden aangepakt. De verwevenheid van functies met tegengestelde belangen die in samenhang alle het watersysteem beïnvloeden maken dit extra complex. De klimaatverandering (toename van droogte, meer intensieve buien) maakt de opgave nog urgenter. Door klimaatverandering begint het groeiseizoen eerder wat kan leiden tot eerdere verlaging van de grondwaterstand in het voorjaar t.b.v. de landbouw. Tegelijkertijd neemt de behoefte aan drink- en proceswater toe, maar wordt de levering uit oppervlaktewaterbronnen onzekerder als gevolg van o.a. onregelmatigere afvoer van rivierwater, frequentere overschrijdingen van stofnormen en verhoogde zoutgehaltes in het IJsselmeer. Deze trends verhogen de druk om meer grondwater te gaan onttrekken. Door een intensief grondgebruik is er ook weinig bergingscapaciteit voor het neerslagoverschot waardoor droogteperioden nauwelijks kunnen worden gebufferd.

Bij herstel van het watersysteem zijn de volgende oplossingsrichtingen van belang (Van den Eertwegh et al., 2021):

- Aanpak intensieve ontwatering: vasthouden door hogere (grond)waterstanden en het bergen van water op maaiveld (herinrichting);
- Grondwateronttrekkingen drinkwater, industrie en landbouw: minder eruit;
- Bevorderen grondwateraanvulling: meer erin.

Deze drie oplossingsrichtingen dienen op systeemchaal in samenhang te worden toegepast bij een duurzame en integrale inrichting van het watersysteem: een inrichting waarbij de functies natuur, drinkwater en landbouw zodanig worden bediend dat schade bij extreme droogte of wateroverlast zoveel mogelijk wordt voorkomen. De focus ligt hierbij vooral op het herstellen van de verdroging, dus de waterkwantiteit van oplossingen. Daarnaast is waterkwaliteit natuurlijk ook belangrijk, maar daarop is in deze studie niet gefocust. Omdat de focus ligt op herstel van het regionale (grond)watersysteem, is ook niet onderzocht in hoeverre externe wateraanvoer nog een bijdrage kan leveren aan hydrologisch herstel.

In het proces naar een klimaatrobuust en toekomstbestendig watersysteem dat de komende jaren zonder twijfel gaat plaatsvinden, is het vaak niet bekend wat precies de watervraag van de natuur is, het doelgat tussen deze watervraag en de actuele situatie, en welke ingrepen, in welke mate en op

welke schaal, nodig zijn voor hydrologisch herstel; zowel in het huidige klimaat als voor een toekomstig klimaat. Het is duidelijk dat het watersysteem rigoureus moet worden aangepakt, dat niet alle functies altijd optimaal bediend kunnen worden en dat er keuzes moeten worden gemaakt waar en op welke wijze functies worden bediend. Het is daarbij van belang goed scherp te hebben wat natte natuur nodig heeft en hoe dit te bereiken valt. Door de oplossingsrichtingen op systeemschaal te bekijken, kan inzicht worden opgedaan in mogelijke oplossingsrichtingen voor hydrologisch herstel van natuurgebieden. Deze informatie kan als input gebruikt worden voor gebiedsprocessen waarbij de maatregelen op perceelsschaal verder uitgewerkt kunnen worden.

1.2 Doel van het onderzoek

Het doel van dit onderzoek is het ontwikkelen van een methodiek om op een systematische wijze te bepalen welk type hydrologische maatregelen waar en in welke mate nodig zijn om een verdroogd natuurgebied hydrologisch te herstellen, en hiermee natuurgebieden klimaatrobust en dus toekomstbestendig te maken. De methodiek bestaat uit twee onderdelen:

- Onderdeel 1: Bepalen van het doelgat op systeemschaal (niet op perceelschaal) tussen de actuele hydrologische situatie en de vereiste hydrologische situatie.
- Onderdeel 2: Bepalen welke combinatie van maatregelen (binnen de eerdergenoemde oplossingsrichtingen), innovatieve inrichtingsconcepten en transities van functies waar en in welke mate nodig zijn om het doelgat op systeemschaal (zoals een stroomgebied) te dichten.

Deze onderdelen zijn voor drie verschillende gebieden uitgewerkt om zo een methodiek te ontwikkelen voor de uitwerking van deze twee onderdelen.

Voor alle verdroogde natuurgebieden liggen er onderzoeksvragen om de verdroging op te lossen, waarvoor de methodiek kan helpen om deze vragen te beantwoorden.

Wanneer de methodiek wordt toegepast, kan deze gebruikt worden om de volgende vragen voor een natuurgebied te beantwoorden.

1. Wat is het gat tussen de huidige hydrologische condities (grondwaterstanden, kwel) van natte gebieden en wat ze nodig hebben? Hoe bepalen we dit, met welke methode? Hoe kunnen we dit aggregeren naar een doelgat op systeemschaal?
2. Welke combinaties van maatregelen zijn op welke schaal nodig voor hydrologisch herstel van natte natuurgebieden? Hoe kunnen deze maatregelen ook gematcht worden met andere gebiedsopgaven (aanpak stikstofcrisis, eutrofiëring, waterveiligheid, etc.)?
3. Hoe effectief zijn bufferzones ofwel overgangszones tussen natuur en landbouw voor hydrologische herstel van natte natuurgebieden?
4. Welke impact heeft klimaatverandering op het regionale watersysteem en de natte natuur?

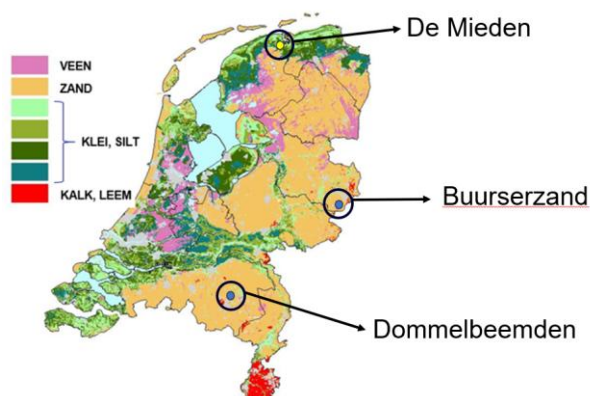
1.3 Uitwerking in deelgebieden

De methodiek is binnen dit project voor drie natuurgebieden uitgewerkt: Dommelbeemden, Buurserzand en Mieden. Deze gebieden liggen in een verschillende type landschap en hebben daarmee een verschillend type hydrologisch systeem. De keuze voor deze gebieden is gemaakt op basis van de criteria:

1. Een gebied met hydro-ecologische variatie
2. Een natuurgebied van aanzienlijke omvang met grondwaterafhankelijke habitats (dus geen kleine snipper)
3. Er is een aanzienlijke randzone met hydrologische invloed aanwezig, ofwel de natuurgebieden zijn verdroogd door regionale oorzaken (buiten het natuurgebied)
4. Het gebied heeft geen schijnspiegelsystemen waardoor connectie met het regionale watersysteem mist en bovendien zeer moeilijk te modelleren met een grondwatermodel
5. Het is geen gebied met voornamelijk kragteveranderingen

Ook zijn nog aanvullende criteria voor de selectie van het natuurgebied binnen landschapstype laagveenmoeras:

6. In laag-gelegen gebied met voorheen grootschalige veenvorming
7. (voormalige) invloed van grondwater (randen plateaus, stuwwallen)



Figuur 1.1 De drie proefgebieden

Hier volgt een korte beschrijving van de belangrijkste kenmerken van de gebieden. Een uitgebreidere beschrijving staat in de hoofdstukken en bijlages per deelgebied.

De Dommelbeemden

De Dommelbeemden is een natuurgebied in het beekdal van De Dommel. Dit gebied ligt in het zandgebied van Nederland, in provincie Noord-Brabant. Het natuurgebied is onderdeel van het Natuur Netwerk Nederland (NNN) en is ook een Natte Natuurparel (NNP). De grondwaterafhankelijke vegetatie die voorkomt zijn onder andere: Blauwgraslanden, Zure kleine zeggenvegetatie, Dotterbloemhooilanden, Grote zeggenvegetatie en Elzenbroekbos. Het Dommeldal

is diep ingesneden in het landschap en de Dommelbeemden ligt daarom ook lager dan de omgeving (ongeveer 1-2 meter) en wordt begrensd door steile randen. Binnen een ander lopend OBN onderzoek ('Kwantificering Kwelfluxen') wordt ook onderzoek in dit gebied uitgevoerd. Binnen dat onderzoek is een meetnet ingericht (o.a. met peilbuizen en verschillende meetmethodes om kwel te meten) en een grondwatermodel opgezet door BrabantWater. De verzamelde informatie (zoals stijghoogtemetingen) en modelberekeningen uit dat project worden ook gebruikt in het huidige project.

Het Buurserzand

Het Buurserzand is een natuurgebied in Twente, ten zuidwesten van Enschede vlakbij de grens met Duitsland. Het Buurserzand maakt deel uit van een Natura 2000-gebied samen met het Haaksbergerveen. Ook ligt vier kilometer ten oosten het Natura 2000-gebied Witte Veen. Buurserzand is een gebied met droge heide, bossen en droge schraallanden op de hoogste gronden en vochtige en natte heide op de vochtige gronden, daarnaast komen er ook vennen voor en (voormalige dalen met) vochtige tot natte schraallanden, waaronder kalkmoeras. Het geohydrologische pakket in dit gebied is erg dun, maximaal 25-40 meter tot de geohydrologische basis (Formatie van Dongen). Bij de keuze voor Buurserzand als onderzoeksgebied is er expres voor gekozen om Haaksbergerveen buiten beschouwing te laten, omdat dit soort veengebieden zeer lastig te modelleren kunnen zijn en de modellen vaak onbetrouwbaar zijn. Voor de modellering van het Buurserzand wordt gebruik gemaakt van een grondwatermodel van het gebied dat door Tauw (2017) ontwikkeld is voor de analyse van PAS-maatregelen.

De Mieden

De Mieden is een natuurgebied in provincie Friesland. Het maakt onderdeel uit van het Natuur Netwerk Nederland (NNN) en bestaat uit meerdere deelgebieden: Drogehamstermieden, Surhuizermieden, Twijzermieden en Polder Rohel. Het landschapstype is laagveenmoeras en het bevindt zich op de overgang van het (Pleistocene) zandgebied en het veenweidegebied. Grondwaterafhankelijke vegetatie die voorkomt is onder andere: blauwgraslanden, overgangs- en trilvenen, dotterbloemhooilanden en laagveen. De Mieden is een peilgestuurd kwelgebied waar water afgevoerd wordt via perceelsloten en hoofdwatgangen naar het Prinses Margriet-kanaal. Voor de modellering van de Mieden wordt gebruik gemaakt van het MIPWA model, versie 4.1.2 (Royal Haskoning, 2021; Berendrecht Consultancy, 2022)

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de methodiek beschreven (aan de hand van voorbeelden uit de toepassing voor de methodiek voor de drie proefgebieden) voor de bepaling van het doelgat en voor de bepaling van hydrologische herstelmaatregelen. Aan het einde van dit hoofdstuk volgt in de synthese ook een stappenplan hoe de methodiek ook voor andere gebieden toegepast kan worden. In hoofdstuk 3 t/m

5 wordt deze methodiek voor de drie verschillende proefgebieden uitgewerkt. Hoofdstuk 6 bevat de discussie en reflectie op de methodiek en hoofdstuk 7 de conclusies.

1.5 Dataviewer

De resultaten van de doorgelopen methodiek voor de Dommelbeemden zijn ook te raadplegen via een online dataviewer: <https://data.openearth.nl/obn>. Hier is alle ruimtelijke informatie te raadplegen die per stap in de methodiek gebruikt is.

2 Methodiek

2.1 Inleiding

Het hoofddoel van dit onderzoek is het ontwikkelen van een methodiek die inzicht geeft in welke maatregelen nodig zijn om hydrologisch aangetaste natuurgebieden te herstellen. Dit hoofdstuk beschrijft de methodiek die is ontwikkeld en toegepast in dit onderzoek. Dit wordt toegelicht aan de hand van voorbeelden uit de toepassing in de drie proefgebieden. Met behulp van deze methodiek wordt het doelgat (op systeemchaal) bepaald (toegelicht in paragraaf 2.2) en welke hydrologische herstelmaatregelen nodig zijn om het doelgat te dichten (toegelicht in paragraaf 2.3). In paragraaf 2.3.7 wordt de methodiek als stappenplan beschreven, zodat deze ook toegepast kan worden in andere projecten over het herstel van verdroogde natuurgebieden.

Aan maatregelen voor het herstel van verdroogde natuur gaat soms zeer gedetailleerd, tijdrovend en kostbaar onderzoek vooraf. Onderzoek waarin op iedere locatie binnen het beschouwde natuurgebied de grondwaterstand en de kwelintensiteit (en kwelkwaliteit) worden bepaald, vaak nog gevolgd door simulaties van standplaatsfactoren als de bodem-pH en de mineralisatie van organische stof (i.e. van 'operationele factoren' in de terminologie van Van Wirdum, 1982). Daar is niets op tegen, maar wij denken dat een benadering op systeemniveau vaak afdoende en zelfs passender kan zijn. Met het systeemniveau bedoelen we een ruimtelijke eenheid waarin de ecosystemen worden beïnvloed door hydrologische factoren uit de omgeving van het natuurgebied, zoals het waterpeil en de kwelintensiteit of stijghoogte in de ondergrond. Zijn deze omgevingsfactoren in orde ('positionele factoren') dan functioneert het systeem door interne regulering ('conditionerende factoren') naar behoren, is de gedachte.

Het bepalen van het doelgat en het effect van hydrologische maatregelen om het doelgat te dichten kan op verschillende schaalniveaus/aggregatieniveaus. Welk niveau als 'systeemniveau' beschouwd wordt, kan per natuurgebied verschillen. In paragraaf 2.4.2 wordt dit verder uitgewerkt.

2.2 Doelgat natuur

2.2.1 Actuele grondwatersituatie

De actuele grondwaterstand zonder ingrepen dient zo goed mogelijk te worden vastgesteld om vandaaruit te berekenen hoeveel de grondwaterstand en de kwelflux moeten stijgen of dalen om binnen het bereik te komen van de hydrologische vereisten van de doelvegetatie. Concreet zijn nodig: zo goed mogelijke schattingen van de GLG, GVG en jaarronde kwelflux naar het topsysteem. Voor de doelgatbepaling wordt voor de laatste parameter de jaarronde verticale flux (dus zowel wegzijging als kwelflux) gebruikt, omdat deze gebruikt is in de gebruikte reprofuncties in de methodiek voor kweleisen (dit wordt verder toegelicht in paragraaf 2.2.2.3).

Deze worden ingeschat door middel van drie bronnen:

- Het grondwatermodel
- Grondwatermetingen
- Inzichten in plaatselijke vegetatietypen

Hieronder wordt beschreven hoe deze drie bronnen worden gecombineerd.

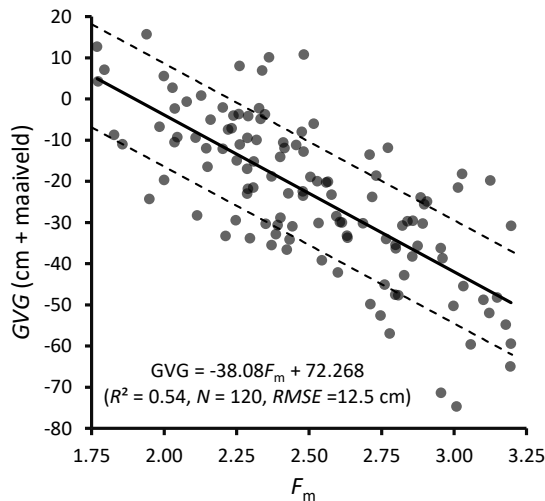
Omdat de kwelflux niet (eenvoudig) te meten is, zijn we voor het bepalen van de kwelflux aangewezen op de uitkomsten van het gebruikte grondwatermodel. Bij gebiedsdekkende bepaling van GxG's wordt in de meeste studies ook gebruik gemaakt van de uitkomsten van het grondwatermodel. Op puntniveau kan echter gebruik worden gemaakt van grondwaterstanden die zijn gemeten in peilbuizen. Bij korte meetreeksen is tijdreeksanalyse met bijvoorbeeld Menyanthes (Von Asmuth e.a., 2006) of Pastas (Collenteur et al., 2019) een middel om de meetreeks te verlengen waarna uit die verlengde reeks de GxG kan worden bepaald.

Grondwatermodellen worden gekalibreerd aan de hand van metingen. Meestal zijn dat alleen gemeten grondwaterstanden, of karakteristieke grondwaterstanden zoals de GHG en de GLG. Mocht er na kalibratie het model plaatselijk een systematisch verschil met de metingen te vertonen, dan kunnen de uitkomsten handmatig worden gecorrigeerd. Dat is in dit project bijvoorbeeld gedaan in de Mieden: de gemodelleerde GVG is in de Twijzelermeden met 10 cm verlaagd (dus 10 cm dichterbij onder maaiveld) en de GLG met 25 cm.

Na kalibratie, en eventueel een handmatige correctie, bevatten grondwatermodellen niet zelden standaardafwijkingen van 2 decimeter of meer. Dat is voor gevoelige grondwaterafhankelijke vegetaties een aanzienlijke onzekerheid. In natuurgebieden bezitten ze soms ook nog systematische fouten. Dat is logisch omdat natuurgebieden qua ondergrond vaak afwijken van hun omgeving (een mogelijke reden dat ze niet in landbouwcultuur zijn gebracht). Soms komt het voor dat vegetatiekundigen de hydrologische modelleers moeten wijzen op zulke systematische fouten, waarna het model wordt aangepast (Hoogewoud en Van Ek, 2002).

Het past in projecten doorgaans niet om ieder natuurgebied in detail te modelleren en via veldbezoeken en veldmetingen fouten zoveel mogelijk te reduceren. Wel kunnen we inzichten in de plaatselijke vegetatietypes gebruiken, die iets zeggen over de heersende hydrologische condities. Daarbij wordt de berekende GVG bijgesteld met behulp van de bekende relatie tussen de gemiddelde vochtindicatie van de vegetatie, F_m , en de GVG, zie Figuur 2.1. De ordinale schaal¹ met indicatiewaarden F is door Witte e.a. (2007) afgeleid van de indeling door Han Runhaar (Runhaar et al., 2004) van soorten in ecologische groepen en loopt van 1 (kletsnat) tot 4 (kurkdroog). Dat de schaal zo kort is wil niet zeggen dat hij onnauwkeurig is, hij is dus niet onnauwkeuriger dan bijvoorbeeld de vochtschaal van Ellenberg (1992) die loopt van 1-12.

Bij het berekenen van opnamegemiddelde F_m is geen rekening gehouden met de bedekking van soorten in de opname, omdat dat leidt tot een slechter verband met de GVG (Käfer en Witte, 2004). Vegetatieopnamen met $1.75 > F_m > 3.25$ zijn in Figuur 2.1 buiten beschouwing gelaten omdat uit zulke natte dan wel droge opnamen de GVG niet betrouwbaar genoeg kan worden afgeleid.



Figuur 2.1. Relatie tussen opnamegemiddelde Runhaar-vochtindicatie F_m en de GVG uit peilbuizen bij de opnamen (+/- RMSE) (Witte e.a., 2014). Gegevens van Bartholomeus e.a. (2012).

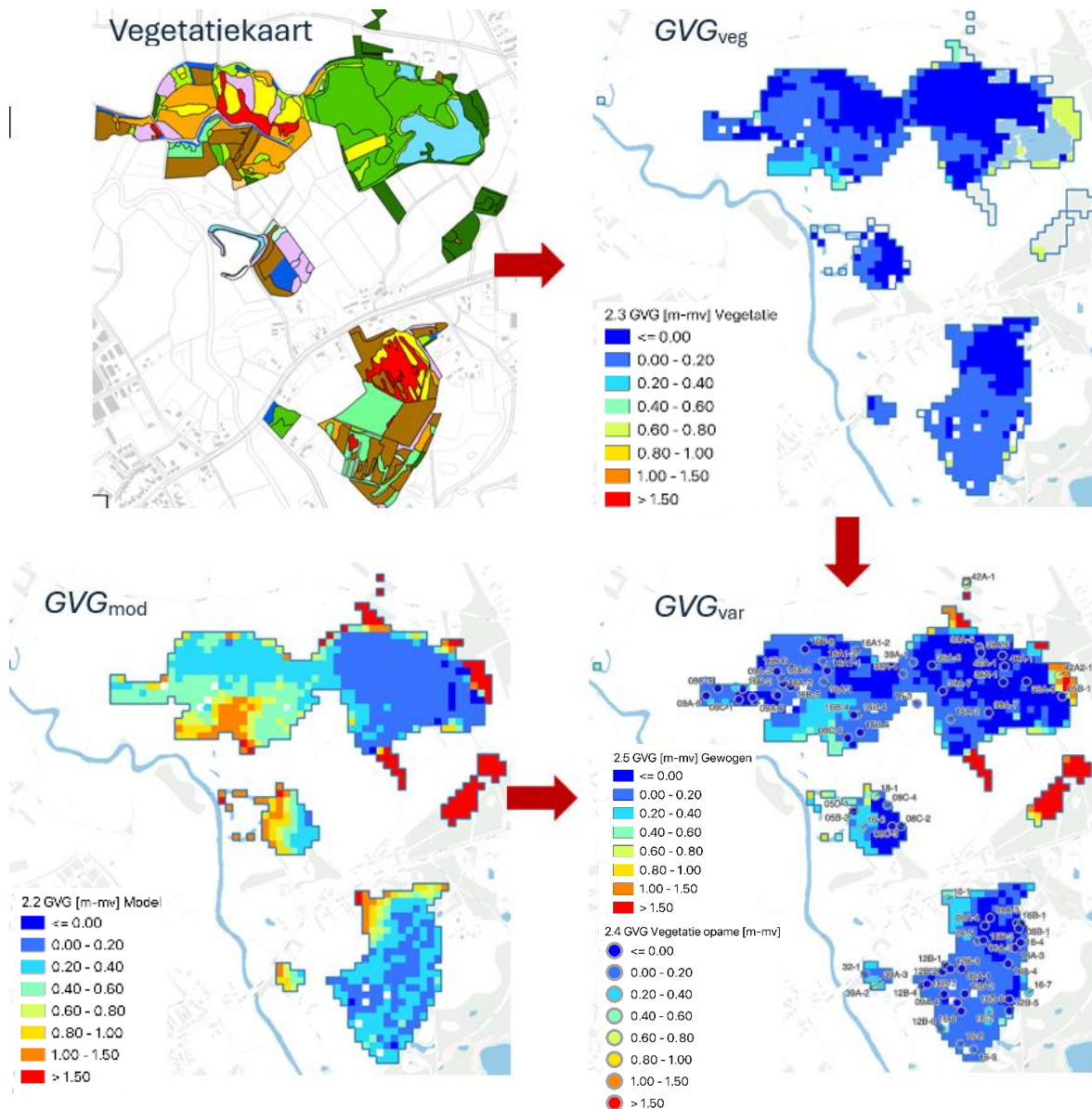
We hebben nu twee schattingen van de GVG: een uit een hydrologisch model, GVG_{mod} , en een uit de vegetatie, GVG_{opn} . Beide hebben een eigen standaardafwijking ten opzichte van de metingen: de eerste hangt af van het gebruikte hydrologische model en bedraagt in de praktijk al gauw zo'n $\sigma_{\text{mod}} = 20$ cm. De tweede bedraagt volgens Figuur 2.1 bij vegetatieopnamen $\sigma_{\text{opn}} = 12.5$ cm. Uit beide GVG's berekenen we de beste schatter van de GVG als een naar variantie gewogen gemiddelde (hier met $\sigma_{\text{veg}} = \sigma_{\text{opn}}$):

$$\text{als } 1.75 < F_m < 3.25 \text{ dan: } GVG_{\text{var}} = \frac{\sigma_{\text{mod}}^2}{\sigma_{\text{veg}}^2 + \sigma_{\text{mod}}^2} GVG_{\text{veg}} + \frac{\sigma_{\text{veg}}^2}{\sigma_{\text{veg}}^2 + \sigma_{\text{mod}}^2} GVG_{\text{mod}} \quad [1]$$

$$\text{anders: } GVG_{\text{var}} = GVG_{\text{mod}}$$

¹ Ordinale schalen kun je inkrimpen en oprekken wat je wil, het blijven schalen waarin alleen de rangorde van belang is.

In Figuur 2.2 hebben we de werkwijze verbeeld aan de hand van de Dommelbeemden: er is een vegetatiekaart (linksboven) waarvan GVG_{veg} wordt afgeleid (rechtsboven) en er is een grondwatermodel dat een GVG_{mod} heeft berekend (linksonder); beide grootheden worden gecombineerd tot een gewogen GVG_{var} (rechtsonder). In het laatste plaatje staan met rondjes de GVG 's vermeld die afgeleid zijn van vegetatieopnamen.



Figuur 2.2 Beste schatting GVG_{var} uit de vegetatiekaart (GVG_{veg}) en de uitkomsten van een grondwatermodel (GVG_{mod}) voor de Dommelbeemden.

De gemiddelde vochtindicatie van een vegetatieopname F_m en de daaruit geschatte GVG berekenen we met ESTAR (Eco-Statistical Tool to Analyse Relevés) (Witte e.a., 2014), een softwaretool voor het analyseren van vegetatieopnamen (relevés). We willen echter niet alleen opnamen omzetten in een GVG , maar ook de vegetatietypen op een vegetatiekaart. Daartoe berekenen we met ESTAR de

gemiddelde vochtindicatie en GVG van iedere opname in het 35.000 opnamen tellende bestand dat is gebruikt voor het standaardwerk De Vegetatie van Nederland (DVN; Schaminée e.a., 1995a; Schaminée e.a., 1995b; Schaminée e.a., 1996; Schaminée e.a., 1998; Stortelder e.a., 1999) en kennen we met behulp van TWINSpan (Hill, 1979) en vegetatiekundige expertkennis aan iedere opname uit dit bestand een vegetatietype toe. Uit aan alle tot een vegetatietype geclassificeerde opnamen berekenen we vervolgens via de gemiddelde vochtindicatie F_{DVN} de GVG met de daarbij horende standaardafwijking, hierna aangeduid met GVG_{DVN} en σ_{DVN} . Gecombineerd met de standaardafwijking σ_{opn} van de regressie tussen F_m en GVG (Figuur 2.1: 12.5 cm) wordt de variantie van het vegetatietype, nodig voor vergelijking [1]:

$$\sigma_{veg}^2 = \sigma_{opn}^2 + \sigma_{DVN}^2 \quad [2]$$

Het verschil $GVG_{var} - GVG_{mod}$ kunnen we desgewenst gebruiken om de uitkomsten van een grondwatermodel te corrigeren. Een dergelijke correctie op de GLG kunnen we niet uitvoeren omdat we geen relatie bezitten met de indicatiewaarde. In het discussiehoofdstuk (6) zullen we bespreken hoe de GLG in een vervolgonderzoek mogelijk wel kan worden bijgesteld aan de hand van de vegetatie. Voor het bepalen van de actuele GLG wordt daarom vooralsnog de uitkomsten van het grondwatermodel gebruikt, eventueel na bijstelling op basis van de metingen.

2.2.2 Hydrologische eisen natuur

2.2.2.1 Landschapsecologische systeemanalyse (LESA)

Een Landschapsecologische systeemanalyse (LESA) betreft de beschrijving (op basis van bestaande gegevens) van het ecohydrologisch systeem (geohydrologie, bodem, waterkwaliteit, oppervlaktewatersysteem, inclusief relevante veranderingen tot heden) en de positie van de huidige vegetatie daarin. Het doel van de LESA is inzicht te krijgen in ecohydrologische processen en de knelpunten en kansen voor het gebied. Met behulp van de informatie uit de LESA kunnen de ambitiekaart-natuurtypen van provincie of beheerder vertaald worden naar een ambitiekaart-plantengemeenschappen. Die informatie kan weer gebruikt worden voor het vlakdekkend bepalen van de hydrologische vereisten (zie 2.2.2). Daarbij is het voor kwelafhankelijke vegetatietypen ook nodig de waterkwaliteit van het kwelwater te kennen.

Een LESA geeft vaak ook inzicht in de hydrologische knelpunten van een gebied en daarmee aanwijzingen in welke mate het natuurgebied is verdroogd. In feite hebben we hier dan te maken met een kwalitatief oordeel over het doelgat.

Uitgangspunt in deze studie is te werken met een bestaande LESA en deze zo nodig aan te vullen; toelichting op de uit te voeren stappen in de LESA is te vinden op [Landschapsecologische systeemanalyse \(LESA\) | Natuurkennis](#)

2.2.2.2 Ambitiekaart natuur

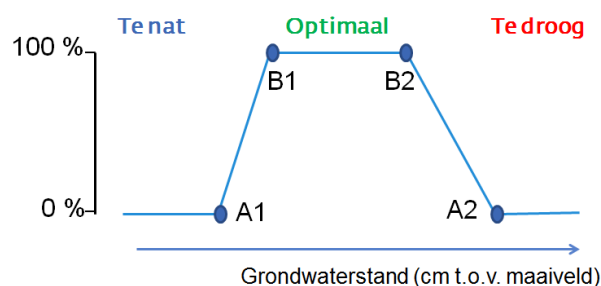
Basis voor het berekenen van hydrologische vereisten in de doelsituatie is de ambitiekaart in termen van vegetatietypen volgens de Vegetatie Van Nederland (VVN; Schaminée e.a., 1995a; Schaminée e.a., 1995b; Schaminée e.a., 1996; Schaminée e.a., 1998; Stortelder e.a., 1999) of de geactualiseerde indeling revisie Vegetatie Van Nederland (rVVN, Schaminée et al., 2017). Deze ‘ambitiekaart-plantengemeenschappen’ wordt via de hydrologische eisen van vegetatietypen vertaald naar een (vegetatie)vlakdekkende kaart voor vereiste GxG en kwelintensiteit (zie par. 2.2.2.3).

Een zo recent en gedetailleerd mogelijke ambitiekaart-natuurtypen wordt opgevraagd bij de natuurbeheerder. Hierbij wordt gevraagd naar de vigerende ambitiekaart-natuurtypen; de eenheden op deze kaart worden vervolgens op basis van de LESA vertaald naar gebiedseigen ambitietypen-plantengemeenschappen (bij voorkeur in overleg met de beheerder).

2.2.2.3 Eisen natuurambities aan de grondwaterstand

De eisen aan het grondwaterregime baseren we op de abiotische randvoorwaarden natuur (Runhaar e.a., 2003; Runhaar en Hennekens, 2005; Runhaar e.a., 2009; Runhaar en Hennekens, 2015). Deze randvoorwaarden worden weergegeven in functies en zijn voor vegetatietypen op allerlei niveaus ((sub)associaties, natuurdoeltypen, habitattypen, etc.) vastgesteld, niet alleen voor de VVN, maar recent ook nog voor de nieuwe plantensociologische indeling van de vegetatie van Nederland, rVVN (Nijp e.a., 2022). Vroeger bestond er een GIS-applicatie in Waternood (Runhaar e.a., 2002) waarmee de functies konden worden toegepast, maar deze werkt al een tijd niet meer. De functies zijn daarom ingebouwd in de Waterwijzer Natuur (Witte e.a., 2018).

De trapeziumvormige functies worden met vier vegetatieafhankelijke parameters beschreven, de knikpunten A1, A2, B1 en B2 van het trapezium (Figuur 2.3). Hiermee kan de zogenaamde ‘doelrealisatie’ van door de gebruiker op te geven vegetatietypen worden berekend voor de parameters GVG, GLG en droogtestress DS, waarbij de laatste parameter een functie is van GLG, bodemtype en het regionale klimaat.

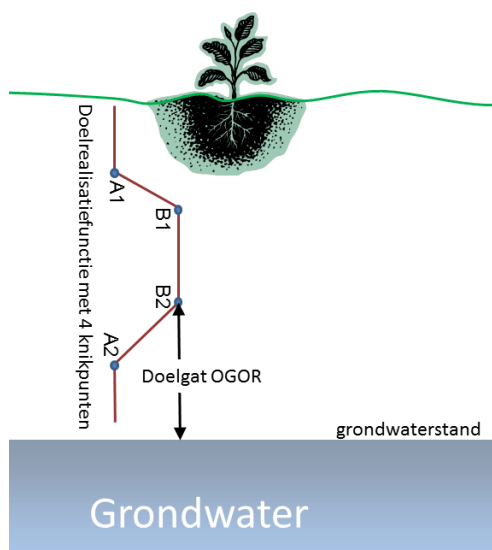


Figuur 2.3. In Waternood zijn per vegetatietype met vier knikpunten trapeziumvormige doelrealisatiefuncties gedefinieerd. Hiervan kan men aflezen hoeveel procent van het natuurdoel (plantengemeenschap, habitatype, natuurdoeltype) kan worden gehaald. De functies zijn er voor de grootheden GVG, GLG en droogtestress DS. Vermenigvuldiging van de afzonderlijke doelrealisaties leidt tot de totale doelrealisatie van het betreffende natuurdoel.

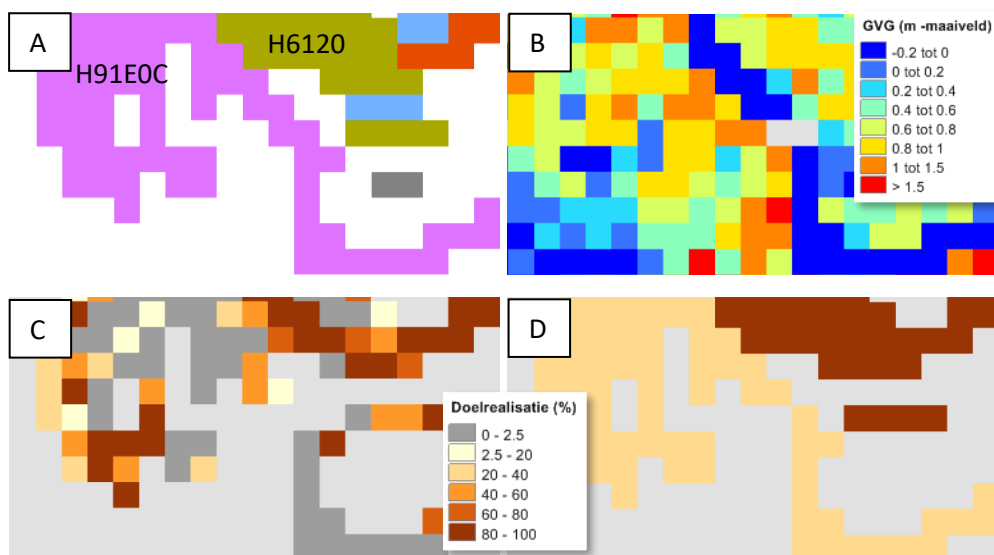
De actuele GVG en GLG (berekend met een hydrologisch model of gemeten, zie paragraaf 2.2.1) kunnen worden vergeleken met de eisen die de vegetatie stelt. De uitkomst kan zijn dat de grondwaterstand te hoog of te laag is voor de betreffende vegetatie (respectievelijk $GxG < B1$ en $GxG > B2$): dan is er sprake van een zogenaamd 'doelgat' (Figuur 2.4). De grondwaterstand dient minimaal met dat doelgat te worden verhoogd, dan wel verlaagd, om de ideale condities voor het betreffende vegetatietype te creëren. Voor dit rapport ligt de focus op het tegengaan van verdroging, daarom wordt met het doelgat meestal een te lage grondwaterstand bedoeld.

De 'maximaal haalbare totale doelrealisatie' is een parameter die nog niet algemeen bekend is. Hieronder wordt uitgelegd wat deze parameter inhoudt. Vegetatietypen zijn op kaart in vlakken aangegeven. Om binnen een vlak honderd procent doelrealisatie te halen, zou de grondwaterstand optimaal het maaiveld moeten volgen, dus overall binnen de knikpunten B1 en B2 moeten liggen. Het is echter niet realistisch te veronderstellen dat dit altijd mogelijk is vanwege variatie in maaiveldhoogte. Deze variatie is in vegetatiekaarten vaak weg geschematiseerd. De WWN berekent daarom de maximaal haalbare totale doelrealisatie door per vegetatievlak de GVG en GLG uit het grondwatermodel met kleine stapjes te veranderen en zo proefondervindelijk vast te stellen wat maximaal haalbaar is, gegeven de variatie in maaiveldhoogte binnen het vegetatievlak (Figuur 2.5). In de rekenprocedure komen de GVG en GLG steeds dichterbij elkaar te liggen naarmate de GVG dichterbij maaiveld komt (zie § 2.2.3 in Witte e.a., 2018).

In de 'abiotische randvoorwaarden natuur' (en dus de WWN) zijn ook eisen gedefinieerd voor de mate van droogtestress (volgens Jansen & Runhaar, 2005) waarbij vegetatietypen kunnen voorkomen. Deze droogtestress is een functie van GLG, bodemtype en klimaatregio. Omdat droogtestress meestal niet een beperkende factor is voor de doelrealisatie van de vegetatie en hij niet wordt berekend met regionale grondwatermodellen, laten we deze factor buiten beschouwing. De keuze was anders geweest als we hadden beschikt over een tabel waarin de knikpunten voor droogtestress zijn vertaald naar bodem- en klimaatregio-afhankelijke GLG-knikpunten. Dan hadden we immers voor alle scenario's de GLG direct kunnen omzetten in droogtestress.



Figuur 2.4. Berekeningswijze van het doelgat.



Figuur 2.5. Voorbeeld Maximaal Haalbare Doelrealisatie. De gebruiker heeft een kaart met natuurdoelen ingevoerd (A) met daaronder andere de eenheden 'H91EOC Vochtige alluviale bossen' (paars) en 'H6120 Stroomdalgraslanden' (groen). Het invoerbestand voor de GVG (B) toont een zeer grote afwisseling in grondwaterstanden binnen deze kaartvlakken. Dat is het gevolg van de grote variatie aan maaiveldhoogten (dit voorbeeld betreft een kronkelwaardvlakte). De doelrealisatie voor de GVG is navenant zeer laag in een hoop gridcellen (C). Door binnen ieder natuurdoelkaartvlak de grondwaterstand met kleine stapjes te verhogen of te verlagen, stelt de WVN proefondervindelijk vast wat gemiddeld per kaartvlak maximaal kan worden gerealiseerd (D).

2.2.2.4 Eisen aan de hoeveelheid kwel uit een regionaal model

Zeergegdetailleerd procesmatig onderzoek naar de hydrologie, de geochemie en de vegetatie van kwelafhankelijke natuurgebieden is uitgevoerd door Gijsbert Cirkel en collega's (Cirkel, 2003; Cirkel e.a., 2010; Cirkel, 2014; Cirkel e.a., 2014a; Cirkel e.a., 2014b). De condities waarbij kwelafhankelijke vegetaties gedijen zijn een hoge en stabiele grondwaterstand en de aanvoer van basenrijk water. Zulke condities kunnen ook worden aangetroffen in wegzijgsituaties, mits schoon en basenrijk oppervlaktewater in staat is de wortelzone ter bereiken (Van Wirdum, 1991). In navolging van Cirkel

onderzochten Stofberg en collega's de hydrologie, de geochemie en de vegetatie van een trilveen in een laagveengebied met wegzijging (Stofberg e.a., 2015; Stofberg e.a., 2016; Stofberg, 2017; Stofberg e.a., 2017).

Een stabiele hoge grondwaterstand en de toevoer van basenrijk grondwater zijn voor sommige vegetaties dus essentieel. Komen die situaties voor in kwelgebieden, zoals beekdalen, dan is de vraag hoeveel kwelwater van een bepaalde kwaliteit er nodig is om de voor de vegetatie benodigde condities in het wortelmilieu te scheppen. Voor de beantwoording van deze vraag staat momenteel geen praktisch toepasbaar instrument ter beschikking. Het beste praktische instrument dat er nu is dat zijn de kennisregels van de 'Hydrologische Randvoorwaarden Natuur' (Runhaar e.a., 2009; Runhaar en Hennekens, 2015). Met deze regels is het aan de gebruiker om in een tabel aan te geven of een vegetatietype kwelafhankelijk is (waarde 1) of niet (waarde 0). Vervolgens dient de gebruiker zelf ook nog aan te geven of ergens voldoende kwel optreedt of niet. In het Waternood-onderdeel van de Waterwijzer Natuur (WWN; Witte e.a., 2018) kan de gebruiker hiervoor zelf een drempelwaarde opgeven: komt de kwelintensiteit uit een hydrologisch model boven deze drempel uit, dan is er sprake van kwelinvloed, anders niet. Standaard staat de drempel in de WWN ingesteld op 0.25 mm/d. De beoordeling van de kwelinvloed berust dus volledig op deskundigenoordeel en is volledig dichotoom (wel/niet kwelafhankelijk en wel/geen kwelinvloed).

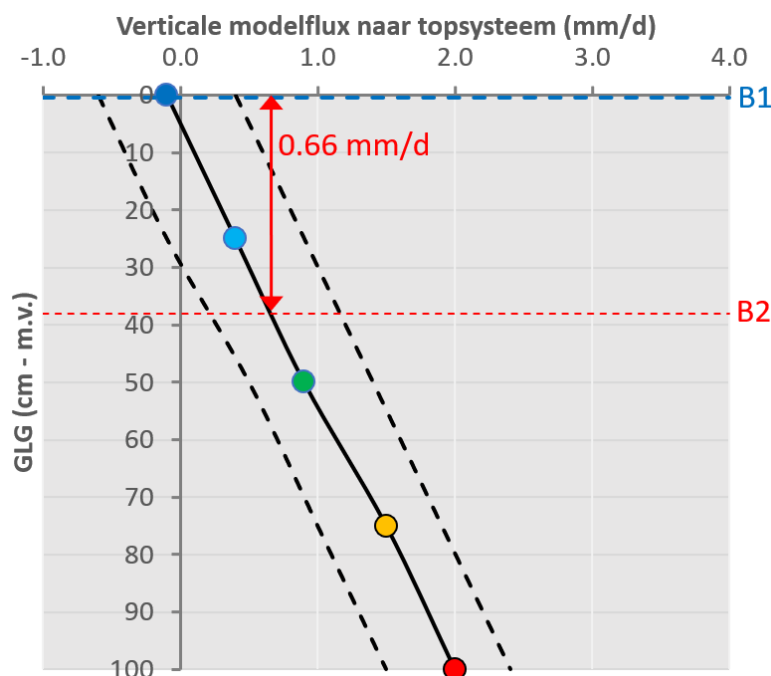
In dit project gaan we, voor zover wij weten als eersten, de eisen kwantificeren die verschillende vegetatietypen stellen aan de intensiteit (mm/d) van kwelwater, zoals berekend met een regionaal hydrologisch model. Het gaat dan om de verticale flux (mm/d) in het topsysteem² die door een regionaal model is berekend (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux). Dat doen we door twee zaken met elkaar te combineren:

- Uit de WWN halen we de op procesmodellen gebaseerde relaties voor het afleiden van de pH in de wortelzone;
- Uit een groot bestand met vegetatieopnamen en een empirische relatie tussen zuurindicatie van de vegetatie en bodem-pH leiden we de pH-responscurve van vegetatietypen af.

Deze twee stappen worden in detail beschreven in bijlage 1. Het resultaat is een interactief Excel-programma waarin de combinatie van gemiddeld laagste grondwaterstand (*GLG*) en verticale flux-intensiteit wordt berekend die optimaal is voor de pH van een vegetatietype (Figuur 2.6). Het betreft hier dus de benodigde jaarrond gemiddelde verticale flux. Hierbij treedt wel een discrepantie op met de resultaten van de hydrologische herstelmaatregelen, waar het effect op de jaarrond gemiddelde kwelflux wordt berekend, oftewel alleen de naar boven gerichte verticale flux. Deze discrepantie is te laat in het project ontdekt, zodat er geen aanpassingen meer mogelijk waren in de analyses. De resultaten van het programma hebben alleen betrekking op de bodem-pH; het programma laat

² In regionale grondwatermodellen verwijst het **topstelsel** naar het bovenste gedeelte van het hydrologische systeem. Kleine watergangen als sloten en greppels worden niet individueel gemodelleerd, maar meegenomen als gemiddelde afwateringseenheid binnen een modelcel.

andere standplaatsfactoren, met name de vochttoestand en de voedselrijkdom van de standplaats dus buiten beschouwing. Hoe we beoordelen of de vochttoestand van de standplaats past bij de eisen van de vegetatie, hebben we behandeld in § 2.2.2.3.



Figuur 2.6. Het gesimuleerde optimale bereik van GLG en verticale modelflux naar het topsysteem voor 08BC03 Blaaszegge-associatie (N=29) op '205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond', District 3, Kwelkwaliteit 5 LithOx, Depositie 17 kg N/ha/jr. Met twee horizontale lijnen zijn de knikpunten B1 en B2 uit de Hydrologische randvoorwaarden natuur aangegeven. De minimaal vereiste verticale flux voor de optimale pH van dit vegetatietype bedraagt volgens deze grafiek 0.66 mm/d. Is de GLG lager dan B2, dan zal de verticale flux hoger moeten zijn om aan de pH-vereisten te voldoen. Kanttekening: de methode is nog in ontwikkeling en dient nog te worden verbeterd voordat hij naar buiten kan worden gebracht.

2.2.3 Doelgat grondwaterstand en verticale flux

Het doelgat is het verschil tussen de actuele situatie, dan wel de situatie na hydrologische herstelmaatregelen, en de voor de ambitie-vegetatiekaart minimaal vereiste GxG-waarden en verticale flux. Er wordt gerekend met de jaarrond gemiddelde verticale flux in het topsysteem. Het doelgat wordt gedefinieerd als de benodigde grondwaterstandsverhoging of kweltoename (positief getal). Te natte omstandigheden zullen leiden tot een negatief getal voor het doelgat: de GxG is dan te laag (te nat). Het berekende doelgat GxG en verticale flux is daarmee bekend voor elke gridcel (meestal 25x25m) en zal ruimtelijke verschillen, afhankelijk van de actuele grondwatersituatie en de ambitie-natuurtypen met bijbehorende hydrologische eisen. Vervolgens is het nodig deze informatie per gridcel te aggregeren om inzichtelijk te krijgen wat er op systeemniveau nodig is voor hydrologisch herstel van de verdroogde natuur. Aggregatie kan voor het hele natuurgebied (waarvoor een ambitie-natuurtype bekend is), voor een focusgebied (bijv. met hoogste ambitie of grootste opgave / doelgat), of voor representatieve meetlocaties waar observaties van de grondwaterstand beschikbaar zijn. Hoe de keuze van het aggregatieniveau doorwerken in het doelgat, wordt aan het eind van paragraaf 2.4 geïllustreerd.

In dit project wordt, zoals in paragraaf 2.2.1 beschreven, het doelgat GVG berekend uit de actuele hydrologische situatie op basis van het grondwatermodel én de vegetatiekaart, en de GVG-eisen van de ambitievegetatie. Voor het doelgat GLG en doelgat verticale flux is de informatie uit het grondwatermodel gebruikt. Uiteraard is het ook mogelijk om op locaties zonder vegetatiekartering alléén de hydrologische situatie vanuit het grondwatermodel of uit peilbuizen te gebruiken.

2.2.3.1 Effect klimaatverandering

Door klimaatverandering zal de hydrologische situatie veranderen, waardoor ook het doelgat zal veranderen. Hier bespreken we kort hoe het mogelijke effect van klimaatverandering op het grondwater en daarmee op het doelgat natuur kan worden meegenomen. Dit effect is eerder ook beschreven in De Louw & Pouwels (2023), waarvan stukken tekst hieronder zijn overgenomen. Er wordt momenteel ook een studie uitgevoerd naar het effect van klimaatverandering op het grondwater volgens de nieuwste klimaatscenario's van het KNMI (KNMI, 2023), maar deze studie is bij het schrijven van deze rapportage nog niet afgerond.

De impact van klimaatverandering op grondwater is onderzocht in de Knelpuntenanalyse Zoetwater (Mens et al., 2019). Daarin is gewerkt met vier Deltascenario's (Wolters et al., 2018), waarbij naast klimaatverandering ook socio-economische ontwikkelingen zijn meegenomen. De Knelpuntenanalyse Zoetwater (Mens et al., 2019) toont het gecombineerde effect van klimaatverandering en andere socio-economische wijzigingen. De twee Deltascenario's met socio-economische krimp hebben relatief geringe wijzigingen in de socio-economie en geven daarom de beste indicatie voor het geïsoleerde effect van klimaatverandering. Dit zijn Deltascenario's Rust (geringe klimaatverandering volgens KNMI'14-scenario GL) en Warm (forse klimaatverandering volgens KNMI'14-scenario WH). Over het algemeen is de verwachting is dat winters natter worden (meer grondwateraanvulling) en zomers droger (minder grondwateraanvulling).

De GHG ligt in beide Deltascenario's in de hogere delen van Nederland ongeveer 10 tot 30 cm hoger dan in de huidige situatie. Voor beide klimaatscenario's geldt namelijk een verhoging van de winterneerslag met 4,5% (Rust) en 30% (Warm).

Bij WH klimaat (Deltascenario Warm) daalt de GLG echter met 10-20 cm, vanwege de afname van neerslag (-23%) en toename van de referentieverdamping (+15%) in de zomer. Alleen in de heuvelgebieden (waaronder de Veluwe, Utrechtse Heuvelrug, Sallandse Heuvelrug en Nijmeegse Stuwval) met een dikke onverzadigde zone en weinig waterlopen stijgt de GLG vanwege de toename van de jaarlijks gemiddelde neerslag.

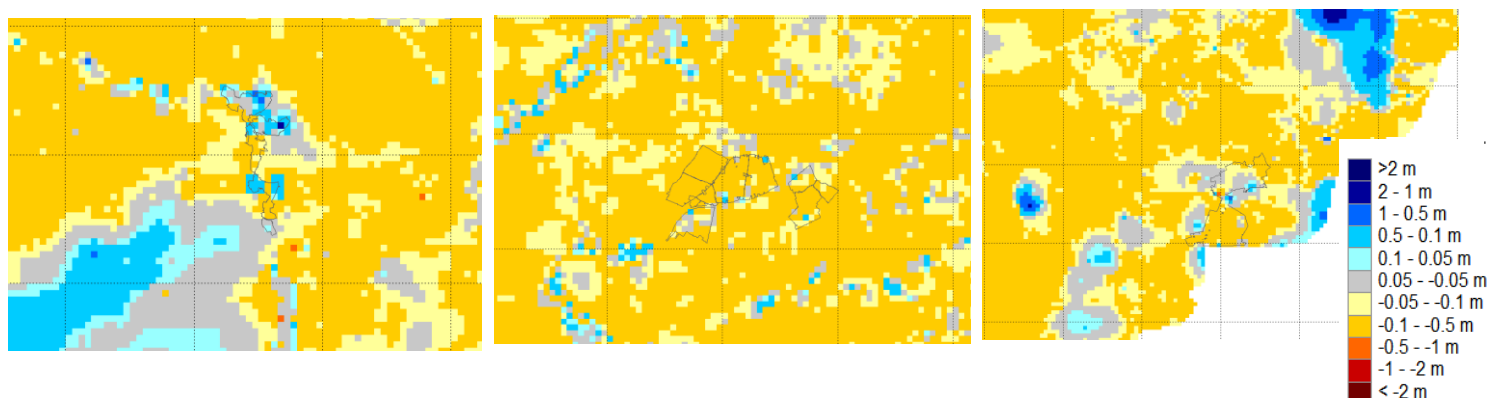
Bij GL-klimaat (Deltascenario Rust) daalt de GLG in de meeste gebieden niet omdat de referentieverdamping in de zomer slechts gering toeneemt (+3,5%). Ook de zomerneerslag neemt iets toe (+1%). In de heuvelgebieden stijgt de GLG juist wel door de toename van het jaarlijkse neerslagoverschot, zoals hierboven besproken.

Voor de drie natuurgebieden die onderzocht zijn in de huidige studie worden de volgende bevindingen gedaan van het effect van klimaatverandering op de natuurgebieden op basis van Deltascenario's Rust en Warm voor zichtjaar 2085 (op basis van de modelberekeningen met het Landelijk Hydrologisch Model uit Mens et al. (2019)). In Tabel 2-1 wordt voor de drie natuurgebieden de verandering van GLG/GHG samengevat en in Figuur 2.7 wordt het ruimtelijke effect van deltasenario Warm (zichtjaar 2085) getoond voor de drie gebieden.

- De GHG gaat in alle drie de natuurgebieden onder beide klimaatscenario's omhoog. In de Mieden is dit effect minimaal (gemiddeld 0 en 2 cm in respectievelijk scenario's Rust en Warm), waarschijnlijk omdat de GHG ook in de huidige situatie ook al erg ondiep is. Deze bevinding is in lijn met het algemene effect op de GHG in Nederland. In beide scenario's geldt namelijk een verhoging van de winterneerslag met 4,5% (Rust) en 30% (Warm).
- De GLG gaat in alle drie de natuurgebieden bij scenario Rust licht omhoog (in de Mieden is het gemiddelde effect 0 cm). Onder scenario Warm daalt de GLG in de Mieden en Buurserzand wel flink met respectievelijk 15 en 6 cm. Dit betekent dat onder forse klimaatverandering het doelgat GLG nog met respectievelijk 15 en 6 cm vergroot zal worden. In de Dommelbeemden stijgt de GLG echter met 7 cm en neemt het doelgat GLG af.
- Dat de GLG omhoog gaat in de Dommelbeemden is een lokaal effect. Rondom het natuurgebied, in de landbouwgebieden, gaat de GLG wel omlaag (zie Figuur 2.7). Ook in het Buurserzand geldt dat de GLG minder uitzakt dan buiten het natuurgebied.

Tabel 2-1 Effect van klimaatverandering op de GLG en GHG in de drie natuurgebieden (zichtjaar 2085). Dit is het resultaat uit de studie van Mens et al. (2019), voor de deltasenario's Rust (KNMI'14 GL scenario, geringe klimaatverandering) en Warm (KNMI'14 WH scenario, forse klimaatverandering).

		dGLG (m)	dGHG (m)
Dommelbeemden	Rust (GL)	0.08	0.07
	Warm (WH)	0.07	0.17
Mieden	Rust (GL)	0.00	0.00
	Warm (WH)	-0.15	0.02
Buurserzand	Rust (GL)	0.03	0.07
	Warm (WH)	-0.06	0.16



Figuur 2.7 Effect van klimaatverandering op de GLG en GHG in de drie natuurgebieden (zichtjaar 2085). Resultaat uit de studie van Mens et al. (2019), voor het deltasenario Warm (KNMI'14 WH scenario, forse klimaatverandering).

Of de vegetatiedoelen onder een nieuw klimaat nog passen bij de GxG-waarden, kan desgewenst worden beoordeeld met behulp van de optie 'Klimaatrobuust toetsen (Waternood+)' van de Waterwijzer natuur (zie paragraaf 2.3 in Witte et al., 2018). Hierbij zijn de knikpunten voor de GVG omgezet in knikpunten voor zuurstofstress, welke een meer klimaatrobuuste maat is om de vegetatie te karakteriseren (Bartholomeus et al., 2012).

2.3 Hydrologische herstelmaatregelen

2.3.1 Inleiding

Bij herstel van het watersysteem, waarbij het doelgat natuur wordt gedichten, zijn de volgende hoofdoplossingsrichtingen van belang (Van den Eertwegh et al., 2021):

1. Aanpak intensieve ontwatering: langer vasthouden door hogere (grond)waterstanden en het bergen van water op maaiveld (herinrichting);
2. Grondwateronttrekkingen drinkwater, industrie en landbouw: minder eruit;
3. Bevorderen grondwateraanvulling: meer erin.

Om het effect van deze oplossingsrichtingen kwantitatief in beeld te brengen, hebben we een standaardpakket aan modelscenario's geformuleerd waarin systematisch het effect van verschillende typen maatregelen buiten het natuurgebied worden verkend. Hierbij wordt als uitgangspunt het scenario met maximaal haalbaar systeemherstel gebruikt (paragraaf 2.3.4), en daarnaast ook de bijdrage van afzonderlijke oplossingen (paragraaf 2.3.3). Tevens is gekeken naar de maatregelen voor hydrologisch herstel die nog binnen het natuurgebied toegepast kunnen worden (paragraaf 2.3.5). Voor alle scenario's wordt het effect op de grondwaterstand (GVG en GLG) en de jaarrond gemiddelde kwelflux ten opzichte van de nulsituatie (het doelgat zoals gedefinieerd in paragraaf 2.2) berekend. Hier wordt dus naar de kwelflux gekeken, oftewel het jaarrond gemiddelde van de opwaartse verticale flux, in tegenstelling tot de doelgatbepaling waarbij de jaarrond gemiddelde van de opwaartse én neerwaartse flux in het topsysteem beschouwd wordt. De methodiek wordt beschreven aan de hand van voorbeelden uit de drie proefgebieden.

Deze effecten kunnen op meerdere manieren in beeld gebracht worden, zowel ruimtelijk met variërende informatie per modelgridcel, als samengevat in een tabel of in een boxplot. Met behulp van een boxplot kan de spreiding van de resultaten aangegeven worden, met het gemiddelde, mediaan, en het 5-, 25-, 75 en 95-percentiel binnen een gebied. Door het doelgat op dezelfde manier samen te vatten kunnen de effecten van maatregelen hiermee goed vergeleken worden. De manier van aggregeren wordt verder toegelicht in paragraaf 2.4.2. Door op deze manier de effectiviteit van maatregelen systematisch af te tasten, kan in beeld worden gebracht welke inspanning nodig is om het doelgat van de natuur voor kwel en grondwater te dichten. Deze informatie is van groot belang en biedt handvaten voor een gebiedsproces om het watersysteem klimaatrobuust in te richten met hydrologisch herstel van de natuurgebieden als leidraad. Het geeft de grootte van zoekgebieden aan

en waar welke combinaties van maatregelen nodig zijn. De verdere detailuitwerking vindt dan plaats in het gebiedsproces. Voor de Dommelbeemden is daarnaast ook met behulp van de Waterwijzer Natuur voor ieder scenario een berekening van de doelrealisatie uitgevoerd. Hierdoor kan direct inzicht worden gekregen in hoeverre een maatregel ook effectief is om het natuurambitiedoel te halen. Echter, door daarnaast ook juist naar de effecten op de grondwaterstand en kwelflux in het natuurgebied te kijken, kan direct inzicht worden gekregen in de effectiviteit van maatregelen, ongeacht het natuurdoel in het natuurgebied.

2.3.2 Methodiek modelberekeningen

Voor ieder gebied is gebruik gemaakt van een uitsnede van bestaande regionale grondwatermodellen, op een modelresolutie van 25x25 meter. Deze regionale modellen zijn voor het grootste deel van Nederland beschikbaar en worden breed ingezet om hydrologische effecten van maatregelen in beeld te brengen. Een grovere modelresolutie wordt ongeschikt geacht voor het gewenste detailniveau van een natuurgebied en bij een fijnere modelresolutie is er doorgaans te veel rekentijd en computerkracht voor het model nodig. Een geschikte modeluitsnede moet voldoende groot zijn zodat het interessegebied (het natuurgebied) niet meer beïnvloed wordt door processen die buiten de modelrand plaatsvinden. Hierbij moet een afweging gemaakt worden met de benodigde rekentijd en computerkracht die nodig is om het model door te rekenen. Deze afweging dient ook gemaakt te worden bij het kiezen van de modelperiode. Deze periode dient lang genoeg zijn om ten minste een GxG te kunnen bepalen (minimaal acht jaar). Daarnaast moet er ook voldoende 'inspeeltijd' zijn voor het bereiken van het maximale effect van de maatregelen voorafgaand aan de analyseperiode. In deze studie is voor de meeste maatregelen twee jaar inspeeltijd aangehouden, alleen bij het stopzetten van grondwaterwinningen is een langere periode gehanteerd (verder toegelicht in paragraaf 2.3.3). Voor een juiste vergelijking tussen de gemodelleerde GxG en de GxG op basis van vegetatie (zoals beschreven in paragraaf 2.2.2), is het belangrijk om (indien mogelijk) een modelperiode te kiezen die overeenkomt met het jaartal waarop de vegetatiekartering is uitgevoerd.

Binnen het huidige project was geen ruimte om een uitgebreide modelverbetering (zoals kalibratie) uit te voeren. Wel zijn er soms enkele aanpassingen gedaan om zo goed mogelijk de huidige situatie te benaderen. Zo is gecontroleerd of de maaiveldhoogte, de aanwezige ontwatering in het natuurgebied en het landgebruik in het grondwatermodel nog overeenkomt met de huidige situatie, en indien nodig aangepast. Deze actuele situatie is belangrijk om zo goed mogelijk te benaderen om de mogelijke effecten van maatregelen in te kunnen schatten (bijvoorbeeld omdat de grondwaterstand niet verder kan stijgen dan de maaiveldhoogte). De modellen zijn op regionale schaal gebouwd, waarbij de detailinformatie op lokale schaal soms ontbreekt of afwijkt. Ook is de gebruikte data voor de modelinvoer al enkele jaren oud en is bijvoorbeeld voor natuurherstel de lokale situatie gewijzigd. In de Mieden zorgt de aanpassing van de lokale situatie naar de meest recente waterhuishouding voor een flinke verhoging van de GLG, in het grootste deel van het natuurgebied is dit een verhoging van meer dan 10cm en op sommige locaties zelfs meer dan 50cm. Indien deze aanpassing niet meegenomen zou worden, kunnen er significante over- of

onderschattingen ontstaan bij de berekende effecten van maatregelen. De vegetatiekartering die bij het bepalen van de actuele hydrologische situatie gebruikt wordt (zoals beschreven in paragraaf 2.2.2), is soms uitgevoerd vóórdat recente aanpassingen in de waterhuishouding zijn uitgevoerd. In dat geval beschrijft het grondwatermodel de GxG zónder de lokale wijzingen, de zogenaamde *actuele situatie*. Als *nulsituatie*, waarmee het effect van maatregelen wordt vastgesteld, wordt de GxG mét lokale wijzigingen gemodelleerd en gebruikt. Bijvoorbeeld bij Buurserzand is de actuele situatie de situatie zonder de PAS-maatregelen, maar is de nulsituatie voor de maatreegeffectberekeningen met de PAS-maatregelen.

In deze studie is gebleken dat de onzekerheid in sommige modelparameters (met name de opbouw van de ondergrond en gerelateerde hydraulische parameters) een grote invloed kan hebben op de modelresultaten. Het is dan verstandig om deze onzekerheid in de modelparameters mee te nemen door een korte gevoeligheidsanalyse uit te voeren. Hierbij worden meerdere modelvarianten doorgerekend met een aanpassing van een modelparameter (zoals de horizontale doorlatendheid, weerstand, drainageweerstand etc.) en op basis van de verschillen in de modelresultaten tussen de varianten wordt de gevoeligheid van de modeluitkomst voor de parameter bepaald. Dit is bijvoorbeeld gedaan bij de Mieden waar de weerstand van de potklei en de doorlatendheid van het freatisch pakket is aangepast. Vooral de verspreiding en de weerstand van de potklei is relatief onbekend maar heeft een grote invloed op de modelresultaten. De gevoeligheidsanalyse is bedoeld om de onzekerheid van een belangrijke (gevoelige) parameter en de invloed hiervan op de berekende effecten in beeld te brengen. Dit laat zien dat het wenselijk kan zijn om een verdere kalibratie van het model uit te voeren of een uitgebreidere gevoeligheidsanalyse (het liefst met een breed palet aan modelvarianten) om de bandbreedtes van hydrologische effecten goed te kunnen inschatten. Ook een validatie van de modelresultaten kan extra inzicht geven hoe goed het model presteert. Zoals besproken is in paragraaf 2.2.1, kan bijv. de GVG en GLG op basis van metingen vergeleken worden met de modelinvoer en is het bekend in hoeverre het model afwijkt van de werkelijkheid.

2.3.3 Oplossingsrichtingen: onttrekkingen, ontwatering, landgebruik, bufferzones

Om het effect van de hoofdoplossingsrichtingen op het doelgat kwantitatief in beeld te brengen, hebben we een standaardpakket aan modelscenario's (voor hydrologische herstelmaatregelen buiten het natuurgebied) geformuleerd. Dat is:

1. Maximaal haalbaar scenario (combi van 2, 3, 4, 5)
2. Stopzetten van drinkwater- en industriële grondwaterwinningen
3. Stopzetten van grondwaterwinningen voor beregening
4. Bevorderen van de grondwateraanvulling / aanpassing van het landgebruik i.r.t. evapotranspiratie
5. Ophogen van de ontwateringsbasis – maximaal:
 - a. Ontwateringsdiepte van primaire en secundaire waterlopen naar 0.3 m-mv
 - b. Sloten en buisdrainage gedempt
 - c. Gebiedsdekkend (overal buiten natuurgebied)

6. Ophogen van de ontwateringsbasis naar 0.3 m-mv:
 - a. Ontwateringsdiepte van primaire en secundaire waterlopen naar 0.3 m-mv
 - b. Ontwateringsdiepte van sloten naar 0.3 m-mv
 - c. Buisdrainage gedempt
 - d. Binnen bufferzoneafstanden 250, 500, 1000m en gebiedsdekkend (overal buiten natuurgebied).
7. Ophogen van de ontwateringsbasis naar 0.5 m-mv:
 - a. Ontwateringsdiepte van primaire en secundaire waterlopen naar 0.5 m-mv
 - b. Ontwateringsdiepte van sloten naar 0.5 m-mv
 - c. Buisdrainage gedempt
 - d. Binnen bufferzoneafstanden 250, 500, 1000m en gebiedsdekkend (overal buiten natuurgebied).
8. Interne maatregelen binnen natuurgebied (zoals verhoging drainagebasis, dempen sloten)

In de onderstaande secties worden de verschillende oplossingsrichtingen uit dit standaardpakket van modelscenario's toegelicht. In paragraaf 2.3.4 wordt het maximaal haalbaar scenario besproken en in paragraaf 2.3.5 de interne maatregelen binnen het natuurgebied.

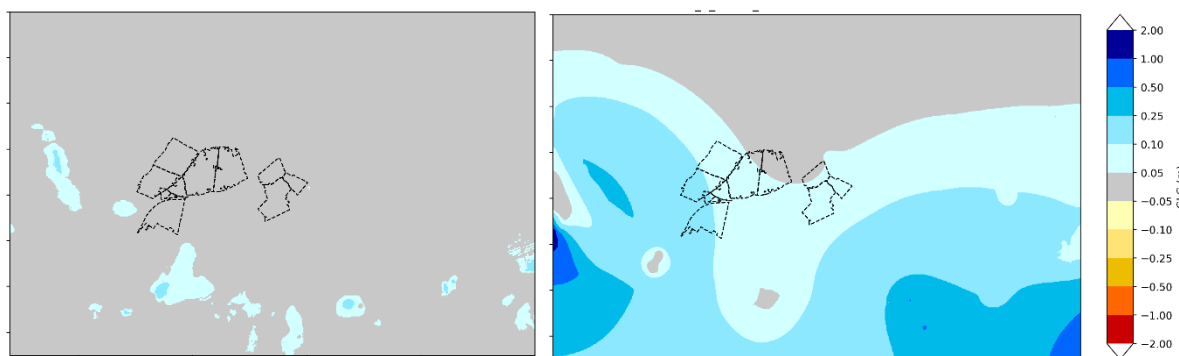
Grondwateronttrekkingen voor drinkwater en industrie

Met deze maatregel (scenario 2) wordt het effect bepaald van het volledig stopzetten van alle drinkwater- en industriële winningen. Deze onttrekkingen hebben door het permanente karakter (versus tijdelijk zoals bij beregening) een structureel en vaak over een grote afstand effect op grondwaterstanden en kwel. Winningen op een grotere afstand dan het modelgebied (wat vaak een uitsnede is van een groter regionaal model) zullen daarom mogelijk invloed hebben op het natuurgebied. Idealiter wordt dit effect berekend met hetzelfde model als gebruikt wordt in de overige scenario's. Echter, vanwege de benodigde fijne resolutie van modellen om effecten in het natuurgebied goed te kunnen vaststellen, is de modelgrootte gelimiteerd. Daarom is ervoor gekozen om het effect van de winningen met behulp van een afzonderlijk model met een groter oppervlak en een grovere resolutie (bijv. 100x100m in plaats van 25x25m) te bepalen. Om vervolgens toch het effect in te schatten op het natuurgebied met de benodigde fijne modelresolutie (maximaal 25x25m), worden de gemodelleerde grondwaterstanden (beïnvloed door de maatregel) van het grote model toegepast als tweewekelijkse variërende randvoorwaarde op het kleinere model met fijnere resolutie. Deze aanpak is toegepast bij de Dommelbeemden en de Mieden.

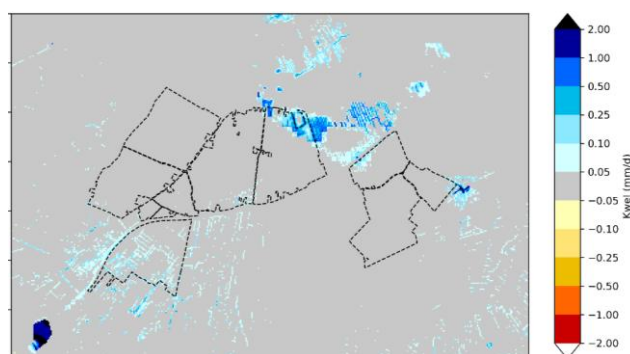
Omdat de effecten via de randvoorwaarden van het model worden toegepast, is het belangrijk dat er geen grote winningen aanwezig zijn in het modelgebied. Als dat namelijk wel zo is, dan zal het effect van een winning dubbel meegerekend worden (als randvoorwaarde en als onttrekking in het modelgebied). Daarom moet een modeluitsnede worden gekozen waarbij alle drinkwaterwinningen (en indien mogelijk ook alle industriële winningen) buiten het kleine model liggen. Indien dit niet mogelijk is, omdat de winningen dichtbij het natuurgebied liggen, kan juist gekozen worden voor een modelgrootte die verder bij de winning vandaan ligt. Bij een grondwatermodel dat gebruik maakt van MODFLOW-6 zal dit een minder groot probleem zijn, aangezien er in deze modellen een variërende celgrootte gebruikt kan worden.

Bij het stopzetten van winningen is de verwachting dat het meerdere jaren duurt voordat het maximale effect bereikt wordt. In Eertwegh et al. (2021) is aangetoond dat 5.5 jaar na het stopzetten van winningen nog niet in ieder gebied het maximale effect bereikt is. Daarom moet voor dit scenario een voldoende lange ‘inspeeltijd’ gehanteerd worden, bij het model van de Mieden is gekozen voor een periode van 10 jaar. Pas na deze 10 jaar wordt het effect van het stopzetten van winningen bepaald.

Het effect van het stopzetten van winningen zal het grootste zijn in het watervoerend pakket waaruit onttrokken wordt. Het stoppen of minder onttrekken leidt daar tot een verhoging van de stijghoogte en dat werkt door tot het ondiepe freatische grondwatersysteem waarbij de grondwaterstand zal stijgen. Doordat de stijghoogte sterker stijgt dan de freatische grondwaterstand, neemt de kwel toe. In Figuur 2.8 wordt het effect van het stopzetten van de drinkwaterwinningen voor de Mieden op de GLG en de Gemiddeld Laagste Stijghoogte (GLS) getoond. De GLS in modellaag 5, de eerste modellaag onder de potklei, stijgt lokaal met maximaal 1 m en ter hoogte van het natuurgebied stijgt de stijghoogte (onder de potklei) met ongeveer 5-15 cm. Het effect op de freatische grondwaterstand is erg klein. Figuur 2.9 laat de verandering van de kwelflux naar de bovenste modellaag, oftewel de flux door de deklaag, in de Mieden zien. De kwelflux stijgt alleen lokaal, en niet ter hoogte van het natuurgebied. Dit wordt veroorzaakt door de hoge weerstand van de potklei ter hoogte van het natuurgebied in het grondwatermodel. Er is alleen een stijging in de kwelflux te zien waar de potkleiweerstand laag is of de potklei niet aanwezig is.



Figuur 2.8 Effect van stopzetten grondwaterwinningen voor drinkwater op de GLG in modellaag 1 (links) en de GLS van modellaag 5 (rechts). Modellaag 5 is de modellaag onder de potklei.



Figuur 2.9 Stijging van de kwelflux door het stopzetten van de winningen.

Grondwateronttrekkingen voor beregening

Met deze maatregel (scenario 3) wordt het effect bepaald van het volledig stopzetten van alle grondwateronttrekkingen voor beregening. Dit zijn tijdelijke onttrekkingen, waarbij alleen water onttrokken wordt wanneer het gewas water nodig heeft (vooral tijdens droogte in de zomer). Het stopzetten van deze onttrekking zal daardoor een ander effect hebben dan het stopzetten van permanente onttrekkingen (voor drinkwater en industrie). Bij de tijdelijke onttrekkingen voor beregening worden de stijghoogte en de freatische grondwaterstand verlaagd door de onttrekking, maar zullen deze wel weer stijgen als de onttrekking stopt. Echter, de beregening vindt wel altijd plaats in periodes waarop de grondwaterstanden al heel laag staan. De onttrekking zorgt dan voor een extra verlaging van de grondwaterstand in een periode waarop ook de natuurgebieden al last hebben van droogte. Het stopzetten van de grondwateronttrekkingen voor beregening zorgt daardoor voor een stijging van de GLG, maar heeft doorgaans weinig effect op de GVG en op de jaarrond gemiddelde kwelflux. Wel kan het stopzetten van de grondwateronttrekking voor beregening invloed hebben op de kwelflux ten tijde van de onttrekking, maar dit is in de huidige studie niet verder onderzocht.

Bevorderen grondwateraanvulling

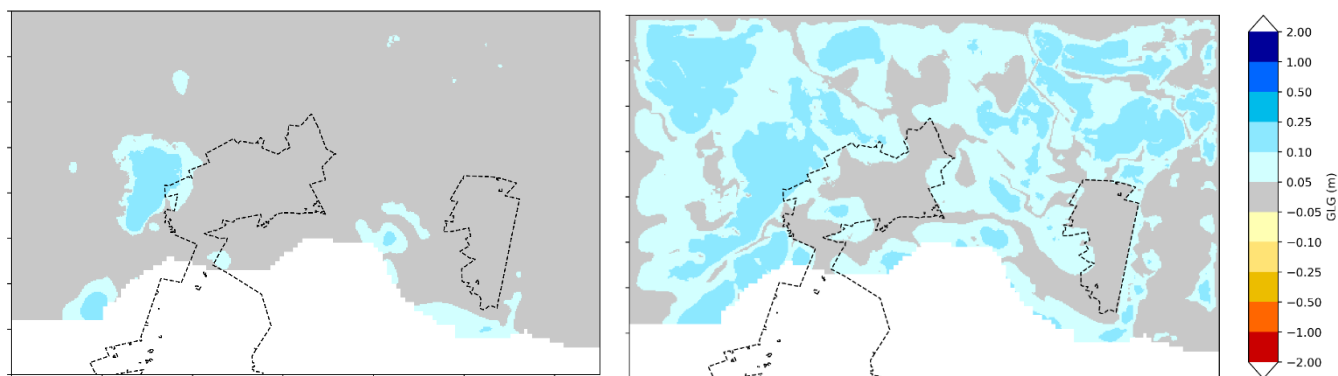
Door middel van aanpassingen in het landgebruik (bijvoorbeeld een overgang naar vegetatie en/of gewassen die minder water verbruiken) (scenario 4) kan de grondwateraanvulling toenemen, met name door een afname in de verdamping. Veranderingen in het stedelijk gebied (afkoppeling riool, minder verhard oppervlak) kan ook voor extra grondwateraanvulling zorgen, dit is in deze studie niet toegepast, omdat er relatief weinig bebouwd gebied in de omgeving van de proefgebieden aanwezig is. Ook wordt er in deze studie niet onderzocht in hoeverre extra externe wateraanvoer kan bijdragen aan het bevorderen van de aanvulling.

Binnen dit scenario wordt het effect bepaald van een aanpassing van de landbouwgewassen die minder verdampen. De aanname is om hierbij uit te gaan van een afname van 100mm/jaar, gedeeltelijk gebaseerd op Witte et al. (2019). In deze studie wordt een afname van jaarlijkse grondwateraanvulling in Noord-Brabant berekend als gevolg van de toegenomen gewasproductie tussen 1950 en 2010 van 90 - 270 mm (afhankelijk van gewastype). In deze studie hebben we gekozen voor een iets lagere toename van 100 mm/jr, onafhankelijk van het gewastype. Voor een verdere toelichting wordt verwezen naar bijlage 2 en 4 waar deze keuze gemotiveerd wordt voor de modellering van de Dommelbeemden en de Mieden.

Bij het gebruik van MetaSWAP voor de onverzadigde zone (dit geldt voor de meeste beschikbare regionale modellen) kan door middel van een aanpassing van de gewasfactor per landgebruikstype de potentiële verdamping verminderd worden. De gewasfactor is de verhouding van de verdamping van de specifieke vegetatie ten opzichte van de referentie-gewasverdamping. De benodigde aanpassing van de gewasfactor is geschat op basis van de actuele verdamping. Bijvoorbeeld voor de Mieden was de gemiddelde actuele verdamping buiten het natuurgebied 519 mm/jaar en moet de verdamping dus met 19% afnemen om tot een afname van 100 mm/jaar te komen. De vegetatiefactor voor alle landbouw-landgebruikstypes van MetaSWAP (1-gras, 2-mais, 3-aardappelen, 4-bieten, 5-granen, 6-overig landbouw, 7-boomteelt, 8-glastuinbouw, 10-bollen), is

gedurende het hele jaar met 19% verlaagd. Dit betekent nog niet dat de actuele verdamping daadwerkelijk met 19% daalt. In tijden van vochttekort, waarbij de actuele verdamping lager is dan de potentiële verdamping, kan een afname van de gewasfactor er ook voor zorgen dat voor een langere periode de verdamping op het niveau van de potentiële verdamping kan blijven.

Vanzelfsprekend heeft een aanpassing van het landgebruik met name effect op de zomergrondwaterstand, omdat er vooral in de zomer veel verdamping plaatsvindt. Het verschil is goed te zien in de modellering van het Buurserzand, waar in het hele landbouwgebied een stijging van de GLG plaatsvindt, maar de GVG alleen lokaal stijgt (Figuur 2.10).



Figuur 2.10 Verandering van de GVG (links) en GLG (rechts) (m) van het scenario met verminderde verdamping (scenario 4) t.o.v. nulsituatie+PAS.

Ophogen ontwateringsbasis: primaire en secundaire waterlopen en sloten

In deze maatregel is de ontwateringsbasis van de primaire en secundaire waterlopen verhoogd tot 0,3 of 0,5 m beneden maaiveld (scenario 6 of 7), waarbij het maaiveld in dezelfde modelcel als de waterloop gebruikt wordt. Sloten kunnen worden opgehoogd tot 0,3 of 0,5 beneden maaiveld (scenario 6 of 7) of worden gedempt (scenario 5). Een watergang die al een ondiepere ontwateringsdiepte heeft, wordt niet aangepast. De ophoging van de ontwateringsbasis t.o.v. maaiveld zorgt ervoor dat een sloot in iedere modelcel een andere waterhoogte heeft, omdat de maaiveldhoogte per cel verschilt. Dit is geen realistische voorstelling van de werkelijkheid, maar voor een verkennende studie zoals deze is dat voldoende. De ophoging van de ontwateringsbasis tot een diepte ten opzichte van het maaiveld is vooral geschikt bij relatief vlakke en/of peilgestuurde gebieden (bijvoorbeeld de Mieden). Bij een gebied met meer reliëf dat vrij-afwaterend is, is dit niet altijd realistisch. Hier zijn de grotere waterlopen (zoals de beken) op sommige locaties diep in het landschap ingesneden. Daarom is bij Buurserzand gekozen voor een ophoging van 80 of 50 cm van het bestaande waterpeil in het model (tot een maximum van 50 of 30 cm onder maaiveld).

De beken zijn vaak het diepst ontwaterde punt in het landschap of beekdal. Daardoor heeft de verhoging van de ontwateringsbasis van beken vaak een groot effect, dat groter is dan de aanpassing van de rest van de ontwatering. Om beter inzicht te krijgen in de invloed van de beek kan als extra scenario ook alleen een aanpassing van de beek doorgerekend worden. Bij de modellering van het Buurserzand is ook de aanpassing aan de Buurserbeek apart doorgerekend. Hier zien we dat dichtbij de Buurserbeek een groot deel van de stijging van de grondwaterstand en kwel in het natuurgebied

toe te wijzen is aan de aanpassing in de Buurserbeek: bij alleen aanpassing van de Buurserbeek wordt aan de zuidrand van het natuurgebied ongeveer 80% van de stijging van de GLG behaald die mogelijk is bij de maximale aanpassing van het ontwateringsstelsel. Ook bij de Dommelbeemden was het zinvol een extra scenario met aanpassing van het beekpeil van de Dommel door te rekenen. Bij een aanpassing van de ontwateringsbasis van beken is het van belang om het ontwateringsniveau niet te verhogen tot boven de regionale stijghoogte (zolang de beek nog niet hersteld is) omdat anders infiltratie vanuit de Dommel kan optreden. Dit kan namelijk sterke verzuring en/of eutrofiering tot gevolg hebben.

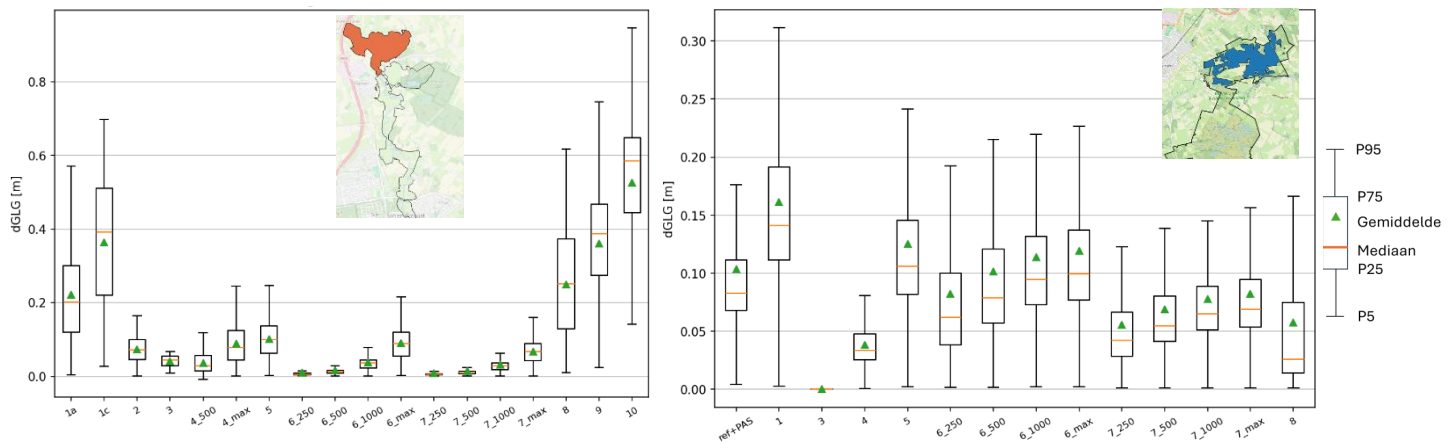
Bij de ontwateringsscenario's vinden er geen aanpassingen plaats aan waterlopen binnen het natuurgebied (zie verdere toelichting over interne maatregelen in paragraaf 2.3.2). Een uitzondering is gemaakt bij de modellering van beken, zoals bij het Buurserzand waar de Hagmolenbeek en de Buurserbeek het natuurgebied maar voor een klein gedeelte doorsnijden. De aanpassing van deze beken zal een groot effect hebben en het is onrealistisch dat een beek wel opgehoogd wordt (bijvoorbeeld met behulp van een stuw of een bodemophoging) buiten het natuurgebied, maar niet binnen het natuurgebied. Waterlopen op de grens van het natuurgebied worden wel aangepast. Bij de Dommelbeemden zijn op een groot gedeelte van de grens van het natuurgebied (de natte natuurparelgrens) sloten aanwezig, vaak een landbouwsloot of wegsloot die relatief diep ligt. Deze sloten hebben een grote invloed op het natuurgebied (vooral wanneer de drainagebasis diep ligt) en daarom is besloten om deze sloten ook mee te nemen bij toepassing van de maatregelen. Hierbij is opgelet dat de gehele sloot in de verrasterde modelinvoer correct is aangepast. Extra aandacht is nodig aangezien de natuurgebiedsgrens doorgaans een vectorbestand is welke eerst verrasterd moet worden voordat de uitsnede wordt gemaakt.

In gebieden met externe wateraanvoer (bijv. vanuit rivieren of kanalen) kan er ook infiltratie vanuit een waterloop plaatsvinden wanneer de grondwaterstand onder de waterstand van de waterloop zakt. Bij gebieden zonder deze wateraanvoer zal de waterloop droogvallen bij het uitzakken van de grondwaterstand. In de modelschematisatie die meestal in een grondwatermodel (MODFLOW) wordt toegepast, is bij infiltrerende waterlopen een oneindige wateraanvoer om te infiltreren. In werkelijkheid is dit niet altijd terecht, en zal er soms niet voldoende water zijn om de waterstand te handhaven. Ook bij het toepassen van het scenario van een verhoging van de ontwateringsbasis hoeft dit niet te betekenen dat er ook meer infiltratie vanuit een waterloop plaats zal vinden, maar kan ook betekenen dat een waterloop eerder droogvalt. Daarom wordt bij waterlopen die in de nulsituatie al kunnen infiltreren (er is voldoende wateraanvoer), zowel het waterpeil als de bodemhoogte verhoogd zodat deze waterlopen kunnen blijven infiltreren. Daarnaast zal bij het dempen van watergangen met wateraanvoer (zoals het geval bij de Mieden) er ook een afname van infiltratie plaatsvinden, wat een verdrogend effect heeft op de grondwaterstand.

Bij het opstellen van de beschikbare regionale grondwatermodellen is vaak met aandacht bepaald welke waterlopen wel of niet kunnen infiltreren. Echter, omdat dit veel invloed kan hebben op de berekende effecten en deze onrealistisch kunnen zijn als er foute keuzes zijn gemaakt, dient dit altijd goed gecontroleerd te worden.

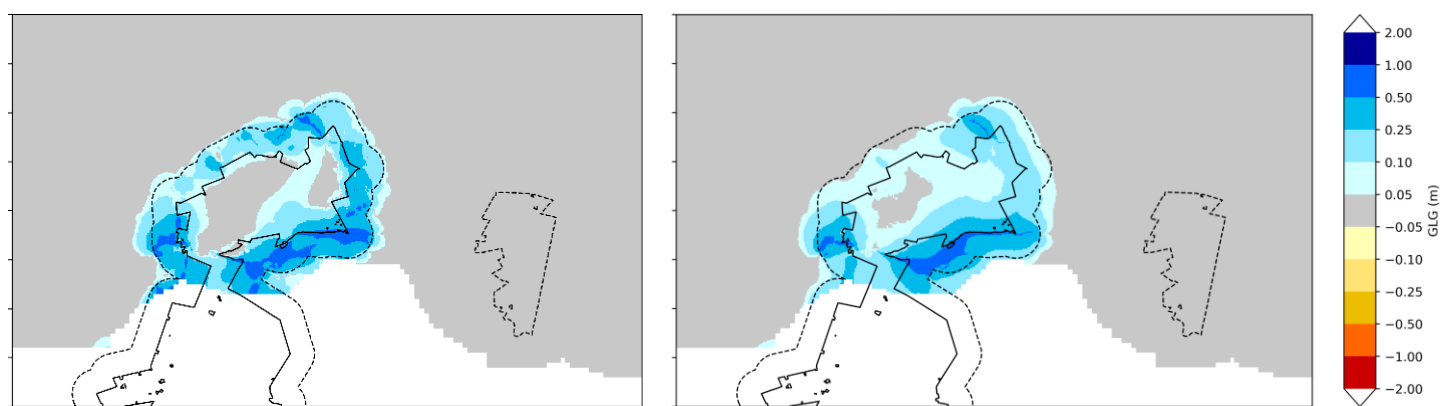
Bufferzones

Deze ontwateringsmaatregelen worden binnen verschillende grootte bufferzones toegepast, waarbij de sloten en waterlopen binnen een zone van 250/500/1000 m rondom het natuurgebied aangepast worden. Dit betekent dat waterlopen welke gedeeltelijk binnen de bufferzone vallen ook gedeeltelijk aangepast worden (bijvoorbeeld met halverwege een overgang naar een andere waterstand). In werkelijkheid zal deze grens natuurlijk niet zo hard toegepast worden. Ook zal het in werkelijkheid niet mogelijk zijn om de verondieping van de ontwateringsdiepte overal te bereiken, aangezien iedere sloot en waterloop binnen de bufferzone opgehoogd/gedempt/gestuwd moet worden en dat daarnaast het effectgebied van een stuw nooit over een hele sloot gelijk zal zijn, met name in hellende gebieden. Echter, het gaat er om systematisch af te tasten welke orde grootte bufferzones nodig zijn om significante effecten voor het natuurgebieden te kunnen bereiken. Immers, hoe dichter bij het natuurgebied dit type maatregelen worden genomen, hoe effectiever ze zijn. Uit een landelijke studie is gebleken dat, gemiddeld voor het hele zandgebied van Nederland, al 80% van het maximale effect (de externe ontwateringsmaatregelen in het gehele zandgebied) behaald wordt met maatregelen in een bufferzone van 500m rondom natuurgebieden (Meeusen et al., 2023). Uit de drie gebieden uit de huidige studie is gebleken dat dit per gebied sterk kan verschillen. Bij het Buurserzand wordt al ongeveer 80-90% van het totale effect bereikt bij een zone van 500 meter ten opzichte van dezelfde maatregel in het hele modelgebied (Figuur 2.11, links). Bij de Dommelbeemden is het effect van het aanpassen van de ontwatering binnen een zone van 500 meter maar 13% van het maximale effect (Figuur 2.11, rechts). Dit verschil tussen beide gebieden wordt veroorzaakt door verschillen in de ondergrond en het watersysteem. Het Buurserzand heeft een dun watervoerend pakket, waardoor effecten niet ver kunnen verplaatsen. Bij de Dommelbeemden, waar het beekdal ongeveer 2 meter lager ligt dan de omgeving, heeft de ontwatering direct naast het beekdal relatief weinig effect. Door het drainerende effect van het 2 meter lager gelegen beekdal, ligt de grondwaterstand in direct grenzende gebied relatief diep ten opzichte van maaiveld. De ontwatering heeft in dit gebied weinig effect heeft en daarmee maatregelen in de ontwatering ook. Het effect van een aanpassing in de ontwatering wordt hier daarom vooral regionaal bepaald, via de stijghoogte in het eerste watervoerend pakket.



Figuur 2.11 Boxplots van maatreegeleffecten. Links: gemiddeld effect van alle scenario's op de GLG in het interessegebied in Dommelbeemden. Rechts: gemiddeld effect van alle scenario's op de GLG in het gebied van Buurserzand waar een vegetatiekartering is uitgevoerd. Let op: de figuren hebben een andere y-as. De nummering op de x-as zijn de modelscenario's (zie verdere toelichting in bijlagen per gebied), bij beide gebieden: 1-maximaal extern, 2-drinkwateronttrekkingen, 3-beregening, 4-landgebruik, 5-ontwatering maximaal, 6-ontwatering 0.3m-mv, 7-ontwatering 0.5m-mv. Voor Dommelbeemden geldt verder scenario's: 8-intern, 9-intern+extern ontwatering, 10-intern+extern maximaal. Voor Buurserzand geldt: 8-Buurserbeek.

Het effect van een maatregel op de grondwaterstand is altijd het grootst daar waar de maatregel getroffen wordt. Dit geldt niet voor de kwelflux: deze neemt af waar de maatregel getroffen wordt (waar de grondwaterstand stijgt) en neemt vaak toe op grotere afstand (waar de stijghoogte stijgt). Afhankelijk van de lokale situatie en de omvang van het gebied waarin de maatregel getroffen wordt, is er uitstraling van de effecten van het aanpassen van de ontwatering. Afhankelijk hiervan is er ook een effect in het natuurgebied van deze externe maatregel. Een voorbeeld van de modelresultaten van het Buurserzand is te zien in Figuur 2.12. Het grootste effect is te zien binnen de bufferzone zelf, terwijl de uitstraling buiten de bufferzone (met name verder buiten het natuurgebied en de omringende bufferzone) maar heel minimaal is. Zoals ook in de vorige alinea uitgelegd is, wordt dit veroorzaakt doordat de effecten in een dun watervoerend pakket zoals bij het Buurserzand niet ver reiken, en dat de (ongewijzigde) ontwatering buiten de bufferzone voorkomt dat de grondwaterstand kan stijgen.



Figuur 2.12 Effect van scenario 6 binnen een bufferzone van 500 meter op de GVG (links) en GLG (rechts) in het Buurserzand. Bij scenario 6 is binnen de bufferzone een ophoging van de ontwateringsbasis van leggerwaterlopen toegepast met 80 cm tot maximaal 0.3m onder maaiveld, een ophoging van de ontwateringsbasis van sloten naar 0.3m-mv en het verwijderen van buisdrainage.

2.3.4 Maximaal haalbaar scenario

Met het maximaal haalbaar scenario brengen we in beeld hoeveel de grondwaterstand en kwel in het natuurgebied wordt verhoogd bij maximaal haalbaar systeemherstel. Dit geeft belangrijke informatie over de mate waarin de waterhuishouding van het natuurgebied regionaal te beïnvloeden is. Dit scenario is een combinatie van alle afzonderlijke oplossingsrichtingen (zoals toegelicht in paragraaf 2.3.3) en deze worden overal buiten het natuurgebied uitgevoerd. In feite gaan we hiermee terug naar een watersysteem in een periode dat het nog niet sterk door de mens is beïnvloed (omstreeks 1850). Dat betekent dat alle grondwateronttrekkingen (voor drinkwater, industrie en landbouw) stopgezet worden, alle perceelssloten en drainage gedempt worden, de drainagebasis van secundaire en primaire waterlopen wordt opgehoogd en de verdamping verminderd wordt als benadering van een landgebruiksverandering zoals omvorming naaldbos naar loofbos of heide en van Engels raigras naar minder verdampend graan of luzerne.

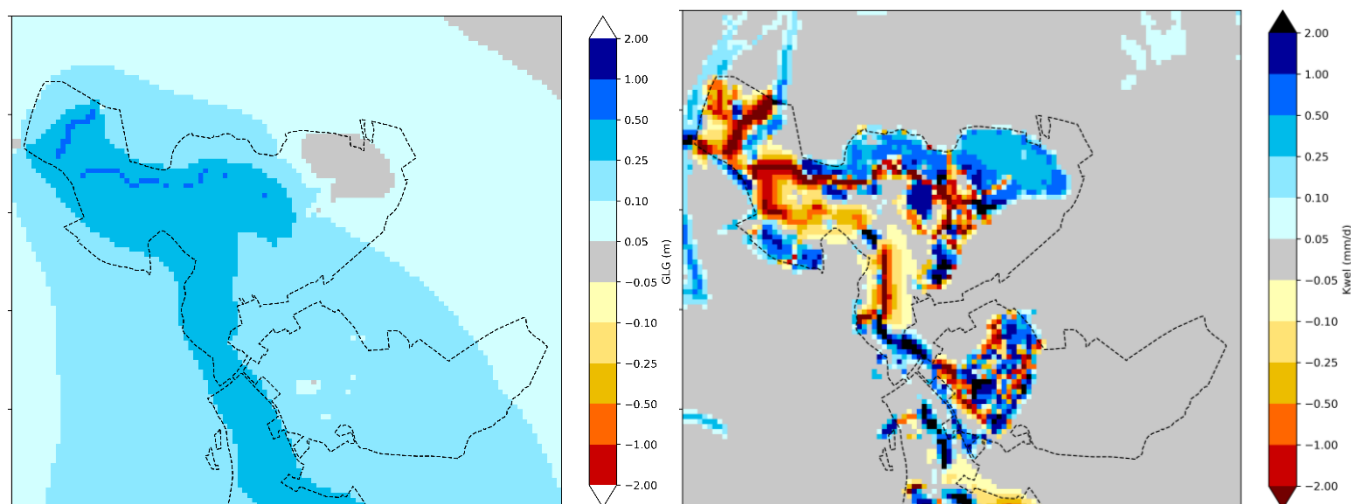
Uit de drie voorbeeldgebieden van deze studie is gebleken dat het effect van het maximaal haalbaar scenario altijd het grootste effect op de grondwatersituatie in het natuurgebied heeft ten opzichte van afzonderlijke scenario's, maar dat het effect kleiner is dan het opgetelde effect van afzonderlijke maatregelen. Net als bij de afzonderlijke maatregelen is het maximaal haalbaar effect is niet voor ieder gebied even groot. Bijvoorbeeld voor de Mieden laten de berekeningen zien dat het maximaal haalbaar effect (volgens het model) in het natuurgebied maar beperkt is. Maar ook bij een klein effect op de freatische grondwaterstand kunnen maatregelen nog wel effect hebben op de kwelflux, wanneer de regionale maatregelen de stijghoogte beïnvloeden.

2.3.5 Interne en externe maatregelen

Uitgangspositie voor deze studie is de aanname dat binnen het natuurgebied alle benodigde maatregelen voor hydrologisch herstel al genomen zijn in een verdroogd natuurgebied, en dat alleen met externe maatregelen het doelgat nog gedicht kan worden. In realiteit blijkt dit toch niet altijd zo te zijn en blijken er ook nog interne maatregelen in het natuurgebied mogelijk. Daarom wordt ook een scenario met interne maatregelen meegenomen in de systematische aanpak, om ook te kunnen bepalen wat het effect is van deze maatregelen en deze in context te kunnen plaatsen van het effect van de externe maatregelen. Bijvoorbeeld in de Dommelbeemden loopt er nog één diepe sloot door het gebied, welke bedoeld is als A-watergang om een bepaalde waterbergingscapaciteit te waarborgen. Door de diepte van deze sloot worden de grondwaterstanden in het natuurgebied verlaagd. Daarnaast zijn beken (bijvoorbeeld de Dommel in de Dommelbeemden en de Buurserbeek en Hagmolenbeek in Buurserzand) ook doorgaans de diepst drainerende systemen in een landschap. Deze zijn vaak ook zo gedimensioneerd dat deze een bepaalde maatgevende afvoer kunnen bergen. Een verhoging van de drainagebasis van de beken zal daarom ook zorgen voor een grondwaterstandsstijging.

Interne maatregelen, zoals het dempen van sloten of het verhogen van de drainagebasis binnen het natuurgebied, zijn effectief voor het verhogen van de freatische grondwaterstand (Figuur 2.13, links). Echter, bij een gelijkblijvende stijghoogte in het eerste watervoerend pakket neemt de kwelflux naar een gedeelte van het natuurgebied af (Figuur 2.13, rechts). Om bij interne maatregelen dus dezelfde of hogere kwelflux te krijgen, dient de stijghoogte ook verhoogd te worden. Hiervoor zijn meestal regionale maatregelen, voornamelijk buiten het natuurgebied, nodig. Voor de Dommelbeemden blijkt dat de interne maatregelen het meest effectief zijn voor het verhogen van de GLG in het natuurgebied, maar deze aanpassingen verlagen de kwel. Een aanpassing aan de Dommel beïnvloedt echter ook de diepere stijghoogte. Daar waar de stijghoogte harder stijgt dan de freatische grondwaterstand (op grotere afstand van de Dommel), stijgt de kwelflux ook. Met het verhogen van de kwelflux met interne maatregelen kan zowel de regionale kwel worden aangejaagd of juist korte stroombanen met lokaal beïnvloed grondwater worden gegenereerd. In het laatste geval kan dit leiden tot een slechtere waterkwaliteit en dient de maatregel op meer detailniveau te worden beoordeeld. Gecombineerd met maatregelen buiten het natuurgebied kan ook de kwelflux (nabij de

Dommel) stijgen. Het effect van een gecombineerd scenario (met zowel interne als externe maatregelen) is kleiner dan het opgetelde effect van de afzonderlijke interne en externe maatregelen.



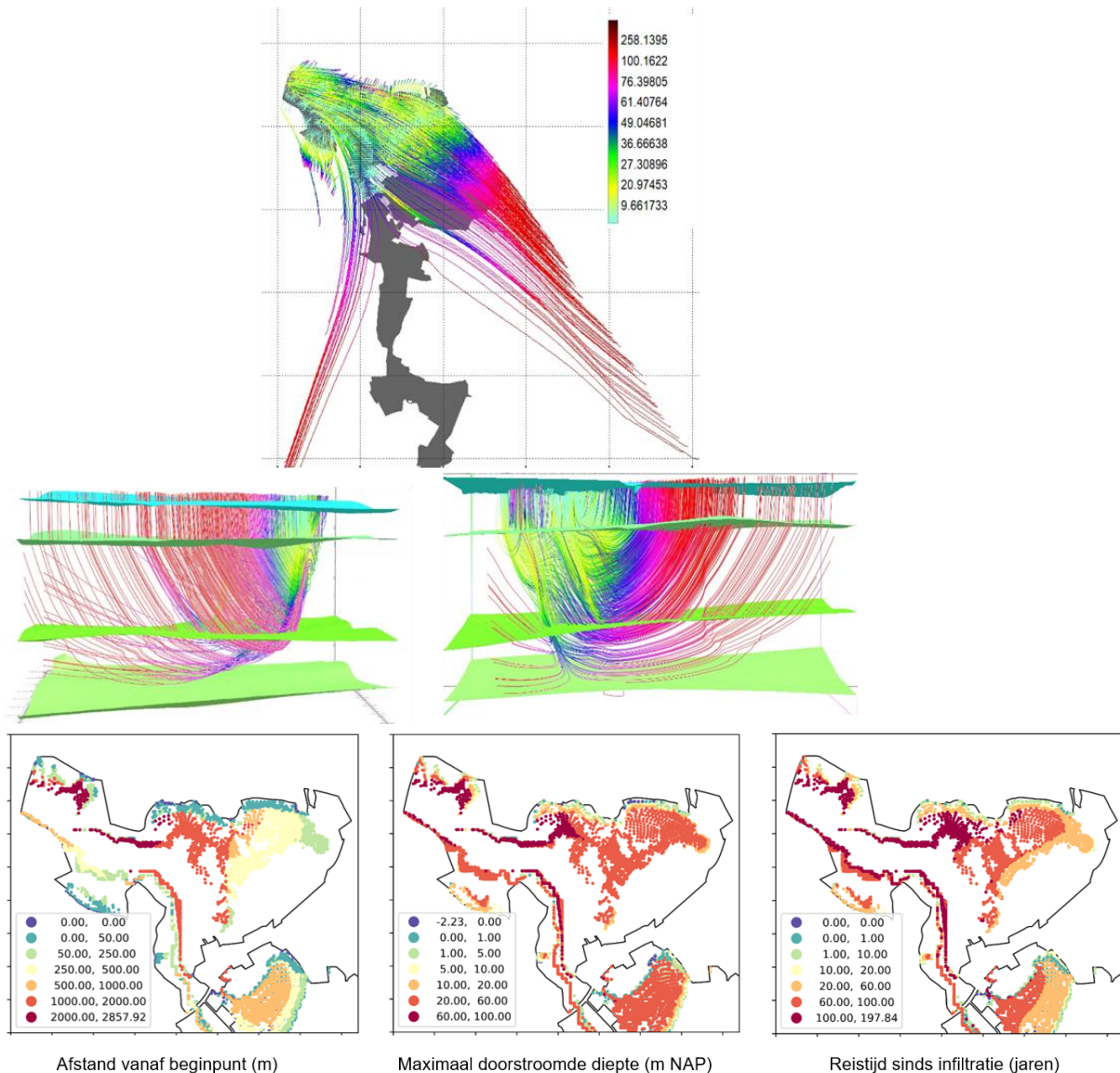
Figuur 2.13 Effect van interne maatregelen op de GLG (links, in m) en jaarrond gemiddelde kwelflux (rechts, in mm/d) voor de Dommelbeemden (positief is verhoging grondwaterstand/toename kwel)

2.3.6 Stroombaanberekeningen

Met behulp van het grondwatermodel kan via stroombaanberekeningen bepaald worden waar het toestromende grondwater vandaan komt en hoe lang het er over doet van infiltratie tot uittreding in het natuurgebied. De aanvoerroute van kwel (herkomst, geochemie van watervoerende pakketten) bepaalt in belangrijke mate de kwaliteit van het kwelwater. Op basis van de reistijd, herkomst/intrekgebied en de doorstroomde diepte wordt duidelijk of het kwelwater (deels) ondiep (vaak door mens beïnvloed en enigszins vervuild) grondwater betreft of dieper, ouder grondwater. Vanzelfsprekend kunnen alleen stroombanen binnen het gebruikte modelgebied berekend worden. Als het modelgebied erg klein is, kan dus niet een intrekgebied op grotere afstand geïdentificeerd worden.

Voor de Dommelbeemden zijn deze stroombaanberekeningen uitgevoerd (Figuur 2.14), gebruikmakend van de modeluitvoer van een stationair grondwatermodel (verdere toelichting in bijlage 2). Bij de Dommelbeemden werd duidelijk dat in een groot gebied van de Dommelbeemden kwelwater uittreedt dat een vrij lange reistijd (minimaal 60 jaar of zelfs meer dan 100 jaar) heeft gehad en op grote diepte heeft gestroomd (>20 meter). Ook is te zien dat het meeste kwelwater zijn herkomst heeft in het gebied ten zuidoosten van de Dommelbeemden. Alleen voor een smalle zone aan de rand van het natuurgebied komen korte stroombanen voor die een korte reistijd, diepte en afstand hebben afgelegd. Dit kwelwater is afkomstig van het naburig gelegen landbouwperceel. De stroombaananalyse laat daarmee zien dat dit deel van het natuurgebied vermoedelijk wordt aangerijkt met nutriëntrijk water. Ook kunnen regionale maatregelen invloed hebben op de verdeling

tussen lokale en regionale kwel. De modelresultaten laten zien dat maatregelen in de bufferzone leiden tot meer kwel, maar hieruit wordt niet duidelijk of dit over lokale of regionale kwel gaat. Stroombaanberekeningen kunnen helpen om hier meer inzicht in te krijgen.



Figuur 2.14 Stroombaanberekening van de Dommelbeemden. Boven: bovenaanzicht stroombanen, links midden: zijaanzicht vanuit het oosten gekeken, rechts midden: zijaanzicht vanuit het zuiden bekeken. De kleur geeft de tijd (in jaar) sinds het uitstromen in het natuurgebied weer. De vlakken in de zijaanzichten geven de onderkanten van (van boven naar onderen) modellaag 2, 3, 4, en 5 weer, waarbij het onderste vlak op ongeveer 95 meter onder maaiveld zit. In de onderste drie figuren staan resultaten van stroombaanberekeningen waarbij de waterdeeltjes zijn gestart in een zone van 2000 m rondom het natuurgebied. Per locatie waar de stroombanen (waterdeeltjes) uittreden (kwel) is de afstand tot infiltratie (links), de maximale doorstroomde diepte (midden) en de reistijd (rechts) weergegeven.

Deze stroombaanberekeningen kunnen extra informatie bieden voor zoekgebieden voor effectieve hydrologische maatregelen. Op basis van deze informatie kunnen zones aangegeven worden van waaruit nutriëntrijke grondwater naar het gebied stroomt. Dit is belangrijke informatie om de

bufferzones te formuleren die zowel effectief zijn in kwantitatief-hydrologisch herstel van het natuurgebied, als voor de reductie van toestroming van nutriënten.

2.3.7 Impact van maatregelen op andere functies

De voorgestelde hydrologische maatregelen hebben ook invloed op andere functies buiten het natuurgebied. De stijging van de grondwaterstand kan gevolgen hebben voor de landbouw en kan voor wateroverlast in het bebouwde gebied zorgen.

Om de *effecten op de landbouw* in te schatten, is bij de Dommelbeemden de Waterwijzer Landbouw toegepast om het effect van de hydrologische veranderingen op de landbouwopbrengst te kunnen vaststellen. Het is wel belangrijk om te benadrukken dat om de effecten van de hydrologische situatie op de landbouwopbrengst met behulp van de Waterwijzer Landbouw goed te kunnen inschatten, juist de actuele hydrologische situatie nauwkeurig bekend moet zijn. Een grondwatermodel wijkt dikwijls af van de werkelijke situatie, waarbij het verschil tussen gemodelleerde en gemeten grondwaterstand wel enkele decimeters kan zijn. Daardoor wordt de inschatting van de opbrengst en de opbrengstderving met behulp van de Waterwijzer Landbouw ook onzeker.

De totale opbrengstderving in een groeiseizoen die is berekend met de WaterWijzer Landbouw (WWL) komt door directe en indirecte effecten. Directe effecten zijn het gevolg van transpiratiereductie tijdens het groeiseizoen door droogtestress, zuurstofstress (natschade) en zoutschade. Deze laatste speelt geen rol in deze studie. Indirecte effecten zijn het gevolg van een verschuiving in het groeiseizoen. Wanneer alleen interesse is in droogtestress kan ook zonder gebruik te maken van de WWL inzicht worden verkregen in de droogteschade, door de verdampingsreductie (actuele transpiratie / potentiële transpiratie) te bepalen. Deze is namelijk evenredig met gewasopbrengst.

De resultaten van de Dommelbeemden laten zien dat er ook in de nulsituatie al sprake is van opbrengstderving in de landbouw volgens de WWL. Als gevolg van de hydrologische maatregelen neemt de opbrengstderving toe. Derving door natschade loopt soms hoog op en komt vooral voor aan de oostkant van het natuurgebied waar de GVG nabij maaiveld staat en de kwelfluxen hoog zijn. Het verhogen van de ontwateringsbasis kan leiden tot veel natschade en daardoor een hogere totale opbrengstderving, lokaal zelfs een toename van 40% in totale opbrengstderving. Bij het scenario met maximaal haalbaar systeemherstel komt in een groot deel van het landbouwgebied een toename van meer dan 40% extra opbrengstderving voor ten opzichte van de nulsituatie.

Om de *effecten voor bebouwd gebied* in te schatten, waarbij hoge grondwaterstanden wateroverlast kunnen veroorzaken, is voor de Dommelbeemden een analyse uitgevoerd aan de hand van de stijging in het wintergrondwaterstanden. Hierbij is de GGOR methodiek gevolgd. In deze methodiek wordt gekeken naar de toename in stedelijk gebied waar de GHG boven 80 cm-mv is (Arnold et al.,

1998). In de nulsituatie komt al in bijna 16% van het bebouwd gebied rondom de Dommelbeemden een GHG ondieper dan 80 cm-mv voor. Bij het scenario met maximaal haalbaar systeemherstel komt een ondiepe GHG op 41% van het bebouwd gebied voor. De GHG is in een groot gebied (met name in het zuiden van Veghel, en enkele locaties in St. Oedenrode) zelfs ondieper dan 20 cm-mv. Dit zou hoogstwaarschijnlijk leiden tot wateroverlast en vragen om aanpassingen van de ontwatering in de stad. Echter, ook hier geldt dat de actuele grondwaterstand vaak niet goed door het grondwatermodel berekend wordt. Daardoor wordt ook de inschatting van het optreden van wateroverlast door stijgende grondwaterstanden onzeker.

2.4 Synthese

2.4.1 Stappenplan methodiek

Met behulp van de beschreven methodiek kan een doelgat bepaald worden en kunnen systematisch de belangrijkste maatregelen afgetast worden om dit doelgat te dichten. De focus ligt hierbij op externe maatregelen, dus buiten het natuurgebied, maar er is ook aandacht voor interne maatregelen. Hier wordt de methodiek nog kort stap-voor-stap herhaald.

1. Met behulp van een **Landschapsecologische Systeemanalyse (LESA)** wordt inzicht opgedaan in de ecohydrologische processen en de knelpunten en kansen voor het gebied. Op basis van deze informatie kan vastgesteld worden in hoeverre de ecohydrologische toestand in de huidige situatie geschikt is voor de natuurambities.
2. Vaststellen van de **actuele hydrologische situatie**. Hiervoor wordt gebruikgemaakt van vegetatiekarteringen, gemeten grondwaterstanden in peilbuizen en vlakdekkende informatie over de GxG en kwelflux.
 - a. De grondwatermodellen kunnen een behoorlijke afwijking hebben van de werkelijkheid. Op basis van gemeten grondwaterstanden kan het grondwatermodel gevalideerd en gecorrigeerd worden. Ook wordt een standaardafwijking tussen de gemodelleerde en gemeten grondwaterstand geschat.
 - b. Ook op basis van de vegetatiekartering wordt voor de GVG en een standaardafwijking geschat.
 - c. De actuele GVG wordt als een naar variantie gewogen gemiddelde van GVG uit vegetatie en de (eventueel gecorrigeerde) model-GVG.
 - d. Voor de actuele GLG wordt alléén de modeldata gebruikt (en/of GLG bepaald vanuit metingen). Er is een mogelijkheid om hiervoor ook de vegetatiekaart te gebruiken, dit idee wordt verder toegelicht in de discussie (hoofdstuk 6).
 - e. Voor de actuele kwel wordt het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem vanuit het grondwatermodel gebruikt.
3. Vaststellen van de **hydrologische eisen van de natuur**. Hiervoor worden de vegetatieambities voor het gebied bepaald. Hier wordt gebruik gemaakt van een zo recent en gedetailleerd mogelijke ambitiekaart-natuurtypen. Aan de natuurbeheerder kan de, binnen hun organisatie vigerende, ambitiekaart-natuurtypen opgevraagd worden; de natuurtypen

worden vertaald op basis van de vegetatietypen en de LESA naar gebiedseigen ambitietypen-plantengemeenschappen (bij voorkeur in overleg met de beheerder).

- a. Op basis van deze kaart kunnen de hydrologische vereisten (GVG, GLG en verticale flux) van deze doelvegetatie vastgesteld worden. Voor GxG-eis wordt daarbij gebruik gemaakt van op de abiotische randvoorwaarden natuur, toegepast met behulp van de Waterwijzer Natuur. Voor de eis aan de verticale flux kan de binnen dit project nieuw ontwikkelde kwel-module worden toegepast.
 - b. N.B.: Gerekend wordt met gemiddelde hydrologische grootheden (GLG, GVG, gemiddelde verticale flux) maar de relaties tussen deze gemiddelden en de vegetatie zijn wel gebaseerd op 30 jaar aan etmaalwaarden zodat ze impliciet wel rekening houden met temporele variaties in de grootheden.
4. Het **doelgat** is het verschil tussen de actuele hydrologische situatie en de voor de ambitie-vegetatiekaart minimaal vereiste GxG-waarden en kwelfluxen. Als gevolg van **klimaatverandering** zal de hydrologische situatie verder veranderen, waardoor ook het doelgat verandert. In de meeste gevallen neemt het doelgat door de verwachte klimaatverandering toe.
5. Door het systematisch aftasten van voornamelijk externe **hydrologische herstelmaatregelen** wordt modelmatig verkend welke maatregelen kansrijk zijn voor het dichten van het doelgat. Ook wanneer het grondwatermodel de actuele hydrologische situatie niet helemaal goed inschat, kan met het model toch redelijk goed ingeschat worden wat het effect van maatregelen, oftewel de verandering van de hydrologische situatie, is.
- a. Om een juiste inschatting te maken van het effect van maatregelen, moet de **nulsituatie** zo goed mogelijk benaderd worden. Zorg dat de actuele hydrologische situatie in het natuurgebied zo goed mogelijk verwerkt is in de modelinvoer. Ook maatregelen die al uitgevoerd zijn, of gepland staan om snel uit te voeren, moeten in de nulsituatie verwerkt worden.
 - b. Een verkenning naar **maximaal systeemherstel** geeft informatie over de mogelijkheid om de waterhuishouding regionaal te beïnvloeden.
 - c. In sommige natuurgebieden zijn nog **lokale (interne) aanpassingen** mogelijk om het natuurgebied hydrologisch te herstellen.
 - d. Door ook systematisch **afzonderlijke regionale maatregelen** (welke gezamenlijk in het maximaal systeemherstel (zie a.) zijn toegepast) door te rekenen kunnen de afzonderlijke bijdragen aan het regionale herstel van de waterhuishouding vastgesteld worden. Deze hoofdoplossingen zijn (1) aanpak van ontwatering, (2) aanpak van grondwateronttrekkingen en (3) bevorderen van de grondwateraanvulling. Tevens worden maatregelen in de ontwatering in verschillende grootte **bufferzones** rondom het natuurgebied toegepast, om de hydrologische effectiviteit van een maatregel in deze zone te bepalen.
6. Uit deze modelexercities komt kwantitatieve informatie over welke richtinggevende maatregelen het meest effectief zijn voor het dichten van het doelgat. Het geeft ook inzicht

in de grootte van zoekgebieden waar welke combinaties van maatregelen nodig zijn om duurzaam systeemherstel van het natuurgebied te realiseren.

2.4.2 Aggregatie resultaten doelgat en herstelmaatregelen

Zowel de doelgatberekening, als de resultaten van de hydrologische herstelmaatregelen, bevatten ruimtelijk variërende informatie, waarmee nog een laatste stap gezet kan worden richting informatie op systeemniveau. Met het systeemniveau bedoelen we een ruimtelijke eenheid waarvan de ecosysteemonderdelen worden aangestuurd door hydrologische factoren in de omgeving, door de kwelintensiteit of stijghoogte in de ondergrond. Wanneer de informatie op systeemniveau bekend is, oftewel er is één doelgat op systeemniveau en ook één waarde voor het effect van een maatregel op datzelfde niveau, kan ook gemakkelijker kwantitatief het effect van maatregelen met elkaar en met het doelgat vergeleken worden. Bijvoorbeeld door alle resultaten in één tabel samen te vatten.

Zowel het doelgat als het effect van hydrologische maatregelen zijn voor elke modelgridcel (vaak 25x25m) beschikbaar. Het ruimtelijke effect, waar heeft de maatregel veel of weinig effect, wordt hiermee direct zichtbaar als kaartbeeld. Echter, het systematisch, objectief en kwantitatief vergelijken van de effecten van alle scenario's is op deze manier niet mogelijk. Bovendien moet er een link worden gelegd met de doelgaten die moeten worden gedicht voor hydrologisch herstel en die per locatie en natuurstype verschillen.

Om kwantitatief de effecten van de maatregelen met elkaar te vergelijken en hoe ze bijdragen aan het dichten van de doelgaten kan een tabel met de gemiddelde verandering in kwel en grondwaterstand nuttig zijn. Ook kan gebruik gemaakt worden van boxplots, waarmee zowel het gemiddelde effect en mediane effect én de spreiding van het effect binnen het gebied wordt weergegeven (een voorbeeld van een boxplot staat in Figuur 2.11). Het gemiddelde effect is veel gevoeliger voor uitschieters dan het mediane effect.

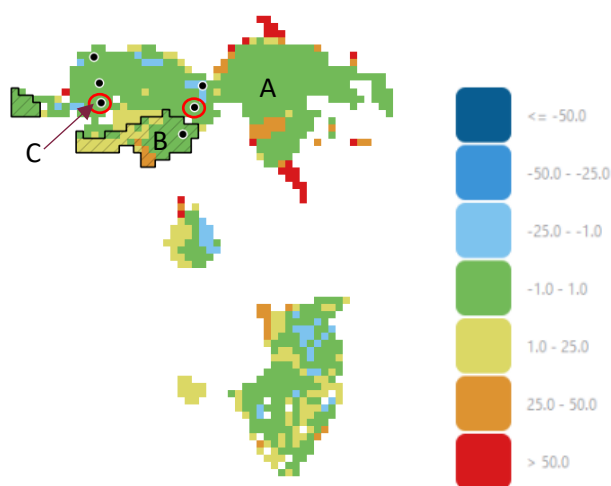
Hiervoor moet de informatie per modelgridcel geaggregeerd worden. De keuze van het aggregatieniveau is van grote invloed om inzichtelijk te krijgen wat nodig is voor hydrologisch herstel van de verdroogde natuur. Aan de hand van de resultaten in de Dommelbeemden wordt dat hier geïllustreerd. Voor dit voorbeeld is het doelgat en het effect van de maatregelen hierop berekend voor onderstaande drie "aggregatieniveaus" (delen van het natuurgebied). Figuur 2.15 toont de drie niveaus via het doelgat GVG.

- A. Het hele natuurgebied (waarvoor een ambitie-natuurstype bekend is)
- B. Een focusgebied: een deelgebied van het natuurgebied (zie A.), in de vlakken met een ambitie-natuurstype waar het doelgat het grootst is (in de Dommelbeemden is dit Vochtig hooiland, associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid). Gearceerde deel in figuur.
- C. De locaties waar observaties van de grondwaterstand beschikbaar zijn. In het geval van de Dommelbeemden staan er zes peilbuizen (met zwarte punten aangegeven in Figuur 2.15).

Het kan zinvol zijn om voor het gehele natuurgebied (niveau A) het doelgat te bepalen om aan te geven in welke mate het natuurgebied is verdroogd en wat er in het algemeen regionaal nodig is om het hydrologisch te herstellen. Maar vaak is er meer nuance nodig en is het zinniger om naar bepaalde focusgebieden te kijken.

Als focusgebied (niveau B) is hier gekozen voor de vlakken met een ambitie-natuurtype waar het grootste doelgat voorkomt. Alternatief zou hier ook bijvoorbeeld het ambitie-natuurtype met een prioritair natuurdoel (het natuurtype waar de meeste waarde aan wordt gehecht zoals bijvoorbeeld een Blauwgrasland) gekozen kunnen worden.

Het kan ook zinvol zijn om voor bepaalde meetpunten het doelgat en effecten te presenteren (niveau C). Bepaalde provincies (zoals Noord-Brabant) hebben een beleidsmeetnet verdroging waarin voor representatieve meetlocaties (voor ecohydrologisch systeem en ambitie-natuurtype) de grondwaterstanden en stijghoogtes worden gemonitord om de mate van (herstel van) verdroging te volgen. Voor dit aggregatieniveau kan ook de meetdata (en de daaruit bepaalde GxG) gebruikt worden als actuele situatie. Het is dan niet nodig om de model- en vegetatiedata te gebruiken.



Figuur 2.15 Doelgat GVG (cm) in de Dommelbeemden (A). Het gearceerde gebied geeft het focus-gebiedje (B) aan (associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid) en de zwarte punten geven de locaties van de peilbuizen (C) weer. De rood-omcirkelde peilbuizen zijn van west naar oost: DB03 en DB05.

Tabel 2-2 laat voor de drie aggregatieniveaus het doelgat (GLG, GVG en kwel) van de nulsituatie zien, en wat het gemiddelde effect is van de verschillende maatregelen op het doelgat (GLG, GVG en kwel). Voor de peilbuislocaties is het doelgat berekend met behulp van GxG op basis van de metingen. Verder geeft de tabel alleen de resultaten van de scenario's waarbij de maatregelen over het hele gebied zijn toegepast (niet in een bufferzone).

Door de resultaten op deze drie niveaus bij elkaar te zetten, wordt duidelijk dat het doelgat flink kan verschillen. Zo is het doelgat GVG en GLG in het focusgebied bijna twee keer zo groot als in het hele natuurgebied. Voor het doelgat kwel is dat bijna drie keer. Bij peilbuis DB03 is er juist geen kwel verhoging meer nodig. De maatregelen hebben op alle aggregatieniveaus een redelijk vergelijkbaar effect, met uitzondering van de interne maatregelen. Het effect van interne maatregelen is in het focusgebied twee keer zo groot als binnen de andere niveaus. Tevens hebben ontwateringsmaatregelen iets meer effect op het focusgebied. De tabel laat daarmee zien dat het

belangrijk is om bij de keuze van een maatregelenpakket in acht te nemen waar de hydrologische condities verbeterd moeten worden. De tabel laat daarmee zien dat de keuze van het aggregatieniveau belangrijk is, zowel voor het vaststellen van welk doelgat gedicht wordt als in hoeverre maatregelen effect hebben. Een tabel of boxplots zijn hiervoor wel wenselijk, omdat hiermee in één oogopslag het doelgat en de maatreegeffecten vergeleken kunnen worden.

Tabel 2-2 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG, kwelflux ten opzichte van de nulsituatie op de verschillende aggregatieniveaus. De bovenste rij geeft het gemiddelde doelgat per aggregatieniveau weer. De doelgaten op de peilbuislocaties zijn bepaald op basis van metingen (en laten daarom alleen doelgat GxG zien). De doelgaten van de overige aggregatieniveaus zijn het gemiddelde van doelgatenkaarten (zie bijvoorbeeld Figuur 2.15). De rijen onder het doelgat geven per scenario de gemiddelde verandering ten opzichte van de nulsituatie weer (volgens modellering met het grondwatermodel). Een positieve waarde bij de GLG, GVG en kwel betekent een stijging.

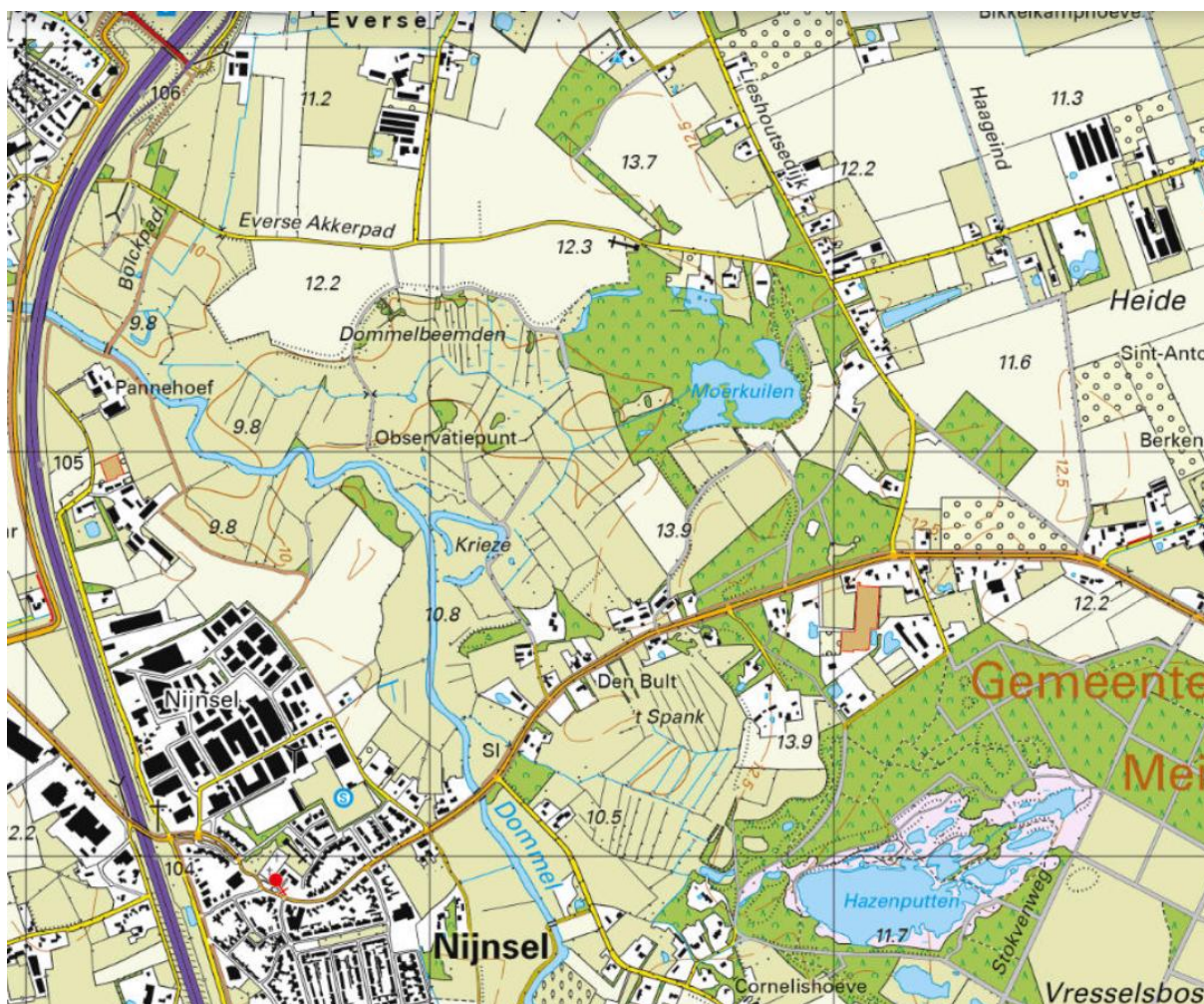
	Scenario naam	Hele gebied			Focusgebied			Peilbuis DB03		Peilbuis DB05	
		GVG (m)	GLG (m)	Flux (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	Flux (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	GVG (m)	GLG (m)
	Doelgat	0.03	0.15	0.10	0.05	0.28	0.29	0.00	0.12	0.00	0.06
1b	Maximaal Dommel	0.07	0.23	2.80	0.1	0.34	1.8	0.02	0.26	0.03	0.22
2	Winningen	0.02	0.07	0.57	0.02	0.07	0.32	0.01	0.08	0.01	0.07
3	Beregening	0.04	0.07	0.0	0.04	0.07	0.0	0.00	0.04	0.00	0.04
4	Landgebruik	0.01	0.08	0.56	0.01	0.07	0.30	0.00	0.06	0.01	0.06
5	Ontwatering max	0.03	0.09	0.68	0.04	0.09	0.43	0.01	0.10	0.02	0.10
6	Ontwatering 0.3	0.02	0.08	0.58	0.03	0.09	0.37	0.01	0.09	0.01	0.08
7	Ontwatering 0.5	0.02	0.06	0.41	0.02	0.07	0.27	0.01	0.07	0.01	0.06
8	Intern	0.07	0.17	0.36	0.15	0.34	0.29	0.05	0.38	0.05	0.30
10	Combinatie maximaal	0.12	0.33	2.81	0.21	0.57	2.76	0.06	0.50	0.06	0.47

3 Dommelbeemden

3.1 Systeemanalyse

Hier volgt een samenvatting van de systeemanalyse van de Dommelbeemden, zie voor de volledige systeemanalyse Bijlage 2.

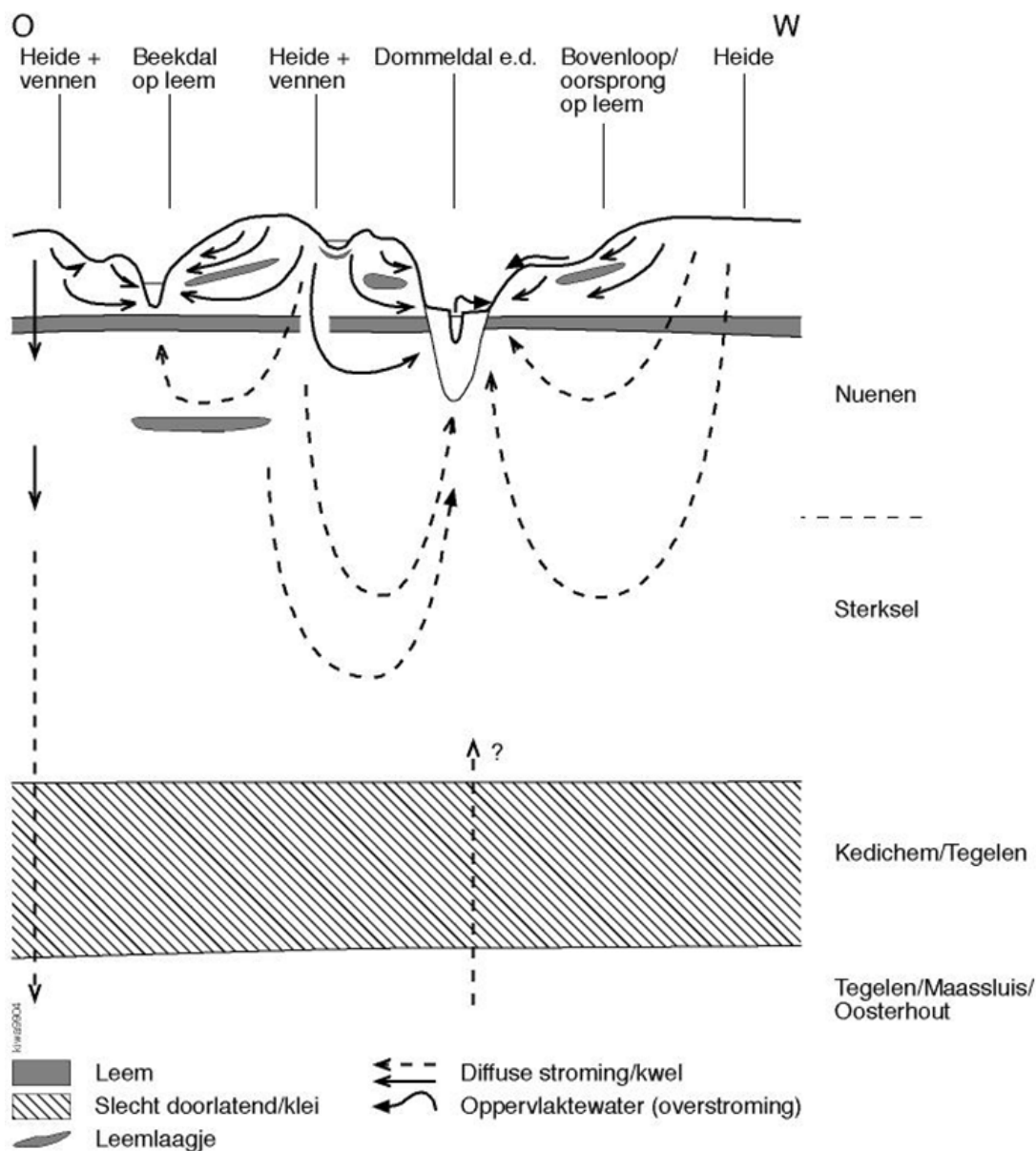
Ligging en geohydrologie



Figuur 3.1 Topografische kaart met ligging Dommelbeemden (bron: topotijdreis.nl)

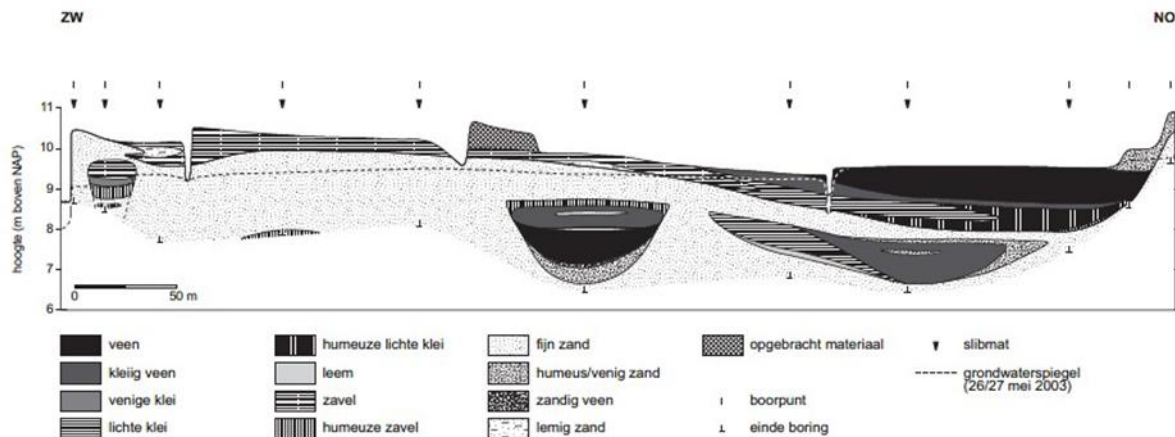
De Dommelbeemden liggen in het beekdal van de Dommel, ten oosten van Sint Oedenrode (Figuur 3.1). Het betreft hooilanden op een met veen en klei verlande oude meander aan de noordzijde van de dalvlakte en op de oeverwallen tussen deze meander en de huidige loop van de Dommel. Op het oostelijk deel van de meander liggen de Moerkuilen, met Elzenbroekbos en open water. Ook stroomopwaarts in het Dommeldal liggen verschillende delen natuurgebied. Het Dommeldal is hier diep ingesneden in de omliggende zandgronden, met een vaak steile dalrand.

Centrale Slenk zandgebieden



Figuur 3.2 Schematische geohydrologische doorsnede door de Centrale Slenk ter hoogte van de Dommelbeemden (uit Jalink et al., 2001). Wat destijds Nuenen Groep werd genoemd is nu Formatie van Boxtel en (ondiep) holocene afzettingen (F. Van Singraven), De kleien van Kedichem-Tegelen zijn nu ingedeeld bij de Formatie van Stramproy en F. van Waalre.

Het gebied ligt in de Centrale Slenk (Roerdalslenk), die in noordelijke richting helt. Figuur 3.2 toont een schematische geohydrologische doorsnede met (potentiële) stromingsstelsels (Jalink et al., 2001). De Dommelbeemden liggen in het diep door de Brabantse Leem ingesneden Dommeldal. Het terrein wordt gevoed door kwel vanuit het eerste watervoerend pakket, dat bestaat uit kalkhoudende zanden van Sterksel en kalkhoudende (dek)zanden van Boxtel, lateraal boven en onder de Brabantse Leem toestromend lokaal grondwater (deels ook basenrijk), overstroming vanuit de Dommel (tijdens hoogwaterpieken) en natuurlijk door (stagnerend) regenwater.



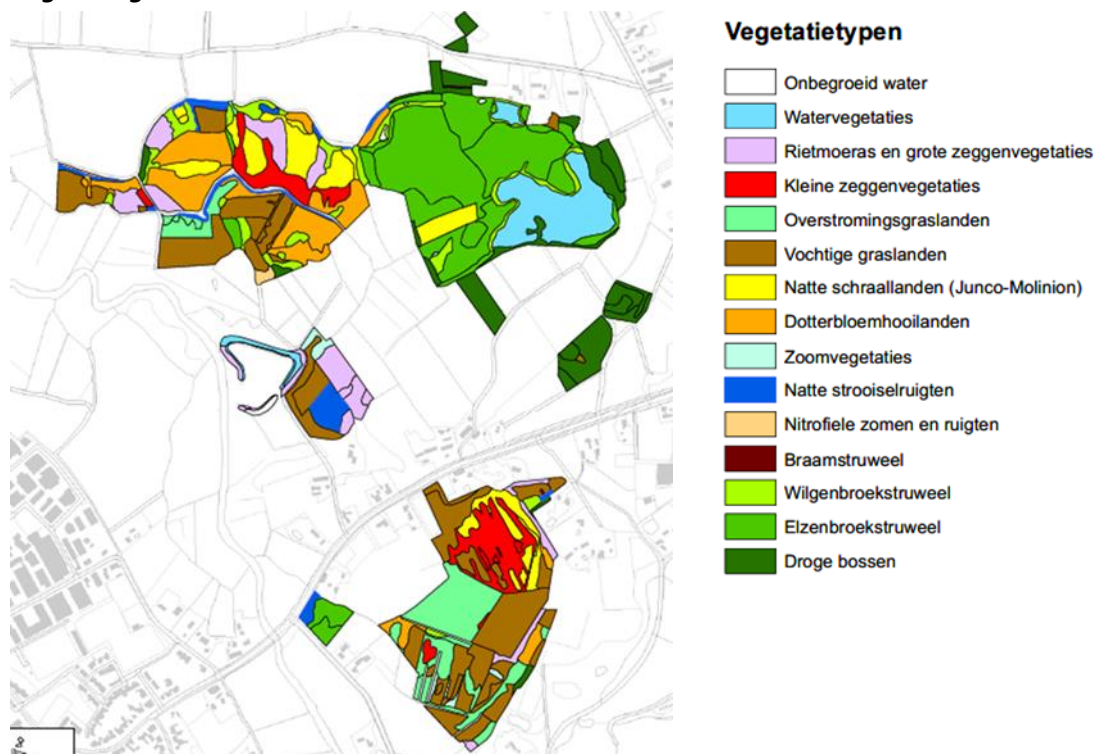
Figuur 3.3 Opbouw van het topsysteem boven de zanden van Boxtel (uit Sival et al., 2010); dit transect loopt van noord naar zuid door het oostelijk deel van de Dommelbeemden. Aan de noordoostzijde de met veen en riviersediment opgevulde voormalige meander, aan de zuidwestzijde de 'overwal' van dekzandgronden met daarop een zaveldek. De beemdsloot ligt in de zuidrand van de voormalige meander.

De kern van de Dommelbeemden met de meest bijzondere natte hooilanden ligt op een opgevulde voormalige meander in het noordelijk deel van de dalvlakte (Figuur 3.3). Tussen de huidige Dommel en deze voormalige beekloop ligt een hoger deel, dat functioneert als oeverwal, waar de dekzanden zijn bedekt met zavel. Op de overgang tussen beide loopt de Beemdsloot, een diepe sloot die water vanuit bovenstrooms gebied doorvoert en lokaal het grondwatersysteem (nog) draineert (samen met aangetakte perceelssloten). De Dommel heeft een peil dat overwegend lager ligt dan het grondwater in de Dommelbeemden en vangt daardoor ook kwelwater af.

beekwater ook over lage delen van de oeverwal het terrein instromen. Tijdens hoogwaters zijn ook de stijghoogten in het eerste watervoerend pakket verhoogd. Daardoor treedt in een groot deel van het terrein nog steeds kwel op en geen infiltratie van beekwater. Wel treedt dan sedimentatie van slib op.

De hogere 'oeverwal' tussen de meander en de huidige Dommel heeft het grootste deel van het jaar vrij diepe grondwaterstanden en wordt overwegend gevoed door neerslagwater. Dit deel functioneert als lokaal inziggebied voor zeer lokaal grondwater (oeverwalsysteem (Garritsen, 1988)) dat afstroomt naar de meander en de Dommel. De pH-buffering in dit deel wordt vooral verzorgd door het zaveldek dat er tijdens overstromingen is afgezet (Figuur 3.3).

Vegetatiegradiënten



Figuur 3.5 Vegetatiekaart van de situatie in 2013 (Raemakers & Faasen 2013).

Binnen deze gradiënt in grondwaterregime, grondwaterkwaliteit en bodemkwaliteit ligt een gradiënt aan plantengemeenschappen (Figuur 3.5). Onderaan de dalhelling zijn dat Veldrusschraalland, even lager Blauwgrasland of (natter, met meer regenwaterstagnatie) Kleine zeggenvegetaties. In de lage, door basenrijke kwel gevoede, af en toe overstroomde delen komen Dotterbloemhooiland (of Moerasspiraea-ruigten) en op de langdurig natte delen Grote zeggen-moeras (m.n. Scherpe zegge-ass.) voor. Op de oeverwallen gaat dit weer over via Dotterbloemhooiland naar de drogere Glanshaverhooilanden (of andere bloemrijke graslanden).

Onderaan de steilrand is er decennialang een sterke verruiging geweest met Grote brandnetel, Braam, Liesgras, Rietgras en andere ruigtesoorten. Sinds het stoppen van de bemesting is deze begroeiing ijler geworden en krijgen schraallandsoorten weer meer ruimte.

Knelpunten en kansen

Het waterbeheer is al vele decennia van invloed op deze vegetatie. Voor 1945 stond bij St Oedenrode een Watermolen in de Dommel. Vanwege het stuwrecht was de Dommelbeemden onderdeel van het waterreservoir en stond regelmatig onder water. Nadien is het stuwpeil verlaagd en is de invloed van overstroming sterk verminderd. Tevens werd het terrein natuurreserveaat en kwam in verschrallend hooibeheer. Maar in de eerste jaren werd het beheer van perceelsloten gestopt, waardoor ze verlandden en het terrein natter werd. Gevolg was een toename van moerasvegetatie t.o.v. hooilanden (Jalink en Jansen, 1989). Daarom werden greppels weer opengetrokken zodat het maaibeheer kon worden voortgezet. Afgelopen decennia zijn waterhuishouding en beheer min of meer stabiel geweest. Ook lijkt het patroon in vegetatietype en soorten de afgelopen decennia vrij stabiel.

Toch lijkt er sprake van te diep weg zakkende zomergrondwaterstanden en van oppervlakkige verzuring (door veenoxidatie en regenwaterstagnatie). En met name de afgelopen jaren zijn grote verschillen geconstateerd tussen extreem droge en natte jaren. In de droge jaren treedt veenoxidatie op met als gevolg eutrofiëring en verzuuring (ten koste van langzaam groeiende of laagblijvende soorten). In natte jaren treedt diepe reductie van de bodem op met als gevolg zuurstoftekort in de wortelzone en sulfidetoxiciteit in de zone met sulfaatrijke kwel (met als gevolg het lokaal afsterven van gevoelige soorten, zoals Spaanse ruiter).

Hoewel de bemesting van de Everse Akkers is gestopt, is de waterkwaliteit nog steeds beïnvloed en dat maakt het systeem nog kwetsbaar. Voor duurzaam herstel en behoud van de al decennia bijzonder goed ontwikkelde vegetatiegradiënt in de Dommelbeemden is het nodig dat er een stabiel grondwaterregime is met schoon kwelwater uit de verschillende pakketten. De kwaliteit van het lokale kwelwatersysteem zal in de loop der jaren beter worden, waarmee schralere standplaatsen ontstaan en de sulfide-problemen in natte jaren zullen afnemen. Voor een duurzaam voldoende hoge grondwaterstand en basenrijkdom –ook in extreem droge jaren- is het van belang dat de kwelflux tot in maaiveld weer sterker en langduriger optreedt.

De grondwaterhuishouding in de percelen wordt nog steeds sterk beïnvloed door de ontwatering in en om het terrein:

- De Dommel draineert vanwege laag peil t.o.v. Dommelbeemden, maar leidt bij extreme waterstanden ook tot overstroming
- Binnen het beekdal draineert de Beemdsloot de percelen en het diepere grondwatersysteem; deze sloot had tot voor kort een doorvoerfunctie voor de afwatering van oostelijker gelegen gronden;
- Er zijn nog diverse perceelsloten en greppels, die te sterk draineren en afwateren op de Beemdsloot
- Mogelijk zijn stijghoogtedalingen van invloed op de kweldruk; oorzaken daarvan kunnen liggen in drainage door de omgeving (genoemd laag Dommelpeil (en sterker benedenstrooms van de stuw, ontwatering van landbouw- en stedelijk gebied), grondwateronttrekking (permanent (drinkwater, (bio)industrie) of periodiek (beregening), verminderde grondwateraanvulling (toegenomen verdamping en

versnelde afwatering op de hogere gronden). In paragraaf 3.4 worden de resultaten van de modelberekeningen getoond waarin het effect van deze omgevingsfactoren op de grondwaterstanden en kwel wordt bepaald.

- Of instroom van Dommelwater een probleem is, is onzeker. Overstroming en slibafzet zijn een natuurlijk proces in dit type beekdal (Jalink et al., 2001; 2003) en dragen bij aan een goede beekwaterkwaliteit én goed functionerend grondwaterregime bij aan de gradiëntrijkdom (Runhaar en Jalink, 2007). Kenmerkende vegetatietypen zijn soortenrijke Grote zeggenmoeras en Dotterbloemhooiland, en de voor Dommeldal karakteristiek soort Langbladige ereprijs. Over de wenselijkheid van beekwateroverstromingen bij de huidige beekwaterkwaliteit kunnen in het kader van deze studie geen uitspraken worden gedaan.

3.2 Informatie voor doelgatbepaling

Een samenvatting van de gebruikte informatie voor de doelgatbepaling wordt opgesomd in Tabel 3-1. In Tabel 3-2 staat een samenvatting van de gebruikte informatie voor de actuele hydrologische situatie (zoals gebruikt in de doelgatbepaling) en de nulsituatie (gebruikt voor de effectberekening van de hydrologische maatregelen).

Tabel 3-1 Gebruikte informatie voor doelgatbepaling

	Periode
Grondwatermodel	2009-2019
Grondwatermeetpunten	Meetnet 6 peilbuizen uit project 'Kwantificering kwelfluxen'. Meetreeks verlengd met behulp van tijdreeksanalyse met Menyanthes
Vegetatiekartering	2013. Raemakers & Faasen 2013 (zie Figuur 3.5)
Recente veranderingen in het gebied	N.v.t.

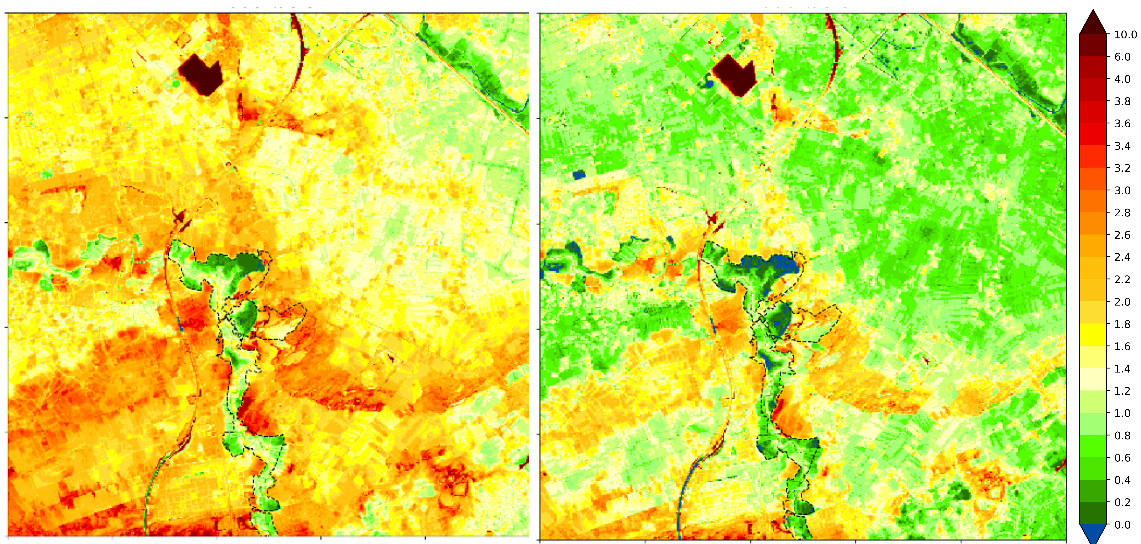
Tabel 3-2 Actuele situatie en nulsituatie

Actuele hydrologische situatie (voor doelgatbepaling)	• Grondwatermodel: 2009-2019 + aanpassing ontwateringsdiepte hoofdafwatering Dommelbeemden. • Vegetatiekartering: 2022
Nulsituatie (voor effectbepaling hydrologische maatregelen)	• Grondwatermodel 2009-2019 • Grondwatermodel 2009-2019 + aanpassing ontwateringsdiepte hoofdafwatering Dommelbeemden.

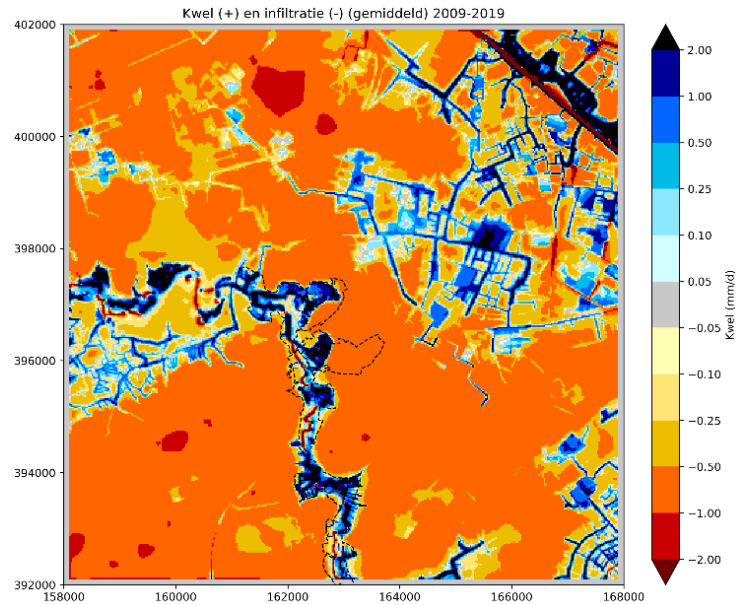
Grondwatermodel

Voor de grondwatermodellering van de Dommelbeemden (en omgeving) is gebruik gemaakt van een lokaal verbeterd model (door BrabantWater voor project Kwantificering Kwelfluxen (KWR & Deltares, 2025, in prep.)) op basis van uitsnede van het Brabant Model (Royal HaskoningDHV, 2019). Ook is op basis van veldbezoeken en metingen van het slootpeil binnen project Kwantificering Kwelfluxen de ontwateringsdiepte van enkele sloten/waterlopen (met name één diepe hoofdwatgang midden in het gebied) gewijzigd. Voor een uitgebreide beschrijving van het model en de resultaten, zie Bijlage 2.

De GVG en GLG behorende de nulsituatie zijn weergegeven in Figuur 3.6. De GHG in het natuurgebied is vergelijkbaar met de GVG (gemiddelde verschil is 0.1 m). In het noordelijke deel van het natuurgebied komt de GVG tot maaiveld en rondom de Dommel is de GVG maximaal 100 cm beneden maaiveld. De GLG is in het noordelijke deel van het gebied ongeveer 30 tot 50 cm beneden maaiveld, en rondom de Dommel maximaal 150 cm beneden maaiveld. Ook is te zien dat de grondwaterstanden buiten het natuurgebied diep ten opzichte van maaiveld, de GLG zakt uit naar 2 tot 3 m-mv. Binnen het natuurgebied ligt het maaiveld lager ten opzichte van de omgeving en blijft daardoor de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld relatief ondiep. De jaarrond gemiddelde kwelfluxen in het natuurgebied zijn vaak meer dan 1 mm/d (Figuur 3.7). Rondom het natuurgebied vindt veelal wegzijging plaats (0.5-1 mm/d), omdat hier het maaiveld hoger ligt dan het beekdal.



Figuur 3.6 Gemodelleerde GLG (links) en GVG (rechts) (m-mv) in de Dommelbeemden in de nulsituatie.



Figuur 3.7 Infiltratie- en kwelfluxen in het modelgebied in mm/d. De geelrode kleuren geven wegzijging weer en de blauwe kleuren geven de kwelfluxen aan.

De modeluitvoer is ook gevalideerd met behulp van metingen die verricht zijn in het kader van OBN-project 'Kwantificering Kwelfluxen' (KWR & Deltares, 2025 in prep.). Hiervoor de meetreeks verlengd met behulp van het tijdreeksmodel Menyantes. Met behulp van deze tijdreeks is de GxG bepaald voor de periodes 2009-2019 en 2009-2017. Beide periodes zijn bekeken om te controleren of de droge zomers 2018 en 2019 invloed hebben op de GVG en GLG bepaling. Het verschil tussen de resultaten van deze periodes is erg klein. De twee periodes zijn vergeleken met de grondwatermodeluitvoer (zie Figuur 3.8). De afwijking van de model-GVG en meting-GVG is 0-12 cm, voor de GLG is dit +10 tot -33 cm. Voor de GVG is ingeschat dat het model een standaardafwijking van 20 cm heeft, op basis van de afwijking met deze zes peilbuizen is dit mogelijk iets overschat.

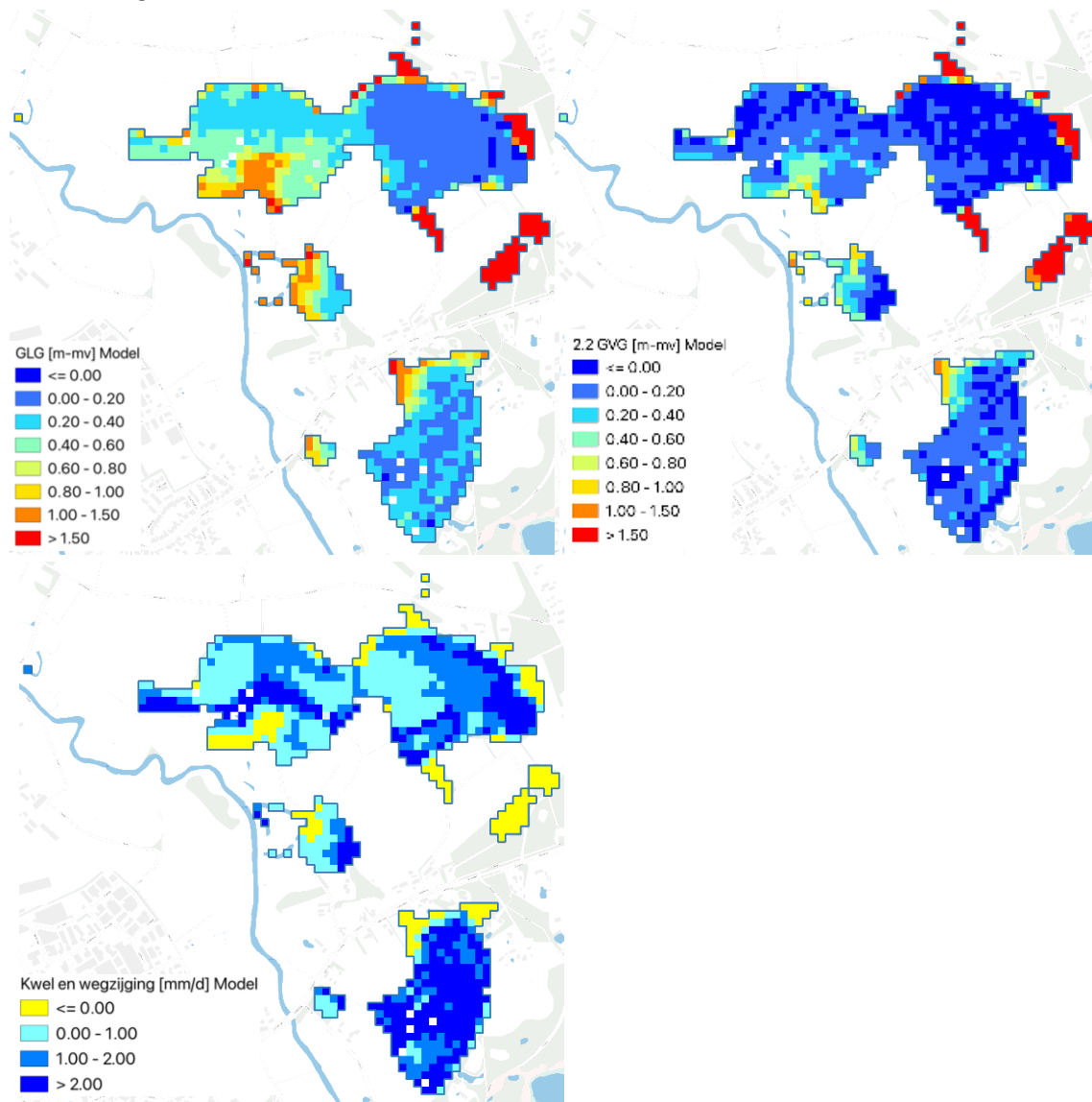


Figuur 3.8 Verskil tussen gemeten en gemodelleerde GVG (links) en GLG (rechts). De gemeten GxG is bepaald door met behulp van Menyantes de meetreeks te verlengen. Zowel de periodes 2009-2017 (blauw) als 2009-2019 (geel) zijn vergeleken. De locaties zijn de meetlocaties DB01 t/m DB06 uit het OBN-project 'Kwantificering kwelfluxen'

3.3 Doelgat natuur

3.3.1 Actuele hydrologische situatie

De GLG, GVG_{mod} en de verticale flux in het topsysteem van dit gebied zijn met het Brabant-model berekend (Figuur 3.9). De GVG gaan we, zie Hoofdstuk 2, nog corrigeren aan de hand van de vegetatiekaart. Daarnaast is op basis van meetgegevens een standaardafwijking van 20 cm van het model vastgesteld.



Figuur 3.9. Met het model gesimuleerde GLG, GVG en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem.

De meest recente vegetatiekaart uit 2013 dateert van een decennium geleden (Raemakers en Faasen, 2014) en bevat 52 eenheden uit de vegetatietypologie van Staatsbosbeheer, te veel om

allemaal weer te geven op een kaart. Daarom zijn eenheden door Raemakers en Faasen (2014) samengevoegd tot de overzichtskaart die is weergegeven in Figuur 3.5.

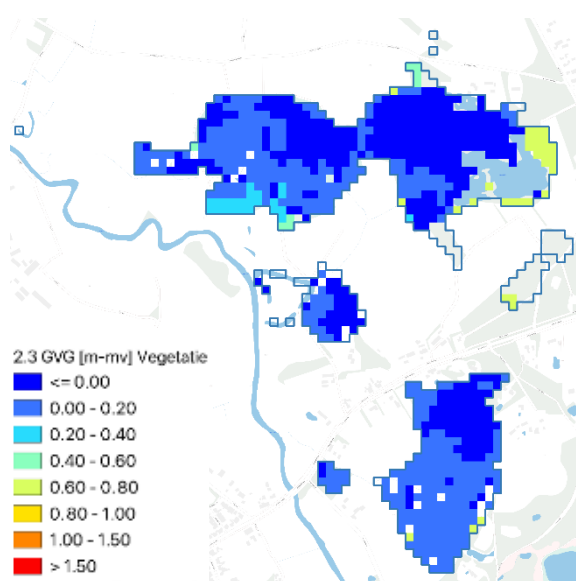
Voor onze berekening van de beste schatter van de GVG gaan we echter uit van alle 52 vegetatietypen. In Tabel 3-3 staan deze genoemd, samen met het aantal opnamen in DVN, de vochtindicatie F_{DVN} , de GVG_{DVN} die op basis van DVN aan ieder type is toegekend en de standaardafwijking σ_{DVN} daarvan, alsmede de standaardafwijking σ_{veg} waarin σ_{DVN} en σ_{opn} (Figuur 2.1: 12.5 cm) volgens vergelijking [2] zijn gecombineerd.

De GVG-schatter uit de vegetatie, GVG_{DVN} , is in kaartvorm weergegeven in Figuur 3.10. Voor de schatting van de GVG uit het hydrologisch model, GVG_{mod} , gaan we op basis van de peilbuismetingen uit van een standaardafwijking van $\sigma_{mod} = 20$ cm. De met vergelijking [1] naar variantie gewogen gemiddelde GVG-schatting, GVG_{var} , is weergegeven in Figuur 3.11, het verschil met de modelschatter (GVG_{mod} minus GVG_{var}) in Figuur 3.12. In Figuur 3.11 zijn tevens waarden voor de GVG weergegeven die zijn geschat uit de vegetatieopnamen van Raemakers en Faasen (2014) (GVG_{opn}).

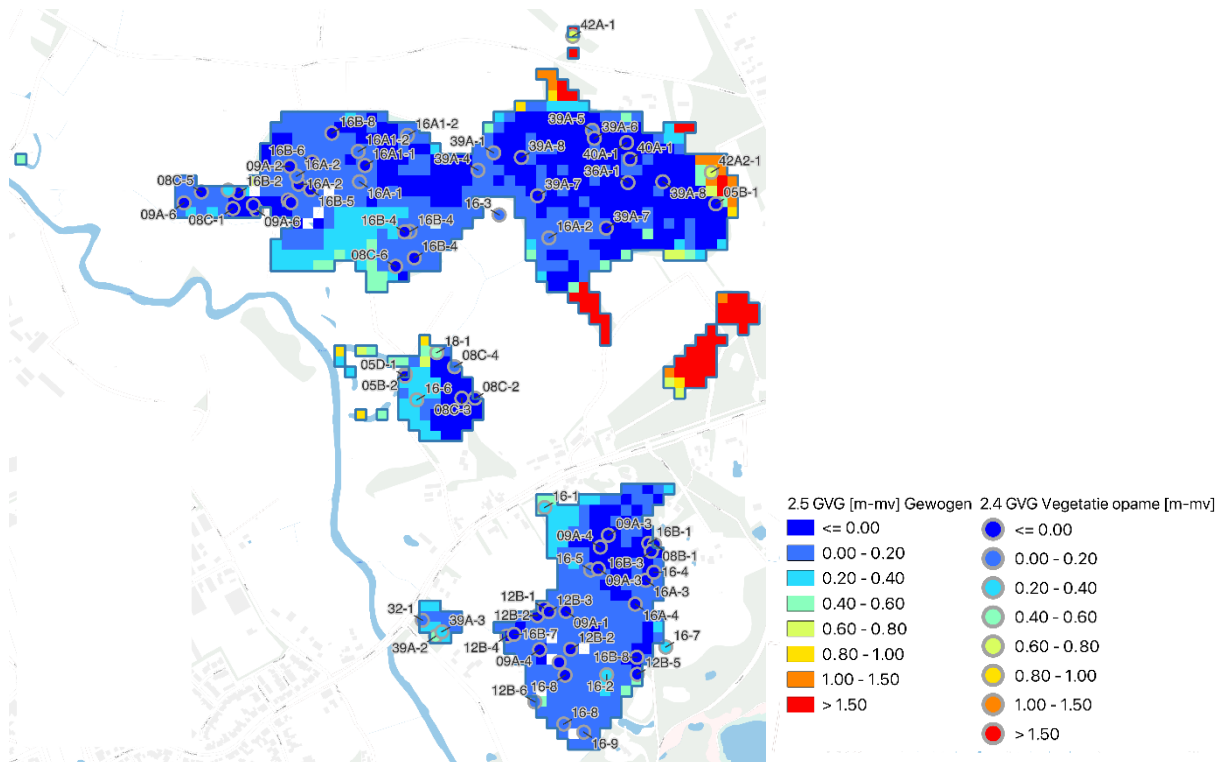
Tabel 3-3. De in de Dommelbeemden aangetroffen vegetatietypen en de daarvoor van N opnamen uit DVN afgeleide vochtindicatie F_{type} en GVG_{type} , de laatste met de standaardafwijkingen uit DVN (σ_{DVN}) en de gecombineerde standaardafwijking van de vegetatie (σ_{veg}) waarbij is uitgegaan van een standaardafwijking voor de empirische relatie tussen vochtindicatie en GVG van, zie Figuur 2.1, $\sigma_{opn} = 12.5$ cm.

Code	Wetenschappelijke naam	N	F_{DVN}	GVG_{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
01-a	RG Lemna minor-[Lemnetea minoris]	2	1.15			
05B3a	Myriophyllo-Nupharetum typicum	183	1.10			
05B3b	Myriophyllo-Nupharetum inops	13	1.08			
05D-a	RG Potamogeton pusillus en Elodea nuttallii-[Parvopotamion]	78	1.19			
08-a	RG Glyceria maxima-[Phragmitetia]	93	1.68			
08C2a	Caricetum gracilis typicum	119	1.87	-1	7	14
08C2c	Caricetum gracilis inops	38	1.85	-2	6	14
08C3	Caricetum vesicariae	49	1.89	0	6	14
08C-d	RG Carex disticha-[Magnocaricion]	80	1.89	0	7	14
08C-f	RG Calamagrostis canescens-[Magnocaricion]	32	1.95	2	5	14
08-f	Typho-Phragmitetum typicum	5	1.94	2	9	15
09A3a	Carici curtae-Agrostietum typicum	69	1.87	-1	5	13
09A3b	Carici curtae-Agrostietum juncetosum filiformis	42	2.07	7	5	14
09-f	RG Carex rostrata-Potentilla palustris-[Parvocaricetia]	16	1.78	-5	5	13
12B-f	RG Agrostis canina-Ranunculus repens-[Lolio-Poten. anserinae/Molinietalia]	35	2.39	19	6	14
12B-j	RG Agrostis stolonifera-[Lolio-Potentillion anserinae]	39	2.57	25	10	16
16-a	RG Holcus lanatus-Lychnis flos-cuculi-[Molinietalia]	25	2.61	27	6	14
16A1a	Cirsio dissecti-Molinietum typicum	58	2.32	16	5	13
16A-c	RG Agrostis canina-[Junco-Molinion]	36	2.32	16	7	14
16A-e	RG Molinia caerulea-Sphagnum palustre-[Parvocaricetia/Junco-Molinion]	9	2.26	14	6	14
16A-f	RG Juncus acutiflorus-Sphagnum-[Junco-Molinion]	24	2.24	13	5	13
16-b	RG Holcus lanatus-Lychnis flos-cuculi-[Molinietalia]	20	2.49	23	6	14
16B/a	DG Phragmites australis-Phalaris arundinacea-[Calthion palustris]	0				
16B/b	DG Glyceria fluitans-[Calthion palustris]	0				
16B/c	DG Glyceria maxima-[Calthion palustris]	0				
16B1c	Ranunculo-Senecionetum juncetosum filiformis	26	2.26	14	5	14
16B1f	Ranunculo-Senecionetum caricetosum acutae	31	2.29	15	5	13
16B-b	Crepido-Juncetum acutiflori	33	2.42	20	5	14
16-g	RG Holcus lanatus-Lychnis flos-cuculi-[Molinietalia]	13	2.58	26	11	17
16-i	RG Agrostis capillaris-Hypochaeris radicata-[Trifolio-Festucetalia ovinae]	30	3.21	50	5	14
16-l	RG Holcus lanatus-Lolium perenne-[Molinio-Arrhenatheretia]	22	2.90	38	5	13

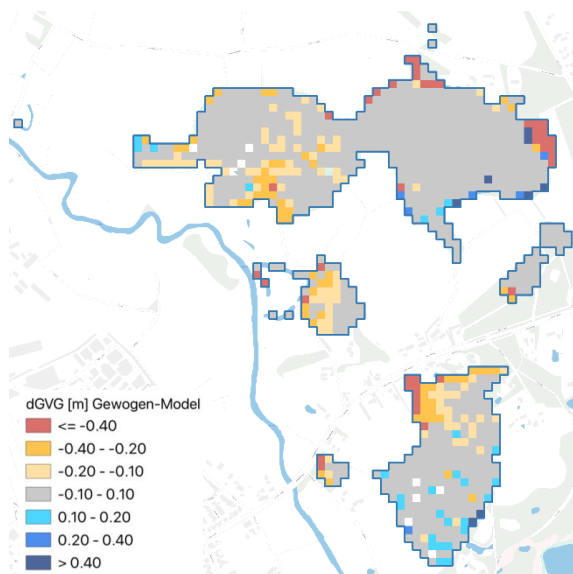
Code	Wetenschappelijke naam	N	F _{DVN}	GVG _{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
16-m	RG Poa trivialis-Lolium perenne-[Plantaginetea majoris/Cynosurion cristati]	20	2.84	36	6	14
16-r	RG Juncus effusus-[Molinietalia/Lolio-Potentillion]	23	2.38	18	11	16
18-a	RG Holcus mollis-[Melampyro-Holcetea mollis]	18	3.23	51	8	15
18-b	RG Pteridium aquilinum-[Melampyro-Holcetea mollis]	47	3.40			
32A1	Valeriano-Filipenduletum	59	2.31	16	7	14
32-d	RG Solanum dulcamara-Phragmites australis-[Convolvulo-Filipenduletea]	36	2.04	5	9	15
33-a	RG Urtica dioica-[Galio-Urticetea]	123	2.99	42	6	14
35A-a	RG Rubus plicatus-[Lonicero-Rubetea plicati].	14	3.57			
36A2	Alno-Salicetum cinereae	264	2.24	13	12	17
39A2a	Carici elongatae-Alnetum typicum	17	2.25	13	6	14
39A2c	Carici elongatae-Alnetum ribetosum nigrae	14	2.44	21	4	13
39A-a	RG Calamagrostis canescens-[Alnion glutinosae]	22	2.30	15	8	15
39A-b	RG Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]	17	2.65	29	6	14
39A-d	RG Urtica dioica-[Alnion glutinosae]	19	2.50	23	7	14
39A-e	RG Urtica dioica-[Alnion glutinosae]	5	2.55	25	10	16
41A/a	DG Prunus serotina-[Dicrano-Pinion]	0				
42A/a	DG Prunus serotina-[Quercion roboris]	0				
42A2c	Fago-Quercetum convallarietosum	21	3.19	49	2	13
42-d	RG Rubus fruticosus-[Quercion roboris]	23	3.20	50	6	14
43B-c	RG Urtica dioica [Circae-Alnenion]	5	2.85	36	3	13
43-f	RG Sambucus nigra-[Querco-Fagetea]	9	3.11	46	7	14



Figuur 3.10. Uit de vegetatiekaart van Raemakers en Faasen (2014) afgeleide gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{DVN}.



Figuur 3.11. De naar variantie gewogen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{var} en de schatter van die stand uit vegetatieopnamen, GVG_{opn} (met cirkels aangegeven).



Figuur 3.12. Verschil tussen de met het Brabant-model X gesimuleerde GVG en de beste schatter van de GVG: $GVG_{mod} - GVG_{var}$. Bruinere kleuren betekenen dat het model lagere standen berekende, blauwige hogere standen.

Uit Figuur 3.11 blijkt dat de GVG die geschat is uit vegetatieopnamen, heel goed overeenkomt met de gecombineerde schatting van de GVG uit de vegetatiekaart en uit het grondwatermodel. De gemodelleerde GVG is in de nabijheid van de Dommel nog te laag ten opzichte van de gecombineerde schatting (Figuur 3.12). Dat betekent waarschijnlijk dat het grondwatermodel hier een te lage GVG berekent. Een andere verklaring is dat de vegetatie hier heel anders reageert op de GVG dan je op basis van de regressielijn van Figuur 2.1 zou mogen verwachten. De grote afwijkingen

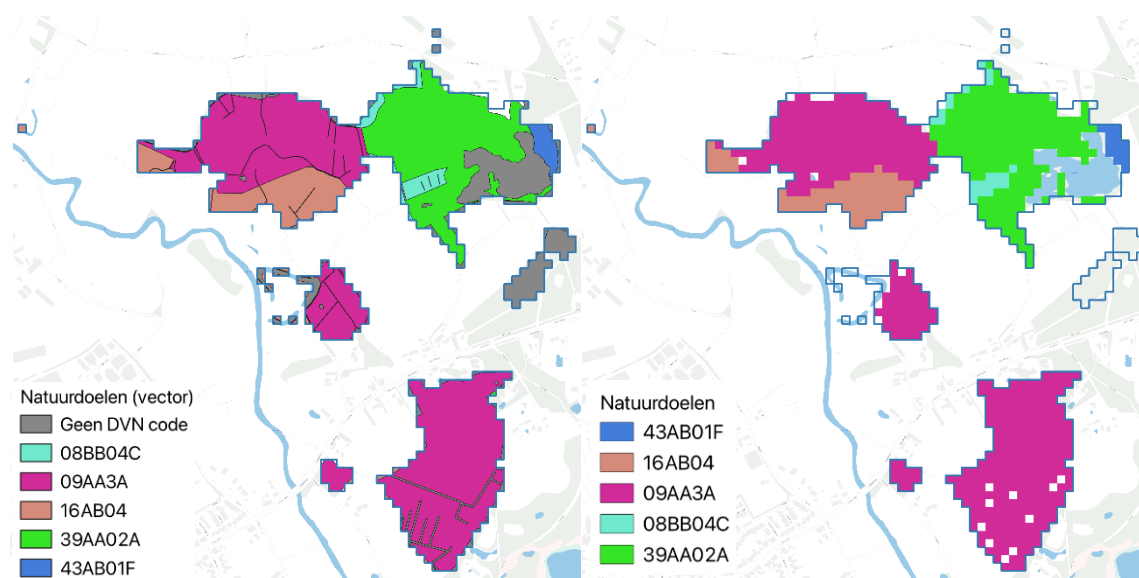
in Figuur 3.12 aan de oostelijke en noordelijke rand van het gebied zijn ongetwijfeld een artefact, voortkomend uit de verrastering van de erosierand van het stroombed van de Dommel naar cellen van 25 meter. Deze afwijkingen kunnen we negeren bij de verdere analyse.

3.3.2 Hydrologische eisen natuur

Provincie Noord-Brabant heeft voor heel haar grondgebied een kaart gemaakt die weergeeft welke natuurambities zij nastreeft. Die ambities zijn geformuleerd in grove eenheden, de beheertypen. Omdat de beheertypen in ecologisch opzicht vrij grof zijn, hebben wij ze op grond van onze gebiedskennis voor de Dommelbeemden via Tabel 3-4 vertaald naar plantengemeenschappen volgens de Vegetatie van Nederland. Figuur 3.13 geeft de aldus vastgestelde kaart van de natuurdoelen van de Dommelbeemden.

Tabel 3-4. Vertaling voor de Dommelbeemden van ambitietypen naar doeltypen.

Code	Naam	DVN_code	DVN_naam
N10.01	Nat schraalland	09AA3A	Ass. van Moerasstruisgras en Zompzegge- typische subass.
N10.02	Vochtig hooiland	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid
N14.03	Haagbeuken- en essenbos	43AB01F	Eiken-Haagbeukenbos- subass. met Witte klaverzuring
N05.04	Dynamisch moeras	08BB04C	Riet-ass.- typische subass.
N14.01	Rivier- en beekbegeleidend bos	39AA02A	Elzenzegge-Elzenbroek- typische subass.
N04.01	Kranswierwater	04BA02	Charetum hispidae
N06.05	Zwakgebufferd ven	06AB01	Associatie van Ongelijkbladig fonteinkruid



Figuur 3.13. Natuurdoelen van de Dommelbeemden: links niet en rechts wel verrasterd naar cellen van 25 m.

3.3.3 Doelgat kwel en grondwaterstand

We hebben nu de hydrologische uitgangssituatie (§ 3.3.1: Figuur 3.9a, Figuur 3.9c, Figuur 3.11) en de natuurdoelen (§ 3.3.2: Figuur 3.13) die een bepaalde gewenste hydrologische situatie wensen. Met de Waterwijzer Natuur, waarin de hydrologische randvoorwaarden zijn opgenomen, kunnen we vervolgens eenvoudig de minimale doelgaten bepalen van de GVG en GLG die nodig zijn voor een

optimale ontwikkeling van de vegetatiedoelen: zie Figuur 3.14. Het zijn minimale doelgaten: de verhoging die nodig is voor het precies bereiken van knikpunt B2, dan wel benodigde verlaging voor om precies uit te komen op knikpunt B1 (Figuur 3.14). De GVG blijkt vrijwel overal in het gebied op orde te zijn, terwijl de GLG in het westelijk deel, nabij de Dommel, te laag is om het vegetatiedoel te halen.

Tabel 3-5. *Knippunten van de doelvegetaties voor de Dommelbeemden. Voorbeelden: Bij 16AB04 ligt de optimale GVG tussen de 0 en 25 cm beneden min maaiveld en mag de GLG niet lager zijn dan 40 cm min maaiveld.*

	GVG				GLG			
	A1	B1	B2	A2	A1	B1	B2	A2
09AA3A	-15	-8	10	20	-999	-999	40	50
16AB04	-10	0	25	40	-999	-999	40	60
43AB01F	20	30	999	999	50	70	999	999
08BB04C	-100	-75	-25	0	-999	-999	20	50
39AA02A	-30	-15	10	20	-999	-999	40	60
04BA02	-999	-999	-30	-20	-999	-999	-20	0
06AB01	-100	-80	-45	-30	-999	-999	0	25

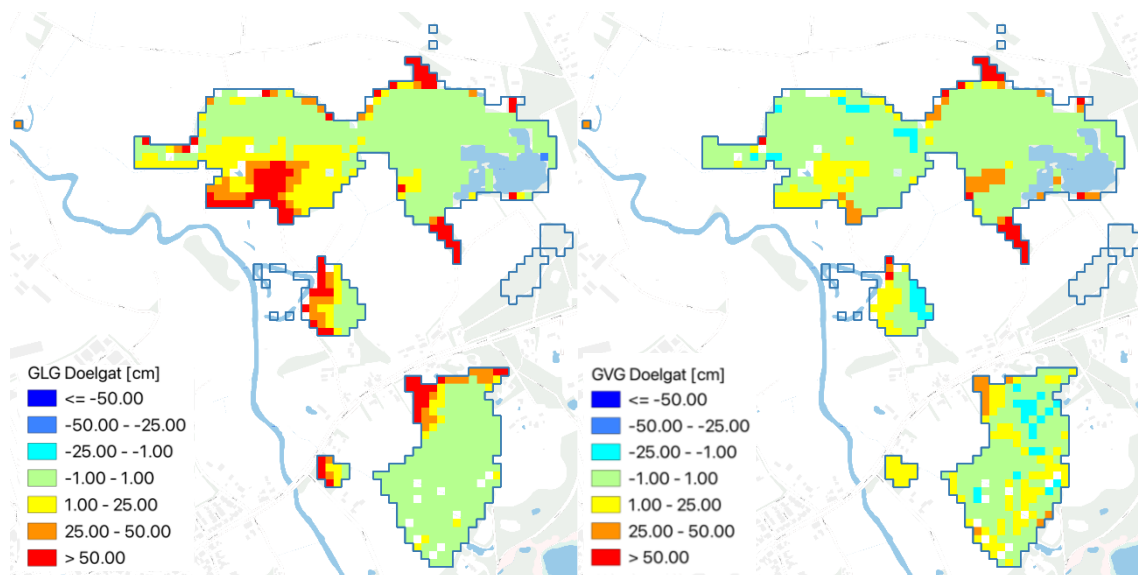
De WWN rekent ook uit (zie § 2.2.2), rekening houdend met de maaiveldvariatie en het grondwaterstandsverloop binnen een vegetatievlak, welke totale doelrealisatie maximaal haalbaar is (totaal is het product van de doelrealisaties GVG, GLG en droogtestress). Uit deze berekening blijkt dat de maaiveldvariatie binnen de vlakken van de doelvegetaties zo groot is, dat op grote delen van het terrein waarschijnlijk nooit 100% doelrealisatie kan worden gehaald (Figuur 3.15).

Voor de berekening van het doelgat kwel gaan we, op grond van het geochemisch onderzoek door Garritsen (1988) uit van de kwelwaterkwaliteit Lithoclien-anoxisch. Voor dit gebied nemen we verder een atmosferische depositie aan van 24 kg N/ha/jr. De vereiste kwelintensiteit van iedere doelvegetatie is verder afhankelijk van de bodemfysische eenheid (Figuur 3.16) (zie toelichting in bijlage 1); in Tabel 3-6 is de oppervlakte vermeld van iedere bestaande combinatie bodemfysische eenheid – vegetatietype.

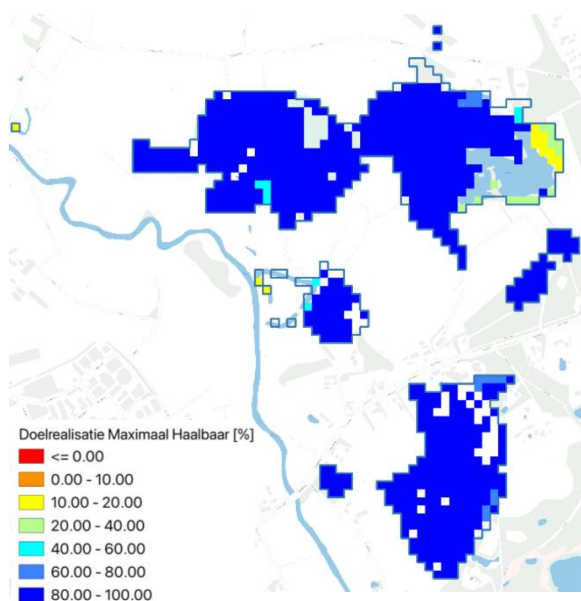
We berekenen het doelgat alleen voor de volgende drie doelvegetaties: 09AA03A *Ass. van Moerasstruisgras en Zompzegge; typische subass.*, 16AB04 *Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid*, en 39AA02A *Elzenzegge-Elzenbroek; typische subass.* Twee andere typen laten we buiten beschouwing, te weten 08BB04C *Riet-ass.; typische subass.* en 43AB01F *Eiken-Haagbeukenbos; subass. met Witte klaverzuring*. Deze laten we buiten beschouwing omdat 08BB04C kenmerkend is voor zeer voedselrijk water en niet afhankelijk is van de aanvoer van kwelwater; 43AB01F komt in een zeer kleine oppervlakte voor in het oosten van het terrein bij een GLG van 2.50-4.00 meter beneden maaiveld zodat kwelinvloed uitgesloten kan worden en de pH-buffering wel uit het sediment moet komen.

Met de in § 2.2.2 (en bijlage 1) besproken methode komen we uit op de in Tabel 3-7 vermelde minimale jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem voor iedere bestaande combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie. Is de flux lager dan deze drempel, dan is er sprake van een doelgat kwel, zie Figuur 3.17. Combinaties waarvoor geen uitkomst kon worden berekend zijn in de tabel met een sterretje aangegeven. Het betreft drie combinaties met ieder een klein voorkomen waarvan er twee met een doorgaans diep ontwaterde bodem (302, 311) zodat het de vraag is of de beoogde natte vegetatie (09AA03A) hier überhaupt een goed gekozen doel is. De met het Brabant-model gesimuleerde verticale flux (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem) geconfronteerd met de grenswaarden van Tabel 3-7 resulteert in een kaart met het minimale doelgat kwel, zie Figuur 3.17. Ook hier zien we dat vooral langs de Dommel de waterhuishouding nog niet naar wens is. Voor alle duidelijkheid: dit is het minimale doelgat dat overbrugd zou moeten worden als de GLG binnen het optimale bereik van de vegetatie zou vallen, en dat is zeker nog niet overal het geval, zie Figuur 3.14a: bij de huidige GLG is een hogere kwelflux vereist om de bodem-pH op het gewenste niveau te brengen.

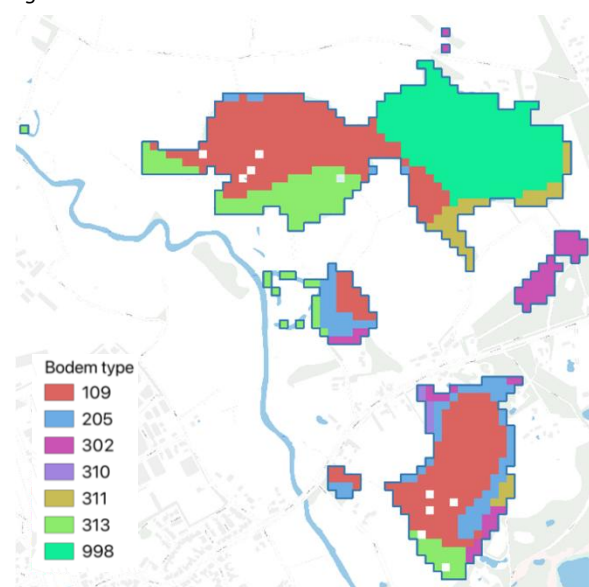
Binnen de projectgroep is de vraag gerezen of de minimaal vereiste fluxen van Tabel 3-7 niet aan de lage kant zijn. Daarover kunnen we twee opmerkingen maken. Ten eerste: het zijn de minimale fluxen die nodig zijn als de GLG op orde is, dus niet te laag. Op de tweede plaats dient te worden beseft dat het om het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux gaat. De neerslag min de verdamping bedraagt in Nederland gemiddeld overwegend tussen de 0,5 en 1,0 mm/d, afhankelijk van de locatie en het type begroeiing. Dat betekent dat een gemiddelde kwelflux van bijvoorbeeld 0 mm/d impliceert dat een deel van het jaar de kwel kwelflux groter dan 0 moet zijn. Zo'n periode kan voldoende zijn om het adsorptiecomplex van de bodem op te laden, als het kwelwater dat maar weet te bereiken.



Figuur 3.14. Het minimale doelgat van (a) de GLG en (b) de GVG.



Figuur 3.15. Maximaal haalbare totale doelrealisatie.



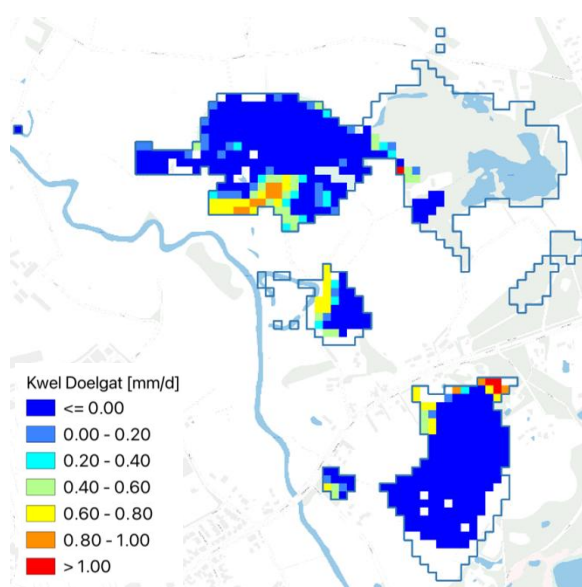
Figuur 3.16. Bodemfysische eenheden in de Dommelbeemden. Voor toelichting op de eenheden: zie Tabel 3-7

Tabel 3-6. Oppervlakte (in hectare) van iedere in de Dommelbeemden voorkomende combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie.

Bofy	Doelvegetatie					Totaal
	08BB04C	09AA3A	16AB04	39AA02A	43AB01F	
109	0.63	22.38		1.56		24.56
205		4.81		0.06		4.88
302		1.50				1.50
310		0.38				0.38
311		0.38		1.50	0.25	2.13
313		1.88	5.00			6.88
Totaal	0.63	31.31	5.00	3.13	0.25	40.31

Tabel 3-7. Voor de Dommelbeemden vastgestelde minimale jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem (mm/d) voor bestaande combinaties van vegetatietype en bodemfysische eenheid (kwelkwaliteit: lithoclien – anoxisch; Depositie: 24 kg N/ha/jaar). * = geen uitkomst gevonden; b2 = knikpunt waarvoor de kwelflux is bepaald.
Kanttekening: de methode is nog in ontwikkeling en dient nog te worden verbeterd voordat hij voor algemeen gebruik naar buiten kan worden gebracht.

	09AA03A Moerasstruigras en Zompzege; typische subass.	16AB04 Ass. van Boterbloemen en Waterkruiskruid	39AA02A Elzenzege- Elzenbroek; typische subass.
b2 (cm -mv) →	40	40	40
109 Zanddek of veenkoloniaal dek op mesotroof veen en een zandondergrond binnen 120 cm-mv.	0.38		0.78
205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond	0.68		1.08
302 Leemarme (stuif-)zandgronden	*		
310 Zwak lemige zandgronden met een matig dik cultuurdek	0.22		0.72
311 Zwak lemige zandgronden met een dik cultuurdek (enkeerdgronden)	*		
313 Lemige (beekeerd-)gronden	*	0.62	



Figuur 3.17. Doelgat kwel (mm/d) voor de Dommelbeemden.

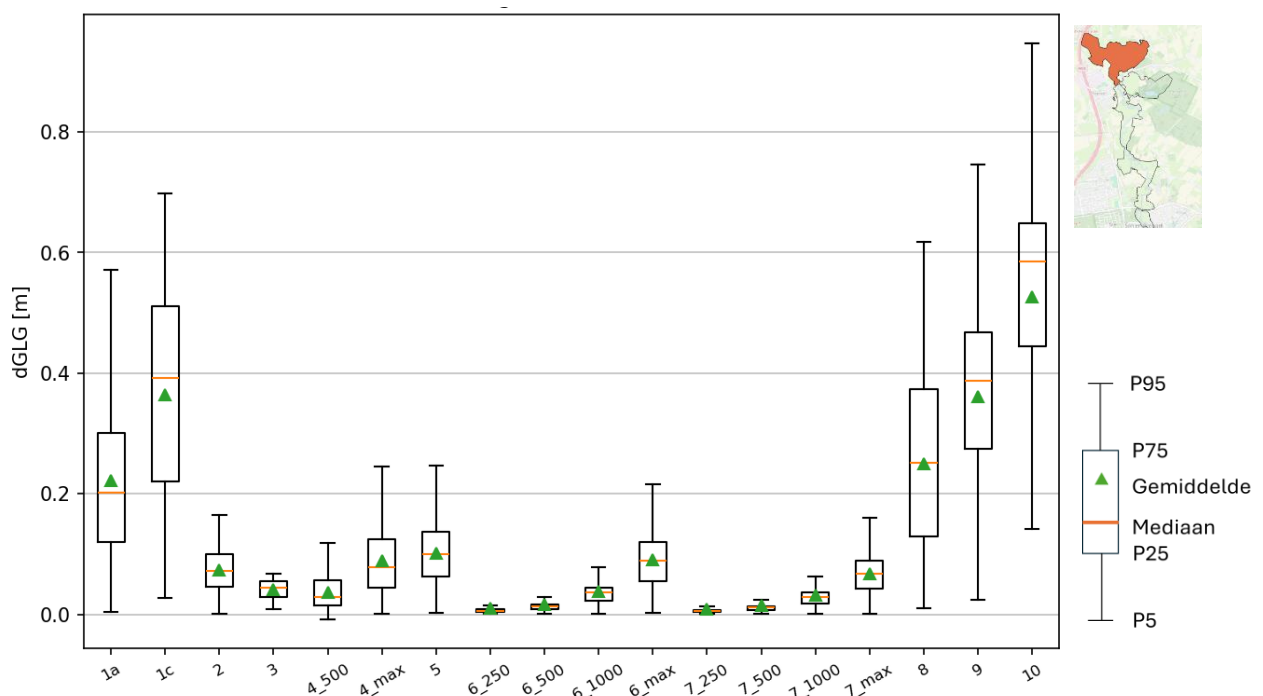
3.4 Hydrologische herstelmaatregelen

In deze paragraaf worden de belangrijkste bevindingen beschreven bij toepassing van de voorgestelde methodiek voor de berekening van hydrologische herstelmaatregelen. Uit de vorige paragraaf werd duidelijk dat er alleen voor de GLG en lokaal een kweldeelgat is. De hydrologische maatregelen zijn dus vooral nodig om deze doelgaten te dichten. De maatregelen geven wel aan wat er hydrologisch mogelijk is, dus door het nemen van maatregelen zouden er eventueel ook nog hogere natuurambities mogelijk kunnen zijn dan mee rekening is gehouden in de doelgatbepaling. Daarnaast geldt ook dat als gevolg van klimaatverandering het doelgat kan toenemen. Een uitgebreide toelichting staat in bijlage 2. Een overzicht van het effect van de verschillende maatregelen op de GLG is te zien in Figuur 3.18.

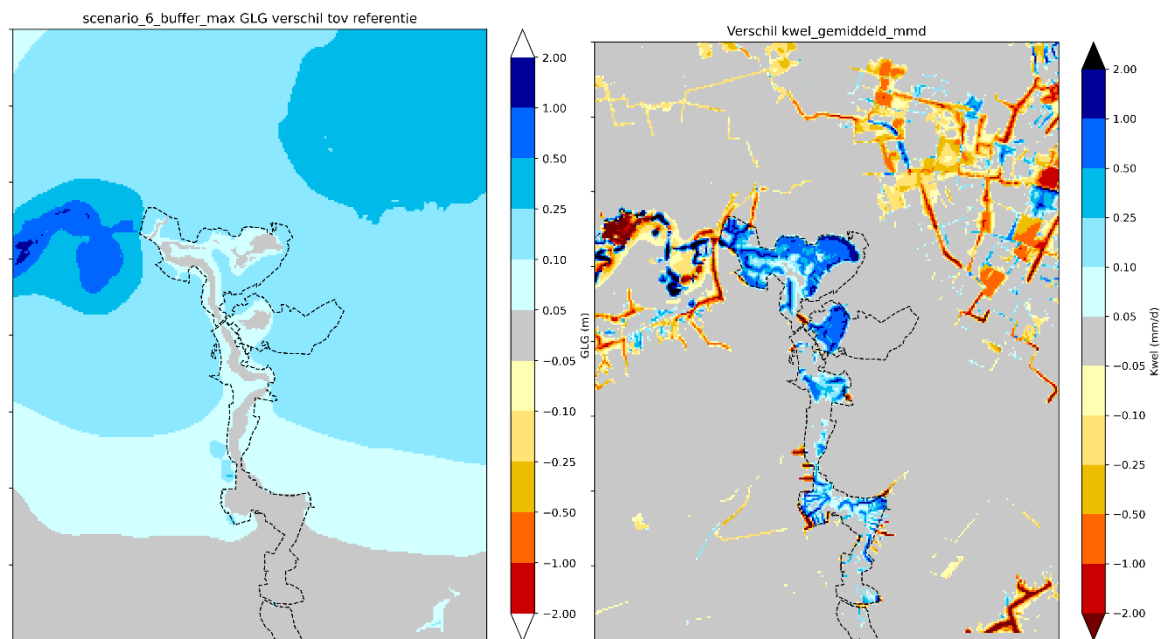
- Met ontwateringsmaatregelen binnen het natuurgebied (sloten en waterlopen dempen en de Dommel ophogen) kan nog een groot effect worden bereikt in het ophogen van de GVG en GLG (zie scenario 8 in Figuur 3.18). Het aanpassen van de drainagehoogte van de waterlopen in het natuurgebied kan er echter voor zorgen dat de kwelflux juist afneemt. Door daarnaast ook maatregelen buiten het natuurgebied te treffen (scenario 10), kan er een nog sterkere verhoging van de freatische grondwaterstand én de stijghoogte bereikt worden, waardoor ook de kwelflux in het natuurgebied kan toenemen. Het effect van de interne maatregelen op de GLG en kwel is als ruimtelijk figuur te zien in Figuur 2.13 in Hoofdstuk 2.3. Het is van belang om het ontwateringsniveau van de Dommel niet te verhogen tot boven de regionale stijghoogte (zolang deze nog niet hersteld is) omdat anders infiltratie vanuit de Dommel kan optreden, wat voor sterke verzuring en/of eutrofiering kan zorgen.
- De Dommel ligt diep en heeft daardoor een sterk ontwaterend effect. Een verhoging van de ontwateringsdiepte van de Dommel heeft daardoor een groot effect op de grondwaterstand in het natuurgebied. Het effect op de freatische grondwaterstand is vooral groot rondom de Dommel, maar werkt door op de diepere stijghoogte en daardoor wordt ook de kwelflux in de rest van het gebied verhoogd. Binnen de ‘aanpassing ontwatering’ (scenario 5, 6 en 7) is alléén buiten het natuurgebied de ontwateringsdiepte van de Dommel aangepast (zie Figuur 3.19). Hierna is vastgesteld dat deze aanpak erg onrealistisch is en bij de scenario’s voor maximaal systeemherstel is een aanpassing van de Dommel anders toegepast (scenario 1a en 1c). Het verschil is dat in scenario 1a géén aanpassing aan de Dommel is doorgevoerd en in scenario 1c de gehele Dommel (binnen en buiten het natuurgebied) met 0.5 meter is opgehoogd. Door deze uitzondering van de Dommel in beide scenario’s, is de modelinvoer van scenario 1a en 1c dus niet hetzelfde als de combinatie van de afzonderlijke maatregelen buiten het natuurgebied (aanpassing ontwatering, landgebruik en stopzetten onttrekkingen). De boxplots laten zien dat deze verhoging van de ontwateringsbasis van de Dommel voor gemiddeld een extra stijging van 14 cm in het natuurgebied zorgt, bovenop de overige maatregelen binnen het maximaal systeemherstel.
- Zoals te zien in de boxplots in Figuur 3.18, lijkt het aanpassen van de ontwatering in het hele gebied buiten het natuurgebied het meest effectief van de drie hoofdoplossingsrichtingen buiten het natuurgebied (aanpassen ontwatering, onttrekkingen, landgebruik). De onderlinge verschillen in effecten zijn echter klein. De effecten van een toename van de grondwateraanvulling (100 mm/jaar) door een aanpassing in het landgebruik en het stopzetten van de onttrekkingen zijn bijna even groot.
- Bufferzones: Maatregelen die in een kleine buffer rond het natuurgebied worden toegepast hebben relatief weinig effect (zie Figuur 3.20). Dit komt voornamelijk omdat er weinig primaire en secundaire waterlopen en sloten met een diepe ontwateringsdiepte in de buurt van het natuurgebied liggen (deze waterlopen staan in het model dus doorgaans droog). Daarbij geldt dat het beekdal een stuk lager ligt dan de omgeving, waardoor het een verlagend effect heeft op de grondwaterstand in de omgeving (en dit is de reden dat er weinig ontwatering is). Een ophoging van de sloten buiten het natuurgebied heeft daardoor weinig effect op het natuurgebied zelf en blijft beperkt tot de bufferzone zelf (zie Figuur 3.20).

rechts en vergelijk met Figuur 3.19 links). Tevens liggen de sloten daar nu al ondieper dan de GLG, waardoor een extra verhoging van de sloten geen extra effect heeft. Ontwatering aanpassen dient dus voor een groter gebied dan de bufferzones te worden toegepast om een significant effect te bereiken.

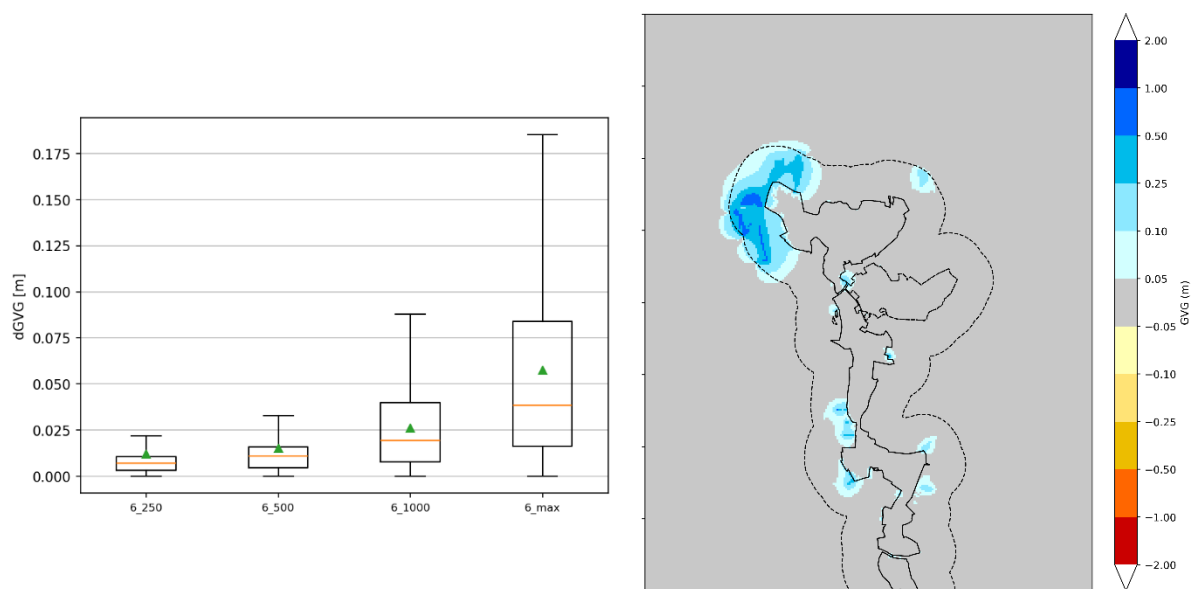
- De maatregelen moeten in combinatie en gebiedsdekkend worden toegepast om een significant effect te behalen op de grondwaterstanden en kwel in het natuurgebied. De kleinste en meest effectieve ingrepen om de grondwaterstand te verhogen zijn verdere aanpassingen binnen het natuurgebied. Hiermee neemt de kwel in een gedeelte van het natuurgebied wel af. Daarom zijn ook maatregelen buiten het natuurgebied nodig, zoals het ophogen van de diepere waterlopen en of er grondwaterwinningen gestopt kunnen worden.



Figuur 3.18 Boxplots met veranderingen in GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie in het natuurgebied (het rode gebied in de kaart rechtsboven). De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan. De scenario-nummering is als volgt (verdere toelichting in bijlage 2): 1: maximaal externe maatregelen (a: exclusief Dommel, c: inclusief Dommel), 2: stopzetten drinkwater- en industriële winningen, 3: stopzetten beregeningsonttrekkingen, 4: aanpassing landgebruik, 5: maximale aanpassing ontwatering, 6: ontwateringsdiepte 0.3m-mv, 7: ontwateringsdiepte 0.5m-mv, 8: interne maatregelen, 9: intern+externe aanpassing ontwatering, 10: intern + extern maximaal.



Figuur 3.19 Effect van scenario 6 (ontwatering opgehoogd tot 0.3m-mv, wat neerkomt op gemiddeld ongeveer 50 cm ophoging van de waterlopen en bijna 30 cm ophoging van de sloten) ten opzichte van de nulsituatie. Links: verandering in GLG (m), rechts: verandering in kwelflux van modellaag 3 naar 2.



Figuur 3.20 Verandering van GVG (m) bij toepassing scenario 6 in verschillende groottes bufferzone ten opzichte van de nulsituatie. Links geeft de effecten in het natuurgebied met boxplots weer. De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan. Rechts toont de verandering bij toepassing in een bufferzone van 500 meter rondom het natuurgebied.

3.5 Synthese

In de vorige twee paragrafen zijn de doelgaten en de effecten van hydrologische maatregelen in het natuurgebied berekend. Door deze twee te vergelijken, kan geëvalueerd worden welke maatregelen zorgen voor voldoende hydrologische aanpassing om de doelgaten van de ambitienatuurtypen te dichten. Tabel 3-8 geeft per ambitienatuurtype in de Dommelbeemden weer wat het doelgat voor de GVG, GLG en het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem is. Ook is aangegeven hoe groot deel van het natuurgebied bestaat uit het desbetreffende natuurtype. Let op dat dit echter groter kan zijn dan het percentage waar een GLG-eis of kwel-eis geldt. Voor 39AA02A geldt bijvoorbeeld maar op een klein stuk een kwel-eis (zie Figuur 3.17).

Tabel 3-9 geeft voor de gebieden waar 16AB04 en 09AA3A (de ambitietypen met een kwel-eis) aanwezig is aan wat het effect is van de hydrologische maatregelen. Let op dat er wat betreft kwel een discrepantie is tussen het doelgat (welke de jaarrond gemiddelde verticale flux betreft) en het effect van maatregelen, welke de jaarrond gemiddelde kwelflux (alleen naar boven gerichte verticale flux) betreft. Het GVG doelgat voor 16AB04 kan alleen (maar ruim) worden gedicht door alle maatregelen buiten het natuurgebied toe te passen, of door binnen het natuurgebied maatregelen door te voeren, of mogelijk door een andere combinatie van de afzonderlijke maatregelen. Door de ontwatering aan te passen is het doelgat wel bijna helemaal gedicht (4 cm in plaats van de benodigde 5 cm). Toepassing van alle maatregelen buiten het gebied is echter nog niet genoeg (5 cm te weinig) om het doelgat GLG te dichten. Dit behoeft zowel interne als externe maatregelen. Voor 09AA3A hebben alle externe maatregelen samen wel voldoende effect om de doelgaten GVG én GLG te dichten. Het aanpassen van de ontwatering naar 30 cm-mv en het dempen van sloten verkleint het doelgat naar 0 en 2 cm (GVG en GLG respectievelijk).

Tabel 3-8 Gemiddelde en mediane (tussen vierkante haken) doelgaten GLG (cm), GVG (cm) en kwel (mm/d) per natuurambitietype. De kolom met percentages areaal geeft aan hoe groot deel van het ambitienatuurgebied bestaat uit het desbetreffende natuurtype. Een positief doelgat geeft een vereiste verhoging weer.

Code	Naam	Areaal van totale ambitie-natuurgebied	Doelgat		
			GVG (cm)	GLG (cm)	Kwel (mm/d)
43AB01F	Eiken-Haagbeukenbos-subassociatie met Witte klaverzuring	2%	0.0	-1.9 [0.0]	-
16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	10%	5.2 [0.0]	38.8 [24.5]	0.0 [0.1]
09AA3A	Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge- typische subassociatie	60%	3.2 [0.0]	11.0 [0.0]	0.0
08BB04C	Riet-associatie- typische subassociatie	3%	51.9 [32.5]	56.6 [17.0]	-
39AA02A	Elzenzegge-Elzenbroek- typische subassociatie	26%	19.0 [0.0]	21.2 [0.0]	0.0

Tabel 3-9 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux per natuurambitietype ten opzichte van de nulsituatie voor de verschillende herstelmaatregelen. De bovenste rij geeft het gemiddelde doelgat weer (mediaan tussen vierkante haken). Een positieve verandering geeft een (vereiste) verhoging weer (het doelgat 'kwel' is het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem). De cursieve getallen geven aan dat de maatregelen niet zorgen voor voldoende verandering om het doelgat te sluiten.

Scenario naam		Boterbloemen en Waterkruidskruis (16AB04)			Ass. van Moerasstruisgras en Zompzegge-typische subass. (09AA3A)		
		GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)
Doelgat		0.05 [0.0]	0.39 [0.25]	0.0 [0.1]	0.03 [0.0]	0.11 [0.0]	0.0
1c	Maximaal (incl Dommel +0.5)	0.09	0.30	1.61	0.07	0.23	2.83
2	Winningen	0.02	0.07	0.32	0.02	0.08	0.64
3	Beregening	0.00	0.05	0.07	0.00	0.05	0.15
4	Landgebruik	0.01	0.07	0.30	0.01	0.09	0.63
5	Ontwatering max	0.04	0.10	0.43	0.03	0.09	0.74
6	Ontwatering 0.3	0.03	0.09	0.37	0.02	0.08	0.63
7	Ontwatering 0.5	0.02	0.07	0.27	0.02	0.06	0.44
8	Intern	0.15	0.34	0.29	0.08	0.19	0.36
10	Combinatie maximaal	0.21	0.57	1.76	0.12	0.36	3.08

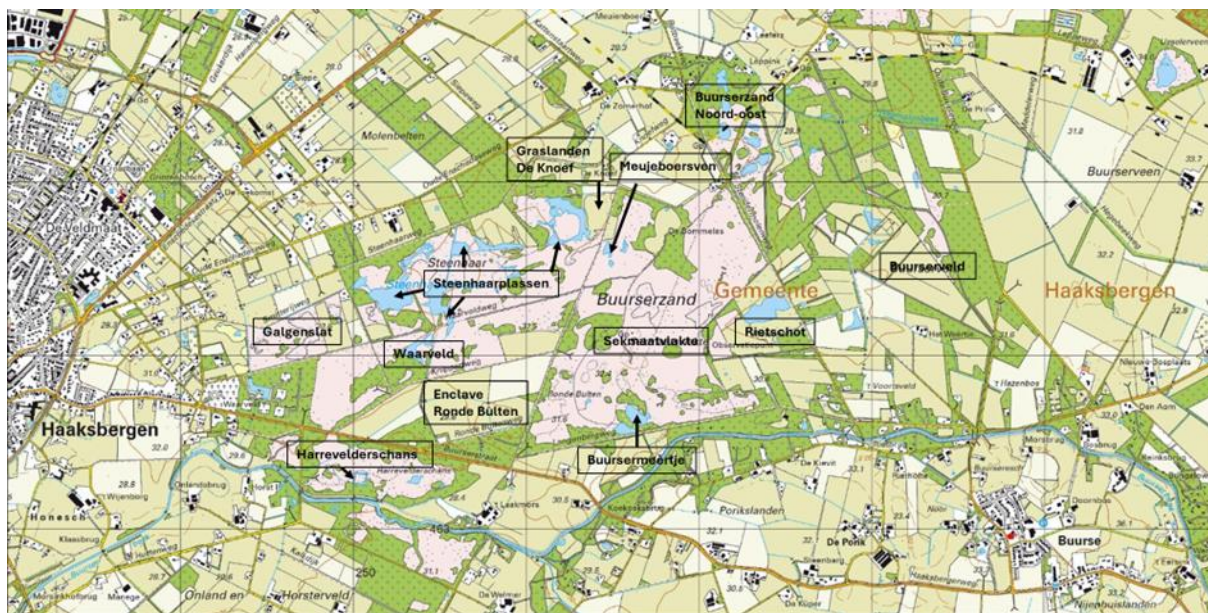
4 Buurserzand

4.1 Systeemanalyse

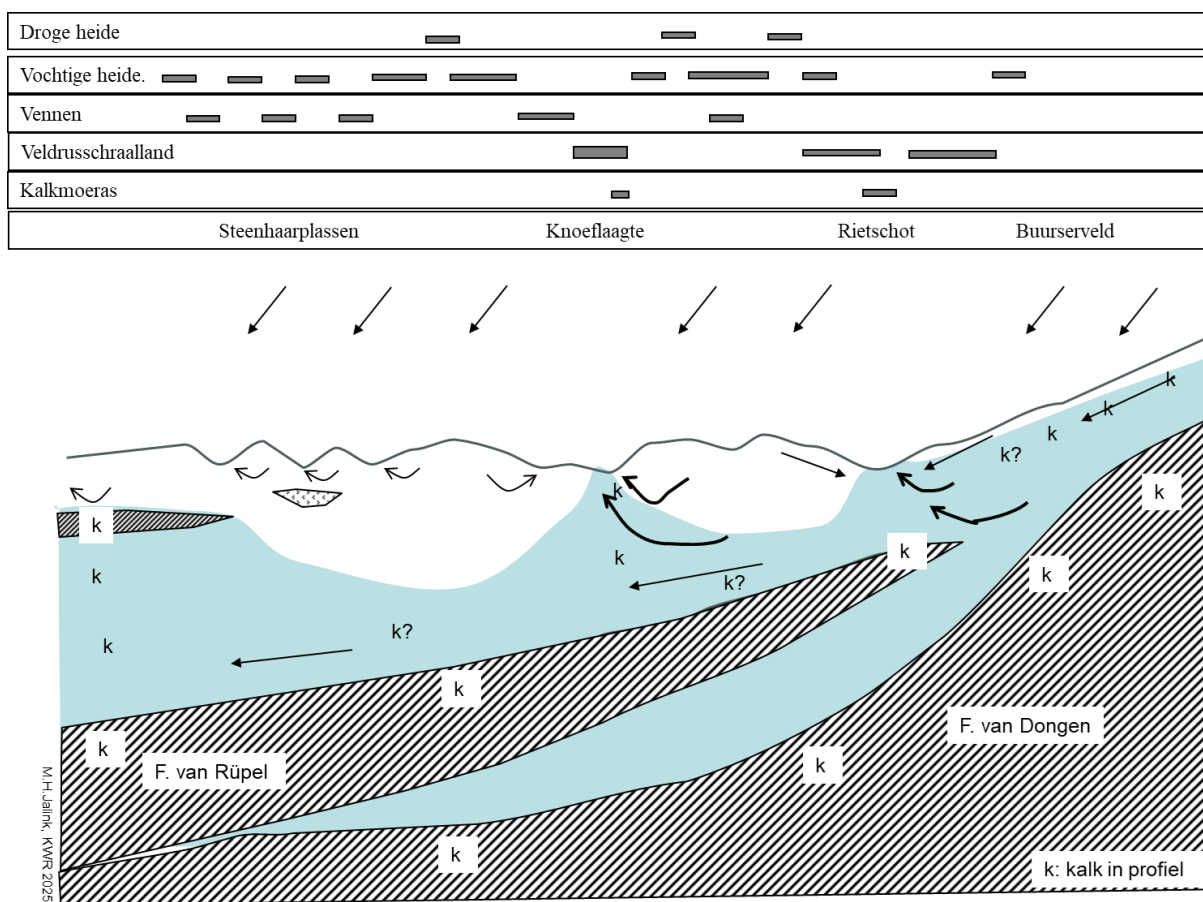
Hier volgt een samenvatting van de systeemanalyse van Buurserzand, zie voor de volledige systeemanalyse Bijlage 3.

4.1.1 Ligging en geohydrologie

Het Buurserzand ligt in Twente, tussen Buurse en Haaksbergen (Figuur 4.1). Het gebied ligt aan de oostrand van het Noordzeebekken, waarvan de ondergrond afloopt in (noord)westelijke richting. De hydrologische basis bestaat uit de kleien van Dongen en R  pel, die in westelijke richting sterk hellen van enkele meters onder maaiveld aan de oostzijde tot meer dan 20 meter diepte aan de westzijde (Figuur 4.2). Daarboven ligt een naar het westen in dikte toenemend pakket rivierzanden en daarboven een tot enkele meters dik pakket van vooral dekzanden, fluvioperiglaciale afzettingen en plaatselijk stuifzand. In het uiterste westen wigt op enkele meters diepte keileem uit. Ten oosten van het gebied komt tussen het dekzand een leemlaag voor (Boxtel-klei, löss) en plaatselijk liggen in de dekzanden (begraven) veenlagen. Zodoende is sprake van een freatisch regionaal grondwatersysteem en lokaal mogelijk stagnatie op of afstroming over ondiepe slecht doorlatende lagen (keileem, veen).



Figuur 4.1 Ligging Buurserzand en gebruikte toponiemen (ondergrond: topotijdreis.nl)



Figuur 4.2 Schematische weergave van het ecohydrologisch systeem van Buurserzand en omgeving, met opbouw ondergrond, aanwezigheid kalk daarin, verspreiding van vegetatietypen en veronderstelde grondwaterstroming (pijlen) en verwacht voorkomen van basenrijk grondwater (lichtblauw).

De kern van het Buurserzand bestaat uit een reliëfrijke rug van dekzand en stuifzand met in lokale laagten vennen. Aan de oostrand ligt een dalvormige laagte (Rietschot) met daarin lokale laagten. Dit is een voormalige loop van de Buurserbeek, een van de grotere beeksystemen in Twente. Deze loop is in 1340 omgelegd langs de zuidkant van het Buurserzand. Ten noorden van het gebied loopt de kleinere Hagmolenbeek. Binnen het gebied zijn er enkele slenkvormige laagten, die aflopen naar deze dalen.

De hogere dek- en stuifzandgronden zijn kalkloos en van nature relatief zuur. Maar plaatselijk komen aan of dicht onder maaiveld nog wel kalkhoudende afzettingen voor, namelijk in de Rietschot en de Knoeflaagte. Verder zijn de rivierafzettingen onder het dekzand deels kalkhoudend en de kleien eronder kalkrijk. Ook blijkt de keileem aan de westzijde deels kalkrijk. In het grootste deel van het gebied is het ondiepe grondwater basenarm en overheersen (matig) zure standplaatsen. Waar het kwelwater kalkhoudende lagen heeft doorstroomd, is het basenrijk, mogelijk zelfs kalkverzadigd. Er zijn geen gegevens beschikbaar over de waterkwaliteit dieper in het freatische regionale systeem, maar gezien het voorkomen van kalkhoudende afzettingen is te verwachten dat er in de ondergrond basenrijk grondwater aanwezig is.

4.1.2 Vegetatiegradiënten

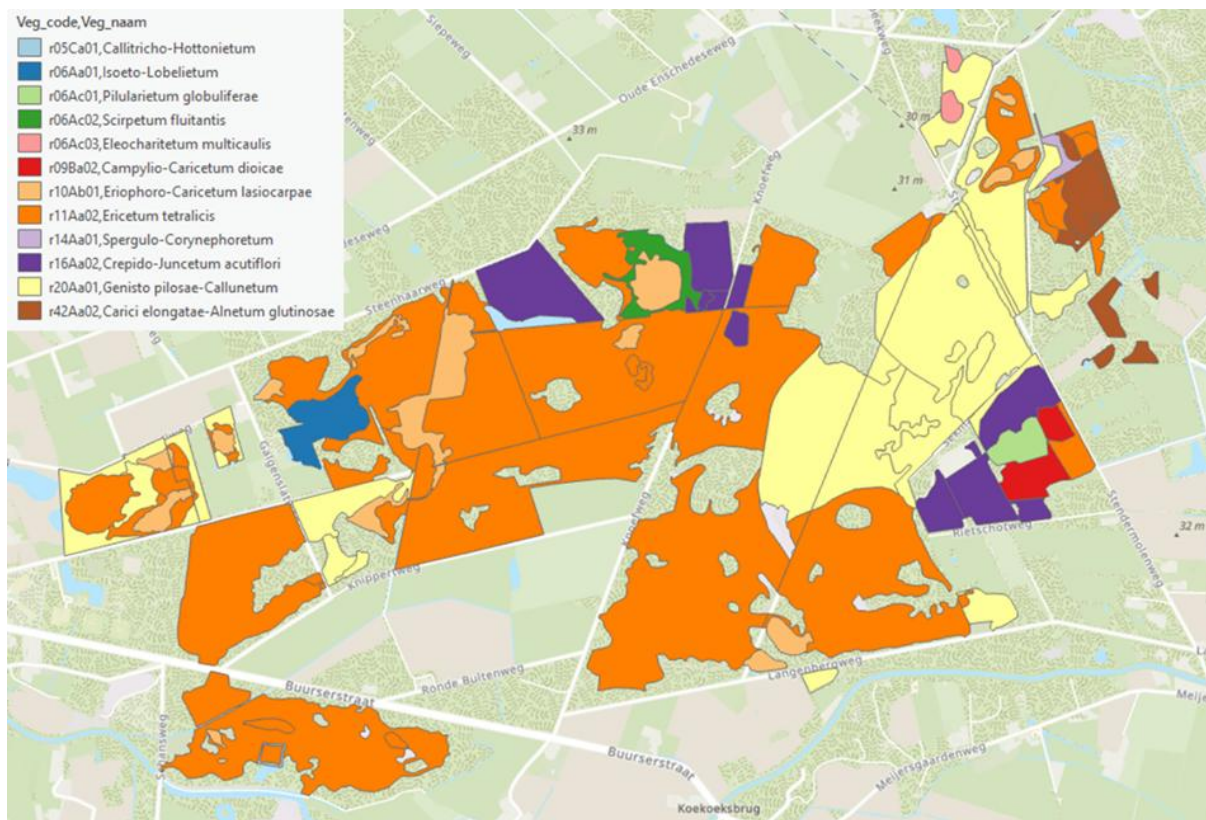
De vegetatie van het Buurserzand is bijzonder soortenrijk en gevarieerd (Lotterman en Kampjes, 2023). Op de hoogste delen komt een grondwateronafhankelijke vegetatie voor, zoals droge heide en bossen en droge schraallanden. Op de vochtiger, regenwater gevoede gronden overheerst vochtige en natte heide met op de natste delen soorten als Beenbreek, Gevlekte orchis en veenmossen. De vennen binnen deze omgeving hebben meestal een (zeer) zwak gebufferd karakter, met soorten als Vlottende bies, Pilvaren en Veelstengelige waterbies of Waterlobelia. Er komen ook zure vennen voor of zure plekken binnen vennen met door veenmossen gedomineerde vegetatie. Waar het lokale kwelwater basenrijker is komt soortenrijk Veldrusschraalland (met o.a. Blauwe knoop, Gevlekte orchis) voor en op de meest basenrijke plekken typen uit het Knopbiesverbond (met soorten als Parnassia, Armbloemige waterbies, Waterpunge). Of er ligt Elzenbroekbos.

4.1.3 Knelpunten

Het grondwatersysteem wordt gedraineerd door beken en ontwatering ten behoeve van de omliggende landbouwgronden. Ook binnen het gebied is er nog ontwatering, ten gevolge van ontginningen in het verleden en nog aanwezige landbouwenclave. Een deel van de interne ontwatering is inmiddels afgedicht of gedempt ten behoeve van natuurherstel. In de Rietschot en Knoeflaagte zijn voormalige landbouwgronden geplagd of afgegraven voor verschraling. Maar er liggen ook nog gronden die voedselrijk zijn door het bemestingsverleden. En de stikstofdepositie is hoog, wat de effecten van verdroging nog versterkt.

4.1.4 Ambities

Op basis van de systeemanalyse en recente vegetatiekaart is een vertaling gemaakt van de provinciale ambitietypenkaart naar doel-vegetatietypen (Figuur 4.3). In een aantal gevallen zijn vegetatietypen benoemd, die buiten het eerdere provinciale ambitietype vallen, aangezien dat op basis van de vegetatiekartering en de systeemanalyse verantwoord lijkt. Op de zo opgestelde vegetatie-ambitiekaart is een grote oppervlakte aangegeven als de typische of veenmosrijke subassociatie van de Dopheide-gemeenschap, in vennen diverse typen (zeer) zwak gebufferd ven of hoogveenven en in de door basenrijke kwel gevoede laagten basenminnende vormen van de Veldrusassociatie en op de meest basenrijke plekken de Ass. van Vetblad en Vlozegge.



Figuur 4.3 In deze studie gehanteerde vegetatie-ambitiokaart (rvVN-typen) op basis van de provinciale ambititypenkaart, de actuele vegetatiekaart en de inzichten uit de LESA

4.1.5 Informatie voor de LESA

Het Buurserzand is Natura 2000-gebied. De verwachting was dat het N2000-beheerplan en de Natuurdoelanalyse een gedegen LESA en knelpuntenanalyse bevatten, waarop in ons onderzoek kon worden voortgebouwd. Dat bleek helaas niet het geval. Het N2000-beheerplan verwijst naar een gradiënttype in de N2000-(PAS)-herstelstrategieën, zonder lokale uitwerking. Ook de NDA geeft weinig concrete informatie, maar verwijst vooral naar andere bronnen (Ecologische Autoriteit, 2024). Er bleken wel een aantal rapporten met gedegen analyses van deelgebieden te zijn (Olthof et al., 2018a,b; Bell-Hullenaar, 2017), die goed konden worden gebruikt. Een gebiedsdekkende synthese van de ecohydrologische werking, vegetatiegradiënten, knelpunten en (inmiddels genomen) maatregelen was niet beschikbaar. Dat brengt het risico mee, dat relevante informatie in de toekomst over het hoofd wordt gezien.

Opvallend was verder dat in geen van de rapporten onderzoek was gedaan naar de herkomst van basenrijk grondwater, namelijk aanwezigheid van kalk in ondiepe sedimenten. Het raadplegen van beschikbare boorstaten is een eenvoudige stap om informatie over kalkvoorkomens te achterhalen. De provinciale ambititypenkaart bleek op een aantal plekken niet in lijn met de actuele vegetatie en potenties. Met name op de plekken waar kalk voorkomt of basenrijk water toestroomt bleek al uit de actuele vegetatie, dat de potenties verder gaan dan 'vochtige heide'.

4.2 Informatie voor doelgatbepaling en modellering

Een samenvatting van de gebruikte informatie voor de doelgatbepaling wordt opgesomd in Tabel 4-1. In Tabel 4-2 staat een samenvatting van de gebruikte informatie voor de actuele hydrologische situatie (zoals gebruikt in de doelgatbepaling) en de nulsituatie (gebruikt voor de effectberekening van de hydrologische maatregelen).

Tabel 4-1 Gebruikte informatie voor doelgatbepaling

	Periode
Grondwatermodel	1999-2015
Grondwatermeetpunten	53 freatische meetpunten met meetperiodes die overlappen met de modelperiode (bron: Dinoloket) 35 meetpunten hiervan liggen in het gebied met een vegetatiekartering
Vegetatiekartering	2022 (Lotterman en Kampjes, 2023; samenvattende kaart zie bijlage 3 (fig. 3-16); voorbeeld detailkaart in Figuur 4.6)
Uitgevoerde maatregelen	Meeste PAS-maatregelen vanaf 2023 of later

Tabel 4-2 Actuele situatie en nulsituatie

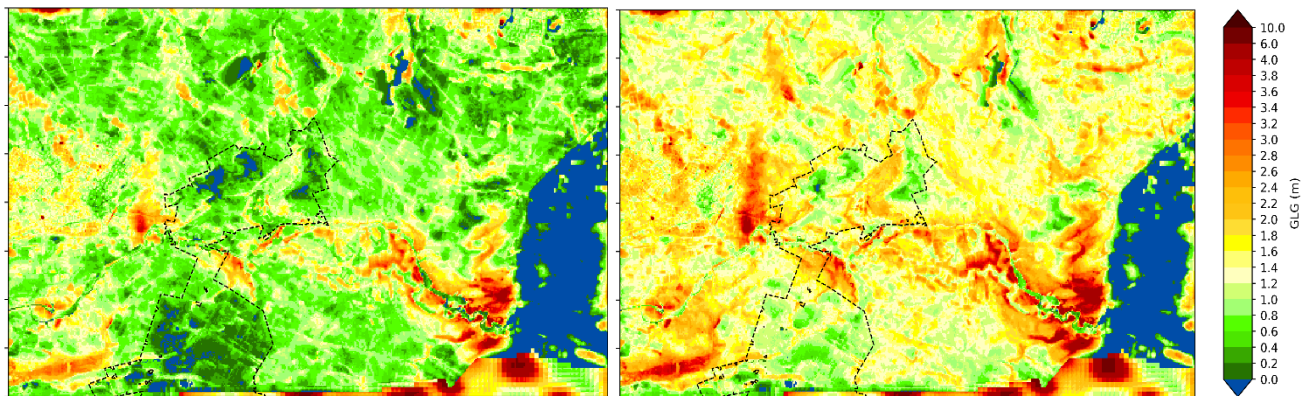
	Periode
Actuele hydrologische situatie (voor doelgatbepaling)	Grondwatermodel: 1999-2015 zonder PAS-maatregelen
Nulsituatie (voor effectbepaling hydrologische maatregelen)	Grondwatermodel 1999-2015 met PAS-maatregelen

Grondwatermodel

Voor de grondwatermodellering van het Buurserzand (en omgeving) is gebruik gemaakt van een gekalibreerd grondwatermodel (een lokaal verbeterde versie van het grondwatermodel van het toenmalige waterschap Regge en Dinkel) dat door TAUW in een eerdere studie ontwikkeld is voor het doorrekenen van maatregelen vanuit het Programma Aanpak Stikstof (PAS) (TAUW, 2017). Een uitgebreide beschrijving van het modelschematisatie en de resultaten is te lezen in Bijlage 3. Op het moment van het uitvoeren van deze studie (in 2024/2025) worden- of zijn PAS-maatregelen uitgevoerd. Voor de vergelijking met de vegetatiekartering worden de resultaten van het grondwatermodel zónder deze maatregelen gebruikt, om aan te sluiten bij de periode waarop de vegetatiekartering is uitgevoerd.

In de nulsituatie kent het Buurserzand in het midden duidelijk een gebied met diepere grondwaterstanden: de GVG is daar 1-1,5 meter onder maaiveld (zie Figuur 4.4 links). Aan de randen van het natuurgebied, vooral in het noordwesten en in het oosten van het gebied ligt de GVG ondiep of zelfs aan maaiveld. In de GLG zakken de grondwaterstanden uit tot minimaal 30 en maximaal 200 cm (zie Figuur 4.4 rechts).

Bij validatie van de modelresultaten, waarbij de gemodelleerde grondwaterstanden (zonder PAS-maatregelen) met peilbuisobservaties (tussen 1999-2015) zijn vergeleken, bleek de gemodelleerde GVG gemiddeld 7 cm te droog. De GLG-afwijking is groter: het model is gemiddeld 27 cm te droog, maar op 20% van de peilbuislocaties te nat (zie figuren in Bijlage 3). Omdat er geen sprake is van een structureel te lage GLG en er ook gebieden met een te hoge GLG zijn, is er geen aanpassing gedaan in de gebruikte GxG voor de doelgatberekening. Voor de weging van de modeluitvoer ten opzichte van de vegetatiekartering kan daarom voor de GVG een standaardafwijking van 20 cm gehanteerd worden. De grote afwijkingen tussen model en meting geven wel aan dat het model niet overal optimaal presteert. Een verbetering van deze aanpak zou zijn om toch te kijken of het model (met name op de locatie van kritische natuurtypes) per deelgebied goed presteert of hier toch een aangepaste GxG of een grotere onzekerheid (standaardafwijking) toegekend moet worden.



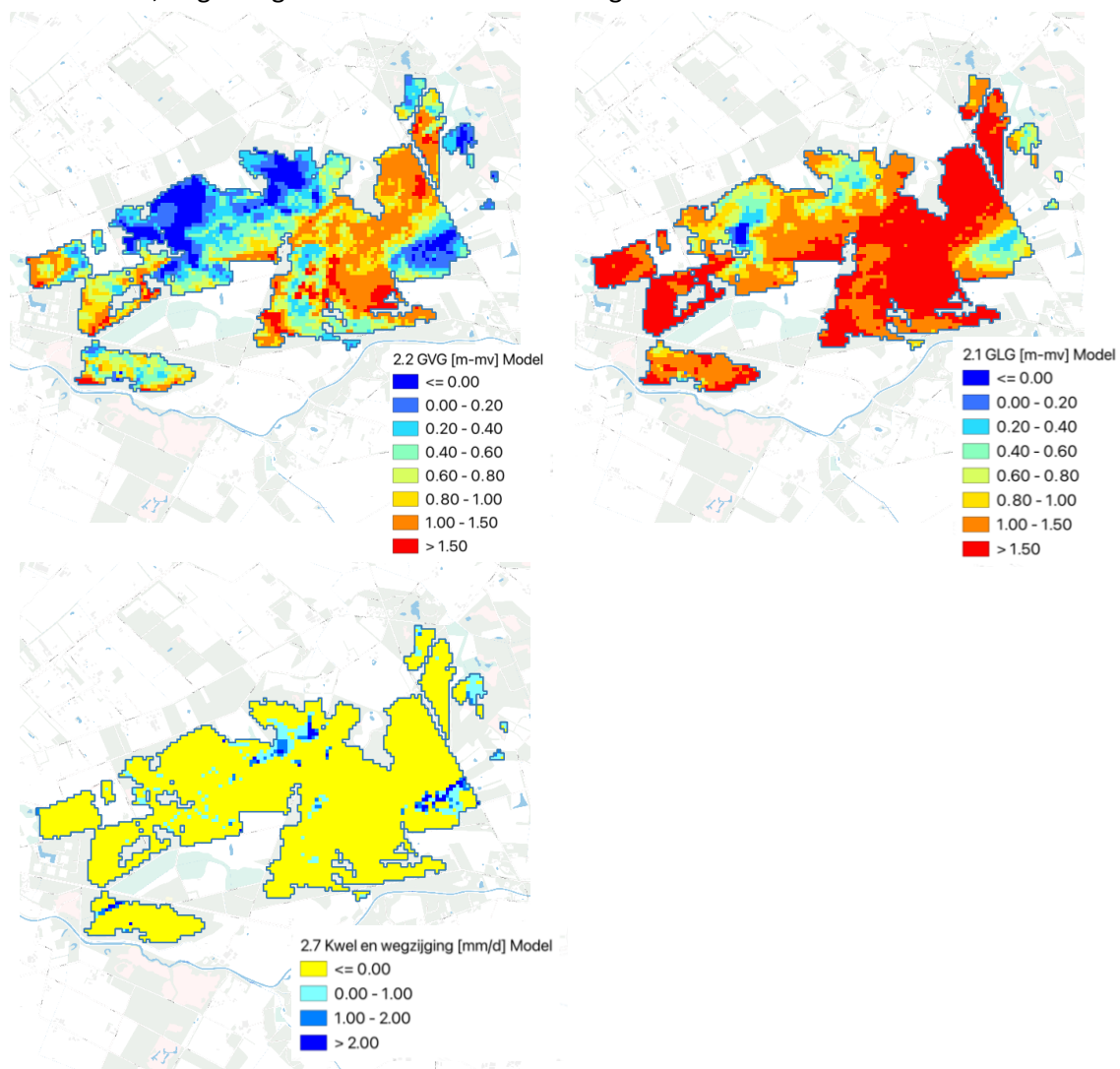
Figuur 4.4 Gemodelleerde GVG (links) en GLG (rechts) (m-mv) in de actuele hydrologische situatie (zónder PAS-maatregelen) tussen 1999-2015.

4.3 Doelgat natuur

Hier bespreken we de resultaten voor natuurgebied Buurserzand waarbij we dezelfde rapportagestructuur aanhouden als voor natuurgebied de Dommel. We verwijzen hier niet nogmaals naar de rekenmethode die is gebruikt; daarvoor kan men desgewenst het hoofdstuk over de Dommel (3) raadplegen.

4.3.1 Hydrologische uitgangssituatie

De GLG, GVG_{mod} en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem van dit gebied zijn met het grondwatermodel van het Buurserzand (ontwikkeld door TAUW, 2017) berekend (Figuur 4.5). Deze grootheden zijn gesimuleerd over de periode 1999-2015. De GVG gaan we, zie Hoofdstuk 2, nog corrigeren aan de hand van de vegetatiekaart.



Figuur 4.5. Met het model gesimuleerde GLG, GVG en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem, berekend over de periode 1999-2015.

Natuurmonumenten heeft recent een vegetatiekaart van het gebied gemaakt (Lotterman en Kampjes, 2023). Het resultaat is opgenomen in een bijlage met 28 kaartbladen, schaal 1:2000. Ter illustratie is een van die kaartbladen opgenomen in Figuur 4.6. De kaarteenheden volgen de typologie van Staatsbosbeheer, maar door miscommunicatie binnen de projectgroep zijn als eenheden de nieuwste plantensociologische vegetatietypen uit de Vegetatie van Nederland gebruikt, rDVN (Schaminée et al., 2017).

Voor onze berekening van de beste schatter van de GVG gaan we uit van alle 65 vegetatietypen uit de kartering. In Tabel 3-3 van Bijlage 3 -staan deze genoemd, samen met het aantal opnamen in DVN, de vochtindicatie F_{DVN} , de GVG_{DVN} die op basis van DVN aan ieder type is toegekend en de standaardafwijking σ_{DVN} daarvan, alsmede de standaardafwijking σ_{veg} waarin σ_{DVN} en σ_{opn} (12.5 cm) volgens vergelijking [2] zijn gecombineerd.

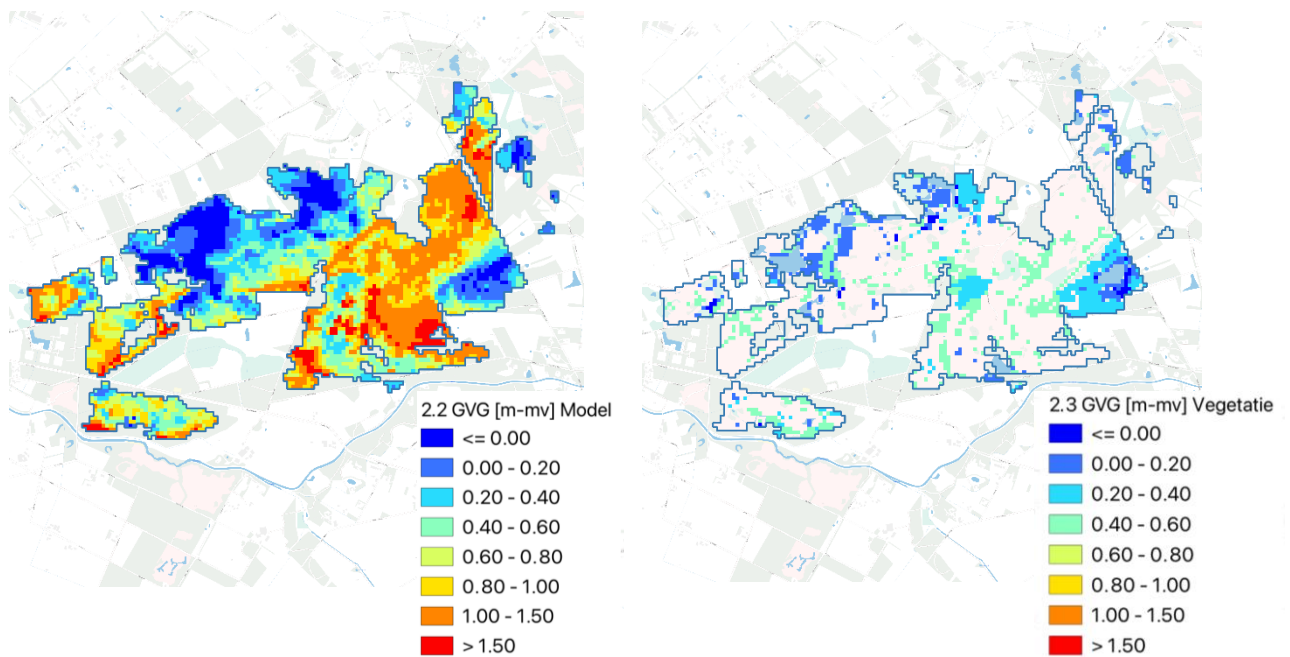
De GVG-schatter uit de vegetatie, GVG_{DVN} , is in kaartvorm weergegeven in Figuur 4.7 (rechts). Op de natste locaties is de GVG die door het grondwatermodel is berekend Figuur 4.7 (links) ondieper dan de vegetatiekaart indiceert (rechts): het model lijkt hier dus te natte condities te simuleren. Op de wat minder natte locaties lijkt het grondwatermodel daarentegen te droge omstandigheden te berekenen.

Voor de schatting van de GVG uit het hydrologisch model, GVG_{mod} , gaan we uit van een standaardafwijking van $\sigma_{mod} = 20$ cm. Zoals besproken is in paragraaf 4.2, zou het misschien beter zijn om een ruimtelijk variërende standaardafwijking toe te kennen, maar daar was binnen het project geen tijd voor. De met vergelijking [1] naar variantie gewogen gemiddelde GVG-schatting, GVG_{var} , is weergegeven in Figuur 4.7, het verschil met de modelschatter (GVG_{mod} minus GVG_{var}) in Figuur 4.8. In Figuur 4.7 zijn tevens waarden voor de GVG weergegeven die zijn geschat uit de vegetatieopnamen van Lotterman en Kampjes (2023) (GVG_{opn}). Opgemerkt dient te worden dat het veldwerk voor deze opnamen is verricht in 2022, dus in een jaar dat buiten de kalibratieperiode (1999-2015) van het grondwatermodel valt; dit zou een deel van de afwijkingen met het grondwatermodel kunnen verklaren.

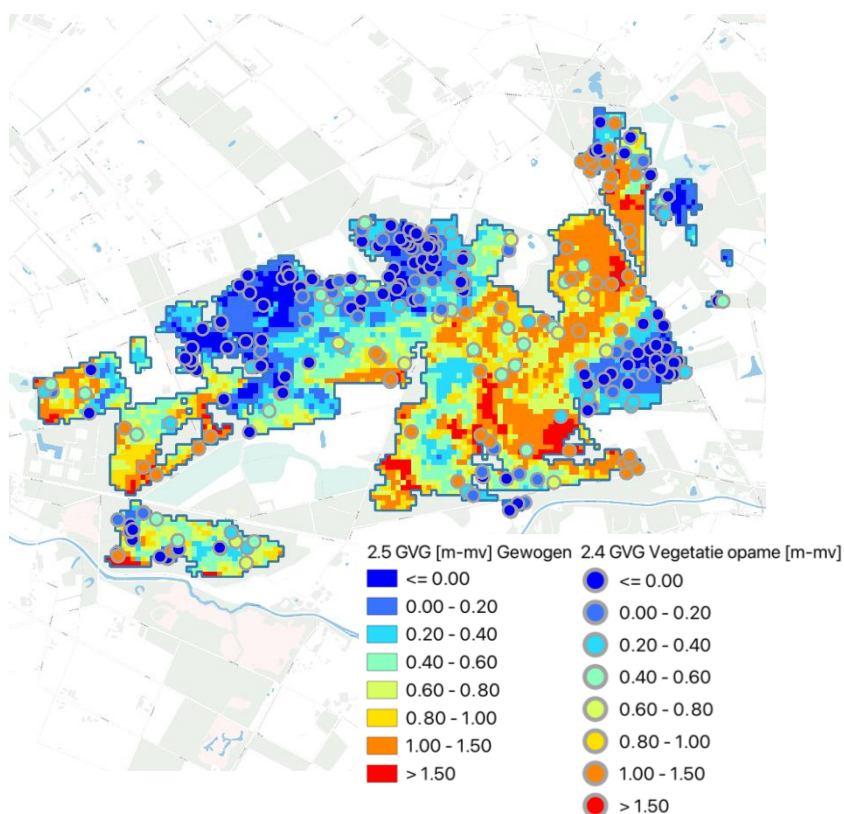
Ondanks de correctie aan de hand van de vegetatiekaart lijkt de gecombineerde GVG_{var} op natte locaties nog steeds te nat, als we de GVG uit vegetatieopnamen als maatstaf nemen (Figuur 4.78). Dit heeft vermoedelijk te maken met de aanwezigheid van een slecht doorlatende bodemlaag (B-horizont), zoals die vaak is te vinden onder heideterreinen en die zelfs kan leiden tot het voorkomen van schijnspiegels. Dit zou dan in lijn zijn met een recente vergelijking van GVG's uit peilbuizen met de vochtindicatie van de vegetatie: daarin indiceerden heidevegetaties ook nattere condities dan je op grond van de GVG zou verwachten, wat werd toegeschreven aan waterstagnatie op een verkitten B-horizont (Van Ek et al., 2021). In grondwatermodellen wordt vrijwel nooit de waterstagnatie in bodemlagen boven de eigenlijke grondwaterspiegel gesimuleerd, en in ons geval is dat ook niet gedaan. De simulatie van schijnspiegelsystemen is overigens geen sinecure (Cirkel et al., 2016). Op drogere locaties lijkt het grondwatermodel van TAUW de GVG juist te droog in te schatten in vergelijking tot de vegetatieopnamen, blijkt uit Figuur 4.7 en Figuur 4.8. Ditzelfde patroon bleek ook uit de vergelijking met de metingen (zie paragraaf 4.2), waar ook uit bleek dat het model te droog is

This is a detailed map of land parcels in the City of San Diego. The map displays numerous parcels, each labeled with a unique identifier such as "10-4", "20-1", "11Aa2-9", "29Aa4-1", "16-5", "11Aa2-5", "11Aa2-6", "11Aa2-7", "11Aa2-8", "11Aa2-9", "11Aa2-10", "11Aa2-11", "11Aa2-12", "11Aa2-13", "11Aa2-14", "11Aa2-15", "11Aa2-16", "11Aa2-17", "11Aa2-18", "11Aa2-19", "11Aa2-20", "11Aa2-21", "11Aa2-22", "11Aa2-23", "11Aa2-24", "11Aa2-25", "11Aa2-26", "11Aa2-27", "11Aa2-28", "11Aa2-29", "11Aa2-30", "11Aa2-31", "11Aa2-32", "11Aa2-33", "11Aa2-34", "11Aa2-35", "11Aa2-36", "11Aa2-37", "11Aa2-38", "11Aa2-39", "11Aa2-40", "11Aa2-41", "11Aa2-42", "11Aa2-43", "11Aa2-44", "11Aa2-45", "11Aa2-46", "11Aa2-47", "11Aa2-48", "11Aa2-49", "11Aa2-50". The parcels are color-coded according to their zoning or ownership status. A prominent yellow area is located in the upper left quadrant, while a large orange area is in the lower right. Other colors include green, blue, purple, and brown. The map also shows several roads and highways, including Interstate 5 (I-5) running vertically through the center. Various landmarks and features are indicated by symbols and labels, such as "San Diego State University", "San Diego International Airport", "San Diego Bay", and "San Diego Harbor". The map is titled "City of San Diego Land Parcel Map" at the top.

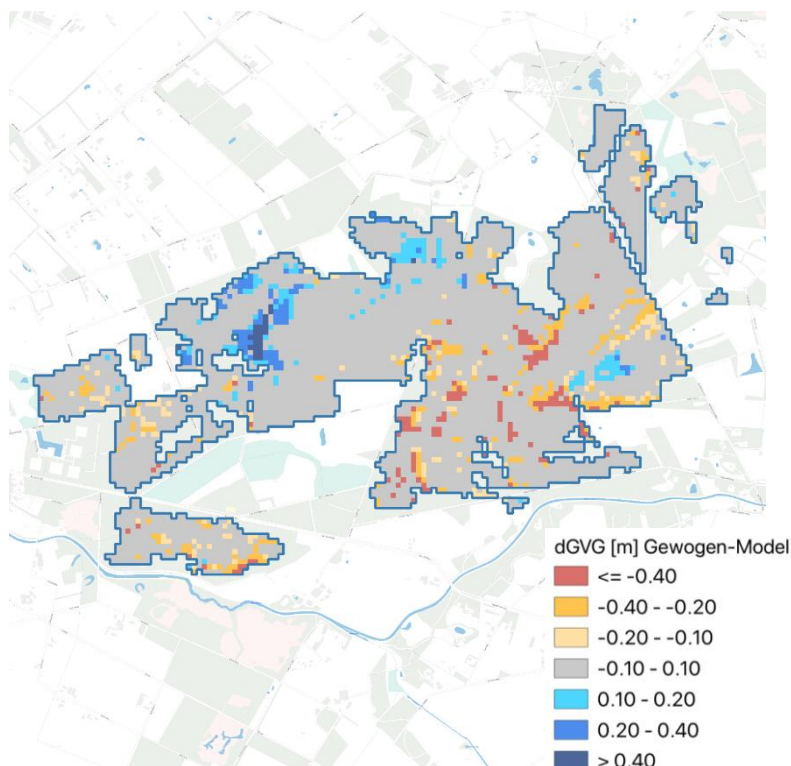
85



Figuur 4.7. De met het grondwatermodel berekende GVG (links) en de uit de vegetatiekaart van Lotterman en Kampjes (2023) afgeleide gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{DVN} .



Figuur 4.8. De naar variantie gewogen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{var} en de schatter van die stand uit vegetatieopnamen, GVG_{opn} (met cirkels aangegeven).



Figuur 4.9. Verschil tussen de met het grondwatermodel gesimuleerde GVG en de beste schatter van de GVG: GVGmod - GVGvar. Bruinere kleuren betekenen dat het model lagere standen berekende, blauwige hogere standen.

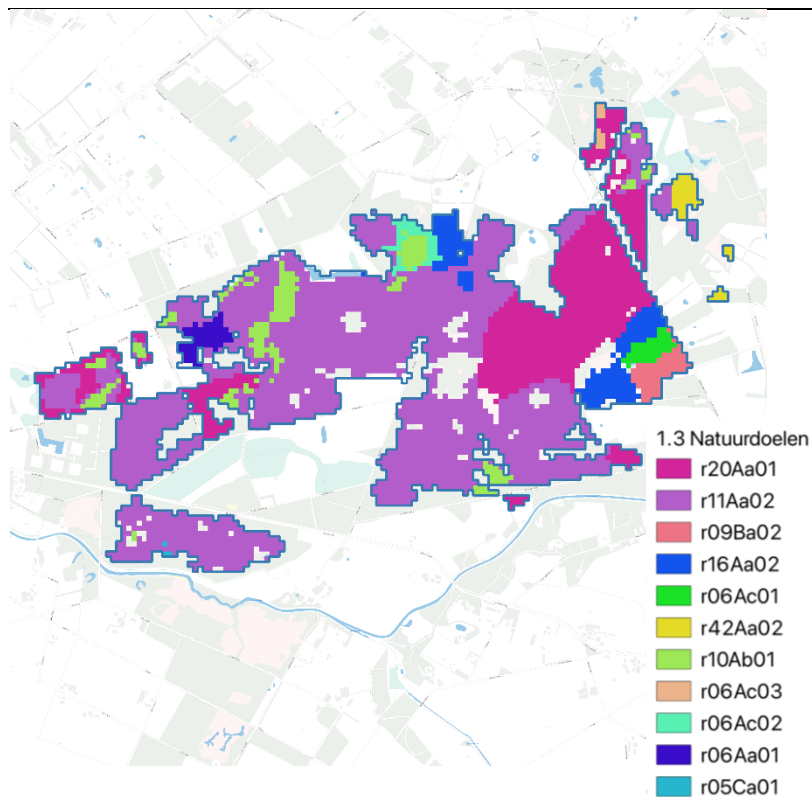
4.3.2 Doelvegetatie

Provincie Overijssel heeft voor heel haar grondgebied een kaart gemaakt die weergeeft welke natuurambities zij nastreeft. Die ambities zijn geformuleerd in grove eenheden, de beheertypen. Omdat de beheertypen in ecologisch opzicht vrij grof zijn, en uit de vegetatiekaart bleek dat er plekken waren met een waardevolle actuele vegetatie of potenties daartoe, die buiten het provinciale beheertype vallen, hebben wij ze op grond van onze gebiedskennis vertaald naar plantengemeenschappen volgens de Revisie Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 2017). Tabel 4-3 toont per provinciaal beheertype welke plantengemeenschappen, afhankelijk van de locatie in het Buurzerzand, als doel zijn benoemd. Figuur 4.10 geeft de aldus vastgestelde kaart van de natuurdoelen van het Buurzerzand.

Tabel 4-3. Doel-vegetatietypen na vertaling van de ambitietypen met lokale gebiedskennis over het Buurzerzand.

Code	Naam	RDVN_code	RDVN_naam
N06.04	Vochtige heide	r09Ba02	Campyllo-Caricetum dioicae
		r10Ab01	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae
		r11Aa02	Ericetum tetralicis
		r16Aa02	Crepido-Juncetum acutiflori
N06.05	Zwakgebufferd ven	r05Ca01	Callitricho-Hottonietum
		r06Aa01	Isoeto-Lobelietum
		r06Ac01	Pilularietum globuliferae
		r06Ac02	Scirpetum fluitantis

		r06Ac03	Eleocharitetum multicaulis
		r09Ba02	Campylio-Caricetum dioicae
N06.06	Zuur ven of hoogveenven	r10Ab01	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae
N14.01	Rivier- en beekbegeleidend bos	r42Aa02	Carici elongatae - Alnetum



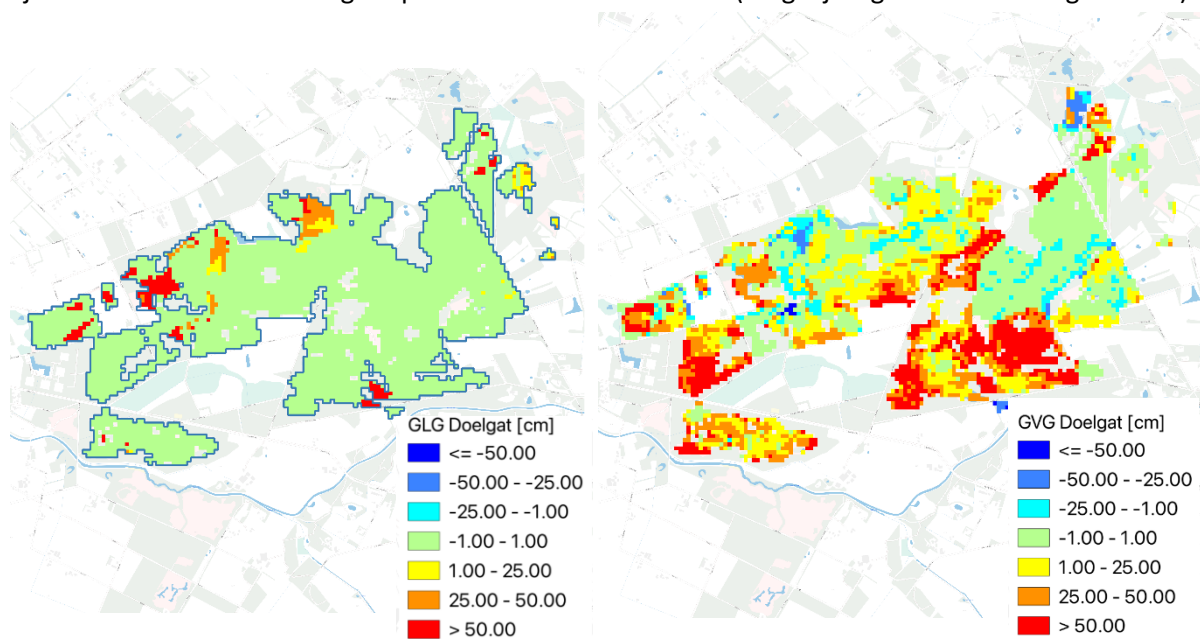
Figuur 4.10. Natuurdoelen van het Buurserzand, verrasterd naar cellen van 25 m.

4.3.3 Doelgaten

We hebben nu de hydrologische Ausgangssituatie (§ 4.3.1: Figuur 4.5a, Figuur 4.5c, Figuur 4.7) en de natuurdoelen (§ 4.3.2: Figuur 4.10) die een bepaalde gewenste hydrologische situatie wensen. Met de Waterwijzer Natuur zijn de minimale doelgaten van de GVG en GLG bepaald: zie Figuur 4.11. Het zijn minimale doelgaten: de verhoging die nodig is voor het precies bereiken van knikpunt B2, dan wel benodigde verlaging voor om precies uit te komen op knikpunt B1 (Tabel 4-4, Figuur 4.11). Figuur 4.12 geeft de maximaal haalbare doelrealisatie.

De ambitienatuurtypes hebben niet voor iedere factor een hydrologische eis, bijvoorbeeld het meest voorkomende natuurdoeltype (R11AA02 *Associatie van Gewone dophei*) heeft alleen een GVG-eis en geen GLG-eis en geen kwel-eis. Droogtestress speelt echter wel een beperkende rol voor dit type en dus is het jammer dat deze factor om praktische redenen buiten beschouwing moest worden gelaten. In de referentiesituatie is droogtestress een voor dit type beperkende standplaatsfactor op ca. 1/3 van de oppervlakte van het Buurserzand: het is er te droog. Op nagenoeg dezelfde oppervlakte is echter ook de GVG een beperkende factor (GVG te laag), zodat de te droge omstandigheden in het terrein toch via de GVG tot uitdrukking zijn gekomen.

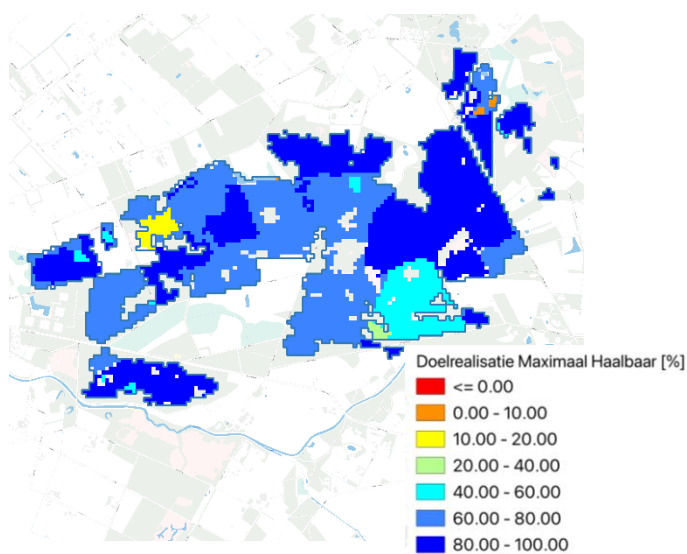
In Tabel 4-5 wordt ook getoond wat het doelgat is op de peilbuislocaties, waarbij het doelgat is bepaald op basis van de GxG zoals ze uit de meetreeks zijn afgeleid. Alleen de peilbuislocaties waarvoor ook een natuurambitietype gedefinieerd is, worden getoond. Het doelgat betreft hier het verschil tussen knikpunt B2 uit waternood en de gemeten GxG. Voor de meeste locaties is een natuurambitietype dat geen GLG-doel heeft. In Figuur 4.13 staat het GVG doelgat ruimtelijk weergegeven. Op 16 van de 29 meetlocaties is er geen doelgat voor de GVG en voor de overige 13 locaties is er een doelgat GVG van 5 tot 60 cm. Het doelgat op basis van metingen komt in grove lijnen overeen met het doelgat op basis van de model-GxG's (vergelijk Figuur 4.11 met Figuur 4.13).



Figuur 4.11. Het minimale doelgat van (links) de GLG en (rechts) de GVG. Een groot deel van de doelvegetatie heeft geen GLG-eis (zie Tabel 4-4), waardoor het doelgat daar 0 cm is.

Tabel 4-4. Nikpunten van de doelvegetaties voor het Buurserzand.

	GVG				GLG			
	A1	B1	B2	A2	A1	B1	B2	A2
r05Ca01	-999	-999	-25	-15	-999	-999	10	30
r06Aa01	-250	-155	-38	-15	-999	-999	15	30
r05Ca01	-999	-999	-25	-15	-999	-999	10	30
r06Aa01	-250	-155	-38	-15	-999	-999	15	30
r05Ca01	-999	-999	-25	-15	-999	-999	10	30
r06Aa01	-250	-155	-38	-15	-999	-999	15	30
r06Ac01	-80	-58	-20	-5	-999	-999	40	80
r06Ac02	-80	-55	-20	-10	-999	-999	20	50
r06Ac03	-50	-35	-10	0	-10	10	999	999
r09Ba02	-15	-10	5	15	-999	-999	50	60
r10Ab01	-70	-48	-12	0	-999	-999	20	40
r11Aa02	-10	5	35	50	0	0	0	0
r14Aa01	70	90	999	999	0	0	0	0
r16Aa02	-5	5	22	30	0	0	0	0
r20Aa01	50	70	999	999	0	0	0	0
r42Aa02	-30	-15	12	25	-999	-999	50	70

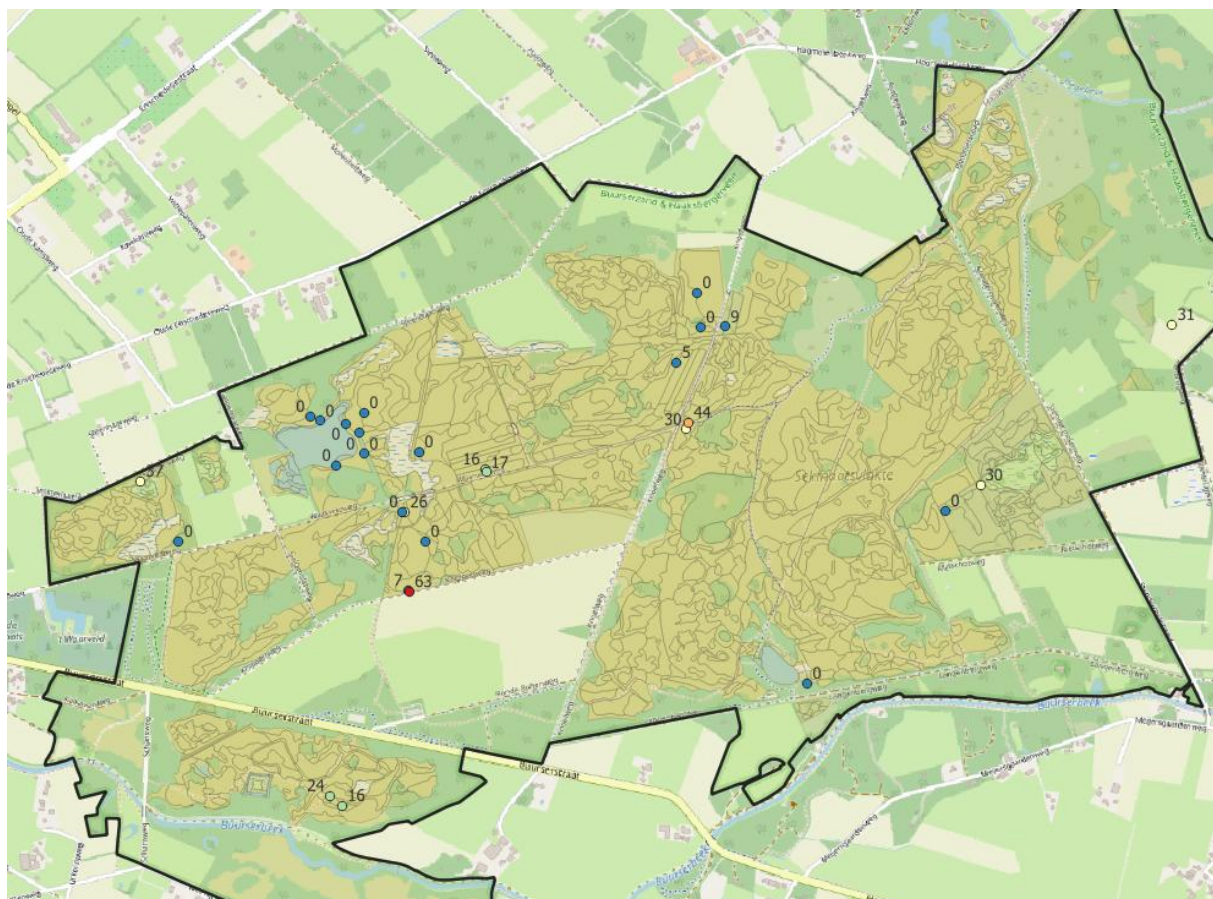


Figuur 4.12. Maximaal haalbare totale doelrealisatie.

Tabel 4-5 Gemeten GxG en doelgat per peilbuis

Peilbuiscode	X-coord	Y-coord	Natuurambitie		Gemeten GxG		Doelgat	
			code	naam	GVG (cm-mv)	GLG (cm-mv)	GVG (cm)	GLG (cm)
B34E0336	249796	464035	r20Aa01	Associatie van Struikhei en Stekelbrem	48	119	0	
B34E1662	249679	464220	r10Ab01	Associatie van Draadzegge en Veenpluis	25	112	37	92
B34F1527	250300	463225	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	51	127	16	
B34F1532	250500	463885	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	42	96	7	
B34F1534	250490	464125	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	61	117	26	
B34F1537	250352	464370	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	12	76	0	
B34F1552	252845	464700	r42Aa02	Elzenzegge-Elzenbroek	43	103	31	53
B34F1559	251355	464380	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	65	148	30	
B34F1564	250280	464270	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	15	81	0	
B34F1565	250365	464430	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	12	77	0	
B34F1566	250309	464398	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	-26	36	0	
B34F1567	250200	464420	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	31	96	0	
B34F1569	250230	464406	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	13	84	0	
B34F1571	251475	464695	r16Aa02	Veldrus-associatie	31	93	9	
B34F1576	250738	464257	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	51	101	16	
B34F1577	250534	464310	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	6	70	0	
B34F1583	251725	463600	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	18	86	0	

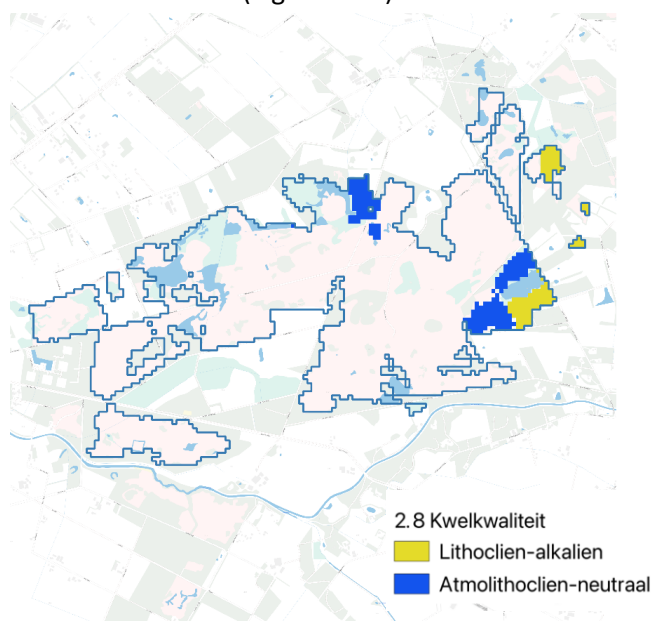
B34F1619	252257	464208	r06Ac01	Pilvaren-associatie	10	61	30	21
B34F1620	252151	464129	r16Aa02	Veldrus-associatie	0	65	0	
B34F2971	251387	464798	r16Aa02	Veldrus-associatie	16	73	0	
B34F2972	251398	464694	r16Aa02	Veldrus-associatie	3	48	0	
B34F2977	251324	464584	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	40	97	5	
B34F2999	251360	464401	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	79	160	44	
B34F3198	250484	464126	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	33	123	0	
B34F3233	250365	464305	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	5	88	0	
B34F3234	250740	464248	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	52	136	17	
B34F3235	250553	464035	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	34	116	0	
B34F3236	250504	463883	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	98	177	63	
B34F3238	250259	463255	r11Aa02	Associatie van Gewone dophei	59	139	24	



Figuur 4.13 Ruimtelijke weergave van het doelgat GVG (cm) op basis van de metingen (uit Tabel 4-5)

Op basis van kennis over het gebied en de eisen van plantengemeenschappen is aan de kwelafhankelijke vegetaties een kwelwaterkwaliteit toegekend: de *Veldrus-associatie* (r16Aa02) krijgt

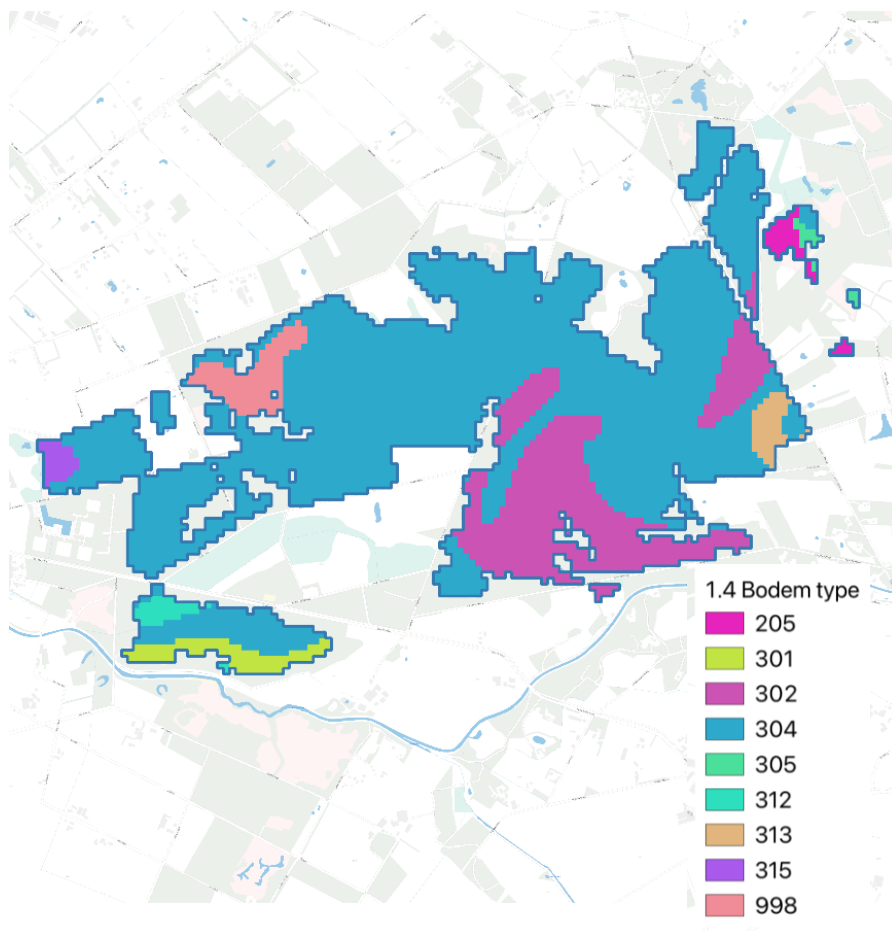
de waterkwaliteit en 'Atmolithoclien-neutraal' en de *associate van Vetblad en Vlozegge* (r09Ba02) en het *Elzenzegge-Elzenbroek* (r42Aa02) krijgen de kwaliteit 'Lithoclien-alkalien'. Dit resulteert dan in de kwaliteitskaart van (Figuur 4.14).



Figuur 4.14. Veronderstelde verdeling van de kwelkwaliteit in het Buurserzand.

Voor de berekening van de vereiste kwelintensiteit nemen we een atmosferische depositie aan van 17 kg N/ha/jr. Die intensiteit is verder afhankelijk van de bodemfysische eenheid (Figuur 4.15); in Tabel 4-6 is de oppervlakte vermeld van iedere bestaande combinatie bodemfysische eenheid – vegetatietype. Met de in § 1.2.4 besproken methode komen we uit op de in Tabel 4-7 vermelde minimale kwelfluxen (kwelflux bij een optimale GLG) voor iedere bestaande combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie. Voor de Veldrus-associatie (r06Ac01) kon geen kweldrempel worden berekend. Dit type staat bekend om zijn voorkomen op gradiënten waar het grondwater het maaiveld net aansnijdt (kwelvensters, met laterale kwel die het grondwatermodel niet berekent). De met het grondwatermodel gesimuleerde kwelflux geconfronteerd met de grenswaarden Tabel 4-7 resulteert in een kaart met het minimale doelgat kwel (Figuur 4.16). Doordat maar drie natuurambitietypen als potentieel kwelafhankelijk zijn aangemerkt, en voor de Veldrus-associatie ook geen kweldrempel berekend kon worden, is er maar een klein gebied waar een doelgat kwel berekend wordt.

In de praktijk zal wellicht de hoogste kwelflux in Tabel 4-7 maatgevend voor het Buurserzand zijn, want als met maatregelen die kwelflux wordt gerealiseerd is er een gereede kans dat ook de minimale kwelflux wordt gerealiseerd voor andere combinaties van doelvegetatie en bodemfysische eenheid. Dat de kwelgrenzen in Tabel 4-7 voor het gevoel wellicht aan de lage kant zijn heeft zoals eerder gezegd te maken met het feit dat het om minimale jaargemiddelde fluxen gaat; zie ook de opmerking daarover bij de bespreking van de Dommelbeemden (H3). Wat in dit terrein ook meespeelt dat het om kwelwater van een alkalische kwaliteit gaat, dus met een sterk bufferend vermogen.



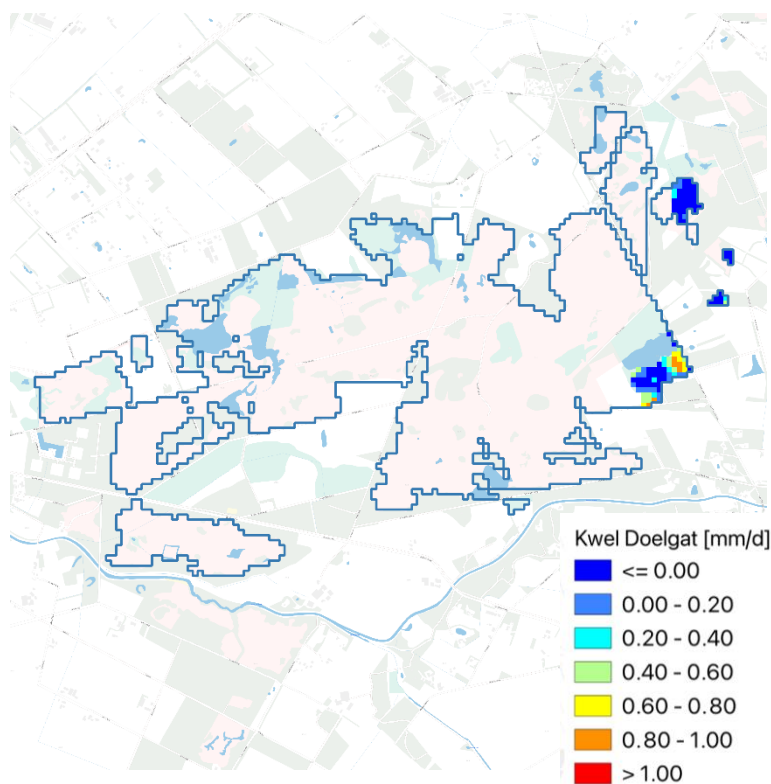
Figuur 4.15. Bodemfysische eenheden in het Buurserzand. Tabel 4-6 geeft de betekenis van de relevante bodemcodes (i.e. waar een doelvegetatie op voorkomt).

Tabel 4-6. Oppervlakte (in hectare) van iedere in het Buurserzand voorkomende combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie (alleen kwelafhankelijke).

Bofy	Doelvegetatie			Totaal
	r09Ba02	r16Aa02	r42Aa02	
205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond			1.44	1.44
302 Leemarme (stuif-)zandgronden		2.25		2.25
304 Zwak lemige (podzol-)gronden	2.13	10.13	0.63	12.88
305 Zwak lemige zandgronden met grof zand in de ondergrond			1.06	1.06
313 Lemige (beekeerd-)gronden	2.06			2.06
Totaal	4.19	12.38	3.13	19.69

Tabel 4-7. Voor het Buurserzand vastgestelde minimale jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem (mm/d) voor bestaande combinaties van vegetatietype en bodemfysische eenheid (kwelkwaliteit: lithoclien – alkaliën; Depositie: 17 kg N/ha/jaar). * = geen uitkomst gevonden; b2 = knikpunt waarvoor de kwelflux is bepaald. Kanttekening: de methode is nog in ontwikkeling en dient nog te worden verbeterd voordat hij voor algemeen gebruik naar buiten kan worden gebracht.

	r09Ba02 Associatie van Vethlad en Vlozege	r16Aa02 Veldrus- associatie	r42Aa02 Elzenegge- Elzenbroek
b2 (cm -mv) →	50	0	50
kwelkwaliteit →	LithAlk	AtmNeut	LithAlk
205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond			0.30
302 Leemarme (stuif-)zandgronden		*	
304 Zwak lemige (podzol-)gronden	0.00	*	-0.30
305 Zwak lemige zandgronden met grof zand in de ondergrond			-0.30
313 Lemige (beekeerd-)gronden	0.00		

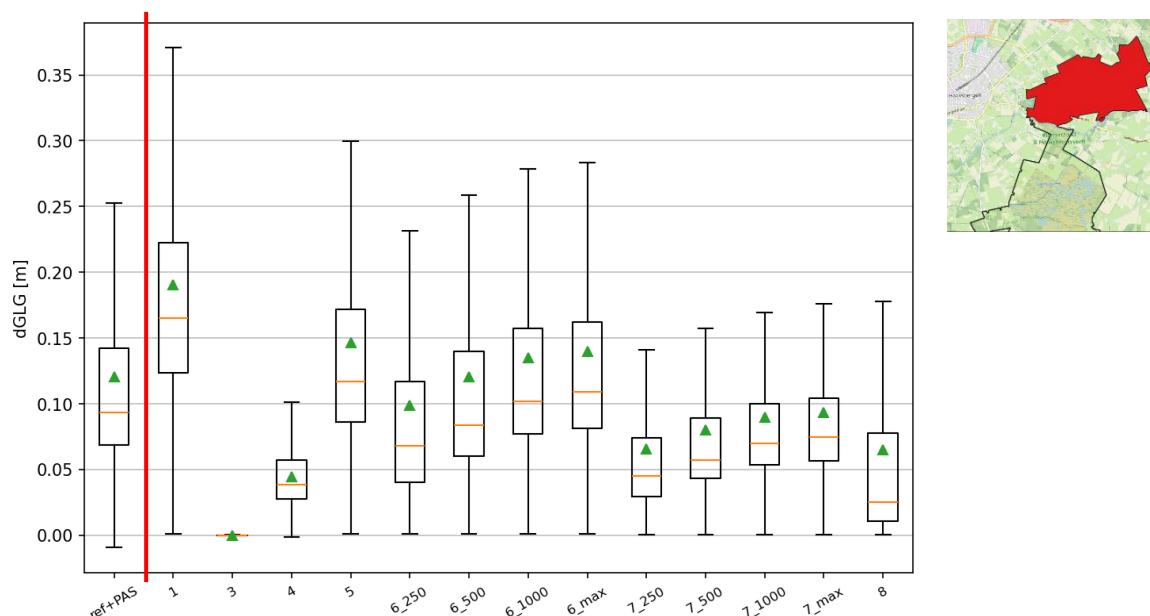


Figuur 4.16. Doelgat kwel (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem) (mm/d) voor het Buurserzand. Let op: de lichtblauwe kleur is oppervlaktewater in de achtergrondkaart. Voor de Veldrus-associatie (r16Aa02) kon geen kweldrempel vastgesteld worden.

4.4 Hydrologische herstelmaatregelen

Zoals besproken in paragraaf 4.2 worden (of zijn) er PAS-maatregelen rondom het natuurgebied uitgevoerd. Deze situatie wordt als nulsituatie voor de kwantificatie van de hydrologische herstelmaatregelen uit deze studie gebruikt. De hydrologische maatregelscenario's worden dus genomen bovenop de PAS-maatregelen, de resultaten van de scenario's laten daarmee zien wat de extra vernatting is ten opzichte van de PAS-maatregelen. Deze PAS-maatregelen in het grondwatermodel zorgen, vooral nabij de drie grote waterlopen (Buurserbeek, Hagmolenbeek en de Biesheuvelleiding), voor een verhoging van de grondwaterstand (+5 tot +50 cm) en kwelflux. Ter hoogte van de waterlopen zelf neemt de kwel af. In Figuur 4.17 geeft de meest linker boxplot het effect op de GLG van de PAS-maatregelen (in het gehele Buurserzand) ten opzichte van de 'actuele hydrologische situatie' die voor de doelgatbepaling is gebruikt. Dit laat ook zien dat het effect van de PAS-maatregelen voor het natuurgebied lokaal al groot kunnen zijn (GLG stijging van >15 cm in 25% van het natuurgebied), maar dat de stijging niet overal in het natuurgebied optreden. De overige scenario's worden samen met de PAS-maatregelen toegepast. De overige boxplots laten daarmee zien wat het aanvullende effect op de GLG van deze scenario's is. Dit laat zien dat er nog extra verhoging van de GLG mogelijk is, maar doordat de PAS-maatregelen vanuit een gebiedsproces zijn vastgesteld, geven deze maatregelen aan wat de provincie heeft opgenomen in het eerste N2000-beheerplan, en daarmee wat waarschijnlijk momenteel maatschappelijk gezien het hoogst haalbare maatregelpakket is.

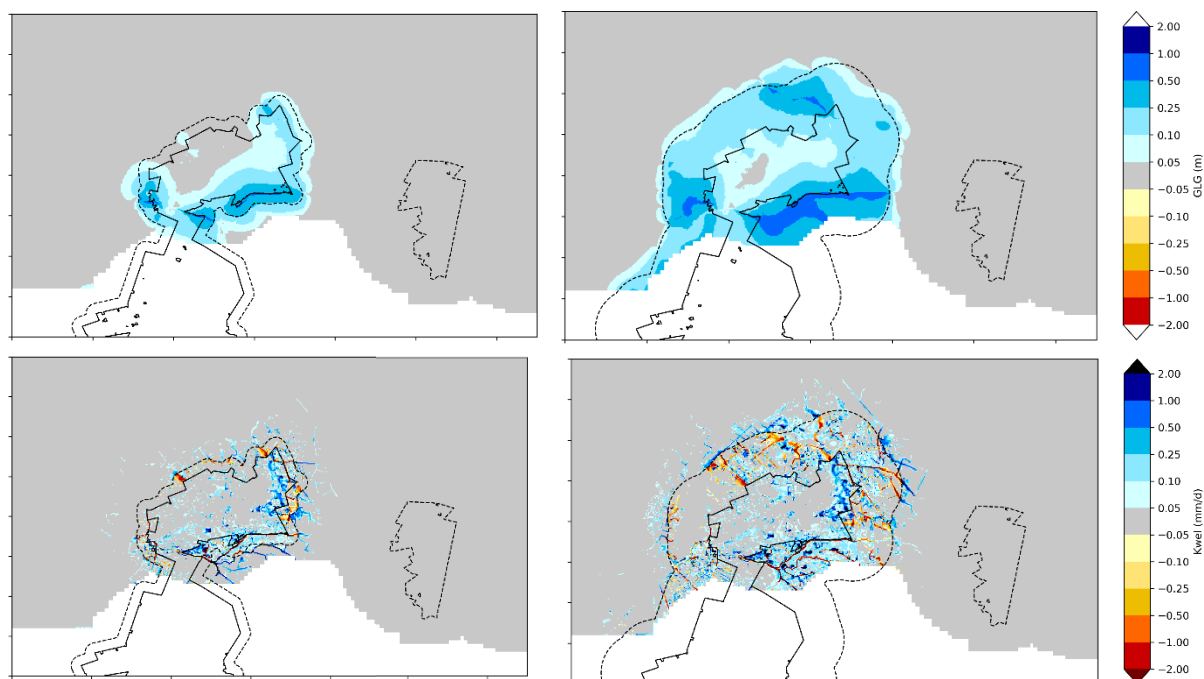
Een overzicht van modelresultaten wat betreft het effect van de scenario's op de GLG zijn weergegeven in Figuur 4.17. De waarden zijn gebaseerd op de gemiddelde verandering in het Buurserzand gedeelte van het Natura2000-gebied (aangegeven in het kaartje in Figuur 4.17). Een ander aggregatieniveau geeft mogelijk andere resultaten (zoals is toegelicht in paragraaf 2.3.7). Zie bijlage 3 voor een vergelijking tussen het hele natuurgebied en alléén het gebied met een vegetatiekartering. De gemiddelde effecten in het gekarteerde gebied zijn enkele centimeters kleiner. Scenario 2 (onttrekkingen uitzetten) is niet toegepast omdat er geen onttrekkingslocaties in het modelgebied liggen. Een overzicht met resultaten voor alle scenario's en parameters staat in Bijlage 3. Uit de resultaten valt op dat het te bereiken effect beperkt blijft tot maximaal een gemiddelde verhoging van de GLG van 19 cm (bij toepassing van alle maatregelen buiten het natuurgebied, scenario 1). Het effect op de GLG is groter dan op de GVG. Dit komt doordat de GVG al erg ondiep is in de nulsituatie en dus op veel plekken niet veel verder meer kan stijgen (zie de GVG in de nulsituatie zonder PAS maatregelen in Figuur 4.4 links, in paragraaf 4.2).



Figuur 4.17 Boxplots met veranderingen in GLG van modellaag 1 (m) voor nulsituatie+PAS ten opzichte van de actuele situatie zonder PAS (helemaal links) en van de verandering van de modelscenario's ten opzichte van de nulsituatie+PAS. in het natuurgebied Buurserzand (rood gebied in kaart rechtsboven). De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan. De scenariounummering is als volgt (verdere toelichting in bijlage 3): 1: maximaal externe maatregelen, 3: stopzetten beregeningsonttrekkingen, 4: aanpassing landgebruik, 5: maximale aanpassing ontwatering, 6: ontwateringsdiepte 0.3m-mv, 7: ontwateringsdiepte 0.5m-mv, 8: aanpassing Buurserbeek.

Van alle hoofdoplossingsrichtingen kan de meeste vernatting in het natuurgebied gerealiseerd worden door de ontwatering aan te passen. Doordat het watervoerend pakket dun is, is het effectgebied (ofwel uitstraling) van maatregelen echter klein. Het vergroten van de bufferzone heeft daardoor weinig effect op het natuurgebied (zie Figuur 4.18): bij een zone van 500 meter is 80-90% van het totale effect bij toepassing op het hele gebied bereikt en bij 1000 meter is het maximale effect bereikt. Dit geldt zowel voor de GLG als de kwelflux.

Door een apart scenario te modelleren waarbij de ontwateringsbasis van de Buurserbeek met 80 cm (tot maximaal 30 cm-mv) wordt verhoogd binnen het hele modelgebied (scenario 8), kan worden afgeleid dat de GxG verhoging in de ontwateringsscenario's (5 t/m 7) in het zuidoostelijk deel (nabij de Buurserbeek) bijna geheel wordt veroorzaakt door de verhoging van de Buurserbeek (zie figuur in Bijlage 3).



Figuur 4.18 Verandering van de GLG (m) (boven) en kwel (mm/d) (onder) voor scenario 6 in een bufferzone van 250m (links) en 1000m (rechts).

Wat betreft de niet ontwatering-gerelateerde scenario's geldt:

- Het stopzetten van de berekening heeft geen effect op de grondwaterstanden en kwel in het natuurgebied. De locaties waar grondwater voor berekening wordt onttrokken zijn beperkt en liggen ver weg.
- Het effect van verdampingsreductie is relatief klein. Het effect in het natuurgebied is vooral zichtbaar daar waar nog landbouwgrond binnen de natuurgebiedsgrenzen aanwezig was. Verder is het effect het grootst op de GLG, omdat vooral in de zomer verdamping optreedt, en in de gebieden waar de grondwaterstanden relatief diep zijn en het grondwatersysteem trager reageert.

Het maximale scenario zorgt voor een stijging van de GLG in het hele natuurgebied, waarbij in 75% van het natuurgebied de stijging al 13 cm of hoger is. De gemiddelde stijging is 19 cm.

De GVG wordt vrijwel alleen verhoogd als gevolg van het aanpassen van de ontwatering (effect op GVG in scenario maximaal is nagenoeg gelijk aan het effect van scenario 5), omdat de vermindering van de verdamping vrijwel geen effect heeft in de winter. De GLG wordt wel verhoogd door de combinatie van ontwatering én verdamping. De gemiddelde stijging van de kwelflux is 0.16 mm/d, welke met name toeneemt in het oosten van het natuurgebied (ten oosten van Selmaatsvlakte). Dit betreft de jaarrond gemiddelde kwelflux (opwaartse flux), in tegenstelling tot de doelgatbepaling, waar een doelgat voor de jaarrond gemiddelde flux (opwaartse en neerwaartse flux) is berekend.

4.5 Synthese

De doelgaten en de effecten van hydrologische maatregelen zijn in de vorige paragrafen uitgewerkt. Door deze bijeen te brengen, kan gekeken worden of de hydrologische maatregelen zorgen voor genoeg verandering om de doelgaten te dichtten. In Tabel 4-8 is per natuurambitietype samengevat wat de doelgaten zijn. Ook is aangegeven hoe groot deel van het natuurgebied bestaat uit het desbetreffende vegetatietype. Let op dat het areaal waar een kwel- of GLG-eis geldt klein is (zie Figuur 4.16), waardoor het areaal waarop het doelgat berekend is een stuk kleiner kan zijn dan is weergegeven in de tabel. Zoals eerder besproken is, is de gebruikte actuele hydrologische situatie volgens het grondwatermodel is onzeker. Daarom zijn de doelgaten ook op peilbuisniveau bepaald, deze zijn eerder besproken, zie Tabel 4-5.

Tabel 4-9 geeft voor de twee ambitietypen met een kwel-eis aan wat het effect is van de hydrologische maatregelen en de bijbehorende doelgaten. Let op dat er wat betreft kwel een discrepantie is tussen het doelgat (welke de jaarrond gemiddelde verticale flux betreft) en het effect van maatregelen, welke de jaarrond gemiddelde kwelflux (alleen naar boven gerichte verticale flux) betreft. Ook moet wel worden opgemerkt dat de effecten berekend zijn ten opzichte van de situatie waarbij de PAS maatregelen zijn doorgevoerd, terwijl het doelgat berekend is voor de situatie daarvoor. Voor *Campylio-Caricetum dioicae* (r09Ba02) geven de PAS maatregelen al voldoende effect om het doelgat GVG van 3 cm op te heffen. *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* (r42Aa02) heeft echter wel extra maatregelen nodig, het effect van bijna iedere afzonderlijke maatregel is hiervoor voldoende. De GLG moet voor dit type dan nog verhoogd worden met 5 cm, wat met de afzonderlijke maatregelen (behalve beregning stopzetten) ruimschoots wordt gehaald. Door in een bufferzone van 1000 meter de ontwateringsdiepte naar 0.3 m-mv te brengen verhoogt de GLG ook 5 cm, wat voldoende zou moeten zijn mits aangenomen kan worden dat het effect van de twee maatregelen bij elkaar opgeteld kan worden.

Tabel 4-8 Gemiddelde en mediane doelgaten GLG (cm), GVG (cm) en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem (mm/d) per natuurambitietype. De mediaan is aangegeven tussen vierkante haken (of niet aangegeven als het gelijk is aan het gemiddelde). De kolom met percentages areaal geeft aan hoe groot deel van het ambitienatuurgebied bestaat uit het desbetreffende natuurstype. Een positief doelgat geeft een vereiste verhoging weer. De vier natuurambitietypes met het grootste areaal en de twee types met een kwel/doelgat worden getoond

Code	Naam	Areal van totale ambitie-natuurgebied	Doelgat		
			GVG (cm)	GLG (cm)	Verticale flux (mm/d)
r20Aa01	Genisto pilosae-Callunetum	23%	-3.6 [0.0]	-	
r11Aa02	Ericetum tetralicis	61%	32.5 [23.0]	-	
r09Ba02	Campylio-Caricetum dioicae	2%	2.5 [0.0]	0.0	0.0 [0.1]

r16Aa02	Scirpetum fluitantis	5%	5.5 [1.5]	-	
r42Aa02	Carici elongatae-Alnetum glutinosae	1%	1.6 [0.0]	12.8 [12.0]	0.0 [0.0]
r10Ab01	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae	5%	24.6 [16.0]	56.5 [44.0]	

Tabel 4-9 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux per natuurambitietype (twee ambitietypes getoond) ten opzichte van de nulsituatie+PAS voor de verschillende herstelmaatregelen. De bovenste rij geeft het gemiddelde doelgat weer (mediaan tussen vierkante haken) in de nulsituatie (het doelgat 'kwel' is het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem). Een positieve verandering geeft een (vereiste) verhoging weer. De cursieve getallen geven aan dat de maatregelen niet zorgen voor voldoende verandering om het doelgat te sluiten.

Scenario naam		Campylio-Caricetum dioicae (r09Ba02)			Carici elongatae-Alnetum glutinosae (r42Aa02)		
		GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)
Doelgat		0.03 [0.0]	0.0	0.0 [0.1]	0.02 [0.0]	0.13 [12.0]	0.0
	Nulsituatie + PAS	0.04	0.09	0.1	<i>0.01</i>	<i>0.02</i>	0.0
1	Maximaal	0.05	0.16	0.3	0.51	0.49	0.1
3	Berekening	0.00	0.00	0.0	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	0.0
4	Landgebruik	0.00	0.03	0.0	0.02	0.06	0.0
5	Ontwatering max	0.05	0.13	0.3	0.49	0.40	0.1
6	Ontwatering 0.3	0.04	0.12	0.3	0.46	0.37	0.1
7	Ontwatering 0.5	0.03	0.08	0.2	0.35	0.28	0.0
8	Intern	0.02	0.06	0.1	0.00	0.00	0.0

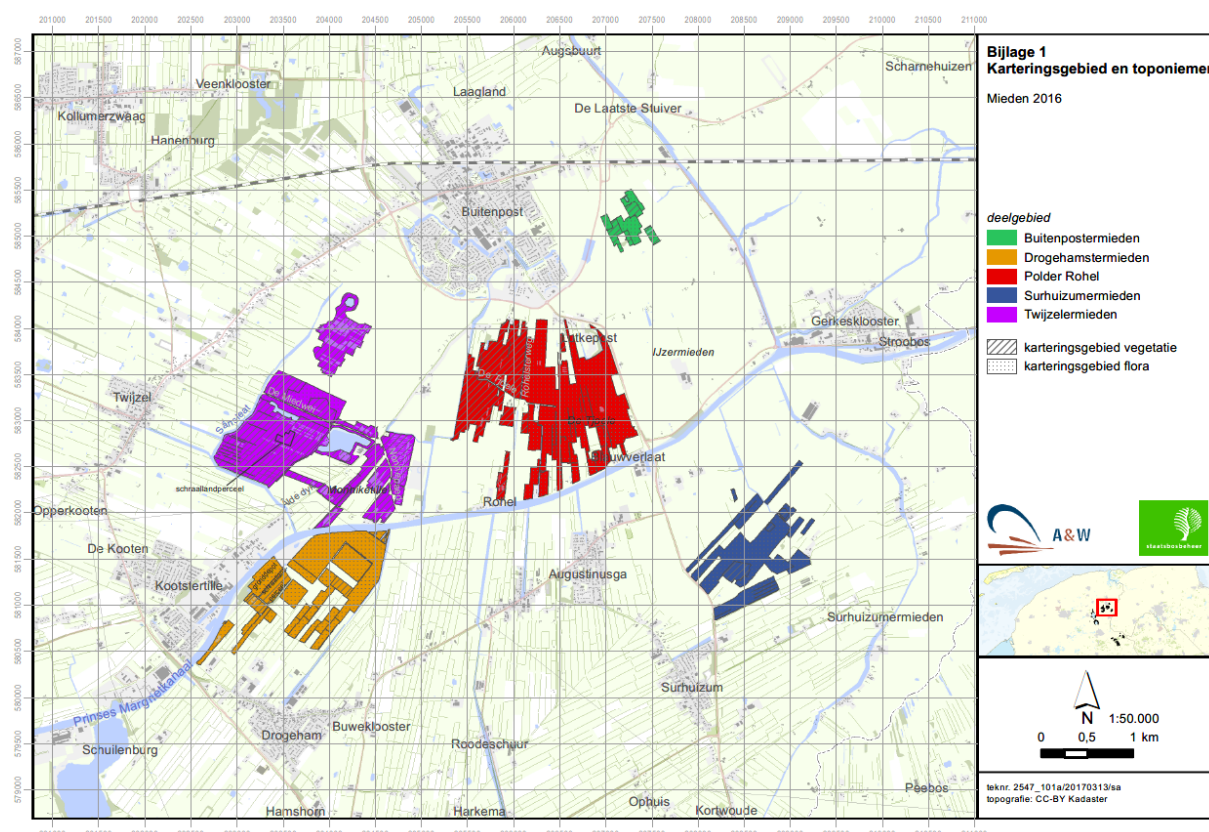
5 Mieden

5.1 Systeemanalyse

Hier volgt een samenvatting van de systeemanalyse van de Mieden, zie voor de volledige systeemanalyse Bijlage 4.

5.1.1 Ligging en geohydrologie

De Mieden liggen in het noordoosten van Friesland, waar de pleistocene dekzandgronden van het Drents-Friese Plateau onder de holocene veen- en klei-op-veengronden duiken. Het grootste deel van de Mieden ligt op deze holocene gronden. Het is een vlak gebied met lange smalle percelen en daartussen greppels en sloten. Kleine delen liggen wat hoger op uitlopers van de dekzandgronden. In de jaren 1950 was het nog een kleinschalig agrarisch gebied en verwierf Staatsbosbeheer enkele percelen Blauwgrasland. De afgelopen decennia is het landgebruik en de ontwatering in het landbouwareaal intensiever geworden. In deze periode zijn ook gronden aangekocht ten behoeve van het natuurbeheer, zodat meer aaneengesloten areaal natuur met een eigen waterhuishouding kon worden gerealiseerd.



Figuur 5.1 Ligging van de Mieden. Aangegeven zijn de percelen waar in 2016 een vegetatie- of florakartering is uitgevoerd en enkele toponiemen (uit Bakker en Bijkerk, 2017). De focus in voorliggend rapport lag op de westelijke deelgebieden Twijzelermieden, Polder Rohel en Drogehamster Mieden.

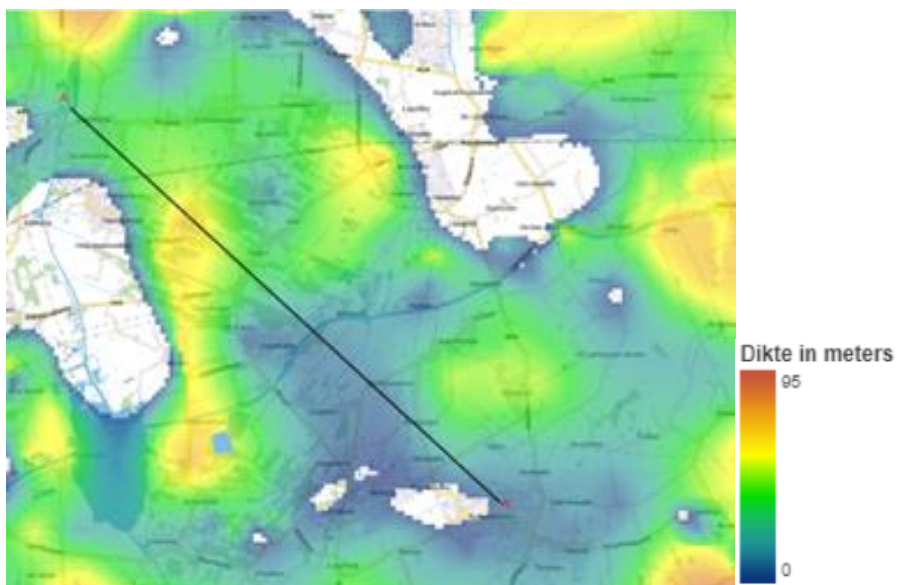
De Mieden worden gevoed door kwelwater, dat is geïnfiltreerd op het Drents-Friese Plateau en de lokale opduikingen of uitlopers ervan. De kleilagen van de Formatie van Breda hellen in noordelijke richting en vormen de basis van het regionale systeem. Daarop bevindt zich een naar het noorden toe steeds dikker zandig watervoerend pakket (F. van Peize, Urk en Peelo). In een groot deel van het gebied wordt dit pakket afgedekt door potklei (F. van Peelo). Op de potklei ligt een zandig pakket (F. van Peelo en F. van Boxtel). Hierop is in de voorlaatste ijstijd een laag keileem afgezet. Op de keileem ligt een dun pakket dekzanden. Zodoende is op de hogere gronden rond het gebied sprake van twee watervoerend pakketten en een dun freatisch pakket.

Bij het smelten van landijs en sneeuw zijn diepe erosiedalen uitgesleten. Na de twee-na –laatse ijstijd (Elsteriën) is daardoor erosie van de potklei en erboven gelegen pakketten opgetreden. Na de voorlaatste ijstijd (Salliën), zijn erosiedalen door de keileem heen ontstaan. Bij de zeespiegelrijzing in het Holoceen ontstonden laagvenen en later hoogvenen in het gebied. Later bereikte zeewater het gebied via de beekdalen en kreken. Een deel van het veen verdween, of werd afgedekt door zeeklei. Veel hoogveen is afgegraven, waardoor de zandondergrond weer aan maaiveld kwam te liggen. Deze erosie- en sedimentatieprocessen hebben geleid tot wisselende dikten van de slecht doorlatende lagen en deklaag.

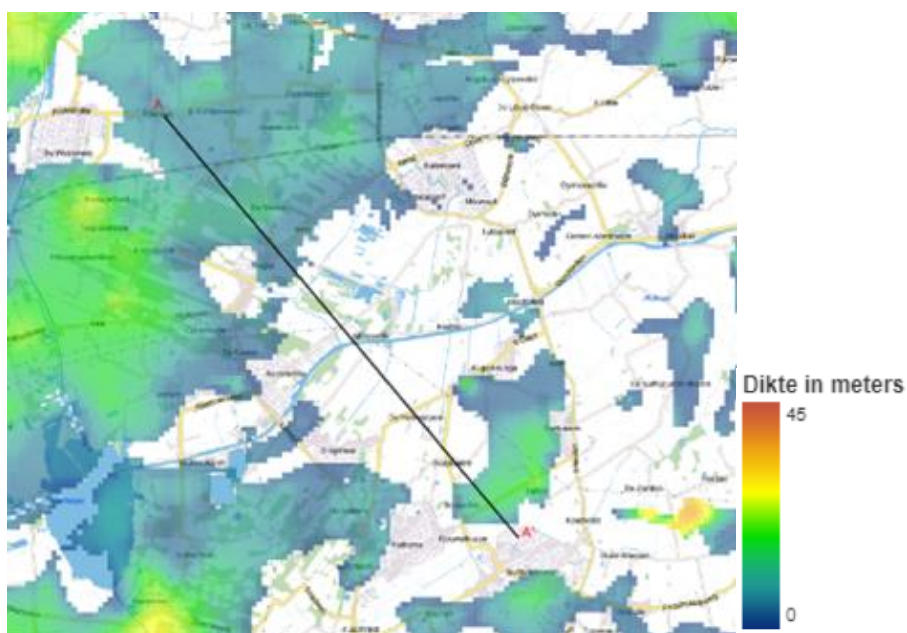
Het klei/veenweidegebied kent een slagenverkaveling met lange smalle percelen en tussengelegen sloten. Verder zijn er petgaten, die deels ook weer verland zijn. Het Prinses Margrietkanaal is door het laagste deel van het gebied gegraven en is tevens de regionale boezem. Verder loopt er een aantal hoofdwatgangen door het gebied, waarop de sloten afwateren. Deels betreft het onderbemalingen t.o.v. het boezempeil.

Het ondiepe grondwater in de Mieden wordt gevoed door verschillende waterstromen:

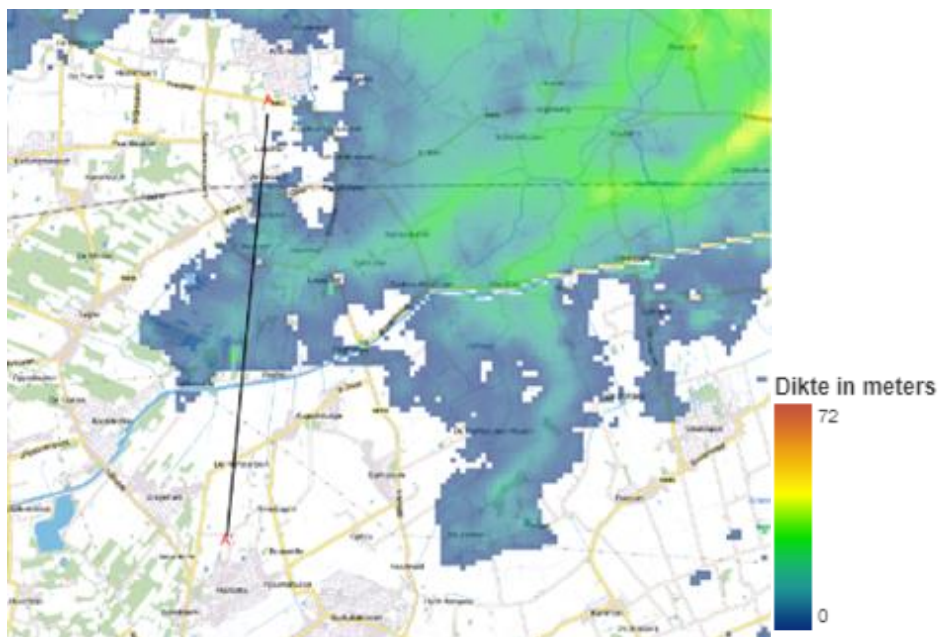
- Kwel van regionaal, zeer basenrijk grondwater uit het pakket onder de Potklei – in het gebied is de Potklei relatief dun of plaatselijk afwezig (Figuur 5.2)
- Laterale toestroming van basenrijk grondwater uit het zandpakket onder de keileem, vooral in de randzones van het gebied waar de keileem afwezig is (Figuur 5.3)
- Laterale toestroming van freatisch grondwater door het dunne zandpakket op de keileem (Figuur 5.3) en oppervlakkige afstroming tijdens langdurige regenperiodes, aan de randen van het gebied; dit water is van nature weinig gebufferd, maar kan als gevolg van het agrarisch landgebruik wel zijn verrijkt met mest- en bufferstoffen;
- Overstromingen vanuit het beek/kreeksysteem de Oude Ried en (bij harde westenwind en opstuwing) het Prinses Margrietkanaal, samen met kwel- en regenwater
- De weerstand van het klei/veendek tegen kwelwater is groter, naarmate het dikker (Figuur 5.4) en kleiiger is; aan de randen van het gebied is de weerstand van nature relatief laag, maar ook in sloten en in voormalige petgaten, waar de kleilaag is weggehaald en na verlanding weer alleen veen aanwezig is: deze kunnen functioneren als kwelvensters in de holocene deklaag.



Figuur 5.2 Dikteverloop van de Potklei ter hoogte van de Mieden (REGISII). Van blauw via groen, geel naar oranje neemt de laagdikte toe; op niet gekleurde locaties ontbreekt de potklei (de zwarte lijn betreft een transect voor geologisch profiel zoals opgenomen in bijlage 4)



Figuur 5.3 Dikteverloop van de keileem (REGISII). Van blauw via groen, geel naar oranje neemt de laagdikte toe; op niet gekleurde locaties ontbreekt de keileem



Figuur 5.4 Dikteverloop van de holocene deklaag van veen en/of klei(REGISII). Van blauw via groen naar geel neemt de laagdikte toe; op niet gekleurde locaties ontbreekt de holocene deklaag.

5.1.2 Vegetatiegradiënten

De meest recente vegetatiekartering is van 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). Deze laat een grote variatie aan vegetatietypen zien, waaronder plaatselijk de zeer waardevolle grondwaterafhankelijke typen trilveen, kalkmoeras, blauwgrasland en dotterbloemhooiland, naast de algemenere rietlanden, grote zeggenvegetaties, (matig) voedselrijke graslanden, elzen- en berkenbroek en wilgenstruwelen. Sinds 2016 is er veel veranderd. Sommige percelen zijn geplagd of vergraven als petgat, stuwen zijn verplaatst en peilen binnen het reservaat opgezet. Ook de vegetatie is daardoor sterk veranderd en de kartering uit 2016 bleek daardoor op veel plekken geen actueel beeld te geven. Op veel plekken zijn soorten van natte, voedselarme, basenrijke standplaatsen verschenen of in aantal en bedekking toegenomen (Fokkema et al., 2019, veldbezoek 2024).

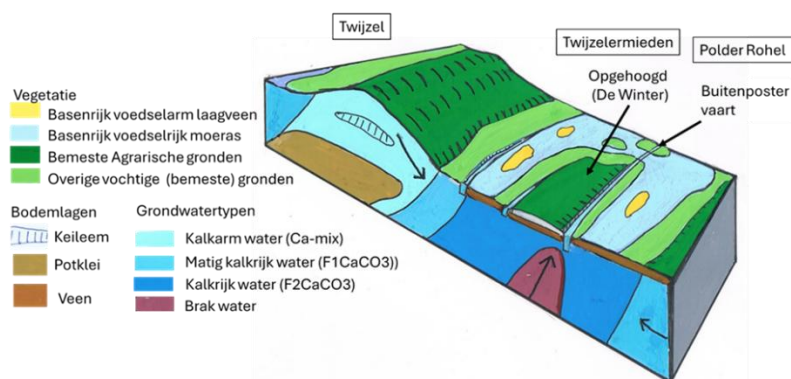
In de laagste delen komt plaatselijk open water voor met o.a. Krabbenscheer en diverse fonteinkruiden, maar vooral grote oppervlakten Rietland en Grote zeggenmoeras met Stijve zegge, Scherpe zegge, Moeraszegge en Oeverzegge. Veel voormalige landbouwpercelen kunnen inmiddels als Dotterbloemhooiland worden benoemd. Een deel van het voormalig Blauwgrasland en Veenmosrietland is ontwikkeld naar basenrijke trilvenen, o.a. met Waterdrieblad, Ronde zegge, Draadzegge, Paddenrus, Schorpioenmossen en plaatselijk Tweehuizige zegge. Er zijn overigens ook veel plekken waar de ontwikkeling lijkt te stikken, doordat wel veenmossen zijn afgestorven, maar nog geen basenminnende mossen daarvoor in de plaats gekomen. Op hogere delen binnen deze natte percelen gaat de vegetatie over in Blauwgrasland met Spaanse ruit, Blauwe en Blonde zegge en soms Vlozegge, op de hoogste delen in de heischrale variant met Blauwe knoop, Borstelgras en Hondsviooltje.

Waar het maaiveld begint op te lopen tegen de zandruggen, komen Veldrusvegetaties voor, deels als Ass. van Gevlekte orchis en Veldrus, deels als aspect binnen de zuurdere Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge, of in rompgemeenschappen, vaak is er veel veenmos in de moslaag, wat wijst op stagnerend regenwater. Verder komen in laagten in deze zone zwak gebufferde ven-achtige vegetatietypen voor met o.a. dominanties van Vlottende bies en Moerashertshooi.

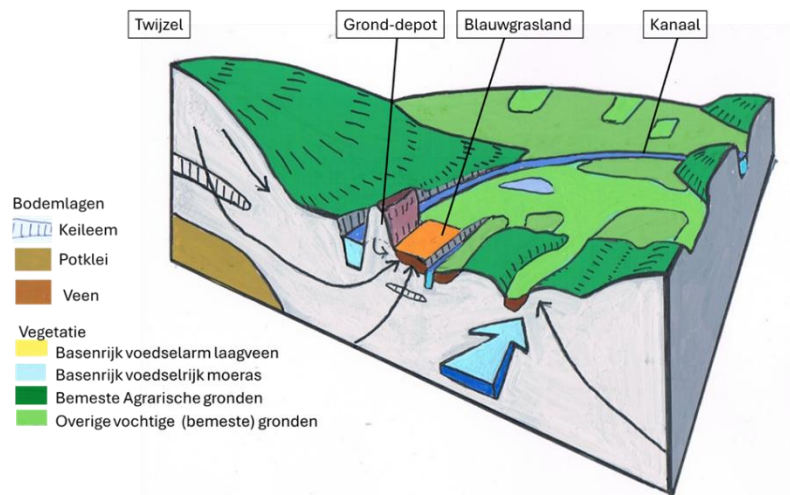
Hogere delen zijn meestal niet vergraven en zijn nog begroeid met een voedselminnender graslandvegetatie.

Daarnaast komt Wilgenstruweel en Elzenbroekbos voor, vooral in natte laagten.

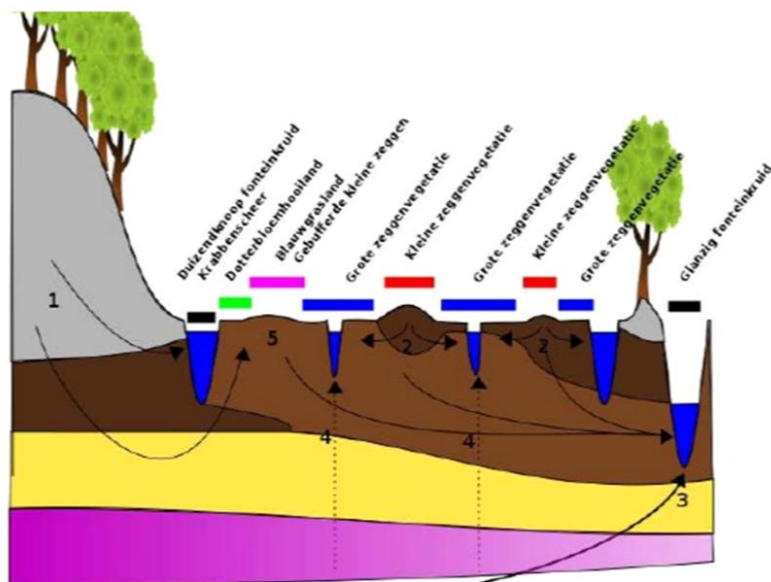
De ecohydrologische gradiënten in het gebied zijn samengevat in enkele doorsneden. Voor Twijzelermieden en polder Rohel staat de situatie in 2016 weergegeven in Figuur 5.5, voor de Drogehamstermieden in Figuur 5.6. Figuur 5.7 geeft een lokale doorsnede over het oude blauwgraslandreservaat in de Drogehamstermieden (2016), Figuur 5.8 over de nog ontwaterde (voormalige landbouwgronden in dit gebied. Zoals vermeld is een deel van de gronden inmiddels vernat en hebben basenminnende soorten zich sterk uitgebreid. Dit wijst erop, dat de binnen de reservaatgebieden genomen maatregelen op veel plaatsen al hebben geleid tot een toename van de kwel naar maaiveld of wortelzone.



Figuur 5.5 Schematische ecohydrologische doorsnede van west naar oost over de Twijzeler Mieden en polder Rohel, situatie ca. 2016 (naar Grootjans et al., 2016).



Figuur 5.6 Schematische ecohydrologische doorsnede over de Drogehamster Mieden, situatie begin jaren 2000 (naar Grootjans et al., 2016)



FIGUUR 3.18 ECO-HYDROLOGISCH SYSTEEM VAN HET GRONDDEPOT EN VAN TWIJZEL.

1= AMMONIUM EN SULFAATRIJK WATER ZIJGEN IN; SULFAAT REDUCEERT TOT SULFIDE EN ZORGT VOOR VERAARDING WAARBIJ VOEDINGSTOFFEN VRIJKOMEN.

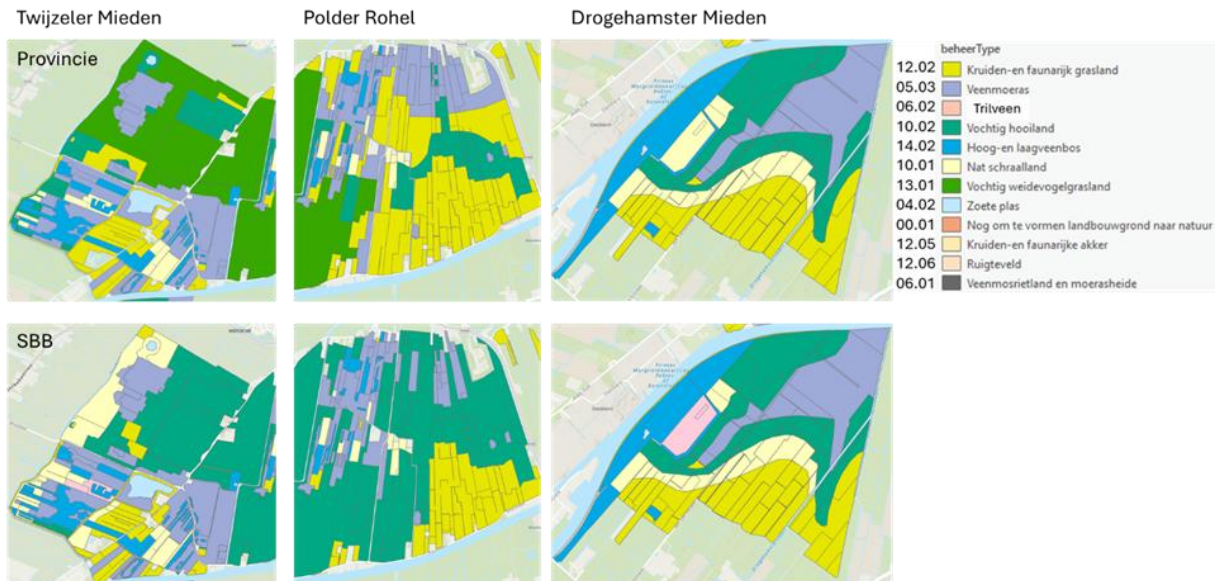
2= IN DE HOGERE DELEN ONTSTAAN REGENWATERLENZEN EN IN DEZE ZONE VINDT ER WEGZIJING PLAATS NAAR DE HOOFDWATERGANG.

3= DE HOOFDWATERGANG VANGT SUB-REGIONALE KWEL AF VANUIT TWIJZEL.

4= BIJ LAGERE WATERSTANDEN VINDT ER KWEL NAAR DE GREPPELS EN NAAR DE LAGERE GELEGEN DELEN PLAATS.

5= OP DE OVERGANG TUSSEN TOESTROOM VANUIT HET GRONDDEPOT EN WEGZIJING NAAR DE HOOFDWATERGANG VINDT ER MENGING PLAATS VAN GRONDDEPOT WATER EN REGENWATER.

Figuur 5.7 Schematische ecohydrologische doorsnede van de gronddepots langs het Prinses Margrietkanaal over het oude blauwgraslandreservaat naar de dieper ontwaterde delen van de Drogehamster Mieden (Uit: Looijenga en Bruin, 2016)



Figuur 5.9 De ambitiekaart volgens de website van de Provincie Friesland en de door Staatsbosbeheer in 2024 bijgestelde ambitiekaart.

5.1.5 Informatie voor de LESA

Hoewel er voor De Mieden geen beheerplan met LESA beschikbaar was, bleek er veel informatie over de ecohydrologie van het gebied beschikbaar. De laatste vegetatiekartering was van 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). Het boek *De Mieden* (Brinkkemper et al., 2009) geeft een gedegen overzicht van de ontstaansgeschiedenis en de relatie tussen vegetatie en natuurwaarden. Dan was er een LESA Drogehamster Mieden door studenten (Looijenga en Bruin, 2016) en een presentatie over het gebied door Grootjans et al. (2016). Ouder onderzoek door DLG en provincie (Janssen en Lammerts, 1988) gaf inzicht in de grondwaterkwaliteit in verschillende delen van het gebied en in de diepere ondergrond. Voor de hydrogeologie was informatie beschikbaar in REGIS en in het hydrologisch onderzoek van Schunselaar et al (2014). Jakob Hanenburg en Willem Molenaar (Staatsbosbeheer) hebben deze informatie tijdens een veldbezoek aangereikt en op veel plaatsen laten zien hoe de vegetatie zich ontwikkeld heeft na beheersmaatregelen en een aantal knelpunten laten zien. Zij hebben ook het initiatief genomen de ambitiekaart aan te passen aan de geconstateerde potenties.

5.2 Informatie voor doelgatbepaling

Een samenvatting van de gebruikte informatie voor de doelgatbepaling wordt opgesomd in Tabel 5-1. In Tabel 5-2 staat een samenvatting van de gebruikte informatie voor de actuele hydrologische situatie (zoals gebruikt in de doelgatbepaling) en de nulsituatie (gebruikt voor de effectberekening van de hydrologische maatregelen).

Tabel 5-1 Gebruikte informatie voor doelgatbepaling

	Periode
Grondwatermodel	2010-2017
Grondwatermeetpunten	25 meetpunten met meetperiode 2010-2017 (bron: Dinoloket)
Vegetatiekartering	2016 (delen van de Twijzelermeden, Polder Rohel en Drogehamster Mieden; van de overige Mieden waren alleen flora-kaarten beschikbaar; zie Bakker en Bijkerk, 2017 en de samenvattende kaart in bijlage 4)
Recente veranderingen in het gebied	Uitvoering ongeveer 2021-2024 (polder Rohel in 2018)

Tabel 5-2 Actuele situatie en nulsituatie

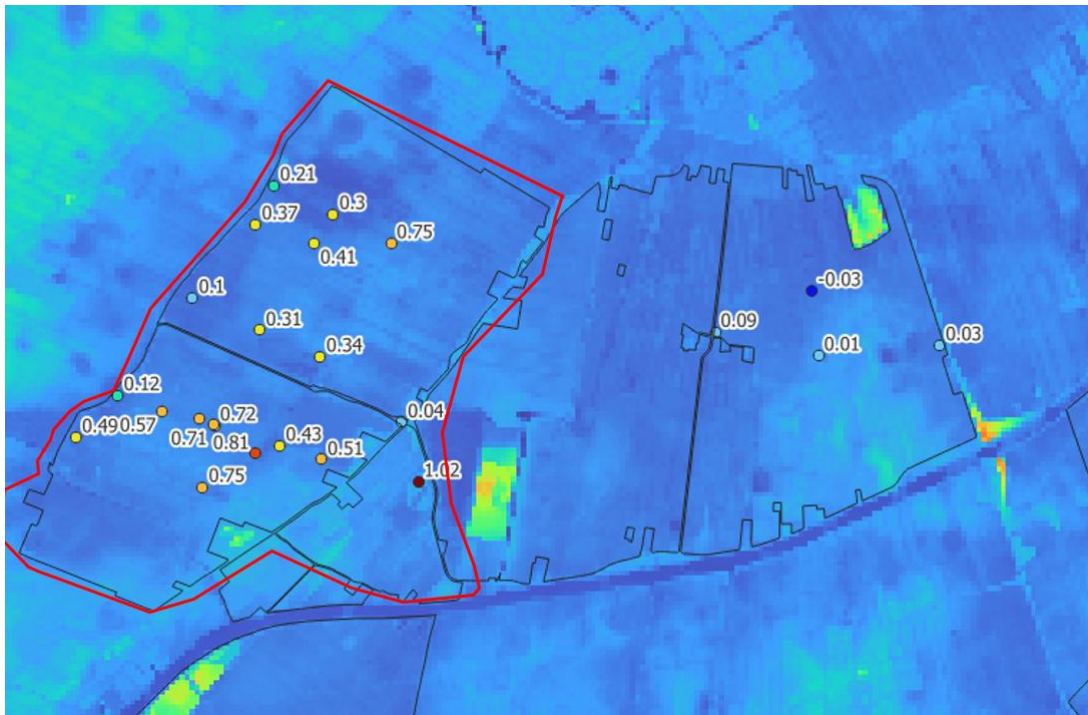
Actuele hydrologische situatie (voor doelgatbepaling)	Grondwatermodel: 2010-2017 zonder aanpassing recente hydrologie
Nulsituatie (voor effectbepaling hydrologische maatregelen)	Grondwatermodel 2010-2017 met aanpassing recente hydrologie

Grondwatermodel

Voor de modellering van de Mieden is gebruik gemaakt van een uitsnede van het MIPWA model, versie 4.1.2 (Royal Haskoning, 2021; Berendrecht Consultancy, 2022), voor de periode 2010-2017. Als nulsituatie voor de hydrologische herstelmaatregelen zijn enkele kleine modelaanpassingen doorgevoerd, waarbij de meest recente wijzingen in de lokale hydrologie die (nog) niet in de MIPWA-modelinvoer verwerkt zijn, toegepast zijn. Deze wijzigingen zijn recent of worden in de nabije toekomst uitgevoerd. Dit betreft een peilverhoging in enkele peilvakken, een aanpassing van het maaiveld waar een afgraving heeft plaatsgevonden en een wijziging van het landgebruikstype waar landbouwgrond is aangepast naar natuur. Door deze aanpassingen kan zo goed mogelijk de nulsituatie gemodelleerd worden. Een uitgebreide omschrijving van het model is te vinden in Bijlage 4.

Voor de actuele hydrologische situatie die gebruikt is in de doelgatanalyse is MIPWA-modeluitsnede gebruikt zónder deze extra modelaanpassingen. De reden hiervoor is dat de aanpassingen in de lokale hydrologie pas uitgevoerd zijn na de laatste vegetatiekartering.

Op basis van gemeten grondwaterstanden in peilbuizen in het natuurgebied (met metingen uit de periode 2010-2017) is de gemodelleerde GxG gevalideerd. Er zijn metingen beschikbaar in de Twijzelermieden en in polder Rohel. In de Twijzelermieden blijkt de gemodelleerde GxG nog af te wijken van de gemeten GxG. Het verschil tussen de gemeten en gemodelleerde GLG varieert tussen 0 en 1 m (zie Figuur 5.10). Omdat de GxG systematisch te hoog (te diep ten opzichte van maaiveld) bleek te zijn, is de model-GVG in de Twijzelermieden met 10 cm verlaagd en de model-GLG daar met 25 cm verlaagd. Daarnaast is voor de resulterende GVG en GLG is ook een standaardafwijking van de aangenomen van 20 cm.



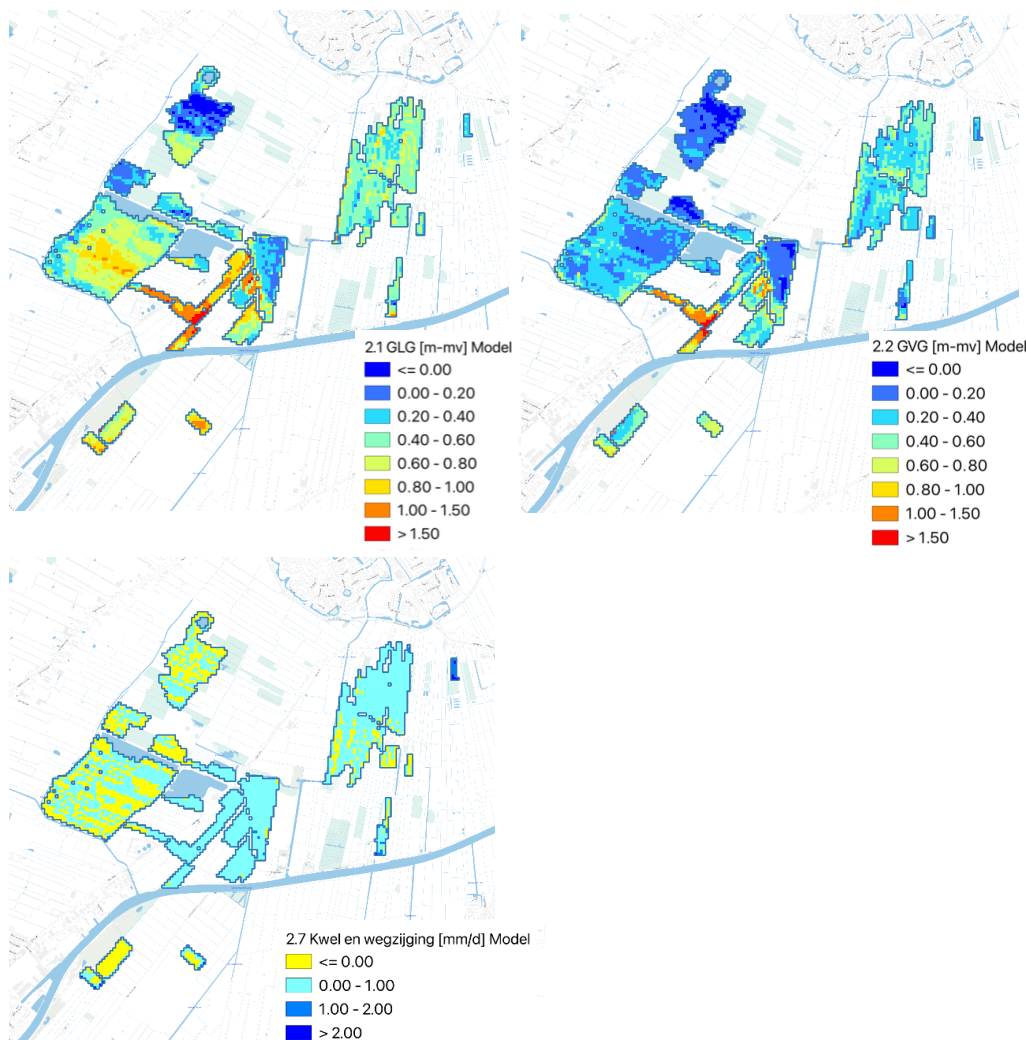
Figuur 5.10 Verschil tussen GLG op basis van metingen en uit het grondwatermodel. Positief getal = model GLG is dieper dan meting GLG. Voor het omcirkelde natuurgebied (Twijzelermieden) is de GLG met 25 cm opgehoogd. Daarbovenop wordt ook een standaardafwijking van 20 cm aangenomen.

5.3 Doelgat natuur

Hier bespreken we de resultaten voor natuurgebied de Mieden waarbij we dezelfde rapportagestructuur aanhouden als voor natuurgebied de Dommel (Hoofdstuk 3). We verwijzen hier niet nogmaals naar de rekenmethode die is gebruikt; daarvoor kan men desgewenst Hoofdstuk 2 raadplegen.

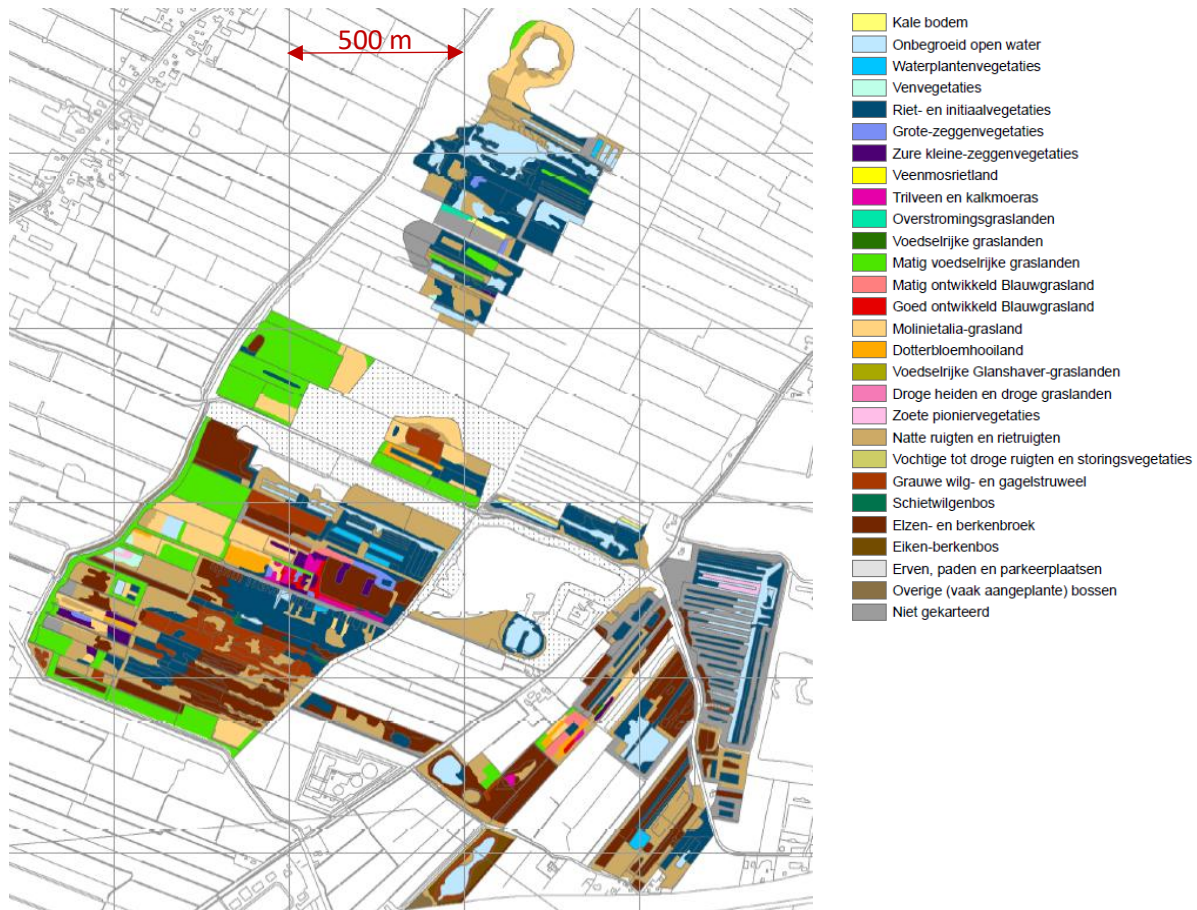
5.3.1 Hydrologische uitgangssituatie

De GLG, GVGmod en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem van dit gebied zijn met het model MIPWA berekend (Figuur 5.11) en deels handmatig gecorrigeerd (zie paragraaf 5.2). Deze grootheden zijn gesimuleerd over de periode 2010-2017. De GVG gaan we, zie Hoofdstuk 2, nog corrigeren aan de hand van de vegetatiekaart.



Figuur 5.11. Met het model gesimuleerde GLG, GVG en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem, berekend over de periode 2002-2017.

In opdracht van Staatsbosbeheer is de vegetatie van het gebied gekarteerd (Bakker en Bijkerk, 2017). Het resultaat is door Bakker en Bijkerk (2017) onder andere opgenomen in een bijlage met de ‘vereenvoudigde vegetatiekaart 1:10.000’, bestaande uit 9 kaartbladen, en in een bijlage met de vegetatiekaart op schaal 1:5.000, bestaande uit 32 kaartbladen. Dat is te veel om hier allemaal te laten zien, zodat we hier alleen ter illustratie de vereenvoudigde kaart van een van de gebieden laten zien, die van Twijzelermeden (Figuur 5.12).



Figuur 5.12. Vereenvoudigde vegetatiekaart 1:10.000 van de Twijzelermeden (bron: Bakker en Bijkerk, 2017).

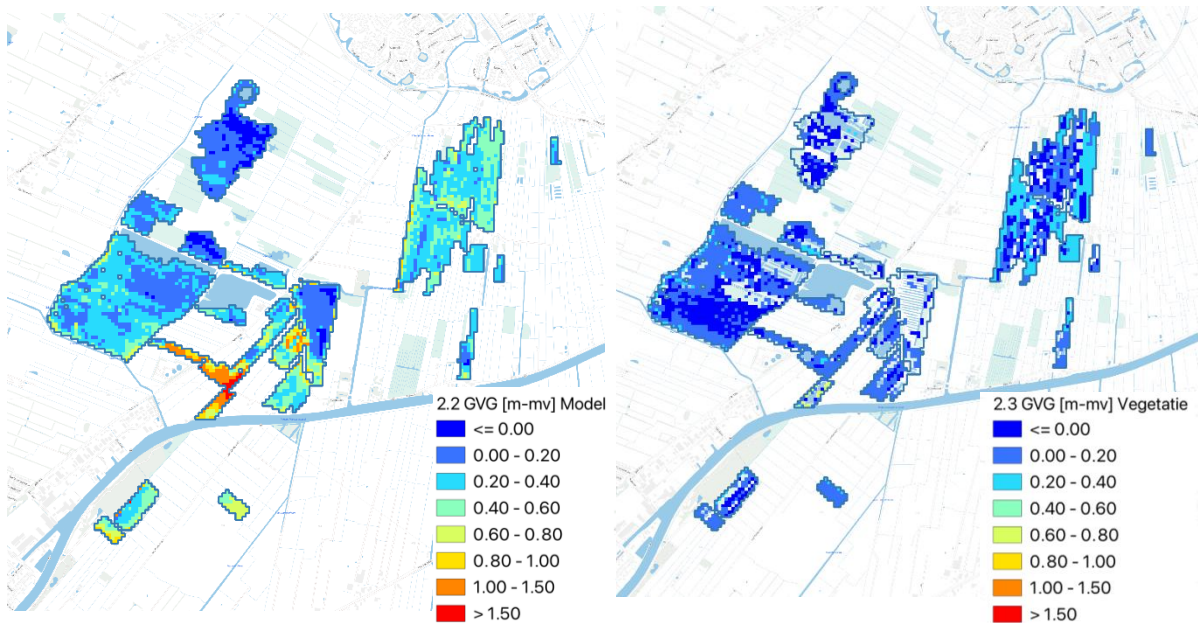
Voor onze berekening van de beste schatter van de GVG (gewogen gemiddelde van G_{xG} o.b.v. vegetatie en grondwatermodel) gaan we echter uit van alle 72 vegetatietypen uit de kartering. In Bijlage 3 () staan deze genoemd, samen met het aantal opnamen in DVN, de vochtindicatie F_{DVN} , de GVG_{DVN} die op basis van DVN aan ieder type is toegekend en de standaardafwijking σ_{DVN} daarvan, alsmede de standaardafwijking σ_{veg} waarin σ_{DVN} en σ_{opn} (12.5 cm) volgens vergelijking [2] zijn gecombineerd.

De GVG-schatter uit de vegetatie, GVG_{DVN} , is in kaartvorm weergegeven in Figuur 5.13 (rechts). De GVG die door MIPWA is berekend Figuur 5.13 (links) ligt beduidend dieper dan de vegetatiekaart indiceert.

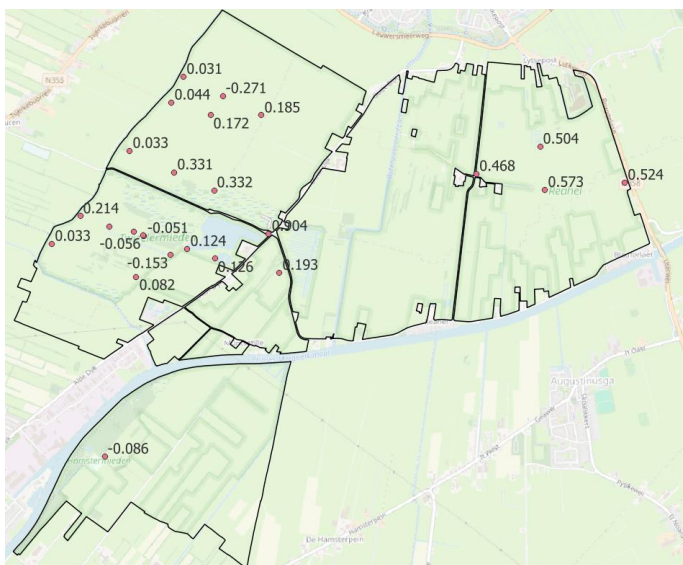
Voor de schatting van de GVG uit het hydrologisch model, GVG_{mod} (hiervoor is de GVG in de Twijzelermeden ook nog verlaagd, zie paragraaf 5.2), gaan we uit van een standaardafwijking van

$\sigma_{\text{mod}} = 20$ cm. De met vergelijking [1] naar variantie gewogen gemiddelde GVG_{var} , is weergegeven in Figuur 5.15, het verschil met de modelschatter (GVG_{mod} minus GVG_{var}) in Figuur 5.16. In Figuur 5.15 zijn tevens waarden voor de GVG weergegeven die zijn geschat uit de vegetatieopnamen van Bakker en Bijkerk (2017) (GVG_{opn}).

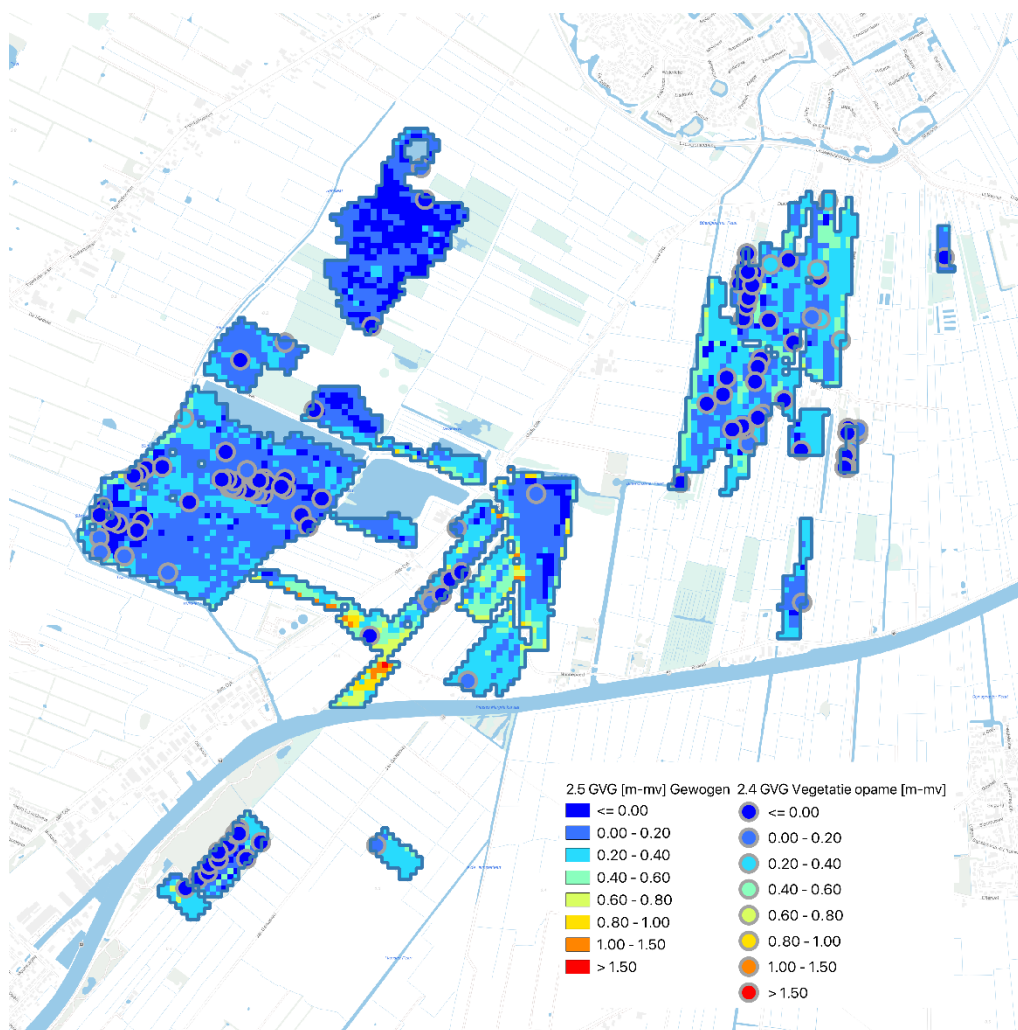
De GVG geschat uit vegetatieopnamen blijkt vrijwel overal ondieper te liggen dan de gecombineerde GVG_{var} , blijkt uit Figuur 5.13. De doorgevoerde handmatige correctie van de door MIPWA gesimuleerde GVG met 10 cm in de Twijzelermeden is blijkbaar onvoldoende geweest om beide bronnen van informatie in overeenstemming te brengen. De systematisch te lage GVG van MIPWA (dan wel te hoge GVG van de vegetatie) kan blijkbaar niet worden opgeheven, zoals ook Figuur 5.15 toont. Ter vergelijking wordt in Figuur 5.14 ook de GVG volgens peilbuismetingen getoond.



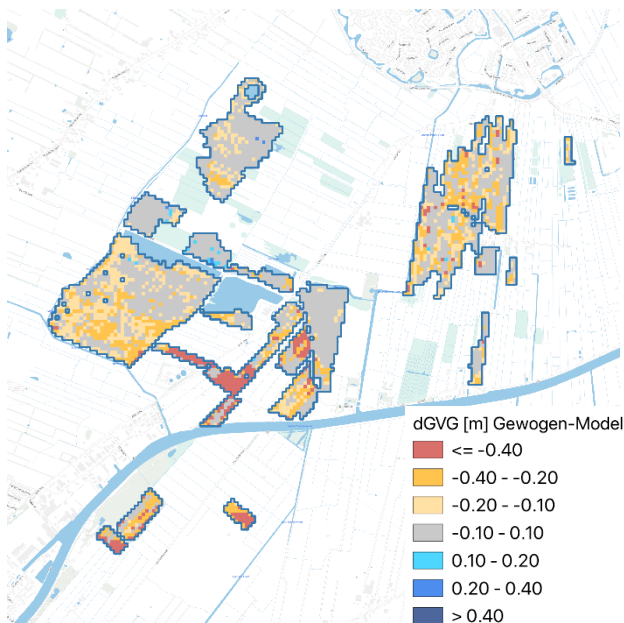
Figuur 5.13. De met MIPWA berekende GVG (links) en de uit de vegetatiekaart van Bakker en Bijkerk (2017) afgeleide gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{DvN} .



Figuur 5.14 GVG (m-mv) berekend vanuit grondwaterstandsmetingen



Figuur 5.15. De naar variatie gewogen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG_{var} en de schatter van die stand uit vegetatieopnamen, GVG_{opn} (met cirkels aangegeven).



Figuur 5.16. Verschil tussen de met MIPWA gesimuleerde GVG en de beste schatter van de GVG: $GVG_{\text{mod}} - GVG_{\text{var}}$. Bruinere kleuren betekenen dat het model lagere standen berekende, blauwige hogere standen.

5.3.2 Doelvegetatie

De drie bovenste kaarten van Figuur 5.17 tonen de ambitiekaart natuur, zoals overgenomen van de provinciale website. Dankzij de al genomen herstelmaatregelen is de vegetatie op veel plekken al beter ontwikkeld, waaruit blijkt dat de potenties veel hoger zijn, dan de provinciale ambitiekaart weergeeft. Staatsbosbeheer heeft daarom een eigen ambitiekaart opgesteld die beter past bij deze potenties. Deze is weergegeven onderin Figuur 5.17. Een groot deel van beheertype 13.01 Vochtig weidevogelgrasland en een deel van 12.02 Kruiden- en faunarijk grasland biedt potenties voor 10.02 Vochtig hooiland of 10.01 Nat schraalland. Een deel van 10.01 Nat schraalland ontwikkelt zich al naar 6.02 Trilveen.

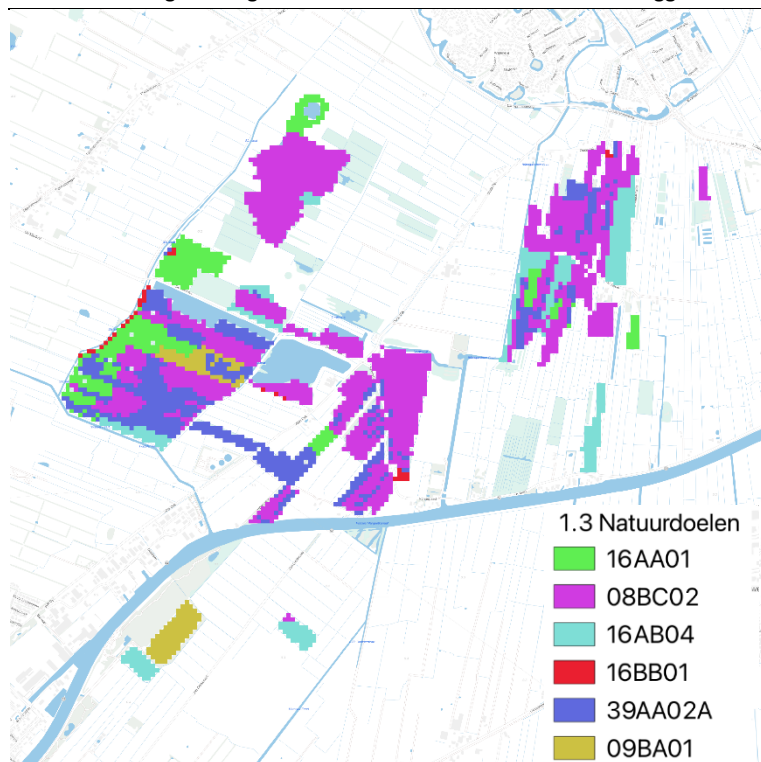


Figuur 5.17 Ambitiekaart volgens provinciale website (boven) en aangepast door SBB 2024 (onder)

Voor het bepalen van de abiotische doelsituatie zijn de SBB-ambities op basis van de LESA vertaald naar meest kenmerkende plantengemeenschappen (Tabel 5-3), waaraan concrete abiotische randvoorwaarden kunnen worden gekoppeld. Aquatische ambitietypen en ambitietypen die geen specifieke eisen stellen aan de grondwaterhuishouding zijn buiten beschouwing gelaten (te weten: N00.01, N04.02, N12.05, N12.06, N13.01). Figuur 5.18 geeft de aldus vastgestelde kaart van de natuurdoelen van de Mieden.

Tabel 5-3. Vertaling voor de Mieden van ambitietypen naar doeltypen.

Code	Naam	DVN_code	DVN_naam
N05.03	Veenmoeras	08BC02	Associatie van Scherpe zegge
N06.02	Trilveen	09BA01	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge
N10.01	Nat schraalland	16AA01	Blauwgrasland
N10.02	Vochtig hooiland	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid
N12.02	Kruiden- en faunarijk grasland	16BB01	Glanshaver-associatie
N14.02	Hoog- en laagveenbos	39AA02A	Elzenzegge-Elzenbroek; typische subass.



Figuur 5.18. Natuurdoelen van de Mieden, verrasterd naar cellen van 25 m.

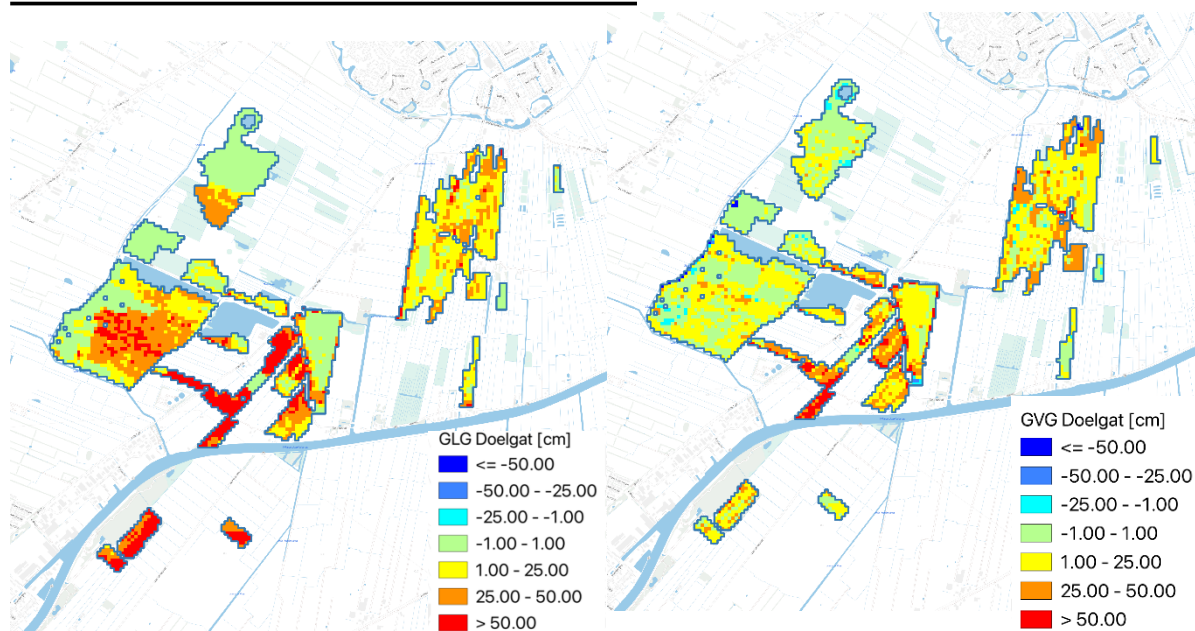
5.3.3 Doelgaten

We hebben nu de hydrologische uitgangssituatie (§ 5.3.1: Figuur 5.11a, Figuur 5.11c, Figuur 5.15) en de natuurdoelen (§ 5.3.2: Figuur 5.18) die een bepaalde gewenste hydrologische situatie wensen. Met de Waterwijzer Natuur zijn de minimale doelgaten van de GVG en GLG bepaald: zie Figuur 5.19. Het zijn minimale doelgaten: de verhoging die nodig is voor het precies bereiken van knippunt B2,

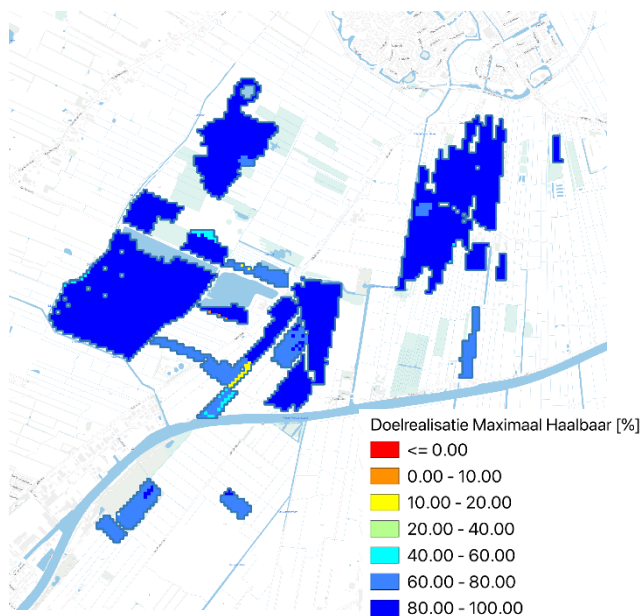
dan wel benodigde verlaging voor om precies uit te komen op knikpunt B1 (Figuur 5.19). De gebruikte GLG en de GVG blijken over een groot deel van het gebied te laag voor het vegetatiedoel, op de meeste plekken 1-50 cm te laag maar plaatselijk wel meer dan 50 cm. De maaiveldvariatie binnen de vlakken van de doelvegetaties is zo klein, dat op grote delen van het terrein 100% doelrealisatie gehaald zou kunnen worden (Figuur 5.20).

Tabel 5-4. Knikpunten van de doelvegetaties voor de Mieden.

	GVG				GLG			
	A1	B1	B2	A2	A1	B1	B2	A2
08BC02	-40	-28	0	15	-999	-999	30	60
09BA01	-15	-10	2	10	-999	-999	15	25
16AA01	-10	0	25	40	0	0	0	0
16AB04	-10	0	25	40	-999	-999	40	60
16BB01	50	70	999	999	0	0	0	0
39AA02A	-30	-15	10	20	-999	-999	40	60



Figuur 5.19. Het minimale doelgat van (links) de GLG en (rechts) de GVG.



Figuur 5.20. Maximaal haalbare totale doelrealisatie.

In Tabel 5-5 wordt ook getoond wat het doelgat is op de peilbuislocaties, waarbij het doelgat is bepaald op basis van de GxG zoals ze uit de meetreeks zijn afgeleid. Alleen de peilbuislocaties waarvoor ook een natuurambitietype gedefinieerd is, worden getoond; deze bevinden zich allemaal in de Twijzelermeden. Het doelgat betreft hier het verschil tussen knikpunt B2 uit waterlood en de gemeten GxG. Voor drie locaties is er een duidelijk doelgat, twee van deze locaties liggen in de Associatie van Scherpe zegge. De overige locaties hebben een doelgat van 0 tot maximaal 3 cm.

Tabel 5-5 Gemeten GxG en doelgat per peilbuis (informatie over de peilbuizen staat in Tabel 5-6)

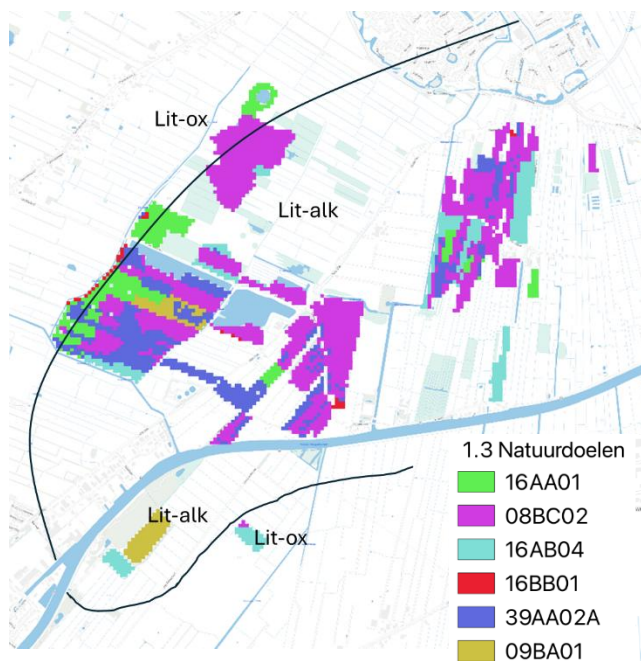
Peilbuiscode	Gemeten GxG		Doelgat	
	GVG (cm-mv)	GLG (cm-mv)	GVG (cm)	GLG (cm)
B06G0299	19	45	17	30
B06G0315	3	29	3	0
B06G0316	3	24	0	0
B06G0317	-27	-15	0	0
B06G0319	21	43	21	13
B06G0320	20	37	20	7
B06G0323	3	17	3	0
B06G0325	8	23	0	0
B06G0330	13	37	0	0
B06G0332	-15	1	0	0

B06G0333	17	43	0	3
----------	----	----	---	---

Tabel 5-6 Peilbuisinformatie

Peilbuiscode	X-coord	Y-coord	Maaiveldhoogte (m NAP)	Bofek- klasse	Natuurambitie	
					Code	Naam
B06G0299	204580	582501	-0.49	102	09BA01	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge
B06G0315	203440	583428	-0.47	202	08BC02	Associatie van Scherpe zegge
B06G0316	203850	583991	-0.42	307	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid
B06G0317	204150	583847	-0.90	102	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid
B06G0319	203065	582933	-0.14	202	08BC02	Associatie van Scherpe zegge
B06G0320	203284	582851	-0.17	202	08BC02	Associatie van Scherpe zegge
B06G0323	202850	582721	-0.28	202	08BC02	Associatie van Scherpe zegge
B06G0325	203490	582471	-0.32	202	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid
B06G0330	204090	582611	-0.29	202	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid
B06G0332	203755	582640	-0.50	202	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid
B06G0333	204057	583702	-0.26	102	16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruid

Op basis van de kwaliteitsgegevens is het gros van de westelijke Mieden te typeren als 'lithoclien-alkalien' (Figuur 5.21). De wat hogere randen aan de noordwestzijde en aan de zuidoostzijde zou bij 'lithoclien-oxisch' ingedeeld kunnen worden. De grens tussen de twee watertypen is natuurlijk afhankelijk van grondwaterstroming en maatregelen. Dus bij regionale maatregelen zal 'lithoclien-alkalien' meer ruimte innemen, vooral ten noorden van het kanaal. We rekenen daarom verder alleen met deze kwelkwaliteit.

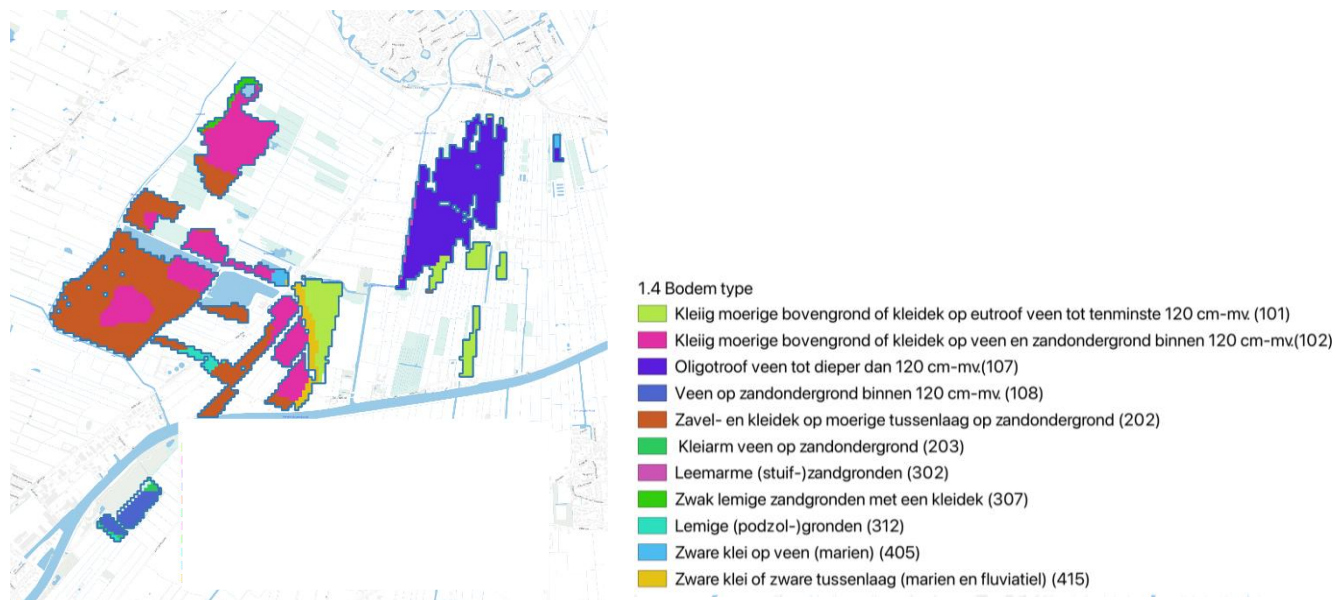


Figuur 5.21. Veronderstelde verdeling van de kwelkwaliteit in de Mieden.

Voor de berekening van de vereiste kwelintensiteit nemen we een atmosferische depositie aan van 17 kg N/ha/jr (ca. 1200 mol/ha/jr, zie: <https://www.clo.nl/indicatoren/nl018921-stikstofdepositie-1990-2023>). Die intensiteit is verder afhankelijk van de bodemfysische eenheid (Figuur 5.22); in Tabel 5-7 is de oppervlakte vermeld van iedere bestaande combinatie bodemfysische eenheid – vegetatietype. 16BB01 Glanshaverassociatie is niet kwelafhankelijk en laten we daarom buiten beschouwing. In de hydrologische randvoorwaarden natuur (Runhaar en Hennekens, 2015) zijn geen GLG-eisen gesteld aan 16AA01 Blauwgrasland, terwijl dit vegetatietype in de Mieden wel afhankelijk is van de aanvoer van basenrijk grondwater. Daarom hebben we hieraan dezelfde b2-waarde toegekend als aan 16AB04 Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid, namelijk 40 cm. Met de in Hoofdstuk 2 besproken methode komen we dan uit op de in Tabel 5-8 vermelde minimale verticale flux (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem) voor iedere bestaande combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie. Is de flux lager dan deze drempel, dan is er sprake van een doelgat kwel. Combinaties waarvoor geen uitkomst kon berekenen zijn in de tabel met een sterretje aangegeven. De resultaten in deze tabel zijn weer met grote onzekerheden omgeven omdat er nog het nodige aan te merken is op de reprofuncties van de Waterwijzer Natuur.

De met MIPWA gesimuleerde kwelflux geconfronteerd met de grenswaarden van Tabel 5-8 resulteert in een kaart met het minimale doelgat kwel (Figuur 5.23). Op de meeste plekken blijkt de kwelflux veel te laag, vaak wel meer dan 1 mm/d. Dat er desondanks toch kwelafhankelijke plantengemeenschappen voorkomen, kan te maken hebben met een onvolkomen modellering van de kwelflux. Mogelijk zijn er plekken waar de potklei ontbreekt zodat een veel hogere kwelflux aanwezig is dan berekend. Ook kan het zijn dat de aanwezige vegetatie nog drijft op aanwezige basen in de bodem, zeker voor delen die vrij recent ingericht zijn.

In de praktijk zal wellicht de hoogste kwelflux in Tabel 5-8 maatgevend voor de Mieden zijn, want als met maatregelen die kwelflux wordt gerealiseerd is er een gerede kans dat ook de minimale kwelflux wordt gerealiseerd voor andere combinaties van doelvegetatie en bodemfysische eenheid.



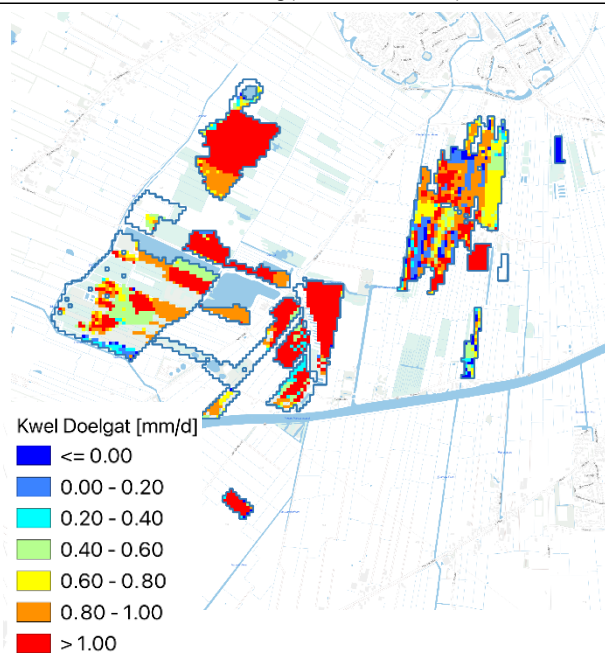
Figuur 5.22. Bodemfysische eenheden in de Mieden.

Tabel 5-7. Oppervlakte (in hectare) van iedere in de Mieden voorkomende combinatie van bodemfysische eenheid en doelvegetatie.

Bofy	Doelvegetatie						Totaal
	08BC02	09BA01	16AA01	16AB04	16BB01	39AA02A	
-9999	0.00	0.69	0.00	0.00	0.13	0.06	0.88
101	15.81	0.00	1.25	3.75	0.13	0.31	21.25
102	38.88	0.06	2.75	5.06	0.00	11.31	58.06
107	27.94	0.00	2.06	12.25	0.19	7.63	50.06
108	0.00	4.44	0.00	1.56	0.00	0.00	6.00
202	23.38	4.38	19.13	2.88	1.38	23.75	74.88
203	0.00	0.56	0.00	0.38	0.00	0.00	0.94
302	0.06	0.00	0.00	0.69	0.00	0.00	0.75
307	0.69	0.00	1.38	0.00	0.00	0.00	2.06
312	0.00	0.00	0.00	0.38	0.06	2.19	2.63
405	1.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.81
415	4.94	0.00	0.00	0.00	0.25	0.63	5.81
Totaal	113.50	10.13	26.56	26.94	2.13	45.88	225.13

Tabel 5-8. Voor de Mieden vastgestelde minimale verticale flux (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem) (mm/d) voor bestaande combinaties van vegetatietype en bodemfysische eenheid (kwelkwaliteit: lithoclien – alkalien; Depositie: 17 kg N/ha/jaar). * = geen uitkomst gevonden; b2 = knikpunt waarvoor de kwelflux is bepaald.
Kanttekening: de methode is nog in ontwikkeling en dient nog te worden verbeterd voordat hij voor algemeen gebruik naar buiten kan worden gebracht.

	08BC02 Associatie van Scherpe zegge	09BA01 Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge	16AA01 Blauwgrasland	16AB04 Associatie van Boterbloemen en Waterkruid	39AA02A Elzenzegge- Elzenbroek; typische subass.
b2 (cm -mv) →	30	15	40	40	40
101 Kleilig moerige bovengrond of kleidek op eutroof veen tot tenminste 120 cm-mv.	1.28		*	0.64	*
102 Kleilig moerige bovengrond of kleidek op veen en zandondergrond binnen 120 cm-mv.	2.28	0.04	0.54	1.34	0.54
107 Oligotroof veen tot dieper dan 120 cm-mv.	1.06		0.08	0.72	0.12
108 Veen op zandondergrond binnen 120 cm-mv.		0.18		1.38	
202 Zavel- en kleidek op moerige tussenlaag op zandondergrond	0.92	*	*	0.16	*
203 Kleiarm veen op zandondergrond		-0.58		1.22	
302 Leemarme (stuif-)zandgronden				0.48	
307 Zwak lemige zandgronden met een kleidek	0.64		*		
312 Lemige (podzol-)gronden				*	*
405 Zware klei op veen (marien)	1.00				
415 Zware klei of zware tussenlaag (marien en fluviaal)	*				*

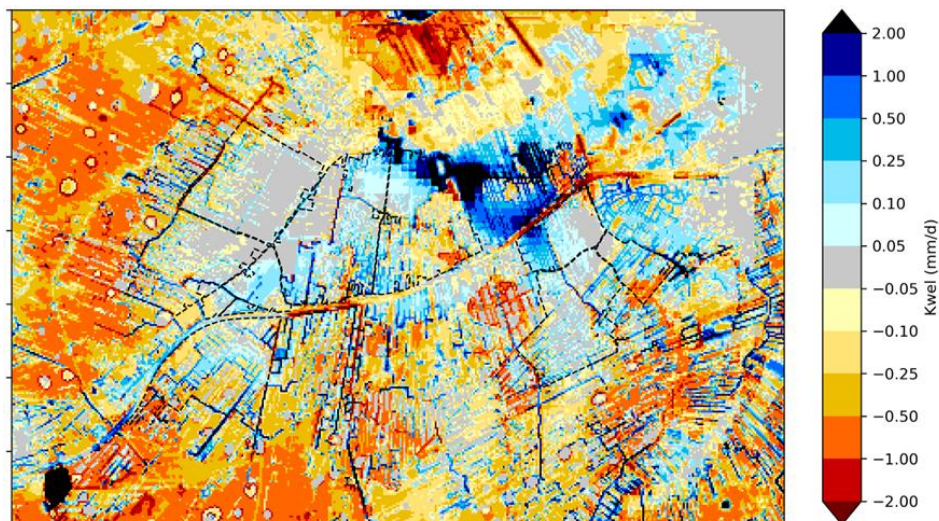


Figuur 5.23. Doelgat kwel (mm/d) voor de Mieden.

5.4 Hydrologische herstelmaatregelen

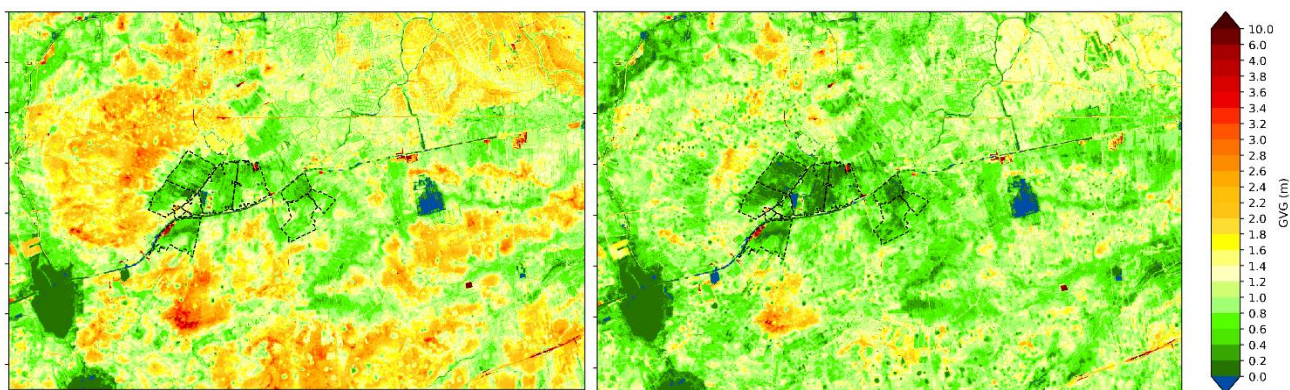
Zoals beschreven is in paragraaf 5.2, bevat de nulsituatie van de hydrologische herstelmaatregelen enkele recente wijzigingen in de lokale hydrologie. De extra modelaanpassingen zorgen voor een verhoging van de grondwaterstand en als gevolg van deze stijging van de freatische grondwaterstand (en in mindere mate de stijghoogte) neemt de jaarrond gemiddelde kwelflux af.

De gemodelleerde jaarrond gemiddelde kwelflux in de nulsituatie (zie Figuur 5.24) is zeer laag in grote delen van het modelgebied (kleiner dan 0.05 mm/d). Net buiten het natuurgebied (ten oosten van polder Rohel) komt een gebied met hoge kwelfluxen voor. Dit wordt veroorzaakt doordat de Peelo potklei op deze locatie niet aanwezig is in het grondwatermodel, waardoor een sterke opwaartse stroming op deze locatie ontstaat. De verspreiding en weerstand van de potklei is onzeker, wat betekent dat de berekende kwelflux in het model mogelijk niet overeenkomt met de werkelijkheid.



Figuur 5.24 Kwel/wegzijgingsflux (mm/d) (jaarrond gemiddeld, 2000-2017). Blauwe kleuren geven een kwelflux weer, geel/rode kleuren een wegzijgingsflux. De figuur is ingezoomd op het natuurgebied (aangegeven met zwarte stippellijn)

De GVG is in de nulsituatie (Figuur 5.25, rechts) in een groot deel van het natuurgebied kleiner dan 20cm-mv en ook de GHG komt in grote delen van het natuurgebied tot aan het maaiveld. In de zomer zakt de grondwaterstand wel ver weg, met in de Twijzelermeden en Surhuizumermeden een GLG die tot dieper 100cm-mv gaat (Figuur 5.25, links). Deze jaarlijkse dynamiek in grondwaterstand is echter onrealistisch hoog. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de ontwatering in het model te groot is, waarbij de grote waterlopen een te grote invloed hebben. Het grondwater in het midden van het perceel wordt te snel afgevoerd waardoor de grondwaterstand te snel daalt en de GLG te laag wordt. Uit validatie met metingen in het gebied blijkt ook dat de gemodelleerde grondwaterstanden ver kunnen afwijken. De meetlocaties en afwijkingen zijn te vinden in Bijlage 4.



Figuur 5.25 Gemodelleerde GLG (links) en GVG (rechts) in de periode 2010-2017 (m-mv) volgens de meest recente hydrologische situatie (nulsituatie).

Binnen het project is er geen ruimte om een uitgebreide modelverbetering door te voeren, maar zijn wel twee gevoeligheidsanalyses uitgevoerd: 1) de Peelo-klei weerstand en 2) de verlaagde doorlatendheid van het freatisch pakket. Hieronder volgt een korte samenvatting van de twee gevoeligheidsanalyses. De uitgebreide beschrijving staat in Bijlage 4.

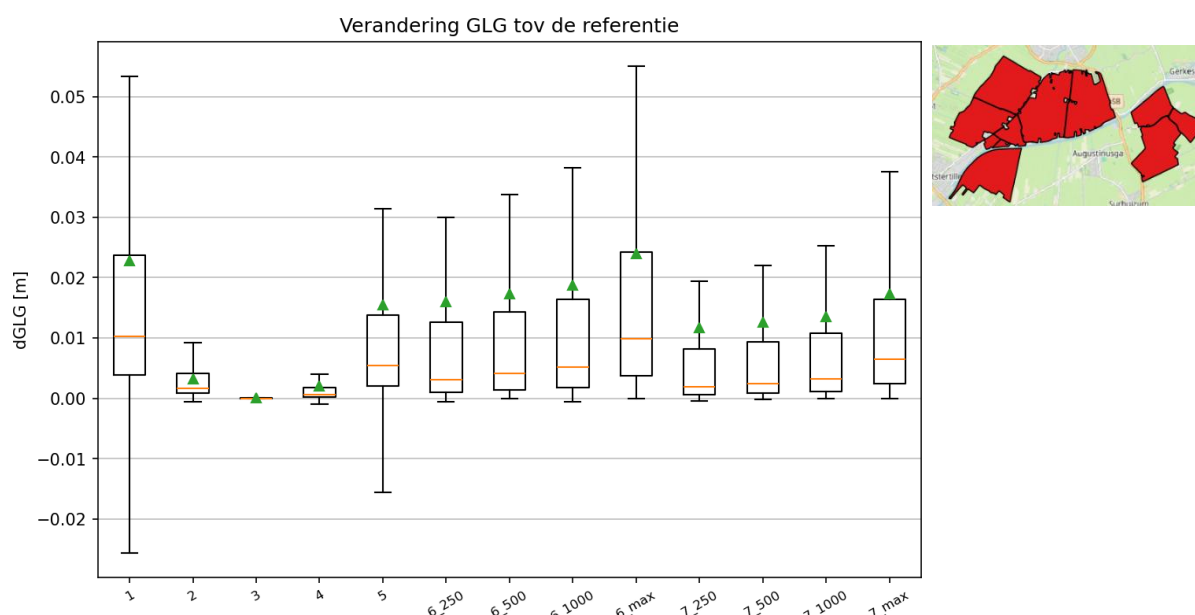
1. Het verlagen van de weerstand van de Peelo-klei (verhoging verticale doorlatendheid met factor 10) zorgt ervoor dat externe ontwateringsmaatregelen een veel groter effect hebben op de verhoging van de grondwaterstand (met name de GLG) en kwelflux in het natuurgebied. Een juiste inschatting van de weerstand van de potklei is dus zeer belangrijk voor het modelleren van de effecten van externe maatregelen.
2. Door het verlagen van de horizontale doorlatendheid in het freatisch pakket, wordt de invloed van de waterlopen op de grondwaterstand kleiner. Gemiddeld over het hele natuurgebied heeft deze aanpassing echter geen grote invloed op het effect van de maatregel.

Andere parameters zijn ook onzeker, zoals de weerstand van de deklaag en drainageweerstand (samen met het wel of niet doorsnijden van de deklaag door waterlopen), maar deze onzekerheden zijn niet verder onderzocht.

Doordat het model erg gevoelig is voor de weerstand van de Peelo-klei, valt het te betwijfelen of de modelresultaten wel bruikbaar zijn om uitspraken te doen over de effectiviteit van maatregelen. Daarnaast is de mogelijkheid tot wateraanvoer en daarmee de optie dat waterlopen ook kunnen infiltreren in dit peilgestuurde gebied voor extra onzekerheid. Bij infiltrerende waterlopen in de meeste grondwatermodellen geldt namelijk dat er altijd wateraanvoer mogelijk is. Wanneer dit niet meer mogelijk is (bijv. in een droge zomer), zullen de peilen in werkelijkheid uitzakken en de infiltratie stoppen, maar dit wordt niet goed door het model gesimuleerd.

Een overzicht van modelresultaten wat betreft het effect van de scenario's op de GLG zijn weergegeven in Figuur 5.26. De waarden zijn gebaseerd op de gemiddelde verandering in het in het hele natuurgebied (NNN de Mieden). Een overzicht met resultaten voor alle scenario's en

parameters staat in Bijlage 4. Over het algemeen geldt dat hoe groter het gemiddelde effect, hoe groter de ruimtelijke variatie van de effecten in het gebied.

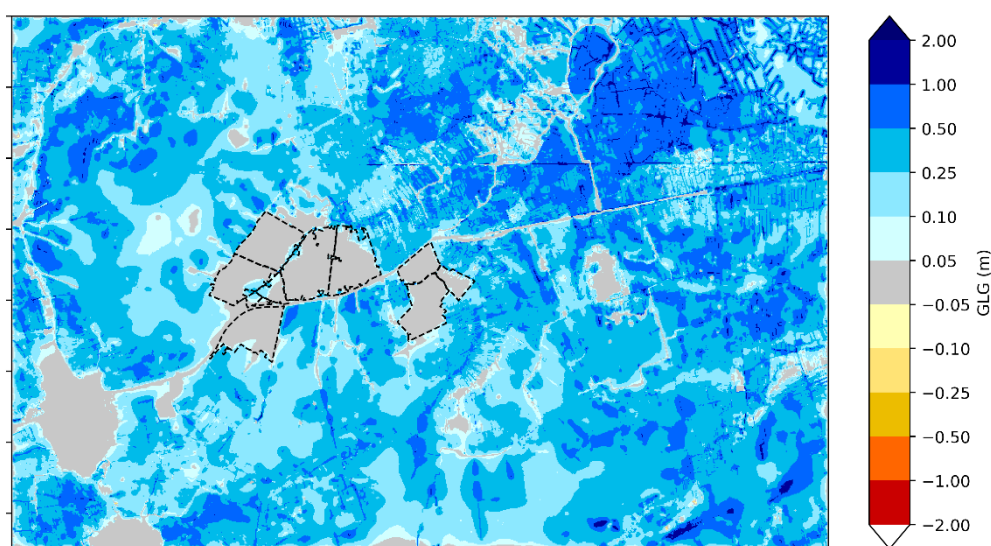


Figuur 5.26 Boxplots met veranderingen in GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie in het natuurgebied De Mieden (rood gebied in kaart rechtsboven). De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan. De scenariomnummering is als volgt (verdere toelichting in bijlage 4): 1: maximaal externe maatregelen, 2: stopzetten drinkwater- en industriële winningen, 3: stopzetten beregeningsonttrekkingen, 4: aanpassing landgebruik, 5: maximale aanpassing ontwatering, 6: ontwateringsdiepte 0.3m-mv, 7: ontwateringsdiepte 0.5m-mv.

De onzekerheid van een aantal modelparameters, het peilgestuurde karakter van het gebied en de relatief grote afwijkingen tussen de modelresultaten en de meetresultaten, maken het huidige grondwatermodel minder goed geschikt voor effectberekeningen. Er zijn twijfels bij de modeluitkomsten en er dient meer inspanning te worden geleverd om de onzekerheid te verkleinen zoals kalibratie en gevoeligheidsanalyse. Toch worden hier de modelresultaten besproken, maar deze zijn dus met grote onzekerheid omgeven. De resultaten in Figuur 5.26 laten zien dat de effecten van de verschillende maatregelen op de grondwaterstand erg laag zijn. Hetzelfde geldt voor de kwelflux. De stijging van de GxG en kwel treedt voornamelijk op aan de rand van het natuurgebied. De effecten op het watervoerend pakket onder de Peelo potklei zijn echter groter (zie figuren in de bijlage). De geringe effecten van de maatregelen op de grondwaterstand zijn te verklaren doordat het gebied een sterke ontwatering kent (zie modelbeschrijving, paragraaf "ontwatering", in Bijlage 4). De grondwaterstand wordt dus sterk beïnvloed door het gehanteerde oppervlaktewaterpeil en dit peil verhindert een sterke stijging van de grondwaterstand. De grootste verbetering van de grondwaterstand is dus waarschijnlijk te halen door een (verdere) peilverhoging binnen de Mieden zelf door te voeren, maar deze optie is in deze studie niet verder onderzocht. Ook is er in de winter nog maar weinig effect mogelijk, omdat de grondwaterstanden in de nulsituatie al dichtbij het maaiveld staan en ook de GVG op veel plekken kleiner is dan 20 cm-mv (zie Figuur 5.25 rechts). Daarnaast zijn de effecten op de kwelflux ook beperkt omdat de zeer hoge weerstand van de potklei

in het model verhinderd dat een verhoging in de stijghoogte voor een stijging van de kwelflux kan zorgen.

De grootste effecten (buiten het maximaal vernatten scenario) op de GLG, GVG en kwelflux treden op bij een grote aanpassing van de ontwatering. Het effect van scenario 5 (maximale aanpassing van de ontwatering) is echter kleiner dan scenario 6 (aanpassing ontwatering naar 0.3m-mv). Dit wordt veroorzaakt doordat het dempen van sloten in scenario 5 ook zorgt voor een vermindering van infiltratie vanuit sloten. Figuur 5.27 toont de verandering in GLG voor scenario 6. Dit laat duidelijk zien dat het effect van het aanpassen van de ontwatering groot is, maar beperkt blijft tot waar de maatregel is toegepast. In een peilgestuurd gebied zoals de Mieden heeft de grootte van de bufferzone dus ook nauwelijks effect op de hydrologische verandering in het natuurgebied. Nogmaals, de onzekerheid van een aantal modelparameters, het peilgestuurde karakter van het gebied en de relatief grote afwijkingen tussen de modelresultaten en de meetresultaten maken het huidige grondwatermodel minder goed geschikt voor effectberekeningen en zorgt dat de modeluitkomsten met grote onzekerheid omgeven zijn.



Figuur 5.27 Verandering van de GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie als gevolg van het aanpassen van de drainagebasis naar 0.3m-mv in het gehele modelgebied buiten het natuurgebied (scenario 6-max).

Het stopzetten van winningen heeft minimaal effect op het natuurgebied, omdat de winningen grondwater onttrekken onder de potkleilaag. Ook de kwelflux wordt weinig beïnvloed, en neemt alleen toe op de locaties waar de potkleiweerstand in het model laag is. Het stopzetten van beregening uit grondwater heeft ook nauwelijks effect, omdat er in de huidige situatie al weinig grondwater onttrokken wordt voor beregening en veel van deze onttrekkingen daarnaast ook grondwater van onder de potkleilaag onttrekken. De verbreiding en de weerstand van de potklei in het model is erg onzeker, dus de effecten van deze maatregelen zijn mogelijk anders dan nu uit de modelresultaten blijkt (zoals ook is aangetoond met behulp van de gevoeligheidsanalyse).

5.5 Synthese

Door de onzekerheid van een aantal modelparameters, het peilgestuurde karakter van het gebied en de relatief grote afwijkingen tussen de modelresultaten en de meetresultaten, valt het te betwijfelen of de modelresultaten wel bruikbaar zijn om uitspraken te doen over de effectiviteit van maatregelen. Binnen het huidige project was geen ruimte om een nog uitgebreidere modelaanpassing door te voeren, maar het verdient aanbeveling om de weerstand van de Peelo-klei nader te onderzoeken wanneer er nogmaals een maatregelstudie uitgevoerd wordt. Ook andere parameters, zoals de weerstand van de deklaag en de drainageweerstand, behoeven extra aandacht.

De doelgaten en de effecten van hydrologische maatregelen in het natuurgebied zijn gegeven in de vorige paragrafen. Nu kan per natuurtype gekeken worden welke maatregelen genoeg effect bereiken om het doelgat te dichtten. Tabel 5-9 geeft per ambitienatuurtype in weer wat het doelgat voor de GVG, GLG en flux (jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem) is. Ook is aangegeven hoe groot deel van het natuurgebied bestaat uit het desbetreffende natuurtype. Let op dat dit echter groter kan zijn dan het percentage waar een GLG-eis of kwel-eis geldt. Blauwgrasland (16AA01) heeft bijvoorbeeld maar voor een beperkt deel een kwel-eis (zie Figuur 5.23).

Tabel 5-10 geeft voor drie ambitietypen met een kwel-eis aan wat het effect is van de hydrologische maatregelen en de bijbehorende doelgaten. Let op dat er wat betreft kwel een discrepantie is tussen het doelgat (welke de jaarrond gemiddelde verticale flux betreft) en het effect van maatregelen, welke de jaarrond gemiddelde kwelflux (alleen naar boven gerichte verticale flux) betreft. Bij vergelijking wordt direct duidelijk dat bijna alle maatregelen verre van een voldoende effect bereiken om te voldoen aan de hydrologische eisen van de natuur.

Tabel 5-9 Gemiddelde en mediane doelgaten GLG (cm), GVG (cm) en kwel (mm/d) per natuurambitietype. De mediaan is aangegeven tussen vierkante haken (of niet aangegeven als het gelijk is aan het gemiddelde). De kolom met percentages areaal geeft aan hoe groot deel van het ambitienatuurgebied bestaat uit het desbetreffende natuurtype. Een positief doelgat geeft een vereiste verhoging weer.

Code	Naam	Areaal van totale ambitie-natuurgebied	Doelgat		
			GVG (cm)	GLG (cm)	Kwel (mm/d)
16AA01	Blauwgrasland	12%	1.4 [0.0]	0.0	0.3
08BC02	Associatie van Scherpe zegge	50%	20.2 [17.0]	22.7 [20.0]	1.4 [1.1]
16AB04	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	12%	7.2 [5.0]	20.8 [15.0]	0.6 [0.6]
16BB01	Glanshaver-associatie	1%	-33.4 [-28.5]	0.0	-
39AA02A	Elzenzegge-Elzenbroek; typische subassociatie	20%	14.1 [6.0]	38.1 [31.0]	0.3 [0.4]

09BA01	Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge	4%	14.9 [10.0]	53.7 [50.0]	0.2 [0.3]
--------	---	----	-------------	-------------	-----------

Tabel 5-10 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux per natuurambitietype ten opzichte van de nulsituatie voor de verschillende herstelmaatregelen. De bovenste rij geeft het gemiddelde doelgat weer (mediaan tussen vierkante haken). Een positieve verandering geeft een (vereiste) verhoging weer (het doelgat 'kwel' is het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem). De cursieve getallen geven aan dat de maatregelen niet zorgen voor voldoende verandering om het doelgat te sluiten.

Scenario naam		Associatie van Scherpe zegge (08BC02)			Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid (16AB04)			Elzenzegge-Elzenbroek; typische subassociatie (39AA02A)		
		GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)	GVG (m)	GLG (m)	Kwel (mm/d)
Doelgat		0.20 [0.17]	0.23 [0.20]	1.4 [1.1]	0.07 [0.05]	0.21 [0.15]	0.6 [0.6]	0.14 [0.06]	0.38 [0.31]	0.3 [0.4]
1	Maximaal	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.1	0.15	0.10	0.0
2	Winningen	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.0	0.00	0.01	0.0
3	Beregening	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.0
4	Landgebruik	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.0	0.00	0.02	0.0
5	Ontwatering max	0.01	0.01	0.1	0.01	0.00	0.1	0.14	0.05	0.0
6	Ontwatering 0.3	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.1	0.10	0.09	0.0
7	Ontwatering 0.5	0.01	0.01	0.0	0.00	0.01	0.0	0.08	0.07	0.0

6 Discussie methodiek en toepasbaarheid

6.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is een methodiek gepresenteerd om de hydrologische doelgaten van grondwaterafhankelijke natuurgebieden vast te stellen en systematisch af te tasten welke (met name) externe maatregelen nodig zijn om deze doelgaten hydrologisch te dichtten. In de hoofdstukken 3, 4 en 5 is deze methodiek toegepast op drie verschillende typen gebieden. In dit discussiehoofdstuk wordt de methodiek en de toepassing bediscussieerd. Zo worden voorwaarden gepresenteerd waarbinnen de methodiek toepasbaar is, worden kritische kanttekeningen geplaatst bij de verschillende onderdelen, en worden mogelijkheden voor verbeteringen gegeven. In een laatste paragraaf wordt wat verder uitgezoomd en dieper ingegaan op de realiteit van het toepassen van oplossingsrichtingen, mogelijke koppelkansen en de rol van gebiedsprocessen bij hydrologisch herstel van natuurgebieden.

6.2 Discussie en reflectie methodiek

6.2.1 Toepassing methodiek voor verschillende typen gebieden

De methodiek is ontwikkeld en toegepast binnen drie verschillende natuurgebieden in verschillende landschapstype. De Dommelbeemden is een beekdal, Buurserzand een natte heide/vennen gebied en de Mieden een laagveenmoeras. Deze verschillen, en daarmee o.a. de verschillen in de (geo)hydrologische werking van het gebied maar ook de bruikbaarheid van het beschikbare grondwatermodel, zorgen ervoor dat de methodiek niet voor ieder gebied even goed werkt. Hieronder wordt per gebied toegelicht welke inzichten zijn opgedaan en hoe de verschillende eigenschappen van ieder gebied ervoor zorgen dat de methodiek wel of niet goed kan worden toegepast:

Dommelbeemden

- De Dommel ligt diep in het gebied en heeft daardoor een sterke ontwaterende functie. Maatregelen die invloed hebben op deze ontwaterende functie verdienen extra aandacht omdat ze grote invloed hebben op de hydrologie van het natuurgebied.
- Het beekdal is diep ingesneden in het landschap (ongeveer 1-2 meter ten opzichte van de omgeving), zodat de hydrologie van het natuurgebied met name beïnvloed wordt door regionale maatregelen op grotere afstand.

Buurserzand:

- Het dunne watervoerend pakket betekent dat juist met maatregelen dichtbij het natuurgebied de hydrologie in het natuurgebied te beïnvloeden is.

- Ook hier speelt de sterke ontwatering van de beken (Buurserbeek, Hagmolenbeek), die soms diep ingesneden zijn, een grote rol.
- De aanwezigheid van lokaal slecht doorlatende lagen zorgt dat er ook lokale stagnatie van water plaats kan vinden en op deze locaties is de invloed van de regionale hydrologie beperkt.
- De ambitienatuurtypes hebben niet voor iedere factor een hydrologische eis, bijvoorbeeld het meest voorkomende natuurdoeltype (R11AA02 *Associatie van Gewone dophei*) heeft alleen een GVG-eis en geen GLG-eis en geen kwel-eis. Droogtestress speelt echter wel een beperkende rol voor dit type en dus is het jammer dat deze factor om praktische redenen buiten beschouwing moest worden gelaten. In de referentiesituatie is droogtestress een voor dit type beperkende standplaatsfactor op ca. 1/3 van de oppervlakte van het Buurzerzand: het is er te droog. Op nagenoeg dezelfde oppervlakte is echter ook de GVG een beperkende factor (GVG te laag), zodat de te droge omstandigheden in het terrein toch via de GVG tot uitdrukking zijn gekomen.
- Door het dunne watervoerende pakket zijn er nauwelijks grondwaterwinningen en dient de winst met name in ontwatering en bevordering grondwateraanvulling te worden gezocht.

Mieden:

- Grote onzekerheid over de hydrogeologie: met name de onzekerheid van de verspreiding en weerstand van de potklei zorgt dat de mate waarop de regionale hydrologie invloed heeft op het natuurgebied erg onzeker is. Ook andere modelparameters, zoals de weerstand van de deklaag en drainageweerstand (samen met het wel of niet doorsnijden van de deklaag door waterlopen) zijn onzeker.
- Doordat de Mieden een peilgestuurd gebied is, wordt het gebied met name beïnvloed door het gehanteerde peil in de peilvakken binnen de grenzen van het NNN-gebied. Maatregelen buiten het natuurgebied hebben daardoor weinig invloed op de grondwaterstand.
- De onzekerheid van een aantal modelparameters, het peilgestuurde karakter van het gebied en de relatief grote afwijkingen tussen de modelresultaten en de meetresultaten, maken het huidige grondwatermodel minder goed geschikt voor effectberekeningen. Er zijn twijfels bij de modeluitkomsten en er dient meer inspanning te worden geleverd om de onzekerheid te verkleinen zoals kalibratie en gevoeligheidsanalyse.

De methodiek blijkt dus goed toepasbaar voor natuurgebieden op de hoge zandgronden van Nederland, waarbij de regionale hydrologie van invloed is op de lokale hydrologie in het natuurgebied. Natuurgebieden met schijnspiegelsystemen en hoogvenen zijn daarom minder geschikt. Deze type gebieden hebben een zeer lokaal hydrologisch systeem en zijn vaak geohydrologisch zeer complex. Vaak zijn de grondwatermodellen dus niet in staat om deze systemen adequaat in beeld te krijgen, en daarnaast is de lokale hydrologie ook slecht te beïnvloeden met regionale ingrepen in het watersysteem.

6.2.2 Actuele grondwatersituatie

Voor het beoordelen van de verdrogingstoestand waarin een natuurgebied verkeert, en voor het vervolgens nemen van effectieve waterhuishoudkundige maatregelen, is het essentieel dat de hydrologische uitgangssituatie goed bekend is. Hydrologen beschikken over rekenmodellen die helpen om die uitgangssituatie te bepalen, maar desondanks sluiten die modellen vaak onvoldoende aan bij de zeer nauwe eisen die vegetaties stellen aan de waterhuishouding. Zo bedraagt de onzekerheid van de GxG, uitgedrukt als standaardafwijking van de modeluitkomst ten opzichte van de metingen, al gauw twee decimeter of meer, terwijl twee decimeter voor zeer gevoelige vegetatietypen het verschil kan maken tussen een optimale GxG en een GxG waarbij het vegetatietype niet meer kan voorkomen. Deze discrepantie is een gevolg van zowel een gebrek aan gedetailleerde en betrouwbare geografische modelinvoer (zoals van de drainageweerstand en de bodemfysische eigenschappen) als van het feit dat in de praktijk niet alle hydrologische processen tot op het gewenste detailniveau kunnen worden nagebootst. Zo kon een betrouwbare simulatie van de waterstroming in een kragge alleen gebeuren via een promotieonderzoek waarin eerst veel veldwerk werd verricht, waarna nog heel lang kon worden gezwoegd op een numeriek grondwatermodel (Stofberg, 2017). Het kan dus niet anders dan dat de uitkomsten van een hydrologisch model bij toepassing in kwetsbare grondwaterafhankelijke natuurgebieden met de nodige zorgvuldigheid moet worden omgegaan.

De actuele vegetatie geeft een goede indicatie hoe nat of droog het ergens is. Deze eigenschap hebben we in deze studie toegepast om de GVG in de uitgangssituatie zo goed mogelijk te schatten uit zowel de door het grondwatermodel gesimuleerde GVG, als uit de door de gemiddelde vochtindicatiewaarde van de vegetatie afgeleide GVG. Daarbij hebben we bij de combinatie van beide bronnen rekening gehouden met de onzekerheid (variantie) in de vegetatiekaart, de onzekerheid in de vertaling van de vegetatie-indicatiewaarde naar de GVG, en de onzekerheid van het grondwatermodel. Voor de onzekerheid van het grondwatermodel is nu één waarde gebruikt, dit kan verbeterd worden door een ruimtelijk gespreide onzekerheid (bijv. op basis van validatie met metingen) te gebruiken. Voor zover wij weten is dit de eerste studie waarin een karakteristieke grondwaterstand (GxG) op een dergelijke wijze wordt bepaald. Overigens bleek uit een analyse van het Landelijk Meetnet Flora, dat de gemiddelde vochtindicatie van de vegetatie vrij stabiel was en nauwelijks werd beïnvloed door de droge jaren 2018 en 2019 (Witte et al., 2024). Dat is voor het schatten van een langjarig gemiddelde grondwaterstand (de GVG) een gunstige eigenschap.

Voor de GLG beschikten we niet over een bruikbare relatie met de vochtindicatie van de vegetatie en hebben we dus alleen gebruik gemaakt van de uitkomst van het gebruikte hydrologische model. In een enkel geval (bij natuurgebied de Mieden) werd de GLG (en GVG) handmatig gecorrigeerd omdat het model een systematische afwijking leek te simuleren. Achteraf bedachten we dat er misschien toch mogelijkheden zijn de GLG uit het grondwatermodel te corrigeren aan de hand van een actuele vegetatiekaart (of vegetatieopnamen). Er is namelijk een relatie bekend tussen het aandeel droogteminnende soorten (xerofyten) in de vegetatie en het bodemvochttekort, die weer een functie is van de GLG (Runhaar et al. 1997). Deze relatie is uitgesplitst naar een aantal grove

textuurklassen (zand, klei, veen) en omgeven met grote bandbreedtes, wat impliceert dat de uitkomsten van het grondwatermodel in de praktijk het zwaarst zullen meewegen. De relatie tussen bodemvochtttekort en aandeel xerofyten is ook onderzocht door Bartholomeus et al. (2012). Verder hebben we natuurlijk de knikpunten voor de GLG uit de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur. Deze knikpunten geven in ieder geval aan binnen of buiten welke grenzen een vegetatietype zou moeten voorkomen; voldoet een gesimuleerde GLG daar niet aan, dan kan dat aanleiding zijn voor bijstelling van het grondwatermodel. Er zijn dus mogelijkheden om de vochtindicatie van de vegetatie te gebruiken ter correctie van de door een grondwatermodel gesimuleerde GLG. Deze mogelijkheden zouden in een vervolgonderzoek nader moeten worden uitgewerkt.

Langjarige meetreeksen van grondwaterstanden zijn zeer waardevol bij het bepalen van de actuele grondwatersituatie van het gebied, en wanneer beschikbaar dienen deze altijd te worden gebruikt. Het hangt van de dichtheid aan meetpunten en de meetlocaties af op welke manier de metingen kunnen worden gebruikt. Metingen zijn altijd bruikbaar om het grondwatermodel te valideren door de afwijkingen met de GVG en GLG te analyseren. In veel gevallen blijken modellen minder goed in staat de GLG te voorspellen dan de GVG, wat duidelijk gemaakt kan worden door de modeldata met de metingen te vergelijken (zoals in het geval bij de Mieden). Grondwatermodellen bevatten veel ruimtelijke informatie over de grondwaterstand, welke berekend wordt voor elke model cel, en zijn daarmee een waardevolle bron. Het kan daarom soms zinvol zijn om op basis van de afwijkingen met de metingen een correctie uit te voeren op de model GxG's zonder het model aan te passen, zoals bij de Mieden gedaan. Dit kan overigens alleen als de afwijkingen systematisch zijn (bijvoorbeeld overal een 15 tot 25 cm te lage GLG) of een logisch ruimtelijk patroon laten zien. In deze studie is de actuele situatie volgens het grondwatermodel, aangevuld met informatie uit de vegetatiekaart, wel altijd als uitgangspunt gebruikt. Echter, soms kan beter geconcludeerd worden dat de afwijkingen van het hydrologisch model te groot of niet systematisch zijn, dan kan deze bron beter achterwege gelaten worden. In dat geval kunnen alleen peilbuismetingen gebruikt worden en wordt een doelgat op puntlocatie bepaald. Dit is bijvoorbeeld zinvol voor meetpunten van het beleidsmeetnet verdroging zoals de provincie Noord-Brabant dat voor natuurgebieden heeft ingericht. Per natuurgebied zijn meetlocaties aangewezen die op basis van het ecohydrologische systeem representatief zijn voor de actuele grondwatersituatie van het natuurgebied (of deel). Door de grondwaterstand en stijghoogte van deze meetpunten te volgen, kan worden beoordeeld hoe het staat met de verdroging van dat (deel van het) natuurgebied.

De aanvoer van voldoende kwelwater is van belang voor de instandhouding en ontwikkeling van bepaalde, meestal zeldzame en soortenrijke, vegetaties. De kwelintensiteit in het veld meten is echter zeer lastig en bovendien sluit zo'n veldmeting niet altijd aan op de kwel naar het topsysteem die een regionaal grondwater simuleert (waarvan ook niet goed bekend is hoe betrouwbaar de data is, dit wordt nader onderzocht in OBN-project 'Kwantificering kwelfluxen'). En we hebben de laatste kwel nodig omdat die flux gebruikt is om een relatie te leggen met de pH in het wortelmilieu. Echter, voor de actuele kwelintensiteit en het bepalen van de kweleis natuur hebben we niet uitsluitend de opwaartse kwelflux maar het jaargemiddelde van de verticale flux gebruikt. Dit is dus

inclusief de neerwaartse flux waardoor het jaargemiddelde bijvoorbeeld 0 mm/d kan zijn terwijl er voor een (groot) deel van het jaar wel kwel optreedt. Ook al is het periodiek, een tijdelijke kwelflux kan voldoende zijn om het adsorptiecomplex zodanig op te laden dat de bodem-pH het hele jaar voldoende gebufferd is. Echter, de jaargemiddelde verticale flux geeft daar eigenlijk niet voldoende informatie over en daarom lijkt verbetering van de methodiek door alleen de periodieke omhoog gerichte kwelflux te gebruiken een logische vervolgstap. Of dit zo is, dient in vervolgonderzoek verder te worden onderzocht.

De reden dat we deze jaargemiddelde verticale flux hebben gebruikt, heeft te maken met het feit dat deze parameter gebruikt is in de reprofuncties. De reprofuncties die we hebben gebruikt om de relatie tussen verticale flux, GLG en bodem-pH te leggen, zijn gebaseerd op berekeningen waarin uitsluitend deze jaargemiddelde verticale flux is bepaald. Ze zijn gebaseerd op 30 jaar aan simulaties met een rekentijdstap van 1 dag (en de toestandsvariabelen bodemtype, klimaatregio en atmosferische stikstofdepositie) waarin, zie Nijp et al. (2022), een programma (Bartholomeus & Witte, 2013) werd gebruikt om het hydrologische model SWAP (Van Dam et al., 2008) te koppelen aan het bodemchemische model VSD+ (Reinds et al., 2014).

Het gebruik van de jaargemiddelde verticale flux zorgt voor een onderschatting van de berekende 'kwel'-eisen omdat de neerwaartse flux (wegzijging) de kwelflux in zijn geheel kan compenseren. Daardoor zijn er in dit onderzoek veel lagere 'kwel'-eisen berekend (dit zijn namelijk eisen aan de verticale flux) dan je op basis van de huidige ecohydrologische kennis zou verwachten. Let op dat er in deze studie ook een discrepantie is tussen het doelgat (de jaarrond gemiddelde verticale flux) en het effect van maatregelen, waarvoor de jaarrond gemiddelde kwelflux (jaargemiddelde van alleen opwaartse verticale flux) gebruikt is. Doordat bij het effect van maatregelen alléén naar de kwelflux (opwaartse flux) gekeken is, is het effect van maatregelen groter dan wanneer naar het effect op de verticale flux gekeken zou zijn. De verticale flux is wél gebruikt voor de natuureisen en de doelgatbepaling.

GxG-periode

Er is in deze studie gebruik gemaakt van GxG-waardes, welke bepaald worden op basis van een periode van minimaal 8 jaar. De periode die gebruikt wordt kan van invloed zijn op deze waardes, bijvoorbeeld wanneer één of meerdere uitzonderlijk natte of droge jaren meegerekend worden. Daarom kan het aan te bevelen zijn om een langere periode te gebruiken, waardoor de invloed van enkele jaren kleiner is en de GxG beter aansluit bij een klimatologische periode. Echter, hierdoor zal ook de rekentijd voor de grondwatermodellen sterk toenemen, waardoor een zeer lange periode (30 jaar) voor de GxG-bepaling onwenselijk is. Het is daarom belangrijk om tenminste rekening te houden dat de gebruikte periode aansluit bij de andere bronnen (vegetatiekartering, metingen) en eventueel een periode te kiezen zonder jaren met weersextremen. Binnen deze studie is voor de Dommelbeemden aangetoond dat het wel of niet meenemen van de twee droge jaren 2018 en 2019 voor maximaal 5 cm afwijking in de GLG-bepaling zorgt.

6.2.3 Effect van klimaatverandering

Als gevolg van klimaatverandering zal de hydrologische situatie veranderen, en daarmee verandert het doelgat. Er is in deze studie naar het effect van klimaatverandering op de langjarig gemiddeld grondwaterstand (GHG & GLG) gekeken. De verwachting is dat onder klimaatverandering ook vaker weersextremen zullen voorkomen en er vaker sprake zal zijn van een (extreem) droge zomer. Het kan daarom ook relevant zijn om ook te onderzoeken wat de impact op het doelgat is van een toename in de frequentie van (zeer) droge zomers.

Naast een verandering van de hydrologische situatie als gevolg van klimaatverandering, kan ook de vegetatie beïnvloed worden. Dit is in deze studie niet verder onderzocht, maar kan wel belangrijk zijn in relatie met de doelvegetatie. Dit is ook eerder toegelicht in deze paragraaf (toelichting op ambitiekaart).

In deze studie is gebruik gemaakt van analyses uit de Knelpuntenanalyse Zoetwater (Mens et al., 2019) om het effect van klimaatverandering op het doelgat te bepalen. Inmiddels zijn er nieuwe klimaatscenario's beschikbaar (KNMI'23), waardoor deze conclusies mogelijk iets veranderen. Er wordt momenteel ook een studie uitgevoerd naar het effect van klimaatverandering op het grondwater volgens de nieuwste klimaatscenario's, maar deze studie is bij het schrijven van deze rapportage nog niet afgerond.

6.2.4 Hydrologische eisen natuur

Ambitiekaart

De natuurambities bepalen de hydrologische eisen die nagestreefd worden. Oftewel, de keuzes die hierin gemaakt worden bepalen in grote mate het doelgat. De leidraad en het toetsingskader voor natuurherstelprojecten –althans, als niet alleen naar procesnatuur wordt gestreefd – wordt veelal weergegeven in beheertypen-, natuur(doel)typen- of ambitie(typen) kaarten of in Natura 2000-gebied habitattypenkaarten met eventueel zoekgebieden en (in tabel) in ieder geval behoudsdoelstellingen en al-dan-niet uitbreidings- en kwaliteitsverbeterings-doelstellingen. Om inrichting en waterbeheer, inclusief het beheer van de waterkwaliteit, af te stemmen op de natuurambities is het nodig vooraf de vereiste abiotische condities bij die ambities vast te stellen. Voor hydrologische beheerstudies ligt de focus veelal op (groepen van) plantengemeenschappen, in bovengenoemde doelen. De abiotische condities kennen een zekere bandbreedte (pH-traject, GVG-traject, maximale duur droogtestress e.d.), die groter wordt naarmate de ambitie minder nauw gedefinieerd wordt. Om het behoud van de subass. Van Parnassia van het Blauwgrasland mogelijk te maken zijn de eisen strikter, dan voor de Blauwgrasland-associatie, die weer strikter dan voor het habitattype H6410 blauwgraslanden en die weer strikter dan voor beheer- of ambitietype N10.01 'nat schraalland'. Die grotere bandbreedte brengt het risico mee, dat wel wordt voldaan aan een deel van de bandbreedte –en dus doelbereik mogelijk lijkt- maar dat een deel van het bereik waarvan specifieke typen (en soorten), dus de biodiversiteit afhankelijk zijn, niet wordt bereikt. Daarom worden in Waterwijzer Natuur-Waternood (Runhaar en Hennekens, 2015) en in de Database

Ecologische Vereisten Natura 2000 (Runhaar et al., 2009) de vereisten ook op dat verfijnde niveau beschikbaar gesteld. Werken met grovere ambitietypen brengt immers het risico mee, dat een deel van de doeltypen of doelsoorten niet wordt 'bediend'. In deze studie willen we zulke onbedoelde effecten voorkomen. Daarom zijn provinciale ambitietypen vertaald naar associaties en subassociaties binnen de (revisie) Vegetatie van Nederland (Schaminée et al, 1996; Schaminée et al., 2017). Daarbij zijn kritische ambities gelegd op kritische locaties. Dat vraagt om meer detail dan de (beleidsmatige) provinciale ambitiekaart. Op basis van de LESA en in overleg met de natuurbeheerders zijn zoveel mogelijk realistische ambities bepaald, waaraan modelscenario's kunnen worden getoetst. Deze methode maakt gebruik van de meest recente kennis over standplaatsen.

Met enige regelmaat wordt de vraag gesteld of bepaalde doelen niet onhaalbaar worden als gevolg van klimaatverandering en of ze dan niet moeten worden bijgesteld. Vooralsnog gaan we uit van het toetsen van haalbaarheid op basis van de huidige definities van plantengemeenschappen en de daarvoor bepaalde abiotische vereisten. Als klimaatverandering leidt tot vermindering van doelrealisatie, dan zal dat blijken uit scenarioberekeningen daarover. Als klimaatverandering leidt tot het voorkomen van andere vegetatietypen of een andere vegetatiesamenstelling, dan vraagt dat om een revisie van de vegetatietypologie en hernieuwde berekening van abiotische vereisten. De effectvoorspelling hierover is onderdeel van de ontwikkeling van de Waterwijzer Natuur. Wetenschappelijk (veld)onderzoek is nodig om deze kennisleemten in te vullen.

Hydrologische eisen natuur

De eisen die vegetatietypen stellen aan de grondwaterstand zijn in de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur gedefinieerd aan de hand trapeziumvormige functies van de GVG en de GLG. In deze studie hebben we die functies onverkort overgenomen. Het zou echter de moeite waard zijn in een studie te onderzoeken of de knikpunten waarmee de functies zijn gedefinieerd, niet moeten worden bijgesteld nu er nieuwe meetgegevens zijn bijgekomen. Bovendien dient te worden beseft dat de relaties tussen GxG en vegetatie een empirisch karakter hebben, wat betekent dat ze ten gevolge van klimaatverandering aan betekenis verliezen. Zo is de GVG een indirecte maat voor de zuurstofvoorziening in het wortelmilieu van planten en hierbij is door Bartholomeus et al. (2012) aangetoond dat de gesimuleerde zuurstofstress een betere klimaatrobuuste maat is (beter presteert bij scenario's met klimaatverandering) om de vegetatie te karakteriseren, in tegenstelling tot de GVG. Uit diverse hydrologische modelstudies blijkt dat de GVG nauwelijks reageert op klimaatscenario's: de winters worden in die scenario's natter met hogere grondwaterstanden tot gevolg, de zomers droger met lagere grondwaterstanden, en de GVG komt nauwelijks van zijn plaats: die is tamelijk inert voor klimaatscenario's.

Nu wordt het wel erg lastig om bij toekomstverkenningen met klimaatverandering met een doelgat zuurstofstress te gaan rekenen. In de WWN is echter een provisorische optie ingebouwd om met een klimaatrobuust Waternood te rekenen. Daartoe zijn de knikpunten voor de GVG omgezet in knikpunten voor zuurstofstress, waarbij rekening is gehouden met het bodemtype. Daartoe is een grote tabel gemaakt waarin de zuurstofstress kan worden opgezocht bij iedere combinatie van GVG

(rijen) en bodemfysische eenheid (kolommen). Zie Bijlage III in Witte et al. (2008). Deze tabel zou kunnen worden gebruikt om voortaan te rekenen met zuurstofstress. Via de knikpunt B1 en B2 voor GVG vind je in de tabel de knikpunten B1 en B2 voor zuurstofstress. Die zuurstofstress zal, meer veranderen door klimaatverandering dan de GVG. Eenzelfde soort vertaling is er gemaakt voor de standplaatsfactor droogtestress. Omdat de focus in deze studie met name lag bij het doelgat in het huidige klimaat, is in deze studie gebruik gemaakt van de knikpuntfuncties van waternood.

De invloed van kwelwater wordt door ecologen voor sommige vegetatietypen essentieel geacht maar, zoals in hoofdstuk 2 besproken, ontbrak het tot nu toe aan kwantitatieve normen voor de grootte van de kwelflux. Voor zover wij weten is dit de eerste studie waarin die normen rekenkundig zijn afgeleid. Dat deden we door reprofuncties voor de bodem-pH uit de Waterwijzer Natuur over te nemen in een handzaam Excel-programma en de eisen die vegetatietypen stellen aan de bodem-pH statistisch af te leiden. De reprofuncties vertalen een jaargemiddelde verticale flux (zowel wegzijging als kwel) uit een grondwatermodel naar de pH van het wortelmilieu, waarbij rekening wordt gehouden met het bodemtype, de kwaliteit van het kwelwater en de atmosferische depositie. De kwelwaterkwaliteit wordt in de WWN van een kaart (Nijp et al., 2023) afgelezen, maar deze kaart werd in onze studie niet betrouwbaar genoeg gevonden zodat we de kwelwaterkwaliteit afleidden uit hydrochemische analyseresultaten. Verder constateerden we dat de reprofuncties uit de WWN niet altijd functioneerden, d.w.z. geen uitkomsten genereerden, en dat we ook de kwaliteit niet goed konden beoordelen. Het is al met al dringend gewenst dat de WWN wordt verbeterd met een nieuwe kaart voor de kwelwaterkwaliteit en met goed onderbouwde en wel altijd functionerende reprofuncties. In deze tijd waarin het klimaat op aarde verandert en waarin de Ecologische Autoriteit constateert dat verdroging en atmosferische stikstofdepositie de belangrijkste drukfactoren zijn, mag het hoogst opmerkelijk heten dat het tot nu toe maar niet lukt voor deze verbeteringen budget te vinden.

Omdat de methode voor het vaststellen van de kweleisen nog in ontwikkeling is achten wij het niet verstandig deze nu al naar buiten te brengen. Eerst zal moeten worden beoordeeld of de functies die de bodem-pH beschrijven als functie van GLG, kwelintensiteit, bodemtype, klimaatscenario en atmosferische depositie, grondig moeten worden geëvalueerd en waar nodig herzien. Daarbij zouden ze dan gelijk toepasbaar moeten worden gemaakt voor de nieuwe indeling in bodemfysische eenheden en voor de laatste KNMI-scenario's. Ook dient te worden onderzocht of voor het bepalen van de bodem-pH een jaargemiddelde verticale flux (in combinatie met GLG, bodemtype, klimaat en N-depositie) wel de beste schatter is; misschien is bijvoorbeeld de verticale opwaartse flux (kwel) naar het topsysteem midden in de zomer maatgevender, omdat dan door verdamping en oppervlakkige afvoer het verzurende bovenste water met een neerslagkarakter is afgevoerd. Of juist de verticale kwelflux aan het eind in de winter, omdat die dan vaak op zijn sterkst is en in combinatie met een hoge grondwaterstand en veel maaiveldafvoer de wortelzone kan bereiken. Validatie van de methode kan aan de hand van in het veld gemeten pH-waarden op locaties waar de kwelintensiteit zo goed als mogelijk is bepaald. Aansluiting op de OBN-onderzoeken naar duurzame basenrijkdom, nutriëntenfluxen en kwelfluxen ligt daarbij voor de hand.

Een andere mogelijkheid, die de eerste kan aanvullen, is een zeer pragmatische: zoek naar correlatieve verbanden tussen gesimuleerde fluxen naar het topsysteem, en de gemeten pH's in kwelafhankelijke vegetatietypen.

Binnen de projectgroep is de vraag gesteld of de berekende minimaal vereiste kwelfluxen niet aan de lage kant zijn. Daarover kunnen we twee opmerkingen maken. Ten eerste: het zijn de minimale fluxen die nodig zijn als de GLG op orde is (bij knikpunt B1 of hoger), dus niet te laag. Op de tweede plaats dient te worden beseft dat het om jaargemiddelde fluxen gaat. De neerslag min de verdamping bedraagt in Nederland gemiddeld overwegend tussen de 0,5 en 1,0 mm/d, afhankelijk van de locatie en het type begroeiing. Dat betekent dat een gemiddelde flux in het topsysteem van bijvoorbeeld 0 mm/d impliceert dat een deel van het jaar de flux groter dan 0 moet zijn. Zo'n periode kan voldoende zijn om het adsorptiecomplex van de bodem op te laden (om verzuring tegen te gaan). Het dient daarom de aanbeveling om te onderzoeken of de neerwaartse verticale flux beter buiten beschouwing moet worden gelaten en uitsluitend de kwelflux te gebruiken.

6.2.5 Berekening hydrologische herstelmaatregelen

Met behulp van een standaardpakket aan modelscenario's is in deze studie systematisch het effect van verschillende oplossingsrichtingen afgetast, met als doel in beeld brengen welke inspanning nodig is om het doelgat van de natuur voor kwel en grondwater te dichten. Het was de uitgangspositie dat regionale maatregelen buiten het natuurgebied nodig zijn om de hydrologie binnen de natuurgebieden te herstellen. Echter, er zijn soms ook binnen deze natuurgebieden ook nog interne maatregelen mogelijk om de grondwaterstand te verhogen.

Als onderdeel van dit pakket aan maatregelen is het modelscenario met maximaal haalbaar systeemherstel gebruikt. Dit pakket is een combinatie van alle maatregelen uit het standaardpakket aan maatregelen, oftewel een combinatie van aanpak van ontwatering, landgebruik en grondwateronttrekkingen. Hierbij wordt in beeld gebracht wat de mogelijke verhoging van de grondwaterstand en kwel is bij de maximale toepassing van alle maatregelen uit dit maatregelpakket, oftewel in hoeverre de waterhuishouding van het natuurgebied met behulp van regionale maatregelen beïnvloed kan worden. De maatregelen zijn nu grootschalig toegepast, alleen uitgaande van het hydrologisch systeem. Dit zijn geen realistische scenario's, omdat in werkelijkheid altijd een maatschappelijke afweging tussen meerdere belangen gemaakt zal moeten worden (dit wordt verder toegelicht in paragraaf 6.3).

Door middel van de grootschalige toepassing van de maatregel kan op een systematische manier in beeld gebracht worden wat het effect op het doelgat is en wat de grootte van het zoekgebied moet zijn voor toepassing van een maatregel. Is het zoekgebied kleiner en is er in werkelijkheid minder mogelijk, dan geldt uiteraard ook een minder groot effect. Met behulp van deze informatie kunnen de maatregelen op regionale schaal worden afgewogen en bepaald welke ruimte beschikbaar moet worden gesteld. Deze afweging vindt typisch plaats in gebiedsprocessen en vormen de basis voor een

verdere uitwerking op detailniveau. Het effect van een maatregel is niet hetzelfde voor ieder gebied. Met behulp van de inzichten uit het systematische pakket aan maatregelen kan een inschatting gemaakt worden welke maatregelen kansrijk zijn voor het gebied. In deze studie blijkt bijvoorbeeld het zoekgebied (bufferzone) voor maatregelen veel groter in de Dommelbeemden dan in Buurserzand.

Effectiviteit bufferzones

In de droogtestudie (Van de Eertwegh et al., 2022 en De Louw et al., 2022) en een landelijke studie naar de effectiviteit van hydrologische bufferzones rondom natuurgebieden (Meeusen et al., 2023) is al aangetoond dat bufferzones waarin de ontwatering wordt aangepast al zeer effectief kunnen zijn bij het verhogen de grondwaterstand en vergroten van de kwel in het natuurgebied. Zo wordt bij maatregelen in een zone van 500 meter breed, gemiddeld al meer dan 80% van het maximale effect bereikt wanneer overal buiten het natuurgebied de ontwatering wordt aangepakt. Dit biedt perspectief om met deze grootte hydrologische bufferzones, verdroogde natuurgebieden hydrologisch te verbeteren / herstellen (vaak is een combinatie van maatregelen nodig). Echter, de effectiviteit van bufferzones verschilt sterk per gebied en is afhankelijk van de geohydrologische opbouw. Bij een dun watervoerend pakket zoals bijv. het Buurserzand, is de uitstraling van regionale effecten beperkt, maar op korte afstand zijn effecten groot en daarom zijn kleinere bufferzones al effectief. Dit in tegenstelling met een gebied met een dikker watervoerende pakket met grotere uitstraling waar grotere gebieden nodig zijn om een bepaald effect te realiseren. De modelberekeningen in deze studie illustreren dit mooi.

In Buurserzand wordt bij een zone van 500 meter al 80-90% van het totale effect van toepassing op het hele gebied bereikt en bij 1000 meter is het maximale effect bereikt. Dit geldt zowel voor de GLG als de kwelflux. In de Dommelbeemden is het effect van het aanpassen van de ontwatering binnen een zone van 500 meter maar 13% van het maximale effect. In de Mieden is er vrijwel geen effect op de GxG, omdat het gebied sterk peilgestuurd is.

6.2.6 Gebruik regionale grondwatermodellen

Beschikbaarheid en kwaliteit

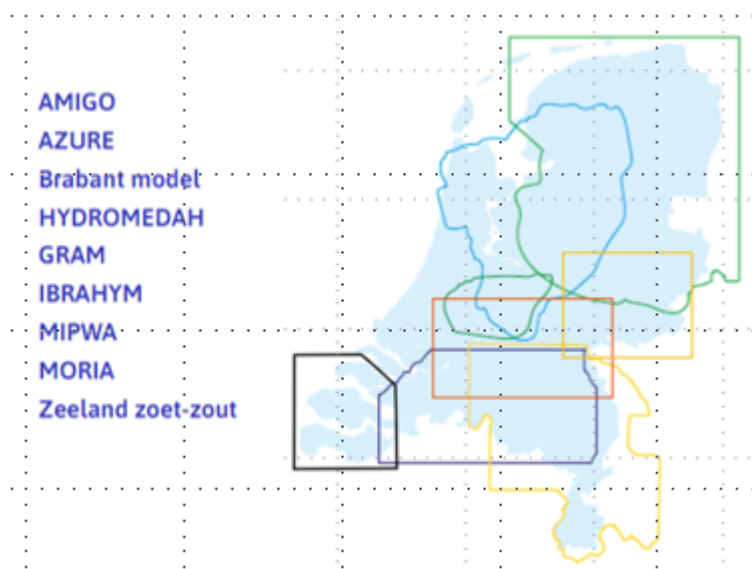
Bijna voor heel Nederland (m.u.v. een deel van West-Nederland) zijn regionale modellen beschikbaar om de hydrologische berekeningen uit te voeren zoals in dit rapport beschreven. Via de NHI-site (<https://nhi.nu/modellen/>) is informatie over de verschillende modellen te vinden en zijn links beschikbaar om de specifieke modellen ter beschikking te krijgen.

De opzet en het detail-niveau is bijna voor alle modellen vergelijkbaar, alleen voor Zeeland worden modelcellen van 100x100 m gebruikt en wordt er dichtheidsafhankelijk zouttransport berekend. Ook het Brabant-model heeft als basis 100x100 m cellen, maar daar is neerschaling naar 25x25 m mogelijk. Voor alle andere modellen worden standaard modelcellen van 25x25 m toegepast en is flexibele schaling eenvoudig mogelijk. In veel gevallen voorziet de gebruikersschil *iMOD* (waarin bijna alle modellen zijn opgebouwd) hierin. Dit heeft als voordeel dat er voor de meeste scenario's

rondom natuurgebieden met modelcellen van 25x25m kan worden gerekend maar als het nodig is, bijvoorbeeld voor het berekenen van effecten van drinkwateronttrekkingen, kan het modelgebied eenvoudig worden vergroot en tegelijkertijd modelcellen worden vergroot om rekentijden binnen de perken te houden.

Alle regionale grondwatermodellen gebruiken MODFLOW voor verzadigde stroming en voor bijna alle modellen simuleert METASWAP de onverzadigde zone processen zoals infiltratie, verdamping, percolatie, grondwateraanvulling en capillaire opstijging.

Belangrijk te vermelden is het feit dat we in alle drie modellen die we in dit onderzoek hebben gebruikt, model-artefacten tegenkwamen die invloed hebben op de berekeningen. Dit varieert tot modelranden die te dicht bij zijn tot keuzes of een waterloop wel of niet kan infiltreren. Wanneer een bestaande grondwatermodel (uitsnede van regionaal model) wordt gebruikt, is het altijd belangrijk de modelopbouw goed te controleren en zo nodig aan te passen. Bij de Mieden speelden zowel de onzekerheid in de geologische opbouw (potklei) en de weerstand van de deklaag en de sterke invloed van het peilgestuurde oppervlaktewatersysteem. Ook zagen we een grote afwijking tussen metingen en berekeningen. Daarom zijn er grote twijfels of het model wel geschikt is voor het uitvoeren van effectberekeningen.



Figuur 6.1 De ligging en namen van de verschillende regionale grondwatermodellen in Nederland. Voor meer informatie, zie <https://nhi.nu/modellen/>

Kalibreren versus valideren.

De meeste regionale grondwatermodellen zijn op een regionaal schaalniveau gekalibreerd, wat betekent dat regionale grondwaterstroming in redelijke mate kan worden gesimuleerd. Voor het MIPWA-model bijvoorbeeld (provincies Groningen, Friesland, Drenthe, Overijssel) wordt echter aanbevolen om voor elke uitsnede (interessegebied) uit het grote model, een kalibratie uit te voeren. De overige regionale modellen zijn vaak ook niet voor het schaalniveau van een natuurgebied gekalibreerd. De vraag is echter of kalibratie wel nodig is. Een eenduidig antwoord kan niet worden gegeven. Het is met name lastig om in natuurgebieden de grondwatersituatie goed te simuleren door de relatief grote hydraulische gradiënten (een natuurgebied ligt vaak een stuk lager, of hoger in geval

van hoogveen) en de heterogene hydrogeologie (veel variatie in lithologische opbouw zowel in ruimte als in diepte) met bijbehorende variatie in doorlatendheden en bergingscoëfficiënten. In dat geval kan kalibratie een tijdrovend proces worden. Op zijn minst dient het model voor het natuurgebied gevalideerd te worden waarbij modelberekeningen worden vergeleken met beschikbare metingen. Een vergelijking van GxG is daarbij het meest wenselijk.

Een goede modelvoorspelling voor de GVG en GLG is van belang om de actuele situatie zo goed mogelijk na te bootsen, maar daar wordt binnen de methodiek al rekening mee gehouden door onder andere de voorspelling vanuit vegetatiepatronen mee te nemen. Als het gaat om effecten te berekenen van standaardpakketten maatregelen is de juiste simulatie van de GxG iets minder belangrijk. Als bij de validatie blijkt (het model dient dus altijd gevalideerd te worden) dat de afwijkingen met de metingen meevallen, kan er voor worden gekozen om het model niet verder te kalibreren. Dat validatie belangrijk is, blijkt bijvoorbeeld uit het feit dat berekende effecten op de GVG in het natuurgebied kunnen worden afgevlakt wanneer grondwaterstanden boven maaiveld stijgen. Indien de GVG door het model te hoog wordt ingeschat, kunnen berekende effecten daardoor dus minder zijn dan in werkelijkheid en hier dient rekening mee worden gehouden. Soms kunnen er zo veel onzekerheden in het model zitten en/of de afwijkingen met de metingen zo groot zijn zodat het model ook niet meer bruikbaar is voor effectberekeningen. Dit lijkt bij de Mieden het geval te zijn.

Er wordt aanbevolen om de ontwaterings situatie van het natuurgebied altijd nader tegen het licht te houden omdat dit de belangrijkste (model)parameter is die de grondwatersituatie (voor GVG-situatie) in het natuurgebied bepaalt. Voor zowel het Mieden als het Dommelbeemden model is de modelinvoer op dit vlak aangepast, met name de ontwateringspeilen op basis van veldbezoek (Dommelbeemden) en nieuwe gegevens omtrent de gehanteerde polderpeilen (Mieden).

Actuele situatie o.b.v. model

Zoals hierboven al gemeld is de grondwatersituatie in natuurgebieden extra lastig te simuleren door de relatief grote hydraulische gradiënten en de heterogene opbouw van de ondergrond. Vaak zien we dat de GVG nog redelijk goed wordt voorspeld maar dat de afwijkingen voor de GLG groter zijn (model-GLG is vaak te laag). Algemeen kan gesteld worden dat de afwijkingen van de modellen gemiddeld 25 (tot 35) cm zijn en dit is te veel voor ecologische voorspellingsmodellen. Gezien de eisen van vegetatie, gaat het vaak om halve decimeters of een bepaald vegetatietype wel of niet (optimaal) kan voorkomen.

Echter, de grondwatermodellen geven juist ook heel veel informatie over de grondwaterstand, zowel ruimtelijk (voor elke model cel) als in de tijd (elke dag) en zijn daarmee een waardevolle bron. Daarom is er binnen onze methodiek voor gekozen om deze bron te combineren met de voorspelling van de vegetatiepatronen en metingen (zie H2). Zoals ook al eerder in de discussie is aangegeven, kan soms beter geconcludeerd worden dat de afwijkingen van het hydrologisch model te groot zijn en deze bron mogelijk beter achterwege worden gelaten bij de bepaling van de actuele situatie.

Stroombaanberekeningen

Stroombaanberekeningen kunnen helpen om meer inzicht te krijgen in de herkomst van het toestromende grondwater en hoe lang het er over doet van infiltratie tot uittreding in het natuurgebied. Wanneer maatregelen leiden tot meer kwel, kan door middel van stroombaanberekeningen beter vastgesteld worden of dit lokale kwel of regionale kwel betreft en dus of dit kwelwater wel de gewenste kwaliteit heeft. Stroombaanberekeningen worden vaak uitgevoerd met behulp van een stationair grondwatermodel. Hierdoor wordt niet de variatie in stroombanen gedurende het jaar bekeken, en zal bijvoorbeeld de kwelsituatie in de zomer mogelijk iets afwijken van de stroombaanberekeningen. Ook is een stroombaanberekening niet hetzelfde als het gebruik van een transportmodel. Hiermee kan bijvoorbeeld beter in beeld gebracht worden wat de concentratie van nutriënten in uittredend grondwater is, en ook in hoeverre er menging optreedt van verschillende bronnen (regionaal en lokaal grondwater).

Onzekere hydrogeologie

Vaak is de relevante regionale hydrogeologie voldoende goed bekend om regionale effecten mee door te rekenen. Maar soms ook niet. Dit is met name in het noorden het geval waar het voorkomen en hydraulische eigenschappen van de potklei zeer onzeker is en zeer bepalend voor de connectie tussen het regionale en lokale grondwatersysteem. Het ontbreken van de potklei leidt in werkelijkheid tot kwelvensters maar deze locaties zijn niet voldoende goed bekend. Ook de dikte en weerstand van de keileem is in dit gebied onzeker en kunnen lokaal leiden tot schijnspiegels welke met de huidige modellen niet goed kunnen worden berekend.

Verbetering van de modellen is op dit vlak vaak niet mogelijk omdat deze info eenvoudigweg niet bekend of beschikbaar is (soms wel). Daarom wordt aanbevolen om met een gevoeligheidsanalyse af te tasten binnen welke bandbreedtes de effecten van maatregelen zullen liggen rekening houdend met die onzekerheid van de hydrogeologie. Zoals is toegepast voor de Mieden (zie H5).

Drainage en infiltratie van waterlopen

De ontwatering van een gebied bestaat uit grote waterlopen en beken, sloten, greppels en drainagebuizen en bepaalt in belangrijke mate hoe snel het neerslagoverschot wordt afgevoerd en de diepte en dynamiek van grondwaterstanden van een gebied. De drainage van het grondwater of ook wel ontwatering wordt doorgaans beter door grondwatermodellen voorspeld dan de infiltratie vanuit waterlopen. Dit komt omdat de drainage flux gelimiteerd is (er kan niet meer worden afgevoerd dan het neerslagoverschot) terwijl bij de gangbare grondwatermodellen er oneindig veel kan worden geïnfiltreerd. Er wordt dan niet bepaald hoeveel water er voor infiltratie beschikbaar is. Bovendien is het schaalniveau waarop infiltratie plaatsvindt veel kleiner, namelijk direct rond de waterloop, terwijl ontwatering van een sloot wordt bepaald door de grondwaterstand in het gehele perceel (opbolling).

Daarnaast moet de modelleur in de huidige regionale modellen zelf de keuze maken welke waterlopen wel en welke niet kunnen infiltreren. In gebieden waar wateraanvoer mogelijk is, wordt vaak de keuze gemaakt dat de waterlopen allemaal kunnen infiltreren behalve de kleinere slootjes met vaak een hoger ontwateringsniveau dan de grotere waterlopen. In vrij afwaterend gebied zonder wateraanvoer is dit vaak niet het geval en worden sloten belemmerd te infiltreren.

Het wel of niet kunnen infiltreren heeft grote consequenties voor de berekende effecten van veranderingen in het ontwateringssysteem. Het feit dat infiltratie vanuit waterlopen niet goed te modelleren valt, zijn peilgestuurde gebieden niet (of minder) goed te modelleren wat betreft effecten van maatregelen. Daar bovenop komt het feit dat in peilgestuurde gebieden de grondwaterstand zeer sterk bepaald wordt door de waterpeilen die vaak in bijna elke cel voorkomen. Het is daarmee discutabel of gebieden als de Mieden wel goed kunnen worden gemodelleerd door een regionaal model.

Hydrologische maatregelen in model doorvoeren.

Bij het berekenen van effecten van hydrologische maatregelen gelden de volgende aandachtspunten (samengevat van enkele punten hierboven):

- Nul-situatie van natuurgebied zo goed mogelijk in het model krijgen want deze situatie kan invloed hebben op de effectberekening (bijv. grondwaterstand kan niet verder stijgen dan maaiveld). Hierbij moet met name extra aandacht aan ontwatering gegeven worden, omdat dit de meeste invloed op GxG heeft. Dit hebben we voor zowel de Dommelbeemden als de Mieden gedaan. Voor het Buurserzand hebben we een grondwatermodel gebruikt dat speciaal opgesteld was voor dit gebied, waardoor deze extra actie niet nodig was.
- Onzekerheid in parameters meenemen door gevoeligheidsanalyse. Bepaalde modelparameters (met name de opbouw van de ondergrond en gerelateerde hydraulische parameters) zijn onzeker maar kunnen veel invloed hebben op de berekende effecten. Het is dan verstandig om deze onzekerheid in de modelparameters mee te nemen door een korte gevoeligheidsanalyse uit te voeren.
- Ontwatering: of waterlopen wel of niet mogen infiltreren is een keuze van de modelleur en kan heel veel invloed hebben op de berekende effecten. Namelijk, als waterlopen kunnen infiltreren gebeurt dit vanuit de gangbare modellen vanuit een oneindige bron. Daarnaast speelt het schaaleffect (sloot van 2 meter breed wordt geschematiseerd door een modelcel van 25 meter breed) bij infiltratie een veel grotere rol dan bij drainerende waterlopen waar de drainageflux aan de grondwaterstanden gekoppeld zijn.

6.3 Waterhuishouding rondom natuur, koppelkansen en rol van gebiedsprocessen

Voor verdroogde grondwater-afhankelijke natuurgebieden is het van belang de freatische grondwaterstand structureel te verhogen. Dat kan deels door lokaal maatregelen te treffen maar vaak zijn maatregelen rondom het natuurgebied nodig. Daarnaast is het vaak zaak om ook de kwelflux naar de wortelzone van de vegetatie te herstellen, dan wel te vergroten. De kweldruk hiervoor moet vanuit een watervoerend pakket komen, waarvoor hogere stijghoogten nodig zijn. Dat kan vrijwel alleen door regionaal maatregelen te treffen. Er zijn dus én lokale én regionale maatregelen nodig. Deze paragraaf beschrijft de zaken die in gebieden rondom natuur van belang zijn. Doelbereik zit daarbij niet alleen in maatregelen en eventueel techniek, maar juist ook in het verbinden van opgaven, belangen en mensen. Met een beslissingsbevoegd gezag, dat het laatste woord heeft.

6.3.1 Waterhuishouding rondom natuur

Hydrologisch herstel via vernatting is nodig, door in het landschap rondom natuur de ontwatering te verminderen en eventuele grondwateronttrekkingen te reduceren. Effectieve maatregelen zijn het verhogen van de grondwaterstanden in bufferzones via aangepast peilbeheer, verontdiepen of dempen van haarvaten en sloten, of de aanleg van ondiepe kwelbuffers. De leggerwatergangen zullen ook meegenomen moeten worden, voordat ze de verminderde ontwaterende rol van aangepaste kleinere watergangen gaan compenseren. Waar mogelijk kan gebruik worden gemaakt van wateraanvoer of -opslag, om water langer vast te houden in het systeem en afvoer te beperken. Deze set aan maatregelen werkt ten tijde van een neerslagoverschot (GHG, GVG).

In perioden met een neerslagtekort (van GVG richting GLG) zal er in de regio minder watergebruik moeten zijn (m3). Met een grondgebruik-transitie naar gemiddeld meer extensieve teelten voor het land- en tuinbouwareaal, kan de waterhuishouding aangepast worden naar de natuurwaarden, met hogere (of minder lage) grondwaterstanden.

Voor een blijvend en robuust herstel is het essentieel om maatregelen te monitoren op uitvoering (wie, waar, wat, wanneer) én op effectiviteit, bijvoorbeeld veranderingen in grondwaterstanden en de vegetatiesamenstelling. Door adaptief beheer kan worden bijgestuurd waar nodig op basis van informatie over maatregelen, en ontstaat er een lerende aanpak.

6.3.2 Koppelkansen

Koppelkansen moeten de synergie tussen natuur, landbouw en maatschappelijke opgaven vergroten. Als voorbeeld van klimaatadaptatie kan waterberging in bufferzones dubbel dienstdoen via tijdelijke waterbergingsgebieden bij piekbuien. Hier zal dan berging van water op het maaiveld plaats gaan vinden, zeker wanneer door vernattingsmaatregelen in gebieden rondom natuur de grondwaterstanden reeds zijn verhoogd. Het landgebruik in deze gebieden moet daarop aangepast worden: minder intensieve teelt die beter tegen natte omstandigheden kunnen (hogere grondwaterstanden) en minder-risicovolle teelten bij inundatie (zie ook NBW-normen), eventueel

ondersteund via groen-blauwe diensten met vergoedingen voor boeren die land ter beschikking stellen. In combinatie met natuurontwikkeling dragen bergingsgebieden bij aan regionale klimaatadaptatiestrategieën, voor natuur in de buurt en voor gebieden benedenstrooms. Hierbij kunnen koppelingen worden gelegd met Deltaplan Zoetwater en KRW-doelen voor grondwater en oppervlaktewater.

Ook reductie van stikstofdepositie via emissiearme bufferzones en -stroken levert een koppelkans op. Maatregelen in een gebied gericht op stikstof kunnen uitgebreid en gecombineerd worden met hydrologische maatregelen. De transitie van intensieve landbouw naar bufferzones met extensieve landbouw, draagt bij aan een afname van stikstofemissies en biedt ruimte voor hydrologische maatregelen. Het aanleggen van brede, natuur-inclusieve bufferstroken of eventueel voedselbossen rond Natura 2000-gebieden zijn voorbeelden van effectieve maatregelen, die juridisch en ecologisch interessant kan zijn. Deze koppelkans moet niet omgezet worden in een veranderd landgebruik en teelten die meer water en intensiever gewasmanagement nodig hebben (bijv. gebruik van pesticiden).

6.3.3 Rol van gebiedsprocessen

Gebiedsprocessen en bestuurlijke zaken zijn van wezenlijk belang om landschap, landgebruik en waterhuishouding in gebieden rondom natuur succesvol aan te passen op de natuurdoelen voor de waterhuishouding van natuurgebieden. De methodiek en werkwijze die we in dit rapport beschrijven, levert bij toepassing informatie op, die in gebiedsprocessen als basis gebruikt kan worden.

Grondinstrumenten en vrijwillige grondruil, aangevuld met de optie van gedwongen onteigening (Provincie Noord-Brabant, april 2025) zijn veelal essentieel. Een belangrijke randvoorwaarde voor de inrichting van effectieve bufferzones is het kunnen beschikken over de juiste gronden, gronden op de juiste plek met het juiste beheer. Vrijwillige kavelruil, langjarige pachtconstructies of het inzetten van opkoopregelingen kunnen hierbij uitkomst bieden. Hierbij zullen bij voorkeur waterschappen en met name provincies optreden als actieve gebiedsregisseurs én beslissingsbevoegde directeurs, die mogelijk gebruik gaan maken van een onteigeningstitel (Omgevingswet, 2025). Niet iedereen en niet alle organisaties zijn namelijk even belangrijk in een gebied.

Een effectief proces begint bij het mobiliseren van gebiedspartijen: agrariërs, natuurorganisaties, terreinbeheerders, gemeenten, waterschappen, provincie en bewoners. Door het opzetten van gebiedscoöperaties kan gewerkt worden aan gezamenlijke doelen, gedeeld eigenaarschap en duurzame afspraken over beheer en inrichting.

Er zijn ook valkuilen bij gebiedsprocessen. Zaak blijft dat de overheid, waarschijnlijk de betreffende provincie, de actieve gebiedsregisseur én beslissingsbevoegde directeur is, die knopen moet doorhakken voor de gebieden en hun gebruikers en bewoners. Dit is mede ter voorkoming en beperking van valkuilen bij het opzetten en uitvoeren van maatregelen, bij koppelkansen en bij gebiedsprocessen (Figuur 6.2).



Figuur 6.2 Valkuilen bij maatregelen, koppelkansen en gebiedsprocessen.

Een aantal suggesties om valkuilen te vermijden zijn:

- Werk integraal en met heldere prioriteiten: bepaal wat echt het leidende doel is (bijv. hydrologisch herstel) en bouw andere functies daaromheen;
- Investeer in vertrouwen en proceskwaliteit: begin met luisteren en gezamenlijk ontwerpen;
- Zorg voor realistisch tijdpad en financieringsmix: combineer korte en lange termijn, publiek en privaat;
- Borg beheer en monitoring in het ontwerp: denk niet in projecten, maar in beheertrajecten van 10 tot 20 jaar.

6.3.4 Natura 2000 en NNN

Er is een verschil in benadering tussen Natura 2000 en Natuur Netwerk Nederland (NNN)-gebieden (Figuur 6.3). Natura 2000-gebieden vallen onder Europese wetgeving (Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn) en kennen daarmee een juridisch afdwingbare instandhoudings- of verbeteringsplicht voor beschermde habitattypen en soorten. NNN-gebieden hebben die wettelijke status niet, maar worden via beleids- en beheerplannen ondersteund. Beide groepen natuurgebieden hebben echter een gegevensbasis (metingen en berekeningen) nodig voor het treffen effectieve maatregelen.



Figuur 6.3 Verschillen op hoofdlijnen tussen Natura-2000 en NNN-gebieden.

Gebieden binnen het NatuurNetwerk Nederland (NNN) zonder Natura 2000-status hebben dus geen Europees beschermde status, maar zijn wel cruciaal voor:

- Samenhang van natuurgebieden en biodiversiteitsdoelen op nationaal niveau;
- Knelpunten in robuustheid en waterhuishouding op landschapsniveau;
- Ruimte voor extensieve vormen van natuurbeheer of landschappelijke overgangen (ecologische corridors, robuuste zones).

Herstel of inrichting in en rond deze NNN-gebieden biedt meer flexibiliteit:

- Er is minder juridische druk, waardoor gebiedsprocessen vaak meer op vrijwillige basis verlopen;
- Innovatie en multifunctioneel ruimtegebruik (denk aan extensieve teelten, recreatie) kunnen gemakkelijker ingepast worden;
 - Maatregelen kunnen sterker gekoppeld worden aan klimaatadaptatie, bodemkwaliteit en landschapsidentiteit.

6.4 Onderzoeksvragen bij hydrologisch herstel van natuurgebieden

Voor alle verdroogde natuurgebieden liggen er onderzoeksvragen om de verdroging op te lossen, waarvoor de methodiek kan helpen om deze vragen te beantwoorden. Deze vragen zijn geformuleerd bij aanvang van dit project. Hieronder wordt ingegaan op hoe deze onderzoeksvragen met behulp van de methodiek beantwoord kunnen worden.

Wat is het gat tussen de huidige hydrologische condities (grondwaterstanden, kwel) van natte natuurgebieden en wat ze nodig hebben?

Binnen deze studie is een methodiek ontwikkeld om op systeemschaal het doelgat voor natuur vast te stellen. Hiervoor is zowel de actuele ecohydrologische situatie en hydrologische eisen van de ambitienatuurtypes nodig. Het verschil tussen de actuele situatie en de natuureisen is het 'doelgat'. Om de actuele ecohydrologische situatie goed in te schatten, wordt gebruik gemaakt van vlakdekkende informatie uit een grondwatermodel (GLG, GVG en kwel), aangevuld met informatie op basis van de voorkomende vegetatietypes en meetdata (grondwaterstanden in peilbuizen, eventueel uitgebreid met behulp van een tijdreeksmodel en omgezet naar GxG). Door middel van de combinatie van deze drie bronnen (model, vegetatie, meting) kan een zo goed mogelijke schatting van de GVG gemaakt worden. Voor de GLG is in de huidige studie geen aanpassing gedaan op basis van vegetatie, maar in de discussie (hoofdstuk 6) zijn wel twee methoden voorgesteld om de GLG vanuit een grondwatermodel aan te passen. Voor de kwelflux wordt de jaarrond gemiddelde kwelflux vanuit het grondwatermodel gebruikt. In deze studie is de actuele situatie volgens het grondwatermodel, aangevuld met informatie uit de vegetatiekaart, wel altijd als uitgangspunt gebruikt. Echter, soms kan beter geconcludeerd worden dat de afwijkingen van het hydrologisch model te groot zijn en deze bron mogelijk beter achterwege worden gelaten. Ook kan er voor gekozen worden om alleen peilbuismetingen te gebruiken en een doelgat op puntlocatie te bepalen.

Om de ecohydrologische eisen goed vast te stellen, moet ten eerste de natuurambitie bekend zijn, deze wordt vastgesteld door de provincie of beheerder van het natuurgebied. Voor deze natuurtypes worden de eisen voor het grondwaterregime gebaseerd op de abiotische randvoorwaarden natuur (Runhaar e.a., 2003; Runhaar en Hennekens, 2005; Runhaar e.a., 2009; Runhaar en Hennekens, 2015). Voor de eisen aan de hoeveelheid kwel is een nieuwe kwelmodule ontwikkeld maar deze is nog niet geschikt om te worden ingezet en dient nog verder te worden doorontwikkeld.

Het doelgat wordt per gridcel vastgesteld. Om een doelgat op systeemschaal te definiëren kan dit doelgat geaggregeerd worden op verschillende manieren. Dit kan per gebied verschillen, afhankelijk van wat er belangrijk wordt bevonden: gemiddeld voor alle natuurambitietypes, doelgat voor enkele 'ijkpunten' (puntlocaties), doelgat voor het natuurambitietype met de hoogste natuurwaarde of type met het grootste doelgat.

Welke combinaties van maatregelen zijn op welke schaal nodig voor hydrologisch herstel van natte natuurgebieden? Hoe kunnen deze maatregelen ook gematcht worden met andere gebiedsopgaven (aanpak stikstofcrisis, eutrofiëring, waterveiligheid, etc.)?

Met behulp van een pakket aan maatregelen kan bepaald worden wat maximaal haalbaar systeemherstel is. Hierbij wordt er als het ware teruggeslagen naar een watersysteem vóór ingrijpende menselijke ingrepen uit de laatste eeuw. Daarnaast wordt ook het effect van afzonderlijke maatregelen in beeld gebracht, namelijk een aanpassing van de ontwatering, onttrekkingen en het landgebruik in de omgeving van het natuurgebied. De effectiviteit van deze maatregelen kan variëren per natuurgebied en door deze afzonderlijke maatregelen systematisch af te tasten kan bepaald worden welke maatregelen (of mogelijke combinatie) nodig zijn om het doelgat te dichten. Tevens is het soms mogelijk dat er nog maatregelen in het natuurgebied genomen kunnen worden die een

bijdrage kunnen leveren aan hydrologisch herstel. De maatregelen zijn binnen deze studie grootschalig toegepast om inzicht te krijgen in de effectiviteit van maatregelen vanuit het watersysteem geredeneerd. Ze zijn daarmee nog geen realistisch scenario, waarvoor een maatschappelijke afweging tussen meerdere belangen gemaakt dient te worden. Hiervoor kan ook gekeken worden naar koppelkansen die de synergie tussen natuur, landbouw en maatschappelijke opgaven vergroten. Denk hierbij aan koppelkansen naar meer natuurinclusieve landbouw waar ook gedacht wordt aan reductie van stikstofdepositie via emissiearme bufferzones, en koppelkansen met klimaatadaptatie door bufferzones met hydrologische maatregelen dubbel dienst te laten doen als waterbergingsgebieden.

Hoe effectief zijn bufferzones ofwel overgangszones tussen natuur en landbouw voor hydrologische herstel van natte natuurgebieden?

In deze studie is gekeken naar de effectiviteit van een toepassing van een maatregel in bufferzones van 250, 500, 1000 meter, en toepassing in het gehele gebied. Hieruit blijkt dat deze bufferzones interessante zoekgebieden voor maatregelen zijn. Immers, hoe dichterbij het natuurgebieden dit type maatregelen wordt genomen, hoe effectiever ze zijn. Welke bufferzoneafstand effectief is, is gebiedsafhankelijk. Bij Buurserzand volstaat een kleine bufferzoneafstand voor een aanpassing van de ontwatering, terwijl bij Dommelbeemden de effectiviteit van de maatregel sterk toeneemt bij grotere bufferzones. Ook is een smalle bufferzone met flinke vernatting vaak effectiever dan een brede bufferzone met matige vernatting.

Welke impact heeft klimaatverandering op het regionale watersysteem en de natte natuur?

Als gevolg van klimaatverandering is de verwachting dat over het algemeen de zomers droger worden en de winters natter. Het effect op het grondwater (GLG en GHG) verschilt per klimaatscenario. In veel gebieden vertaalt sterke klimaatverandering (volgens de deltasenario's (Wolters et al. (2018), welke gebruik maken van de KNMI'14 klimaatscenario's) zich naar een verhoging van de GHG en een verlaging van de GLG. Onder geringe klimaatverandering stijgt de GHG ook en verandert de GLG in de meeste gebieden nauwelijks. Het is dus afhankelijk van het klimaatscenario in hoeverre het doelgat beïnvloed wordt. De daling van de GLG onder sterke klimaatverandering zal zorgen voor een toename van het doelgat, waardoor de opgave voor hydrologisch herstel van het natuurgebied zal toenemen.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

7.1.1 Stappenplan methodiek

In dit onderzoek zijn grondwatermodelsimulaties en -voorspellingen gekoppeld aan indicaties van de vegetatie ten aanzien van de grondwaterstand en vochttoestand. Op die manier is het mogelijk om niet alleen de actuele grondwaterstand in verband te brengen met de actuele vegetatie, maar ook om de gewenste grondwaterstanden vanuit natuuroogpunt te bepalen aan de hand van de vegetatiedoelen, inclusief de hydrologische maatregelen die nodig zijn om deze te bereiken.

Dit onderzoek had als doel om een methodiek te ontwikkelen om op een systematische wijze te bepalen welk type hydrologische maatregelen waar en in welke mate nodig zijn om een verdroogd natuurgebied hydrologisch te herstellen, en hiermee natuurgebieden klimaatrobuust en dus toekomstbestendig te maken. De methodiek bestaat uit twee onderdelen:

- Onderdeel 1: Bepalen van het doelgat van het natuurgebied op systeemschaal (niet op perceelschaal) tussen de actuele hydrologische situatie en de vereiste hydrologische situatie.
- Onderdeel 2: Bepalen welke combinatie van maatregelen, innovatieve inrichtingsconcepten en transitie van functies waar en in welke mate nodig zijn op systeemschaal (zoals een stroomgebied), om het doelgat van het natuurgebied te dichten.

Deze onderdelen zijn voor drie verschillende gebieden toegepast om zo een methodiek te ontwikkelen voor de uitwerking van deze twee onderdelen. De methodiek blijkt goed toepasbaar voor natuurgebieden op de hoge zandgronden van Nederland waarbij de regionale hydrologie van invloed is op de lokale hydrologie in het natuurgebied. Natuurgebieden met schijnspiegelsystemen en hoogvenen zijn daarom minder geschikt.

Onderdeel 1: Bepalen van het doelgat op systeemschaal

Het doelgat is het verschil tussen de actuele situatie en de vanuit natuur vereiste hydrologische situatie. Voor het bepalen van de hydrologische eisen van de natuur is het ten eerste van belang keuzes te maken in natuurambities. Hierbij is meer detaillering nodig dan de (beleidsmatige) provinciale ambitiekaart en zijn de provinciale ambitietypen vertaald naar associaties en subassociaties binnen de (revisie) Vegetatie van Nederland (Schaminée et al, 1996; Schaminée et al., 2017). Voor de eisen die vegetatietypen stellen aan de grondwaterstand zijn de bestaande trapeziumvormige functies van de GVG en de GLG uit de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur (Waternood (Runhaar en Hennekens, 2015)) gebruikt. Voor de *kwel* zijn voor het eerst ook kwantitatieve normen voor de grootte van de kwelflux (i.e. het jaargemiddelde van de verticale flux) opgesteld. Omdat de methode voor het vaststellen van de kweleisen nog in ontwikkeling is achten wij het niet verstandig deze nu al naar buiten te brengen.

Voor het bepalen van het doelgat op systeemschaal is het van belang om zo goed mogelijk de actuele grondwatersituatie in te schatten, en hiervoor met de nodige zorgvuldigheid om te gaan met de verschillende beschikbare databronnen. We kijken hierbij naar de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) en de kwelflux omdat dit ook de hydrologische parameters zijn waar voor de eisen vanuit de vegetatie bekend zijn. Voor de GVG is gebruik gemaakt van het grondwatermodel, metingen van de grondwaterstand en de actuele vegetatiekaart. De GVG wordt afgeleid uit de actuele vegetatie, doordat van de aanwezige vegetatie een vochtindicatiewaarde bepaald kan worden en tevens wordt hiervoor een standaardafwijking geschat. De standaardafwijking van de model-GVG volgt uit het verschil met de metingen. De actuele GVG wordt vervolgens bepaald als een naar variantie gewogen gemiddelde van de GVG uit vegetatie en model.

Voor de GLG zijn het grondwatermodel (gebiedsdekkend) en metingen (ter validatie en eventuele correctie van de model-GLG) gebruikt. De actuele vegetatiekaart kan nog niet gebruikt worden voor het vaststellen van de GLG, maar hiervoor worden in het rapport wel enkele mogelijkheden gegeven. Dit betreft het gebruikmaken van de relatie tussen droogteminnende soorten in de vegetatie en het bodemvochttekort, of voor de aanwezige vegetatie gebruikmaken van de GLG-knikpunten uit de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur (Waternood (Runhaar en Hennekens, 2015)).

Vanwege de onzekerheid in de modeluitkomsten (met een standaardafwijking van al gauw twee decimeter of meer) moet voor het bepalen van de actuele situatie wel met de nodige zorgvuldigheid met de modelresultaten worden omgegaan.

Voor de kwel is vooralsnog alleen het grondwatermodel als bron beschikbaar.

Onderdeel 2: Bepalen benodigde hydrologische herstelmaatregelen

Voor het bepalen van de benodigde hydrologische herstelmaatregelen voor het dichten van het doelgat, is een standaardpakket aan modelscenario's vastgesteld. Het doel is het systematisch in beeld brengen welke inspanning nodig is om het doelgat van de natuur voor kwel en grondwaterstanden te dichten. De maatregelen zijn nu grootschalig en met een standaard aanpak toegepast. Dit zijn geen realistische scenario's, omdat in werkelijkheid altijd een maatschappelijke afweging tussen meerdere belangen gemaakt zal moeten worden. Er is tevens gekeken naar de effectiviteit van hydrologische bufferzones rondom natuurgebieden, waarin de ontwatering wordt aangepast. De effectiviteit van bufferzones verschilt sterk per gebied en is afhankelijk van de geohydrologische opbouw. In een dun watervoerend pakket (zoals bijvoorbeeld het geval bij Buurserzand) zijn kleinere bufferzones effectiever dan bij een dikker watervoerend pakket.

Aggregatie

Het doelgat en de effectiviteit van hydrologische herstelmaatregelen, worden geaggregeerd op systeemschaal. Dat betekent dat het doelgat voor (1) het gehele natuurgebied, (2) een deelgebied (bijv. het gebied met de grootste opgave of het gebied met de grootste ambitie) of (3) referentiepunten waarvoor grondwater (en/of stijghoogte) metingen beschikbaar zijn, wordt samengevat, net als de berekende effecten van de verschillende maatregelen. Hierbij wordt gekeken

naar het gemiddelde en de mediaan binnen het (deel)gebied en wordt met behulp van boxplots de ruimtelijke spreiding binnen het gebied getoond. Op deze manier kunnen de resultaten van alle scenario's systematisch, objectief en kwantitatief vergeleken worden en ontstaat er een overzichtelijk beeld welke type maatregelen effectief zijn in het dichten van het doelgat.

7.1.2 Toepasbaarheid methodiek en onzekerheid

De methodiek blijkt goed toepasbaar om op een systematische wijze inzichtelijk te maken welk type hydrologische maatregelen (op systeemsschaal) waar en in welke mate nodig zijn om een verdroogd natuurgebied hydrologisch te herstellen. De methodiek is wel met onzekerheden omgeven. In het discussie hoofdstuk zijn deze onzekerheden besproken (en worden hieronder kort herhaald) en worden er handvaten gegeven hoe hier goed mee omgegaan kan worden. De methodiek kan handvaten bieden voor een (gebieds)proces waarin hydrologisch herstel van het natuurgebied centraal staat en kan ingezet worden om globaal, op regionale schaal, inzicht te krijgen wat mogelijke oplossingsrichtingen zijn. Het brengt objectief in beeld wat het natuurgebied hydrologisch vraagt van de omgeving, zonder rekening te houden met andere functies. Voor een verdere detailuitwerking, waarbij maatregelen op perceelsniveau gedefinieerd moeten worden en naar belangen van de verschillende functies worden gewogen, zijn de onzekerheden van deze methodiek te groot. Voor dat geval moet gebruik gemaakt worden van meer gedetailleerde data en modellen die bruikbaar zijn voor dit soort berekeningen, zoals een model dat gekalibreerd is op het niveau van het natuurgebied en gebruikmakend van een onzekerheidsmarge.

Regionale grondwatermodellen bevatten meerdere onzekerheden, waardoor de modeluitvoer ook altijd met onzekerheid omgeven is. In het algemeen is de onzekerheid in de simulatie van de actuele situatie groter dan het voorspellen van effecten door maatregelen.

Voor sommige gebieden (zeker in het noorden van het land) is de opbouw van de ondergrond en bijbehorende hydraulische parameters onvoldoende bekend. Ook andere modelparameters, zoals parameters gerelateerd aan de ontwatering (drainagediepte, weerstand en mogelijkheid tot infiltratie) zijn onzeker. Bij het gebruik van regionale grondwatermodellen is gebleken dat het belangrijk is om te kijken of het model voldoende geschikt is om toe te passen. Het model dient dus altijd gevalideerd te worden op basis van metingen en expert judgement. Als hieruit blijkt dat de afwijkingen met de metingen en expert oordeel meevallen, kan er voor worden gekozen om het model niet verder te kalibreren. Ook kan ervoor gekozen worden om de onzekerheid in modelparameters mee te nemen door een gevoeligheidsanalyse. Door de oplossingsrichtingen voor een aantal modelvarianten door te rekenen ontstaat er een bandbreedte in de te verwachtte effecten. Maar er wordt aanbevolen om in ieder geval altijd de actuele ontwateringsituatie van het natuurgebied nader tegen het licht te houden omdat dit de belangrijkste (model)parameter is die de grondwatersituatie (voor GVG-situatie) in het natuurgebied bepaalt. Een foute inschatting van deze ontwateringsituatie kan leiden tot zowel een verkeerde inschatting van de actuele situatie als de berekende effecten.

Daarnaast moet het gebruik van de actuele vegetatiekaart ook rekening gehouden worden in de onzekerheid in de vegetatiekaart zelf en de onzekerheid in vertaling van de vegetatie-indicatiewaarde naar de GVG. Voor het vaststellen van de natuureisen zijn de trapeziumvormige functies van de GVG en de GLG uit Waternood gebruikt. Het verdient ook aandacht of de knikpunten waarmee de functies worden gedefinieerd mogelijk bijgesteld dienen te worden. En als laatste: voor de nieuw ontwikkelde module om kweleisen vast te stellen dient ook nader onderzocht te worden of een verbetering van de gebruikte reprofuncties (uit de Waterwijzer Natuur) mogelijk is.

7.2 Aanbevelingen

Naar aanleiding van dit onderzoek kunnen de volgende aanbevelingen gedaan worden betreffende de methodiek:

- De binnen dit project ontwikkelde kwelmodule valideren en verbeteren. Omdat de methode nog in ontwikkeling achten wij het niet verstandig hem nu al naar buiten te brengen.
 - o De kwelmodule kan mogelijk gevalideerd worden met behulp van de dataset en uitkomsten van de lopende OBN onderzoeken naar duurzame basenrijkdom, nutriëntenfluxen en kwelfluxen.
 - o Voor verbetering van de kwelmodule is het dringend gewenst dat de WWN wordt verbeterd met een nieuwe kaart voor de kwelwaterkwaliteit en met goed onderbouwde en wel altijd functionerende reprofuncties.
 - o Eerst zal moeten worden beoordeeld of de functies die de bodem-pH beschrijven als functie van GLG, kwelintensiteit, bodemtype, klimaatscenario en atmosferische depositie, grondig moeten worden geëvalueerd en waar nodig herzien. Daarbij zouden ze dan gelijk toepasbaar moeten worden gemaakt voor de nieuwe indeling in bodemfysische eenheden en voor de laatste KNMI-scenario's.
 - o Ook dient te worden onderzocht of voor het bepalen van de bodem-pH een jaargemiddelde verticale flux (in combinatie met GLG, bodemtype, klimaat en N-depositie) wel de beste schatter is.
- Voor de GLG beschikten we niet over een bruikbare relatie met de vochtindicatie van de vegetatie en hebben we dus alleen gebruik gemaakt van de uitkomst van het gebruikte hydrologische model. Maar er zijn mogelijkheden om de vochtindicatie van de vegetatie te gebruiken ter correctie van de door een grondwatermodel gesimuleerde GLG. Deze mogelijkheden zouden in een vervolgonderzoek nader moeten worden uitgewerkt.
 - o Er is namelijk een relatie bekend tussen het aandeel droogteminnende soorten (xerofyten) in de vegetatie en het bodemvochtttekort, die weer een functie is van de GLG (Runhaar et al. 1997). Deze relatie is uitgesplitst naar een aantal grove textuurklassen (zand, klei, veen) en omgeven met grote bandbreedtes, wat impliceert dat de uitkomsten van het grondwatermodel in de praktijk het zwaarst zullen meewegen. De relatie tussen bodemvochtttekort en aandeel xerofyten is ook onderzocht door Bartholomeus et al. (2012). Verder zijn er de knikpunten voor de GLG uit de Hydrologische Randvoorwaarden Natuur. Deze knikpunten geven in ieder

geval aan binnen of buiten welke grenzen een vegetatietype zou moeten voorkomen; voldoet een gesimuleerde GLG daar niet aan, dan kan dat aanleiding zijn voor bijstelling van het grondwatermodel.

- Voor bijna heel Nederland zijn grondwatermodellen beschikbaar die kunnen worden ingezet voor bepaling van de actuele grondwatersituatie en berekeningen van effecten van maatregelen. Echter, natuurgebieden liggen vaak in gebieden met relatief grote geohydrologische gradiënten door maaiveldvariaties (denk aan laaggelegen beekdalen of hooggelegen veengebieden) en heterogene opbouw van de ondergrond waardoor juist voor deze gebieden minder goed (of minder nauwkeurig) met modellen kunnen worden gesimuleerd.
 - Het dient de aanbeveling verder te onderzoeken hoe bestaande regionale modellen voor deze natuurgebieden kunnen worden verbeterd. Denk daarbij aan verbeterde kalibratie rondom de natuurgebieden waarbij niet alleen harde meetdata maar ook zachte ecohydrologische systeemkennis wordt meegenomen.
 - Ook het meenemen de onzekerheid van belangrijke en gevoelige modelparameters (bijv. KD-waarden of weerstanden van scheidende lagen) in de voorspelling van effecten is van belang. Dit kan worden gedaan door een (liefst breed) palet aan modelvarianten door te rekenen (soort van gevoeligheidsanalyse) en bandbreedtes in de effecten te berekenen en te presenteren. Van Bakel et al., (2023) presenteren een vergelijkbare methodiek dat is toegepast en geïllustreerd voor NATURA2000-gebied Boetelerveld.
 - Ten opzichte van de omgeving hoger gelegen natuurgebieden die hun natte omstandigheden te wijten hebben aan slechtdoorlatende lagen in de ondiepe ondergrond (zoals de meeste hoogveengebieden en vaak natte heidegebieden), zijn vaak minder goed met een grondwatermodel te simuleren. Extra aandacht naar het modelleren van dit soort gebieden in vervolgonderzoek is aan te bevelen om nauwkeuriger effecten te kunnen berekenen van ingrepen in de omgeving. Gebieden waar zelfs schijnspiegelsituaties aanwezig zijn, zijn nog complexer te modelleren.
- Langjarige meetreeksen van grondwaterstanden zijn zeer waardevol bij het bepalen van de actuele grondwatersituatie van het gebied, en wanneer beschikbaar dienen deze altijd te worden gebruikt. Het hangt van de dichtheid aan meetpunten en de meetlocaties af op welke manier de metingen kunnen worden gebruikt. Wanneer de afwijkingen van het hydrologisch model te groot zijn kan er voor gekozen worden om alleen peilbuismetingen te gebruiken en een doelgat op puntlocatie te bepalen. Het verdient nader onderzoek om vast te stellen wanneer de peilbuismetingen op deze manier ingezet kunnen worden.
 - Het kan bijvoorbeeld zinvol zijn voor meetpunten van het beleidsmeetnet verdroging zoals de provincie Noord-Brabant dat voor natuurgebieden heeft ingericht (meetlocaties die op basis van het ecohydrologische systeem representatief zijn voor de actuele grondwatersituatie van het natuurgebied (of deel))

- Ook kennis uit het project 'Kwantificering Kwelfluxen' kan meegenomen worden om mogelijk ook gebruik te maken van metingen voor het vaststellen van kwelfluxen.

8 Referenties

8.1 Methodiek algemeen

- Bartholomeus, R.P., J.P.M. Witte en J. Runhaar (2012) Drought stress and vegetation characteristics on sites with different slopes and orientations; in: *Ecohydrology*, vol 5, no 6, pag 808-818.
- Bartholomeus, R.P. en J.P.M. Witte (2013) *Ecohydrological Stress - Groundwater To Stress Transfer. Theory and manual version 1.0*. KWR Watercycle Research Institute.
- Bartholomeus, R.P., J.P.M. Witte, P.M. Bodegom, J.C. Dam, P. Becker en R. Aerts (2012) Process-based proxy of oxygen stress surpasses indirect ones in predicting vegetation characteristics; in: *Ecohydrology*, vol 5, pag 746-758.
- Beek, C.G.E.M. van, 1997: hardheid van onttrokken grondwater: processen, prognoses en preventie. *H2O* 30:7 p.228-231
- Bonten, L.T.C., G.J. Reinds en M. Posch (2016) A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration; in: *Environmental Modelling & Software*, vol 97, pag 75-84.
- Cirkel, D.G. (2003) *Neerslaglenzen in natte natuurgebieden, een modelstudie naar vorm en functioneren van neerslaglenzen in blauwgraslanden en trilvenen*, Wageningen Universiteit, Wageningen.
- — — (2014) *How upward seepage of alkaline groundwater sustains plant species diversity of mesotrophic meadows*, Wageningen University, Wageningen.
- Cirkel, D.G., C.G.E.M. Van Beek, J.P.M. Witte en S.E.A.T.M. Van Der Zee (2014a) Sulphate reduction and calcite precipitation in relation to internal eutrophication of groundwater fed alkaline fens; in: *Biogeochemistry*, vol 117, pag 375-393.
- Cirkel, D.G., J.P.M. Witte, J.N. Nijp, P.M. van Bodegom en S.E.A.T.M. Zee (2014b) The influence of spatiotemporal variability and adaptations to hypoxia on empirical relationships between soil acidity and vegetation; in: *Ecohydrology*, vol 7, pag 21-23.
- Cirkel, D.G., J.P.M. Witte en S.E.A.T.M. Van der Zee (2010) Estimating seepage intensities from groundwater level time series by inverse modelling: A sensitivity analysis on wet meadow scenarios; in: *Journal of Hydrology*, vol 385, no 1-4, pag 132-142.
- Collenteur, R.A., Bakker, M., Caljé, R., Klop, S.A., Schaars, F. (2019) *Pastas: open source software for the analysis of groundwater time series*. Groundwater. doi: 10.1111/gwat.12925.
- van den Eertwegh, G. , P. de Louw, J. Witte, M. van Huijgevoort, R. Bartholomeus, D. van Deijl, J. van Dam, J. Hunink, I. America, J. Pouwels, P. Hoefsloot en J. de Wit (2021) *Eindrapport project 'Droogte Zandgronden Nederland' (Fase 3): Droogte in zandgebieden van Zuid-, Midden- en Oost-Nederland. Het verhaal - analyse van droogte 2018 en 2019 en bevindingen*.

- Ellenberg, H. (1992) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus); in: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, vol. 3, ed. H. Ellenberg, H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner en D. Paulißen.
- Garritsen, A.C. (1988) Stromingsstelsels en waterkwaliteit in de Dommelbeemden; Consulentenschap voor Natuur, Milieu en Faunabeheer in Noord-Brabant.
- Grootjans, A.P. (1985) Ecologische betekenis van grondwaterfluctuatiepatronen en duurlijnbundels; in: De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras en hooilandplanten, ed. A. P. Grootjans. Waterbeheer Natuur Bos en Landschap, Haren.
- Hill, M.O. (1979) TWINSpan: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individual and attributes; Cornell University Press.
- Hoogewoud, J.C. en R. Van Ek (2002) Regionale standplaatsmodellering voor terrestrische vegetatie: naar een generieke methode voor het neerschalen van hydrologische modeluitkomsten ten behoeve van ecohydrologische toepassingen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA 125.
- Jalink, M.H., Beek, van, C.G.E.M.(2000) Lithoclien grondwater in Noord-Brabantse natuurgebieden. Herkomst, processen en kenmerken. Rapport BTO 2000.101(c), Kiwa N.V., Nieuwegein
- Jansen, A.J.M. (2000) Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Käfer, J. en J.P.M. Witte (2004) Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses; in: Journal of Vegetation Science, vol 15, no 5, pag 647-652.
- Klijn, F. en J.P.M. Witte (1999) Eco-hydrology: Groundwater flow and site factors in plant ecology; in: Hydrogeology Journal, vol 7, pag 65-77.
- 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.
- De Louw, P.G.B. en J. Pouwels. (2023) 4D-kartering - invloed dynamiek grondwatersysteem - 2100 scenario's. Deelrapportage 3 van project 3D-kartering Nationale Grondwater Reserves. Deltares-rapport 11207846-002-BGS-0006
- De Louw, P.G.B., Witte, J. P., van den Eertwegh, G. A. P. H., Bartholomeus, R. P., Pouwels, J., & Hunink, J. (2022) . Beter bestand tegen droogte: oplossingsrichtingen voor een hydrologisch goed functionerend grondwatersysteem in de zandgebieden van Nederland. Stromingen: vakblad voor hydrologen, 28(1), 3-21.
- De Louw, P. G.B, Witte, J. P., van den Eertwegh, G. A. P. H., Pouwels, J. (2022). Effecten van berekening uit grondwater op het watersysteem tijdens de droogte van 2018. H2O-Online / 3 maart 2022.
- Meeusen, R., P.G.B. de Louw, R. Boelens (Hydrologic), M. Mens (2023) Effectiviteit van bufferzones voor grondwaterstandsverhoging in grondwaterafhankelijke natuurgebieden op de zandgronden. Een modelverkenning op landelijke schaal. Deltares-rapport 11209259-000-ZWS-0001

- Nijp, J., J.Kros, D.J.J. Walvoort en J.P.M. Witte, 2019: Nationale kwelkwaliteitskaart voor de Waterwijzer Natuur. Rapport KWR 2019.003, Nieuwegein
- Nijp, J.N., R.P. Bartholomeus, J. De Wit, S. Clevers, E. Dorland, G.J. Reinds, H. Kros, Y. Fujita, P. Hoefsloot en J.P.M. Witte (2022) Waterwijzer Natuur-fase 3: Klimaatrobuuste modellering van effecten van zuur-en stikstofdepositie op natuur. Stowa.
- Nijp, J.N., J. De Wit en J.P.M. Witte (2023) Karakterisering van het grondwaterregime voor ecohydrologische toepassingen – een verkenning. KWR & FWE 39.
- Poot, A. en P.P. Schot (2000) Neerslaglenzen: vorm en dynamiek; in: Stromingen, vol 6, no 4, pag 13-26.
- Raemakers, I. en T. Faasen (2014) Vegetatiekartering Dommelbeemden 2013. Ecologia 101.
- Reinds, G.J., J. Mol-Dijkstra, L. Bonten, W. Wamelink, W. De Vries en M. Posch (2014) VSD+PROPS: Recent developments; in: Modelling and Mapping the impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe: : CCE Status Report 2014, ed. J. Slootweg, M. Posch, J. P. Hettelingh en L. Mathijssen, 47-53. Coordination Centre for Effects Bilthoven.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte en P. Verburg (1997) Ground-water level, moisture supply, and vegetation in the Netherlands; in: Wetlands, vol 17, no 4, pag 528-538.
- Runhaar, J., J.C. Gehrels, G. Van der Lee, S.M. Hennekens, G.W.W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. De Louw (2002) Waternood deelrapport Doelrealisatie Natuur. STOWA.
- Runhaar, J., Jalink, M.H., H. Hunneman en J.P.M. Witte (KWR), S.M. Hennekens (Alterra)2009: Ecologische Vereisten Habitattypen. Rapport KWR 09.018 en Acces-Database, Natura2000-website ministerie van LNV en Bij12.
- Runhaar, J. en S. Hennekens (2015) Hydrologische Randvoorwaarden Natuur; Versie 3. STOWA, WUR, KWR 57.
- Runhaar, J. en S.M. Hennekens (2005) Hydrologische randvoorwaarden natuur, Versie 2.1. Gebruikershandleiding bij applicatie Hydrologische Randvoorwaarden Natuur die wordt verspreid via de website www.synbiosys.alterra.nl/waternood/ . Alterra.
- Runhaar, J., G.W.W. Wamelink, S. Hennekens en J.C. Gehrels (2003) Realisatie van natuurdoelen als functie van de hydrologie; in: Landschap, vol 20, pag 143-153.
- Runhaar, J., Van Landuyt, W., Groen, C.L.G., Weeda, E.J. & Verloove, F. (2004) Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. Gorteria 30: 12-26.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhoff (1995a) De Vegetatie van Nederland. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen; Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., W. Stortelder en E.J. Weeda (1996) De vegetatie van Nederland. Graslanden, zomen, droge heiden; Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff (1995b) De vegetatie van Nederland. Wateren, moerassen, natte heiden; Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- (1998) De vegetatie van Nederland.; Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schot, P.P., S.C. Dekker en A. Poot (2004) The dynamic form of rainwater lenses in drained fens; in: Journal of Hydrology, vol 293, no 1–4, pag 74-84.

- Stofberg, S.F. (2017) Hydrological controls on salinity exposure and the effects on plants in lowland polders, Wageningen University and Research.
- Stofberg, S.F., G.H.P.O. Essink, P.S. Pauw, P.G.B. de Louw, A. Leijnse en S.E.A.T.M. van der Zee (2017) Fresh Water Lens Persistence and Root Zone Salinization Hazard Under Temperate Climate; in: *Water Resources Management*, vol 31, no 2, pag 689-702.
- Stofberg, S.F., A. Klimkowska, M.P.C.P. Paulissen, J.-P.M. Witte en S.E.A.T.M. van der Zee (2015) Effects of salinity on growth of plant species from terrestrializing fens; in: *Aquatic Botany*, vol 121, no 0, pag 83-90.
- Stofberg, S.F., J. Van Engelen, J.-P.M. Witte en S.E. Van der Zee (2016) Effects of root mat buoyancy and heterogeneity on floating fen hydrology; in: *Ecohydrology*, vol, pag n/a-n/a.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée en P.W.F.M. Hommel (1999) *De vegetatie van Nederland*; Opulus Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Stuurman, R., F. Verhagen, A. van Wachtendonk & H. Runhaar (2020) Een verkenning naar de Watervraag van de Noord-Brabantse Natuur.
- Van Bakel, J., P.G.B. de Louw, J. Snepvangers (2023). In beeld brengen van bandbreedtes van hydrologische effecten op perceelniveau: casus Boetelerveld. *Stromingen* 2023 (29), nr 2.
- Van der Schaaf, S. (1998) Balanceren tussen kwel en wegzijging; hydrologisch beheer bij het herstel van soortenrijke natte graslanden; in: *Landschap*, vol 15, pag 87-98.
- Van der Wal, B. (2001) Neerslaglenzen: sterke ruimtelijke variatie; in: *Stromingen*, vol 7, no 3, pag 17-24.
- Van Immerzeel, C.H., U. Vegter en P.P. Schot (1996) Toepassing van een neerslaglenzenmodel bij hydro-ecologische herstelprojecten; in: *H2O*, vol 29, no 10, pag 293-296.
- Van Wirdum, G. (1991) *Vegetation and hydrology of floating rich fens*, University of Amsterdam.
- Von Asmuth, J.R., C. Maas en M. Knotters (2006) *Menyanthes manual*, version 1.6; Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. Van Dobben en F. Berendse (2002) Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements; in: *Journal of Vegetation Science*, vol 13, pag 269-278.
- Witte, J.P.M., R.P. Bartholomeus, D.G. Cirkel, E. Doomernik, Y. Fujita en J. Runhaar (2014) *Manual and description of ESTAR, version 01; A software tool to analyse vegetation plots*. KWR Watercycle Research Institute 29.
- Witte, J.P.M., J.N. Nijp, R.P. Bartholomeus, J. De Wit, J. Kros, G.J. Reinds en W. De Vries (2020) *Modellering van de effecten van klimaat en waterbeheer op de bodem-pH met de Waterwijzer Natuur*. STOWA 121.
- Witte, J.P.M., J. Runhaar, R.P. Bartholomeus, Y. Fujita, P. Hoefsloot, J. Kros, J. Mol en W. De Vries (2018) *De Waterwijzer Natuur. Instrumentarium voor kwantificeren van effecten van waterbeheer en klimaat op terrestrische natuur*. STOWA 176.
- Witte, J.P.M., W.J. Zaadnoordijk & J.J. Buyse (2019) Forensic Hydrology Reveals Why Groundwater Tables in The Province of Noord Brabant (The Netherlands) Dropped More Than Expected. In: *Water*, 2019, 11, 478; doi:10.3390/w11030478

- Witte, J.P.M., R.B. Wójcik, P.J.J.F. Torfs, M.W.H. De Haan en S. Hennekens (2007) Bayesian classification of vegetation types with Gaussian mixture density fitting to indicator values; in: J. Veg. Sci., vol 18, pag 605-612.
- Witte, J.P.M., A.v. Strien, S. Hennekens, G.W.W. Wamelink, G.A.P.H.v.d. Eertwegh en S.v. Klaveren (2024) Gevolgen van de droge jaren 2018-2020 voor de vegetatie van natuurgebieden op de Hogere Zandgronden van Nederland : een analyse van vegetatieopnamen uit het Landelijk Meetnet Flora. Wageningen: Wageningen Environmental Research.
- Zeeman, W.P.C. (1986) Application in Land, Nature and Water Management: The Reitema a case study; in: Water Management in relation to nature, forestry and landscape management, ed. J. C. Hooghart, 117-126. CHO-TNO, The Hague.

8.2 Dommelbeemden

Aggenbach et al. (2025). \$In progress\$

Bisschops, J.H., J.P. Broertjes en W. Dobma, 1985: Toelichting bij de geologische kaart van Nederland 1:50.000, Blad Eindhoven-west (51-W). Rijks Geologische Dienst, Haarlem

Dekker, J. & D.J. Van der Goes (2021). Florakartering Dommeldal en Vressel 2020. Staatsbosbeheer-kavelnummer NbP1-4. G&G-rapport 2020-199, Vander Goes en Groot.

De Haas, L. (2019). De Dommelbeemden bekennen kleur. Onderzoek naar blauwgrasland in de Dommelbeemden. Afstudeerscriptie Van Hall Larenstein/ Staatsbosbeheer.

Garritsen, A.C., 1988: Stromingsstelsels en waterkwaliteit in de Dommelbeemden. Consulentenschap N.M.F. Noord-Brabant, Tilburg

Jalink, M.H., 2003: Kalkrijke leem en kanaalkwel: kansen voor de EHS in Noord-Brabant. De Levende Natuur 104:6 p.286-290

Jalink, M.H., Aggenbach, C.J.S., Beek, van, C.G.E.M., Jansen, A.J.M., Schrama, E.J., Senden, W.J.M.K., 2001: Hydro-ecologische systeemtypen in Noord-Brabant. Kiwa-rapport BTO-2000.102(c), Nieuwegein

Jalink, M.H., Grijpstra, J., Zuidhoff, A.C., 2003: Hydro-ecologische systeemtypen met natte schraallanden in pleistoceen Nederland. OBN-rapport 2003/225-O. EC-LNV, Wageningen

Jalink, M.H., Jansen, A.J.M., 1995: Indicatorsoorten 2: Beekdalen. Boek, uitgave Staats-bosbeheer i.s.m. VEWIN, IKC-Natuurbeheer en Kiwa. Drie-bergen

Jalink, M.H. en A.J.M. Jansen, 1989: De Dommelbeemden bij Sint Oedenrode, een tweede voorbeeld uit het Kempens District. H.8 in: Jalink, M.H. en A.J.M. Jansen, 1989:Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. SWE 89.029, Kiwa, Nieuwegein

Peereboom, I., et al., 2000: Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant. "De sectorale wensbeelden". RIZA, Lelystad

Raemakers, I & T. Faasen (2014). Vegetatiekartering Dommelbeemden 2013. Staatsbosbeheer projectnummer 0894. Ecologica.

Van Leeuwen, C.G. 1962. Richtlijnen voor het beheer van het OKW-object Dommelbeemden. RIVON, Bilthoven

8.3 Mieden

Aggenbach, C.J.S., Jalink, M.H., 2005: Indicatorsoorten 9: Boezemlanden. Boek, uitgave Staatsbosbeheer i.s.m. VEWIN, EC-LNV en Kiwa. Driebergen

Bakker, R. & W. Bijkerk, 2017: Vegetatie- en plantensoortenkartering van Mieden, Marren en Bakkefean 2016. A&W-rapport 2291, Altenburg en Wymenga, Feanwâlden

Brinkkemper, O., M. Brongers, S. Jager, Th. Spek, J. van der Vaart & Y. IJzerman (2009). De Mieden. Een landschap in de Noordelijke Friese Wouden. Uitgeverij Matrijs.

Fokkema, H., J. Hanenburg, R. Menger, G. Papenburg & H. Waltje, 2019: De Twijzelmieden revisited. Een floristische vergelijking van een aantal percelen in de Twijzelmieden. Twirre, natuur in Fryslân Jaargang 29, 2019, nummer 2

Grootjans, A., E.J. Lammerts, H. Hut, J. Hanenburg, 2016: Twijzelmieden en Drogehamstermieden. Presentatie December 2016

Jalink, M., 1987: Veldrusvegetaties in enkele Friese beekdalen. Landschapsoecologie en syntaxonomie van vegetaties met een aspect van veld-rus, *Juncus acutiflorus*. Reeks Laaglandbeekenproject nr.13 Lab. voor plantenoecologie R.U. Groningen.

Jalink, M.H., 1996: Indicator-soorten 3: Laagveenmoerassen. Boek, uitgave Staatsbosbeheer i.s.m. VEWIN, IKC-Natuurbeheer en Kiwa. Driebergen

Janssen, F.B. & E.J. Lammerts, 1988: Ecohydrologisch onderzoek in de ruilverkaveling Twijzel-Buitenpost. Werkgroep Ecohydrologisch Onderzoek, Leeuwarden, juli 1988

Loeb, R. (2014). Samenstelling oppervlaktewater De Mieden. B-ware-rapport. 2014.17. Onderzoekcentrum B-ware, Nijmegen.

Loeb, R. (2015). Oppervlaktewaterkwaliteit Twijzelmieden 2015. B-ware-rapport. 2015.47. Onderzoekcentrum B-ware, Nijmegen.

Looijenga, F. & K. Bruin (2016). Adviesrapport verbetering inrichtingsplan Drogehamstermieden; herijking door toetsing aan het ecohydrologisch systeem. Stageverslag Hogeschool Van Hall-Larenstein.

Schunselaar, S., R. Bijlsma en B. de Greeff, 2014: Twijzelmieden. Afweging inrichtingsscenario's. Grontmij, Groningen

8.4 Buurserzand

Aggenbach, C.J.S., Jalink, M.H., Jansen, A.J.M., 1998: Indicatorsoorten 5: Vennen. Boek, uitgave Staatsbosbeheer i.s.m. VEWIN, IKC-Natuurbeheer en Kiwa. Driebergen

- Anteagroep & Bosgroepen, 2020: Natuurherstelmaatregelen N2000 Buurserzand, Horsterveen en Witteveen Uitwerking Definitief Ontwerp: geen nieuwe info
- Bell-Hullenaar, 2017: Ecohydrologisch onderzoek en planuitwerking Galgenslat en Steenhaarplas; In het kader van de uitwerking van PAS-maatregelen in het westelijke deel van het Buurserzand. Definitief rapport. Zwolle, november 2017
- Ecologische Autoriteit, 2024: Advies over de Natuurdoelanalyse Buurserzand en Haaksbergerveen, Provincie Overijssel
- Lotterman, K.M. en L. Kampjes (2023) Flora-, vegetatie-, structuur- en graslandfasekartering van het Buurserzand en Rutbeekveld in 2022. Vereniging Natuurmonumenten
- Pratensis, 2019: Inrichtingsplan Buurserzand en Horsterveen; in het kader van Natura 2000/Programmatische Aanpak Stikstof (PAS)
- Provincie Overijssel, 2017: Natura-2000-beheerplan Buurserzand en Haaksbergerveen
- Provincie Overijssel (2017) Natura 2000 Gebiedsanalyse voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) Buurserzand en Haaksbergerveen.
- Provincie Overijssel, 2020: Addendum Beheerplan Natura-2000-gebied Buurserzand Provincie Overijssel, 2023: Natuurdoelanalyse Buurserzand en Haaksbergerveen
- Olthof et al., 2018a: Achtergronddocument gebiedsmaatregelen BZ-3; PAS/Natura 2000 Buurserzand & Haaksbergerveen en Witte Veen
- Olthof et al., 2018b: Achtergronddocument gebiedsmaatregelen BZ-2; PAS/Natura 2000 Buurserzand & Haaksbergerveen en Witte Veen
- Schaminée et al. (2017) Revisie Vegetatie van Nederland.
- Sweco. (2021, december). Eindrapportage monitoring herstelmaatregelen Buurserzand en Haaksbergerveen 2018 – 2021 - Herstelprocesindicatoren.
- TAUW (2017) W. Capel, G. Willems en M. de Weerd. Modeloptimalisatie Buurserzand
- Van Ek, R., S. Klop, J. De Wit, R.P. Bartholomeus en J.P.M. Witte (2021) Effecten van droogte 2018 op natuurlijke vegetatie. Analyse van vegetatieopnamen en grondwaterstanden op de Hogere Zandgronden van Nederland. Witteveen+Bos, FWE, KWR.

9 Bijlage 1 - Afleiding van de kweleisen van vegetatietypen

In dit project hebben we de eisen gekwantificeerd die verschillende vegetatietypen stellen aan de intensiteit (mm/d) van kwelwater, zoals berekend met een regionaal hydrologisch model. Dat deden we door twee zaken met elkaar te combineren:

- Uit de WWN halen we de op procesmodellen gebaseerde relaties voor het afleiden van de pH in de wortelzone;
- Uit een groot bestand met vegetatieopnamen en een empirische relatie tussen zuurindicatie van de vegetatie en bodem-pH leiden we de pH-responscurve van vegetatietypen af.

Ad 1. Berekening van de bodem-pH

Het voorspellingsdeel van de WWN (PROBE) rekent met metarelaties: statistische verbanden op basis van de uitkomsten van talloze modelsimulaties met procesmodellen. Op die manier is de rekentijd van de WWN tot het uiterste teruggebracht en hoeft de gebruiker zich niet hoeft te bekommeren om ingewikkelde procesmodellen. In deze studie maken we gebruik van metarelaties die de pH van het bodemvocht in de wortelzone beschrijven in afhankelijkheid van de gemiddeld laagste grondwaterstand (*GLG*), verticale flux naar het topsysteem (modelkwelintensiteit), de kwelkwaliteit, het begroeiingstype (den, spar, loofbos, heide, onbemest grasland), het klimaatscenario (huidig klimaat en de KNMI-2014 scenario's), het klimaatdistrict en de atmosferische depositie van verzurende stoffen (Witte e.a., 2020; Nijp e.a., 2022). De relaties houden rekening met de grilligheid van het weer, nu en in de toekomst, omdat ze zijn gebaseerd op (geprojecteerde) dagwaarden van het klimaat voor een rekenperiode van 30 jaar (1982-2010). Die lange periode is geselecteerd omdat het klimaat is gedefinieerd als de weergesteldheid gedurende 30 jaar.

De metarelaties zijn gemaakt met een speciale procedure GTST (Groundwater to Stress Transfer; Bartholomeus en Witte, 2013) die eerst voor Nederland karakteristieke eendimensionale beschrijvingen van de ondergrond genereert, ieder met bepaalde bodemfysische en bodemchemische eigenschappen. Vervolgens roept GTST het hydrologisch model SWAP (Kroes e.a., 2017) aan om voor iedere plot de *GLG* en de hoeveelheid modelkwel, de temperatuur en het vochtgehalte in de wortelzone te berekenen. Deze variabelen biedt GTST daarna aan als invoer voor het bodemchemische model VSD+ (Bonten e.a., 2016), dat de pH-H₂O van het bodemvocht op een diepte van 0-30 cm – m.v. berekent. Als laatste stap fit GTST-metarelaties door de uitkomsten met een Generalized Linear Model dat gebruik maakt van een logistic link function.

Het voert te ver om hier de metarelaties en hun totstandkoming uitputtend te behandelen; voor geïnteresseerden verwijzen we hier naar de achtergronddocumentatie (Bartholomeus en Witte, 2013; Witte e.a., 2020; Nijp e.a., 2022). Hieronder volstaan we met een heel klein deel van de tabel die de metarelaties beschrijven (Tabel 9-1). De betekenis van ieder kolom is:

- A. Klimaatdistrict (# = 5, Figuur 9-1)
- B. Klimaatscenario (# = 5: huidig C, plus 4 KNMI-scenario's)

- C. Zichtjaar (# = 2: 2050, 2100; 1995 is altijd gekoppeld aan C)
- D. Bodemfysische eenheid (# = 72)
- E. Begroeiingsklasse van VSD+ (# = 5: DEC = loofbos, GRP = (semi-)natuurlijk grasland, HEA = hei, PIN = dennebos, SPR = sparrebos)
- F. Depositieniveau op een schaal van 1-16 (# = 16)
- G. Kwelkwaliteit (# = 5, Tabel 9-2)
- H. t/m P. Parameters voor de metarelatie die hoort bij de combinatie van A-G

Bij elkaar bestaat de tabel dus uit $5 \times 5 \times 2 \times 72 \times 5 \times 16 \times 5 = 1.44$ miljoen metarelaties, ieder beschreven met 9 parameters v1-v9. Ieder van deze relaties is nu nog afhankelijk van de GLG en de kwelintensiteit.

Omdat bijna anderhalf miljoen metarelaties traag rekent in Excel, deze studie alleen betrekking heeft op het huidige klimaat, én omdat de berekening van de bodem-pH nog veel onzekerheden kent, laten we het onderscheid in klimaatscenario (en dus zichtjaar) en begroeiingsklasse los; we rekenen alleen met klasse GRP, (semi-)natuurlijk grasland. Dan houden we 28.000 metarelaties over.

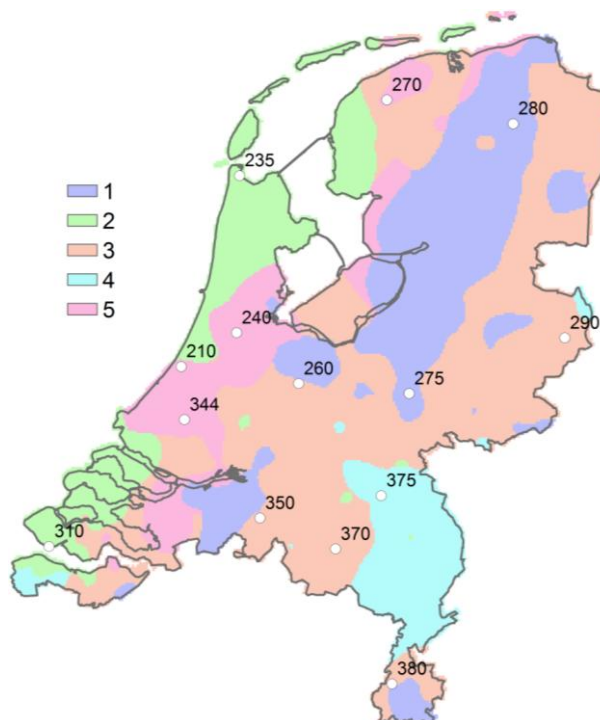
Tabel 9-1. Deel van de tabel met de metarelaties van de WWN.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
1	district	climscenari	refyear	soilID	pH.var1	pH.var2	pH.var3	v1	v2	v3	v4	v5	v6	v7	v8	v9
2	1 'C'		1995	2	DEC	2	LithAn	1.30939	6.47715	1008.90239	3.81323	6.96963	-8.45658	-0.74457	-2.67026	1.77905
3	1 'C'		1995	2	DEC	2	LithOx	2.00619	7.40757	983.25360	3.81323	7.53933	-10.38616	-0.75459	-2.64952	1.85736
4	1 'C'		1995	2	GRP	2	AtmNeu	1.94931	7.26806	962.01477	3.82177	7.50497	-10.20413	-0.75549	-2.84312	1.43173
5	1 'C'		1995	2	GRP	2	AtmZuur	0.70090	5.75937	1145.53691	3.82177	6.80173	-7.00306	-0.75781	-13.18391	-0.15261
6	1 'C'		1995	2	GRP	2	LithAl	2.56554	7.95338	911.09935	3.82177	7.20010	-9.09165	-0.89458	-2.61513	1.67663
7	1 'C'		1995	2	GRP	2	LithAn	1.29028	6.39039	992.45006	3.82177	6.97133	-8.88923	-0.74113	-2.93384	1.32559
8	1 'C'		1995	2	GRP	2	LithOx	1.97086	7.30412	969.89742	3.82177	7.53853	-10.21706	-0.75689	-2.84164	1.43563
9	1 'C'		1995	2	3	2	2	1.97005	7.31265	960.82046	3.82123	7.50497	-10.20651	-0.75536	-2.651603	1.63282

Tabel 9-2. Onderscheiden kwelwaterkwaliteitsklassen (mediaan concentraties in mg/l) (Nijp e.a., 2022).

	Kwelkwaliteit	Concentratie (mg/l)											EC (mS/m)	pH
		Al	Ca	Cl	Fe	HCO3	K	Na	Mg	NH4	NO3	PO4		
2	Atmo-Lithocl. Neutraal	0.0075	70	36.1	0.015	151	3.5	20.5	8.2	0.04	18.65	0.05	540	7.1
3	Lithoclien Alkalien	0.0103	92.1	51	5.95	332	3.2	31.9	11.8	1.51	0.22	0.275	727	7.1
5	Lithoclien Oxisch	0.0097	79.1	24.5	1.11	213.9	1.6	15.7	5.9	0.14	0.22	0.153	459	7.5
6	Lithoclien Anoxisch	0.0449	19.8	34.3	11.054	48.7	2.2	18.8	3.9	0.76	0.13	0.215	167	6.1
7	Atmo-lithoclien Zuur	0.3389	22.3	26.3	0.047	8.4	8	15	5.5	0.06	30.75	0.076	291	5.2

Deze relaties zijn in een makkelijk toegankelijk Excel-programma verwerkt, GTST_PH. Figuur 9-2 geeft het tabblad waarop de gebruiker gegevens invult en vervolgens de resultaten te zien krijgt in de vorm van een grafiek waarin de bodem-pH is weergegeven als functie van GLG en modelfluxintensiteit (het jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem). Via een uitklapbaar keuzemenu geeft de gebruiker zes gegevens door van de plot die hij wil doorrekenen: het klimaatdistrict (Figuur 9-1), de bodemfysische eenheid, de kwelkwaliteit (Tabel 9-2), het vegetatietype (komen we hierna op terug), de stikstofdepositie (keuze uit 16 waarden) en de empirische relatie tussen zuurindicatie van de vegetatie en bodem-pH (komen we in hierna op terug). Daaronder kan de gebruiker desgewenst vier getallen veranderen om de vorm van de grafiek te veranderen.



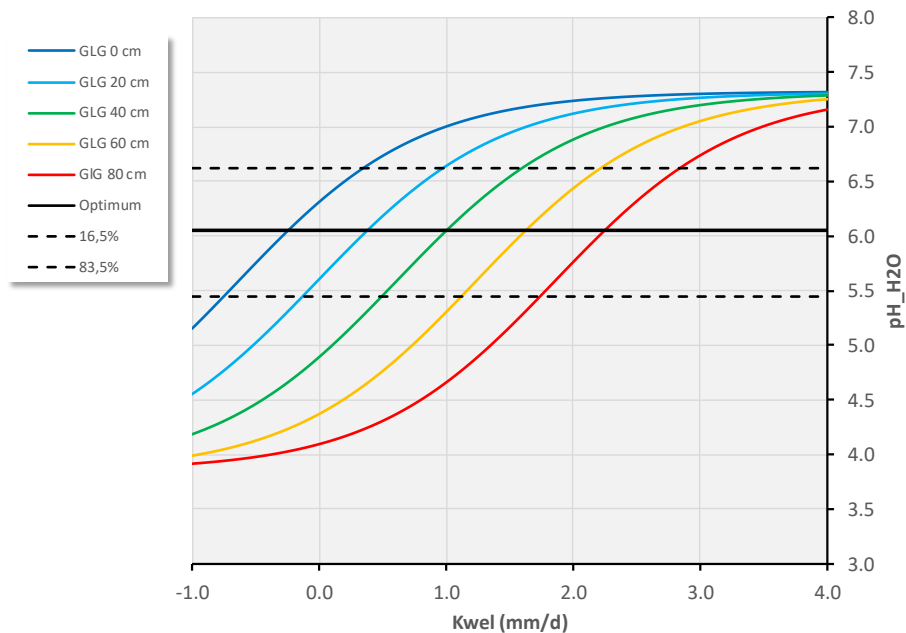
Figuur 9-1. Indeling in klimaatdistricten van de Waterwijzer Natuur (Witte e.a., 2018).

In het voorbeeld (Figuur 9-2) kan een pH van 6.0 worden bereikt bij een combinatie van een kwelintensiteit van -0.3 mm/d en een GLG van 0 cm min maaiveld, maar ook bij 2.2 mm/d kwel en GLG = 80 cm - m.v. en talloos veel andere combinaties van kwel en GLG.

Voor de interpretatie van de grafiek willen we nog wijzen op het volgende. De modelfluxintensiteit en GLG in GTST_PH zijn gemiddelde jaarwaarden over een periode van 30 jaar. Nederland heeft een neerslagoverschot van gemiddeld ongeveer 0.8 mm/d, wat betekent dat een verticale flux in het topsysteem van bijvoorbeeld -0.3 mm/d er ten minste een deel van het jaar sprake moet zijn van een naar boven gerichte flux. En dat de pH bij een diepe GLG van 80 cm -m.v. toch gebufferd wordt door kwelwater, kan niet anders betekenen dat de grondwaterstand zo nu en dan veel hoger komt. Misschien sporadisch, maar toch voldoende om het adsorptiecomplex van de bodem met basen op te laden.

	Vul in	
pull down ↓	District	3
pull down ↓	Bofy	205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond
pull down ↓	Kwelkwaliteit	5 LithOx
pull down ↓	Vegetatie	16AB05 Bosbies-associatie
pull down ↓	N-depositie	38 kg N/ha/jr
getal	GLGstart	0 cm - mv
getal	GLGstap	20 cm
getal	Kwelstart	-1 mm/d
getal	Kwelstap	0.05 mm/d

16AB05 Bosbies-associatie (N=48) op '205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond', District 3, Kwelkwaliteit 5 LithOx



Figuur 9-2. Interactief tabblad van GTST-PH met de grafische uitkomsten van door de gebruiker ingevoerde waarden.

Ad 2. Berekening van de pH-response van vegetatietypen

De pH-response van vegetatietypen leiden we af van een groot bestand van vegetatieopnamen en van de empirische relatie tussen zuurindicatie R_m van de vegetatie en gemeten bodem-pH. De berekening, eerder beschreven door Runhaar e.a. (2009), gaat als volgt.

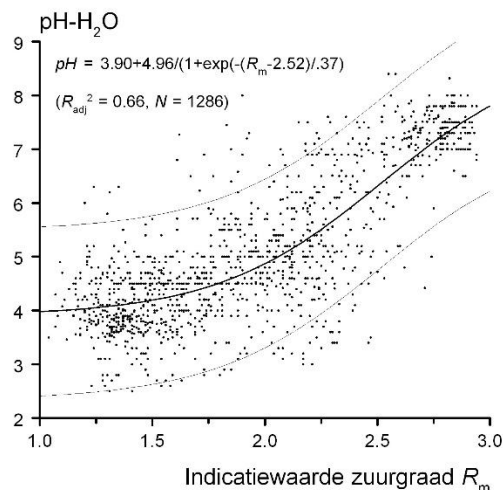
Het standaardwerk De Vegetatie van Nederland (Schaminée e.a., 1995a; Schaminée e.a., 1995b; Schaminée e.a., 1996; Schaminée e.a., 1998; Stortelder e.a., 1999) is mede gebaseerd op een bestand met ca. 30.000 vegetatieopnamen. Iedere opname uit dit DVN-bestand is geclassificeerd tot een vegetatietype. Van iedere opname hebben we ook de gemiddelde Runhaar-zuurindicatiewaarde R_m berekend. Deze indicatiewaarden per soort zijn beschreven in Witte e.a. (2007) en in een Excel bestand opgenomen (J018-027A2.XLS) dat vrij beschikbaar is op de website van *Journal of Vegetation Science*. De indicatiewaarden zijn vastgesteld voor vaatplanten, blad- en levermossen. Van de soorten in een opname is het rekenkundig gemiddelde genomen, dus zonder rekening te houden met hun bedekking. Volgens een vergelijkend onderzoek naar verschillende middeldingsmethoden, geeft dit de beste resultaten (Käfer en Witte, 2004).

Uit de N tot een vegetatietype behorende opnamen zijn vervolgens het gemiddelde, de 16.5% en de 83.5% indicatiewaarde berekend. Deze percentages zijn zo gekozen omdat die bij een normale verdeling overeenkomen met één keer de standaardafwijking. Voor de berekening is (lineair) geïnterpoleerd tussen de 'waarnemingen', wat vooral bij weinig opnamen per gemeenschap noodzakelijk is.

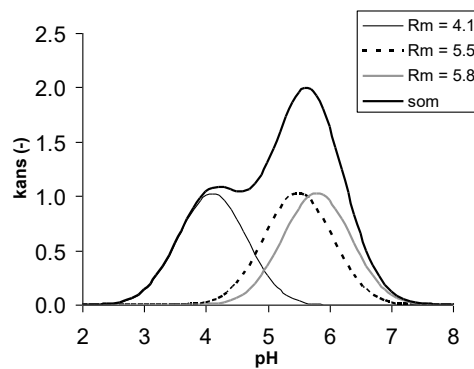
Indicatiewaarden zijn ten slotte omgezet naar de zuurgraad van de bodem. Daarvoor maken we gebruik van een bestand met met pH-metingen bij vegetatieopnamen, aangeleverd door Wierger Wamelink (WUR-WENR) (gebruikt in o.a. Wamelink e.a., 2002). Van de opnamen berekenden we weer een gemiddelde indicatiewaarde R_m waarna we deze tegen de gemeten pH uitzetten. De volgende sigmoïd werd gefit tussen de waarnemingen (Figuur 9-3):

$$\widehat{pH} = 3.90 + \frac{4.96}{1 + \exp \frac{2.52 - R_m}{0.37}} \quad [R_{adj}^2 = 0.66, N = 1286, RMSE = 0.79]$$

De standaardafwijking van deze regressielijn (root mean square of error) bedraagt $RMSE = 0.79$. De regressielijn en standaardafwijking werden vervolgens gebruikt om, uitgaande van een Gaussische kansverdeling, van iedere bekende R_m de bijbehorende kansdichtheid te berekenen (Figuur 9-4). De dichtheden van N tot een gemeenschap behorende opnamen werden vervolgens opgeteld en daarna geschaald naar 100% (Figuur 9-4). Omdat veel van de variatie in Figuur 9-3 wordt veroorzaakt door meetfouten die niets met natuurlijke variatie te maken hebben, is echter arbitrair een iets lagere standaardafwijking genomen, namelijk van een van 0.55.

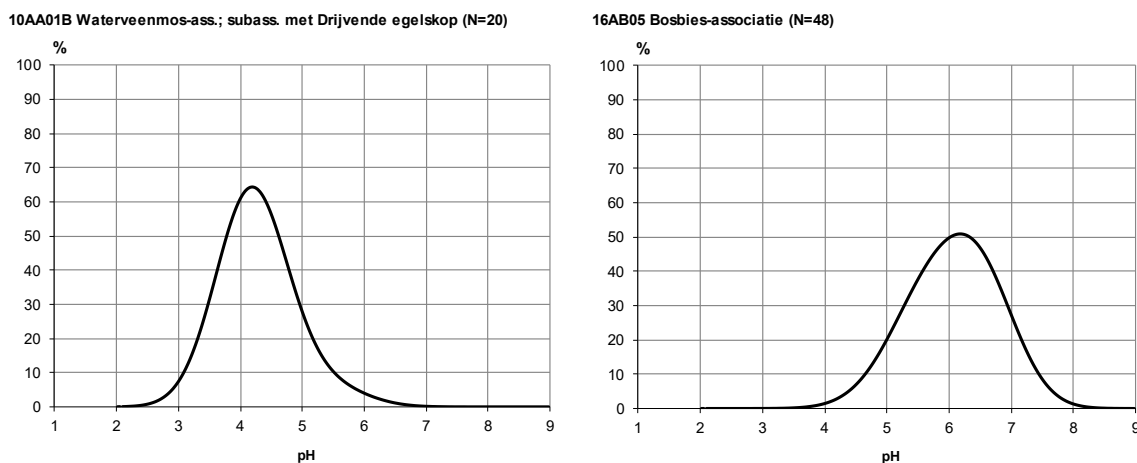


Figuur 9-3. Gebruikte ijklijn tussen bodem-pH en gemiddelde zuurindicatie. De dunne lijnen geven het 95-% voorspellingsinterval weer.



Figuur 9-4. Samenstelling dichtheidsfunctie plantengemeenschap uit zuurindicatie R_m van drie vegetatieopnamen. De functie van de gemeenschap wordt hierna nog geschaald naar een oppervlak van 100%.

Ter illustratie toont Figuur 9-5 de responscurven van twee uiteenlopende vegetatietypen. De optimale waarde en de 16.5% en de 83.5% pH-waarde van ieder type zijn weergegeven als horizontale lijnen in GTST-PH, zie Figuur 9-2. Zetten we de optimale combinaties van GLG en kwelintensiteit tegen elkaar uit, dan krijgen we Figuur 9-6.



Figuur 9-5 De berekende pH-respons van twee vegetatietypen.

Discussie

We hebben GTST_pH_Optimum binnen het project alleen ontwikkeld voor plantengemeenschappen op het niveau van associaties en subassociaties volgens de oude indeling in vegetatietypen. Gezien alle onzekerheden meenden we dat het niet de moeite loonde de methode binnen het project uit te breiden met andere vegetatietypologieën.

De vertaling naar van indicatiewaarde naar pH gebeurt met een functie (Figuur 9-3) die is gefit op een puntenwolk met een grote spreiding, wat betekent dat die functie vrij vlak is zodat heel lage of heel hoge pH-waarden niet worden berekend. Ook wat dit betreft zou GTST_pH_Optimum nog kunnen worden verbeterd.

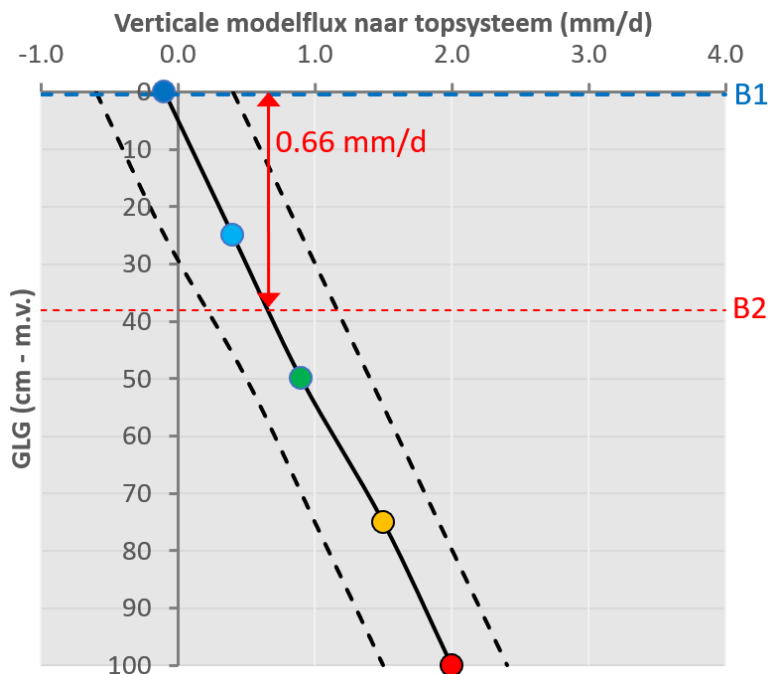
Met alle onzekerheden die er zijn in zowel de berekening van de bodem-pH als in de pH-respons van vegetatietypen, is enige terughoudendheid bij het gebruik van de resultaten van

GTST_pH_Optimum op zijn plaats. Het programma geeft slechts een richtsnoer voor het zoeken naar de optimale balans van *GLG* en kwelintensiteit.

Tijdens de ontwikkeling van de software zijn we erachter gekomen dat de reprofuncties niet altijd op een logische manier reageren op verhoging of verlaging van de atmosferische depositie, de *GLG* en de kwelflux. Wij hopen dat mogelijke fouten in de toekomst kunnen worden hersteld.

In de hydrologische randvoorwaarden natuur (Runhaar e.a., 2003; Runhaar en Hennekens, 2005; Runhaar e.a., 2009; Runhaar en Hennekens, 2015) zijn voor een groot deel van de vegetatietypen ook eisen gesteld aan de *GLG*. Deze geven we in de grafiek weer met een rode stippellijn voor de laagste waarde B1 en een blauwe doorgetrokken lijn voor de hoogste waarde B2 waarbij het vegetatietype nog optimaal kan voorkomen (Figuur 9-6). Waarden boven maaiveld hebben we afgerond op 0 en ook als er geen *GLG*-eisen zijn worden B1 en B2 op 0 gezet (zodat bij *GLG* = 0 een blauwe lijn met daaroverheen een rode stippellijn verschijnt).

De minimaal vereiste kwelintensiteit interpreteren we in deze studie uit het snijpunt van de optimale *GLG*-kwel-lijn met de laagste waarde van de *GLG* waarbij de vegetatie nog optimaal kan voorkomen, dus met knikpunt B2. In het voorbeeld van Figuur 9-6 is de vereiste kwel 0.66 mm/d. Is de *GLG* ondieper dan B2, dan kan met een wat lagere kwelintensiteit worden volstaan, maar omdat een hogere grondwaterstand ook kan leiden tot het onderdrukken van de kwel, houden we in deze studie de waarde van het snijpunt aan voor het vaststellen van het doelgat kwelflux.



Figuur 9-6 Het gesimuleerde optimale bereik van *GLG* en jaargemiddelde van de opwaartse en neerwaartse flux in het topsysteem voor 08BC03 Blaaszegge-associatie (N=29) op '205 Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond', District 3, Kwelkwaliteit 5 LithOx, Depositie 17 kg N/ha/jr. Met twee horizontale lijnen zijn de knikpunten B1 en B2 uit de

Hydrologische randvoorwaarden natuur aangegeven. De minimaal vereiste verticale flux voor de optimale pH van dit vegetatietype bedraagt volgens deze grafiek 0.66 mm/d. Is de GLG lager dan B2, dan zal de kwelintensiteit hoger moeten zijn om aan de pH-vereisten te voldoen.

10 Bijlage 2 – Dommelbeemden

10.1 Systeemanalyse

3.1.1 Ligging

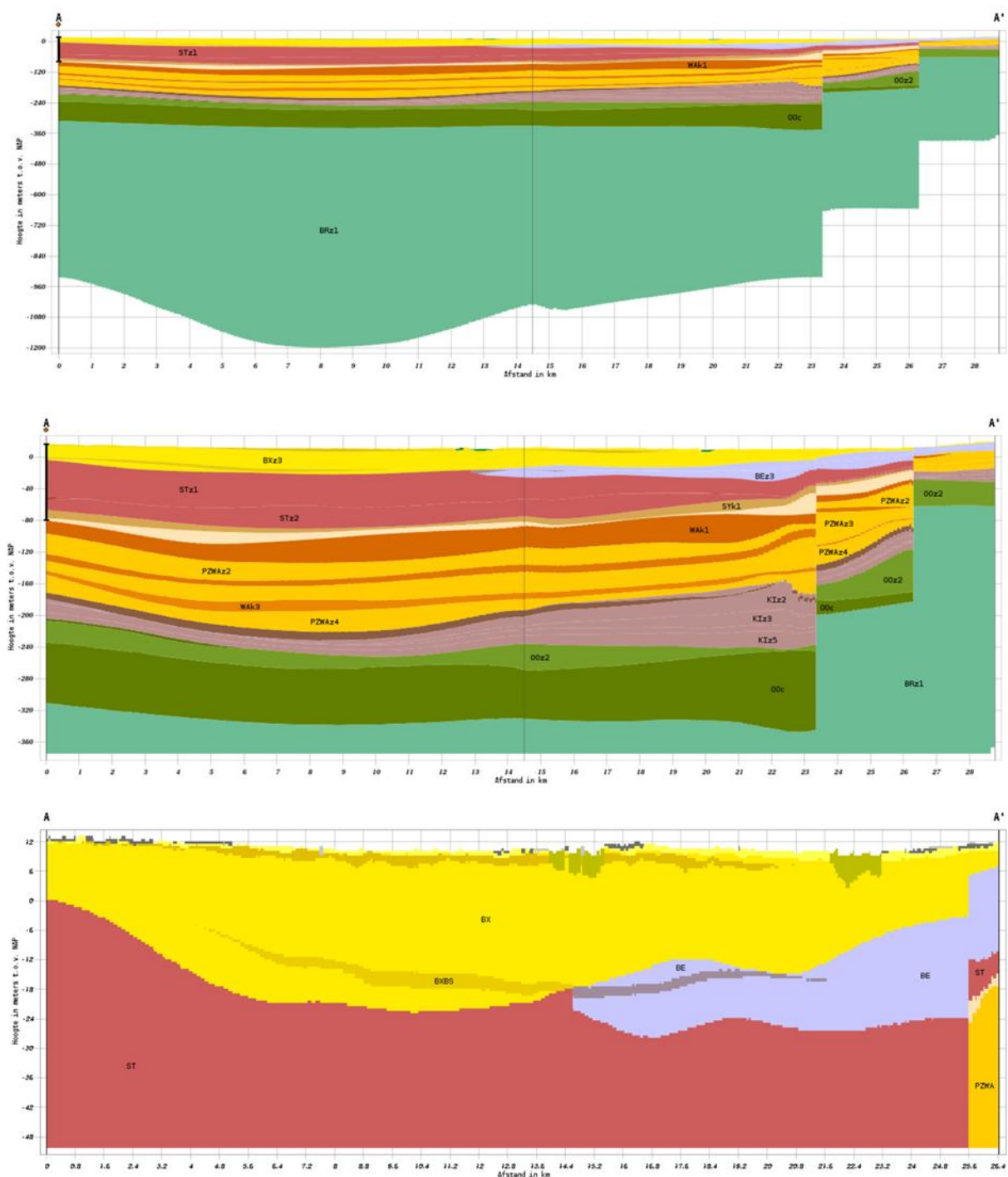
De Dommelbeemden liggen in het Dommeldal ten oosten van Sint Oedenrode. Het betreft hooilanden op een met veen en klei verlande oude meander aan de noordzijde van de dalvlakte en op de oeverwallen tussen deze meander en de huidige loop van de Dommel (Figuur 10-1). Op het oostelijk deel van de meander liggen de Moerkuilen, met Elzenbroekbos en open water. Ook stroomopwaarts in het Dommeldal liggen verschillende delen natuurgebied. Het Dommeldal is hier diep ingesneden in de omliggende zandgronden, met een vaak steile dalrand. Ten noorden van de Dommelbeemden liggen de Everse akkers (tegenwoordig deels als natuurakker beheerd) en noordelijk van het Everse Akkerpad de Everse graslanden (bemeste graslanden en akkers). Ook het gebied ten oosten van de Moerkuilen is overwegend in landbouw-gebruik. Ten zuidoosten van het gebied ligt op de zandgronden het Vressels Bos, een heidebebossing met daarbinnen nog een aantal heidevennen.



Figuur 10-1 Topografische kaart met ligging Dommelbeemden (bron: topotijdreis.nl).

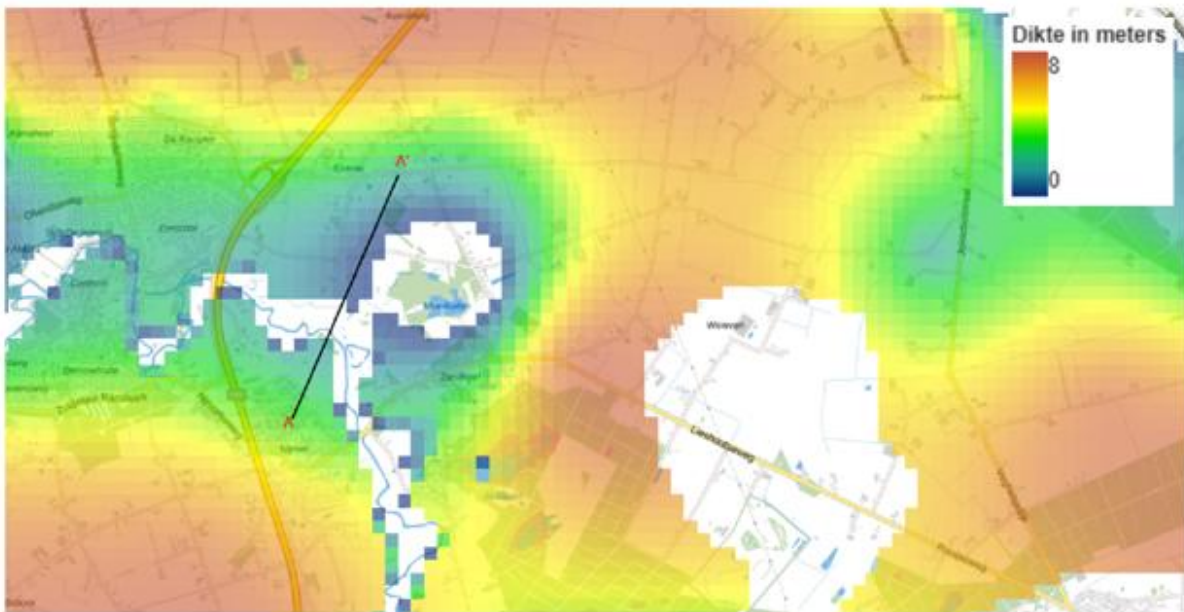
3.1.2 Geologie en geohydrologie

Het dal van de Dommelbeemden ligt in de Centrale Slenk. Deze geologische slenk is maximaal ongeveer 150 meter gedaald ten opzichte van de geologische horsten Peelhorst en Brabants Massief. Daardoor is het pakket continentale afzettingen (totaal 800-900 m dikte; Figuur 10-2) ook zo'n 150 meter dikker. Deze afzettingen bestaan vooral uit zandige lagen en deels uit slecht doorlatende kleiige en lemige lagen. Belangrijke slecht doorlatende lagen zitten tussen 75-200 m diepte en worden afgewisseld door zandige lagen. Deze kleiige lagen bestaan uit een laag van de Kiezoëliet Formatie, drie lagen van Formatie van Waalre en een laag van Formatie van Stramproy. Daarboven bestaat het sediment hoofdzakelijk uit zandige afzettingen van de Formaties van Sterksel en zandige en lemige van de Formatie van Boxtel ((verspoelde) dekzanden en löss). Aan de oostzijde van het Dommeldal is tussen de formaties van Sterksel en Boxtel nog een zandig pakket aanwezig van de Formatie van Beegden. Ondieper zijn slecht doorlatende lemige lagen aanwezig in de Boxtel Formatie en de Formatie van Beegden. Een laag (BXk2 = BXBS) zit op ca 25 m diepte met een dikte van enkele meters en bestaat uit stevige leem met ingeschakelde veenlaagjes. Een tweede ondiep laag (BXLmk1) bevindt zich ondiep (1 tot 3 m diepte) en bestaat uit grijze tot groengrijze leem. Deze afzetting staat ook bekend als Brabantse leem. Deze laag wordt door het erosiedal van de Dommel doorsneden (Figuur 10-3) en zit ter hoogte van de steile dalranden.

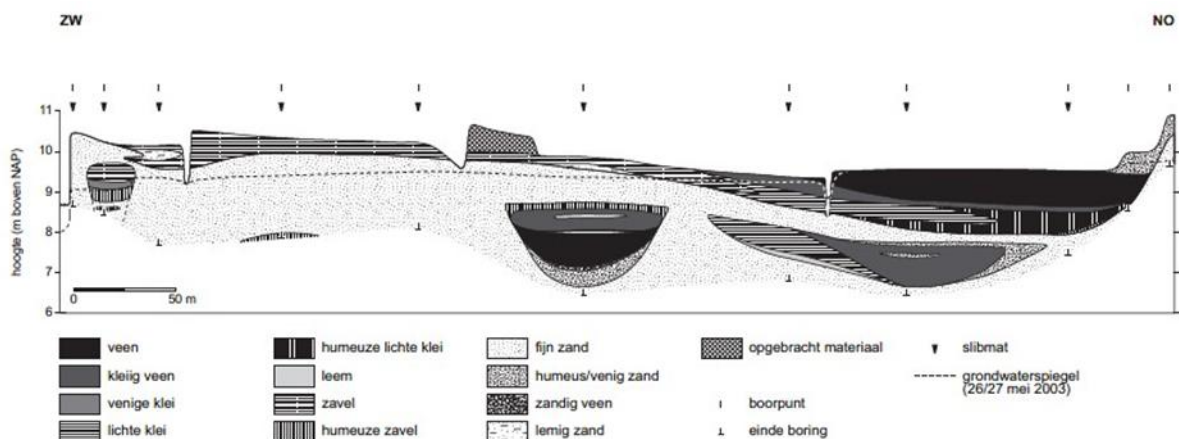


Figuur 10-2 Geologische profielen van west naar oost (dwars op de Centrale Slenk). In het rechter (oostelijk) deel van de figuren de Peelrand-breukzone. Bovenste twee doorsnedes zijn afkomstig uit REGIS II (waarbij de middelste figuur is ingezoomd op de bovenste 360 meter in het profiel). Onderste doorsnede is afkomstig uit GeoTOP. De Dommelbeemden liggen waar holocene afzettingen (groen) aan maaiveld liggen (in bovenste figuren ter hoogte van km 13, in de onderste figuur ter hoogte van km 15).

Formatie van Boxtel, Laagpakket van Liempde, eerste kleiige eenheid (BRO REGIS II v2.2.3)



Figuur 10-3 Verspreiding en dikte van de bovenste laag Boxtel-klei (REGIS II). Deze laag is weg geërodeerd in het Dommeldal, maar daarbuiten aanwezig, ook dieper in de Boxtel-formatie kunnen leemlagen voorkomen. Deze leem is vaak kalkhoudend (Bisschops et al., 1985).



Figuur 10-4 Opbouw van het topsysteem boven de zanden van Boxtel (uit Sival et al., 2010); de ligging van dit transect komt ongeveer overeen met transect 2 in Figuur 10-5. Aan de noordoostzijde de met veen en riviersediment opgevulde voormalige meander, aan de zuidwestzijde de 'overwal' van dekzandgronden met daarop een zaveldek. De beemdsloot ligt in de zuidrand van de voormalige meander.

De vroegere Dommel heeft in de laatste ijstijd een erosiedal gevormd door de Brabant leem heen. De lage delen van de Dommelbeemden liggen op een oude stroomgeul in dit dal, de hogere op oeverwallen van de huidige loop van de Dommel (Figuur 10-4). Gedurende het Holocene is het dal deels weer opgevuld door fluviatiele afzettingen van zand en leem en ook door veenvorming. Deze jonge afzettingen vormen een relatief slecht doorlatende afichting van de dalvlakte boven op het zandige pakket van de Boxtel formatie. De Holocene sedimenten bestaan uit een afwisseling van zandige, lemige en veenlagen, en mengvormen daarvan. Het veen bestaat voor een belangrijk deel

uit grote zeggen-veen en regelmatig zijn houtresten van wilg en els aangetroffen (eigen profielbeschrijvingen). Het veen is gevormd onder zowel invloed van overstroming als toestroming van grondwater. In de voormalige meander komt aan de oppervlakte een veenlaag voor met weinig bijmenging van mineraal sediment (60 tot 80 cm dikte). Afhankelijk van de locatie kunnen tot 4,5 m diepte ook veenlagen voorkomen, gescheiden door lemige, zandige, of lemige-veenlagen. De venige toplaag van de bodem in de voormalige meander heeft een relatief hoge verticale en horizontale doorlatendheid, de kleiïge lagen juist een relatief hoge weerstand. Aan de voet van de noordelijke steilrand is de dalopvulling afgedekt door afgespoeld materiaal van de omliggende zandgronden (Figuur 10-4). Buiten de meanderrest ligt de zandondergrond dichter aan maaiveld. Hier is door de Dommel een zaveldek afgezet (Figuur 10-4; Sival et al., 2010).

Op basis van bovenstaande geohydrologische opbouw worden de volgende watervoerende pakketten onderscheiden. Toestroming van grondwater vindt plaats door grondwaterstroming in de Boxtel Formatie, de Formatie van Sterksel en de Formatie van Beegden. Grondwatermodellering uitgevoerd voor het onderzoek aan kwelfluxen (Aggenbach et al. 2025) wijst erop dat intrekgebieden van de Dommelbeemden aanwezig zijn in een grotere zone ten zuidoosten en een smalle zone van ca 300 m in de Everse Akkers aan de noordzijde. De reistijd van het grondwater (op basis van stroombaananalyse met een grondwatermodel) dat in de Dommelbeemden opkwelt, varieert van jong (< 20 jaar) tot ouder (20 tot 200 jaar). Aan de voet van de noordelijke steilrand van het dal kwelt jong (<10 jaar) grondwater op in een zone van enkele 10-tallen meters dat dichtbij (<50 m) is geïnfiltrerd. Dit grondwater stroomt door afzettingen van de Boxtel formatie. Meer centraal in de beekdalvlakte komt ouder grondwater omhoog dat afkomstig is uit de Sterksel en Beegden formaties. Dit grondwater is ca. 500 tot 2800 m verderop zuidoostelijk van de Dommelbeemden geïnfiltrerd

3.1.3 Topografie en morfologie

De dalvlakte van de Dommel ligt ca. 1 tot 2 meter lager dan de omgeving en is begrensd door steile randen. In de voormalige meander met de Dommelbeemden en Moerkuilen is het maaiveld het laagst in het noordelijk en oostelijk deel. Het zuidelijke deel ligt iets (max. 0,5 m) hoger. De Dommel ligt asymmetrisch aan de zuidwestzijde van het dal. Eind 19^e eeuw is een meander van de Dommel afgesneden. De lage delen van de dalvlakte van de Dommelbeemden met veenbodems hebben op basis van AHN4-data een geringe helling van het maaiveld (0.06-0.19 cm/m). De steilste helling (0.19 cm/m) komt voor in een zone langs de drainerende sloot waar het veenbodem sterker is ingeklonken. De maaiveldhelling ligt in een lage range van ongestoorde doorstroomvenen (0.01-1 cm/m; Aggenbach et al. 2021). Een geringe helling van het maaiveld zorgt voor een langzame afvoer van neerslag en toestromend grondwater over maaiveld en door de veentoplaag.

3.1.4 Oppervlaktewater

De Dommel heeft een aanzienlijk stroomgebied waardoor de benedenloop waar de Dommelbeemden is gesitueerd, regelmatig overstroomde. Tot en met 1945 traden nog vaak overstromingen in de Dommelbeemden omdat de Dommel hier hoog werd opgestuwd (in de zomer

ca. aan maaiveld en in de winter 0.3 m boven maaiveld) voor de watermolen in St Oedenrode (mondelinge mededeling Mark Schepens, Waterschap De Dommel). Na het verwijderen van de watermolen, verlagen van het stuwpeil en normalisatie van de Dommel (kortsluiten van meanders en vergroten stroombed) treden de laatste decennia nauwelijks nog overstromingen op. Het Dommelpuil bovenstrooms van de stuw fluctueerde in de periode 2010-2021 hoofdzakelijk tussen 8,50 en 9,60 m NAP. Het maaiveld van de Dommelbeemden zit tussen 9,40 en 9,60 m NAP, wat betekent dat de hooilanden daar alleen bij hogere Dommelpuilen hooguit ondiep zouden kunnen inunderen. Bij piekafvoeren stroomt het Dommel water achterwaarts het gebied in via de lokale sloot die met de Dommel is verbonden. In de periode november 2023 en juni 2024 zijn hoge overstromingen opgetreden. Bij de afvoerpieken in de periode november 2023 – januari 2024 waren de Dommelbeemden 0,4 tot 1,0 m diep geïnundeerd. Deze winter was op basis van de neerslagreeks van station Eindhoven ook de meest natte winter sinds 1985 met een extreem hoog 90- en 180-daags gemiddelde dag-neerslag.

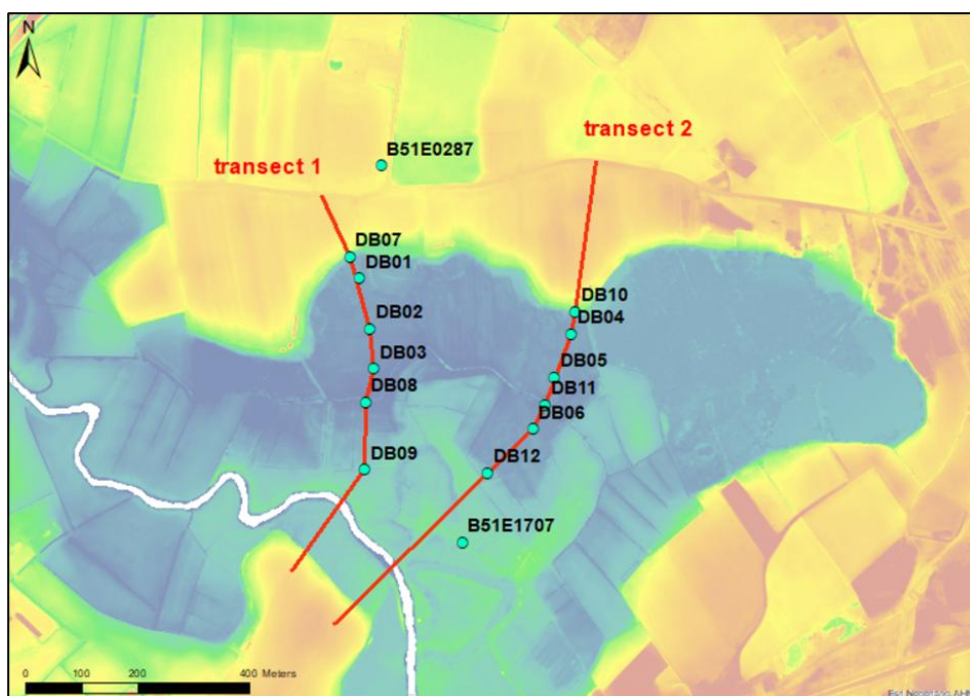
Door de Dommelbeemden loopt een drainerende hoofdsloot die via een duiker uitmondt in de Dommel (Figuur 10-1). Andere slootjes en greppels variëren in diepte en daarmee ook in hun drainerende werking. Greppels die in de percelen noordelijk van de hoofdsloot liggen, zijn vaak ca. 1 tot 2 dm diep. De hoofdsloot wordt niet meer onderhouden. Dat geldt ook voor kleine sloten en greppels. Vermoedelijk is door het staken van het schoningsbeheer de drainagediepte van de lokale ontwatering geleidelijk minder geworden. De hoofdsloot fungeert ook als eerste aanvoerrote van Dommelwater naar de Dommelbeemden bij afvoerpieken.

In zeer natte perioden ontvangen de Dommelbeemden ook oppervlakkig afstromend water uit de Everse Akkers aan de noordzijde. Door de ondiepe leemlaag in de Boxel Formatie stijgt in zulke perioden de freatische stand tot aan maaiveld. Dergelijke afstroming is waargenomen in de jaren '80 (Garritsen, 1988) en ook in de extreem natte winter van 2023/2024 (waarneming C. Aggenbach). In de periode dat de Everse Akkers nog zwaar bemest werden met drijfmest (ca. jaren '80 en '90), zorgde deze afstroming ook voor sterke aanvoer van nutriënten naar de Dommelbeemden en leidde daar tot sterke eutrofiëring van de vegetatie in een randzone van de beekdalvlakte. Dit is nog steeds zichtbaar aan productieve moerasvegetatie met riet in deze zone.

3.1.5 Patroon van freatische standen en stijghoogten

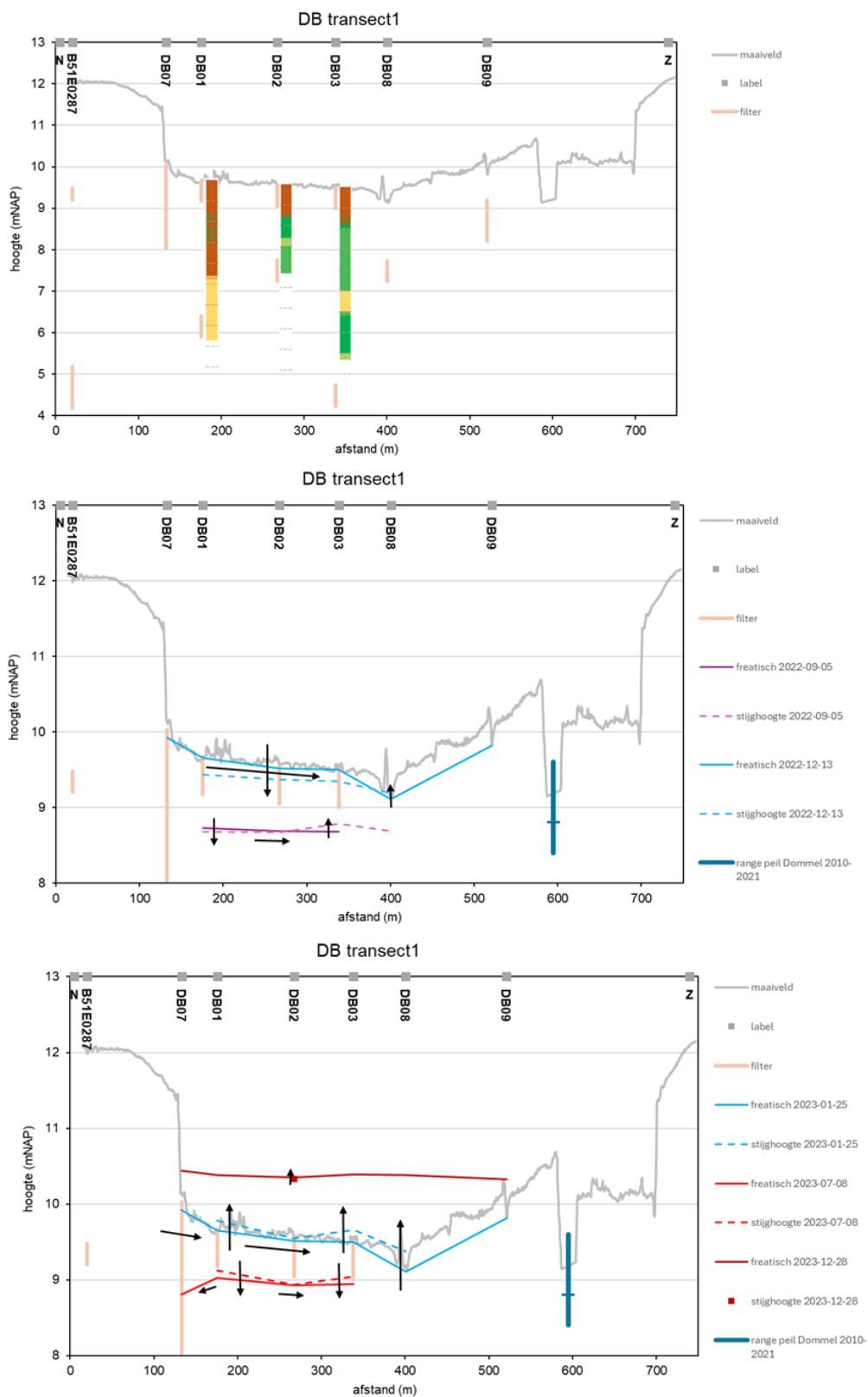
Voor het onderzoek aan kwelfluxen zijn in twee transecten ondiepe freatische peilbuizen en diepere filters op 2 tot 5 m diepte geplaatst om zo stijghoogten onder de deklaag van fluviatiele lemige en venige afzettingen te meten (Figuur 10-5). In doorsneden is de maaiveldhoogte (AHN4), de opbouw van de ondiepe ondergrond (profielbeschrijvingen uit 2022 en 2023) en het ruimtelijke patroon van freatische standen en stijghoogten in de dalvlakte weergegeven. Zichtbaar is dat in transect 1 (Figuur 10-6) het maaiveld van de dalvlakte vanaf de noordrand naar de hoofdsloot zwak afhelt. In transect 2 (Figuur 10-7) is dat minder sterk het geval. De dalvlakte tussen de noordrand en de oude loop van de Dommel is met ca. 2 tot 5 m vooral lemig sediment en veen opgevuld. Lokaal komen ook zandige

lagen voor in dit sediment. In natte perioden zonder overstroming zit de freatische stand in de dalvlakte aan maaiveld en de stijghoogte daar enkele cm tot enkele decimeters boven. Dat betekent dat in die perioden grondwater uittreedt en over maaiveld en via ondiepe greppels afstroomt richting de hoofdsloot. In droge perioden zakt de freatische stand diep uit onder maaiveld (ca. 0.8 tot 1.0 m). De stijghoogte zit dan vaak ook enkele cm tot enkele dm boven de freatische stand (dus opwaartse flux), maar dicht bij de dalrand is de stijghoogte periodiek lager dan de freatische stand (wegzijging). Op alle meetmomenten is het peil in de hoofdsloot enkele dm lager dan de freatische stand in de aangrenzende delen van de dalvlakte. Daar is stijghoogte in het zandpakket onder de lemige toplaag altijd enkele dm hoger. Dat betekent dat de hoofdsloot in perioden zonder overstroming altijd drainerend is en samen met andere lokale sloten die afwateren op de hoofdsloot zorgt voor sterke ontwatering. Het peil van deze sloot fluctueert ook met de seizoenen 0.4 tot 0.6 m (overstromingsmomenten niet meegerekend) en de sloot kan ook droogvallen bij aanhoudende droogte. In de doorsneden is ook de range weergegeven van het peil van de Dommel net bovenstrooms van de stuw in Sint Oedenrode, gemeten in de periode 2010-2021. Een groot deel van de tijd zit dat peil op ca. 8.6 m NAP en fluctueert in de range 8.4 tot 9.6 m NAP. Hierdoor heeft de Dommel gedurende een groot deel van het jaar een drainerend effect op de Dommelbeemden. De meetperiode van deze reeks bevat geen momenten met extreem hoge afvoeren en dus ook geen sterke overstroming van de Dommel. Op de meeste momenten zit dit peil meestal enkele dm onder het freatische peil en de stijghoogten in de Dommelbeemden.

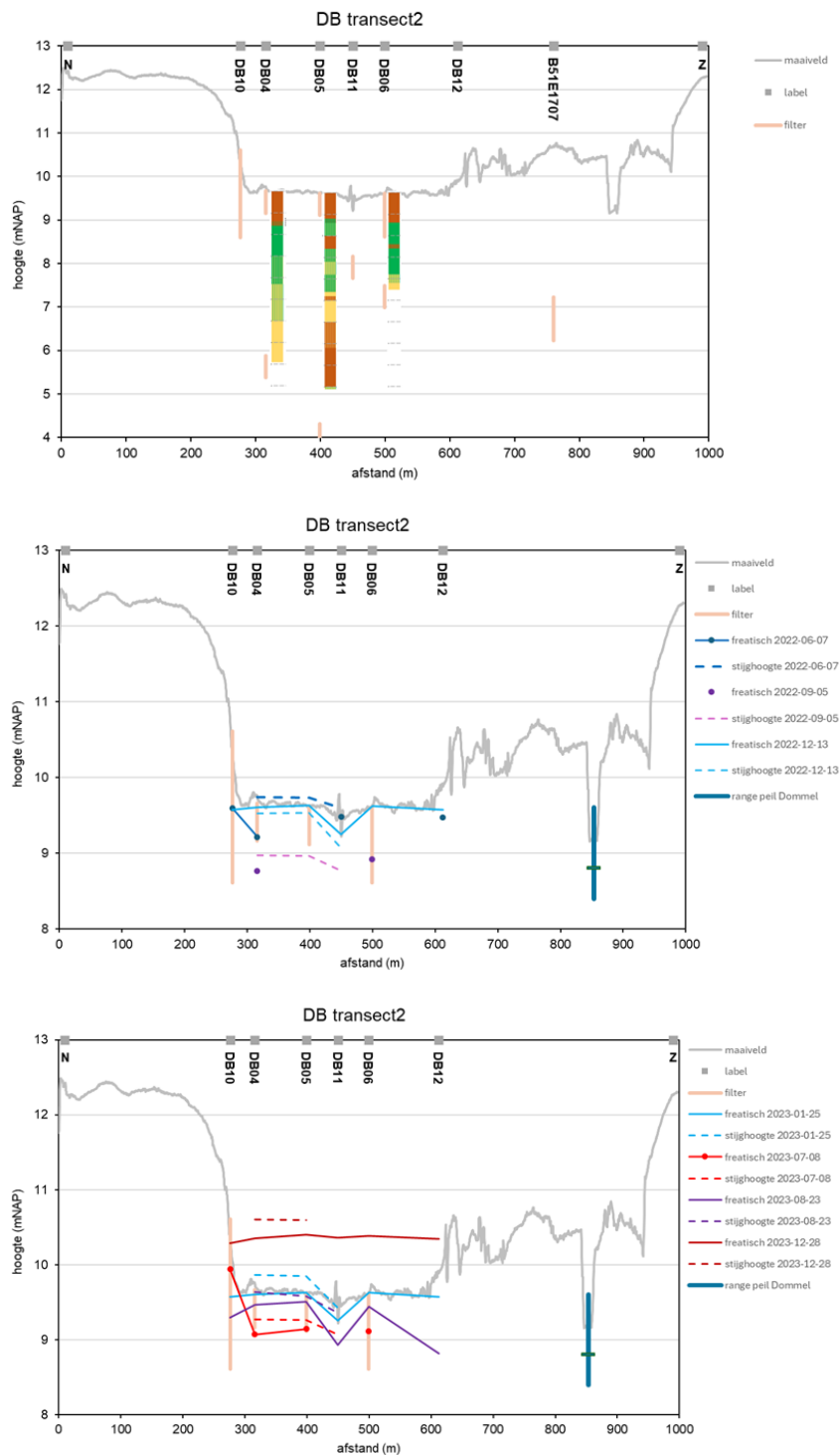


Figuur 10-5 Ligging van meetlocaties in de Dommelbeemden van het onderzoek aan kwelfluxen waar gedurende 2022-2024 freatische standen en stijghoogten zijn gemeten. Achtergrondkleuren betreffen de maaiveldhoogte (AHN4). Zie de doorsneden in figuren 3.4 en 3.5 voor de filterdiepten. Ligging van betreffende doorsneden is tevens weergegeven. De bestaande peilbuizen B51E0287 en B51E1707 zijn in de doorsneden geprojecteerd in respectievelijk transect 1 en 2.

In de doorsneden is ook voor de freatische stand en stijghoogten de situatie op 28 december 2023 geplot, tijdens de hoogste overstromingspiek van de Dommel. Dit meetmoment is 1 dag na het hoogste waterniveau en betreft dus ca. het hoogste waterniveau van de afgelopen decennia. De dalvlakte was toen was ca. 0.4 tot 1.0 m diep geïnundeerd. In transect 1 is dan op één meetlocatie de stijghoogte iets lager dan het oppervlaktewaterpeil. In transect 2 zit de stijghoogte op twee meetpunten enkele dm boven het oppervlaktepeil. In de periode met het hoge Dommelpuil waren de stijghoogten dus ook extreem hoog. Dat werd veroorzaakt door het hoge Dommelpuil en ook omdat in de wijde omgeving ook de freatische standen extreem hoog waren. Zo waren bijvoorbeeld toen de Everse Akkers aan de noordrand waterverzadigd en trad daar oppervlakkige afstroming op naar de Dommelbeemden.



Figuur 10-6 Doorsnede 1 (transect 1) in de Dommelbeemden met bodemprofielen, freatische stand en stijghoogte op enkele momenten. De weergegeven range van het Dommelpcil is van de periode 2010-2021: de balk is de range waarin het peil fluctueert en de streep het peil dat vaak optreedt.



Figuur 10-7 Doorsnede 2 (transect 2) in de Dommelbeemden met bodemprofielen, freatische stand en stijghoogte op enkele momenten. De weergegeven range van het Dommelpeil is van de periode 2010-2021: de balk is de range, waarin het peil fluctueert en de streep het peil dat vaak optreedt.

3.1.6 Geochemie en hydrochemie

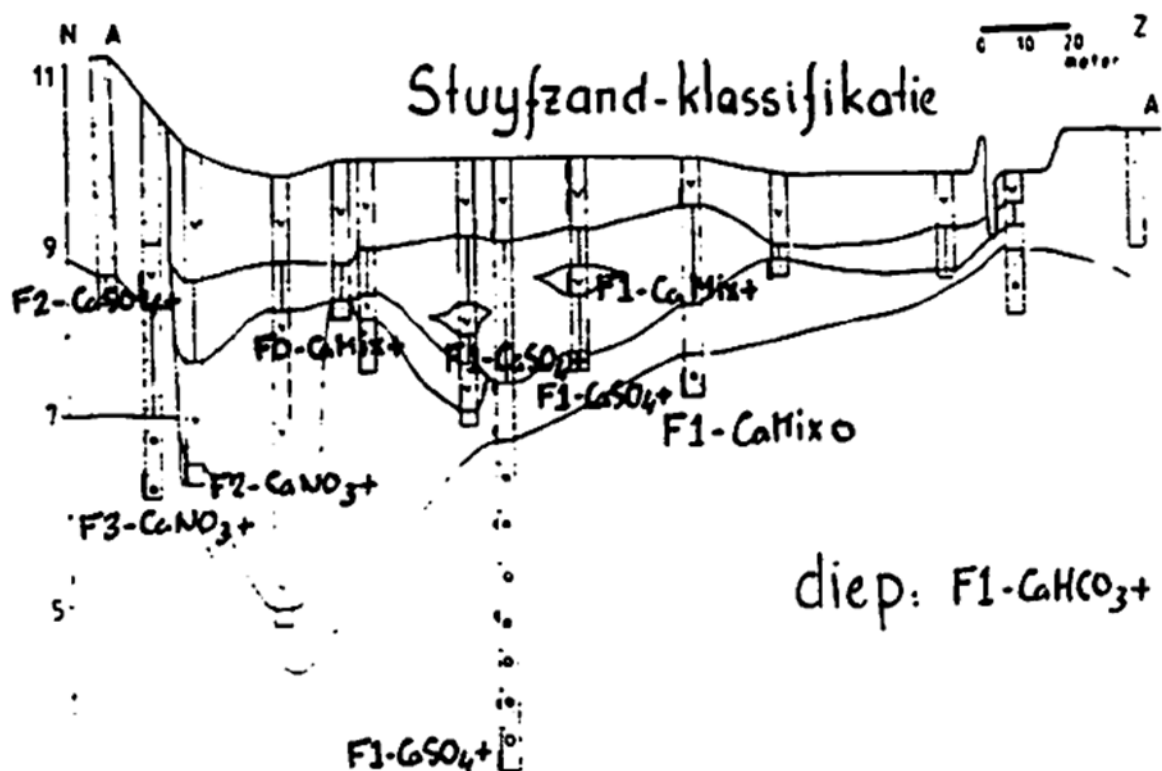
Het meeste grondwater dat naar de Dommelbeemden toestroomt, stroomt door de Boxel Formatie (dekzanden en (al dan niet verspoelde) löss) en Formatie van Veghel en Sterksel. In het gebied rond de Dommelbeemden komt in de bovenste 5 meter op grote schaal kalk voor (Peereboom et al, 2000;

Bisschops et al., 1985). Niet alleen de Brabantse Leem is vaak kalkrijk, maar ook de (niet ontkalkte) zanden eronder en in de beekdalen. Het voorkomen van de kalkhoudende Brabant leem en kalkhoudende onderliggende zanden in de intrekgebieden maakt het mogelijk dat wegzijgend water in infiltratiegebieden na het passeren van deze laag basenrijk wordt door oplossing van kalk en als basenrijke kwel toestroomt in het beekdal (Jalink en van Beek, 2000; Jalink et al; 2001). Onvervuild grondwater in de formatie van Sterksel onder de Dommelbeemden had in 1987 als Stuyfzand-watertype F1CaHCO₃ (Garritsen 1988). Bij profielbeschrijvingen in de dalvlakte van de Dommelbeemden, gemaakt in 2022, is op enkele plekken kalk aangetroffen vanaf 2,15 en 3,0 m diepte in lemig sediment. Het is mogelijk dat dit sediment kalkhoudend is afgezet door verspoeling van kalkhoudende leem van elders, of dat de kalk secundair is ontstaan tijdens of na de sedimentatie.

Uit hydrochemisch onderzoek in 1986 van Garritsen (1988) bleek dat het ondiepe grondwater (1 tot 5 m) diepte in de Dommelbeemden sterk vervuild was met nitraat en/of sulfaat (Figuur 10-8). Ook was het vaak verrijkt met kalium. In de noordelijke dalflank werd in mineraal sediment onder het veen hard tot zeer hard, zeer nitraatrijk grondwater aangetroffen (Stuyfzand-typen F2CaNO₃ en F3CaNO₃). Ondiep bij deze dalflank en meer centraal in de dal vlakte was het grondwater sulfaatrijk (Stuyfzand-typen F0CaSO₄, F1CaSO₄, F2CaSO₄). De vervuiling met nitraat en sulfaat hing samen met zware bemesting in de intrekgebieden. Daar trad veel nitraatuitspoeling op. Grondwater met korte stroombanen met weinig denitrificatie voerden dan nitraatrijk grondwater naar de rand van de dalvlakte. Zodra dit water de organisch stofrijke toplaag bereikte, werd het vergaand gedenitrificeerd. Langs langere stroombanen trad sterke denitrificatie op waaraan de oxidatie van pyriet in het sediment in sterke mate bijdroeg. Hierdoor werd het grondwater sulfaatrijk. Het toestromende grondwater had deels ook een veel hogere calcium-concentratie dan het onvervuilde grondwater in de Sterksel Formatie wat een gevolg is van bekalking en extra oplossing van kalk door hoge CO₂-productie van landbouwgewassen in het intrekgebied en van zuurvorming door pyrietoxidatie in de ondergrond. Naast bemesting heeft ook de hoge atmosferische depositie van stikstof en zwavel van afgelopen decennia bijgedragen aan de belasting van het grondwater met nitraat en sulfaat. De opgetreden toestroming van sulfaatrijk grondwater is in de huidige situatie merkbaar aan de sterke sulfide-geur van de bodemtoplaag van sloten en greppels in de Dommelbeemden. Dit zijn de plekken waar toestroming van grondwater zich concentreerden en ook preferent afstroomde. In de zeer natte zomer van 2024 had de bodem van een randzone van enkele tientallen meters langs de noordelijke steilrand een sterke sulfidegeur (waarneming C. Aggenbach). Het sulfaat wat door het grondwater wordt aangevoerd, wordt in de venige bodem onder invloed van anaerobe afbraak van makkelijk afbreekbare organische stof omgezet in sulfiden. Zowel de toevoer van nitraat als sulfaat zorgen dus voor afbraak van veen. Deze afbraak zal in eerste instantie vooral aan de veenbasis optreden.

Naast geëutrofieerd ondiep grondwater beschreef Garritsen (1988) ook, dat bij hevige regenval vanaf de zwaar bemeste Everse Akkers vermet water oppervlakkig het terrein in stroomde. Als gevolg daarvan was de vegetatie onderaan de steilrand sterk verruigd.

Na het onderzoek van Garritsen (1988) is in Dommelbeemden geen hydrochemisch onderzoek aan het grondwater meer uitgevoerd. Hierdoor is onduidelijk wat het huidige ruimtelijke patroon van watertypen is in de bovenste meters van de ondergrond. De verwachting is dat de nitraatconcentratie in het nog niet gedenitrificeerde, zeer lokale grondwater, dat via korte stroombanen richting de noordrand van de dalvlakte toestroomt, is afgenomen. De percelen van de Everse Akkers die grenzen aan de Dommelbeemden worden namelijk niet meer bemest en de stikstofdepositie is sinds de jaren '90 afgenomen. Door het stoppen van bemesting is in ieder geval de vermesting van over maaiveld toestromend regenwater sterk verminderd. Onduidelijk is wat de trends zijn geweest van de sulfaat- en calciumconcentraties van het grondwater met een relatief lange reistijd. Dit hangt af van het landgebruik op het intrekgebied en de reistijd in samenhang met de opgetreden trends in bemesting, bekalking, nitraatuitspoeling en atmosferische depositie. Daarnaast kan de grondwaterchemie in de bovenste meters van het sediment in de Dommelbeemden zijn gewijzigd door veranderingen van geochemische processen, bijvoorbeeld het omhoogschuiven van het sulfaat-reductiefront, opgebruiken van reactief ijzer door sulfidevorming en verandering in de adsorptie en desorptie van fosfaat.

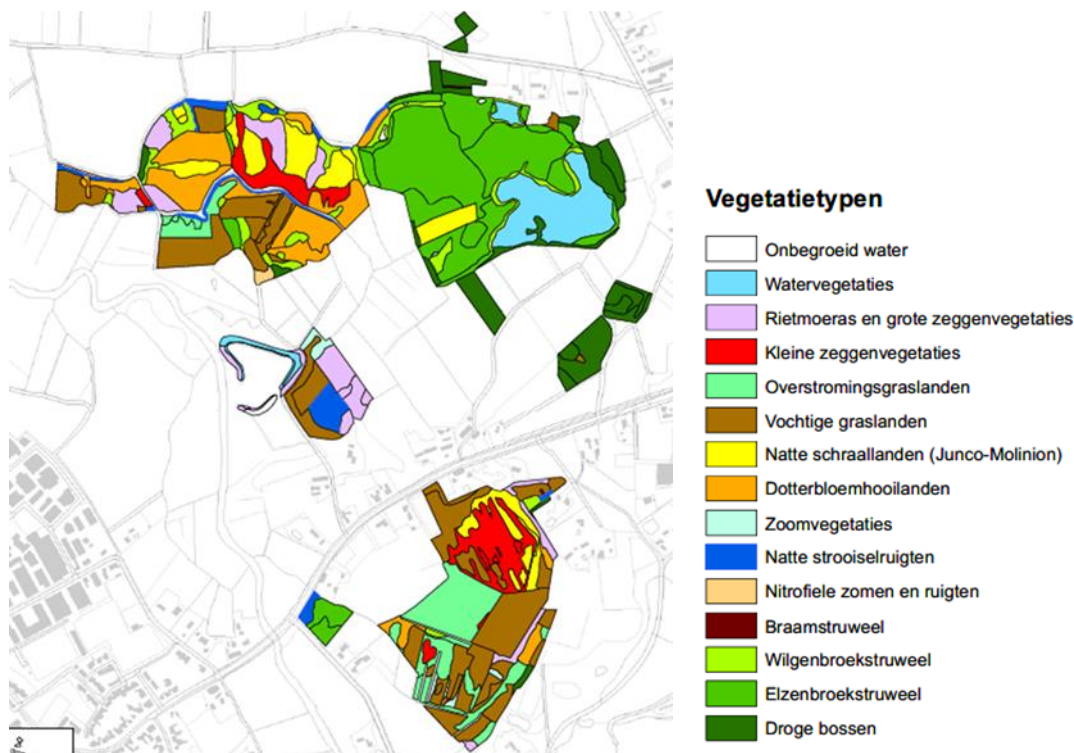


Figuur 10-8 Profiel met Stuyfzand-watertypen in de ondiepe ondergrond van de Dommelbeemden op basis van hydrochemische metingen uit 1987 (uit Garritsen, 1988). Het transect loopt vanaf noordelijke dalflank naar het zuiden.

3.1.7 Vegetatie

In 1961 kwam in de noordelijke zone van de Dommelbeemden grote zeggenmoeras, riet dominantie, heischraalgrasland, broekbos, dotterbloemhooiland, en zure kleine zeggenmoeras voor (vegetatiekaart van Van Leeuwen, 1961). Het middendeel bestaat uit: grote zeggenmoeras met Hennegras dominantie en dotterbloemhooiland + zure kleine zeggenmoeras. In lage delen van de zuidelijke zone werd vooral soortenarm grasland aangetroffen en ook grote zeggenmoeras en Hennegras dominantie. In 2013 zijn in het noordelijke deel wilgenbroekstruweel, rietmoeras en grote zeggenmoeras, soortenarme blauwgrasland aanwezig (vegetatiekartering Raemakers & Faasen 2013, zie Figuur 10-9). Het middendeel heeft dotterbloemhooiland, soortenarme blauwgrasland en kleine zeggenvegetatie. Het zuidelijk lage deel bestaat uit overstromingsgrasland, dotterbloemgrasland, en soortenarme vochtige graslanden.

Tussen 2000 en 2013 is een deel van het dotterbloemhooiland overgegaan in grote zeggenmoeras met dominantie van Scherpe zegge (De Haas 2019). Deze trend heeft zich voortgezet tussen 2023 en 2024 onder invloed van de extreem natte omstandigheden in deze periode (waarneming C. Aggenbach). In 2000 en 2013 kwam blauwgrasland slechts met een kleine oppervlakte voor in het noordelijke deel en dan alleen in een soortenarm vorm met of zonder Spaanse ruiter. Op sommige plekken is de Spaanse ruiter populatie in de zeer natte periode van 2023-2024 sterk afgenomen (waarneming C. Aggenbach). Moerassoorten van relatief voedselarme omstandigheden als Moeraskartelblad, Sterzegge, Draadrus en Kleine valeriaan (Dekker & Van der Goes 2020) lijken in de periode 2022-2024 te zijn afgenomen. In het algemeen is de indruk dat de botanische kwaliteit van natte schraallanden in Dommelbeemden sterk is achteruitgegaan (mondelinge mededeling M. Schepens). Mogelijke oorzaken hiervan zijn verdroging, eutrofiering (door de vroegere oppervlakkige afstroming van mest, sterke mineralisatie door lage zomer grondwaterstanden en toestroming van sulfaatrijk grondwater) en verandering in het maaibeheer (als gevolg van aanbesteding aan een landelijk opererende aannemer wordt het gebied vaak pas laat gemaaid in september-oktober). In de zone langs de noordelijke steilrand kan in natte perioden ook toxiciteit door hoge concentraties van vrije sulfiden in het porievocht een negatief effect hebben op allerlei plantensoorten.

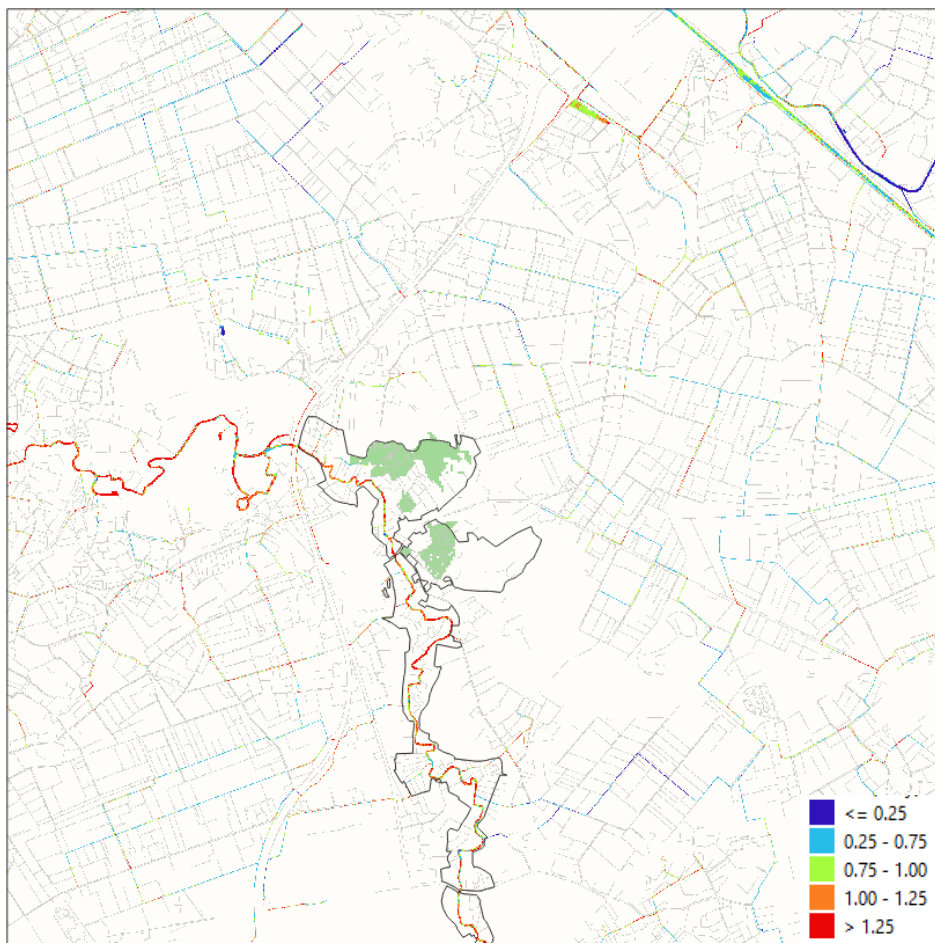


Figuur 10-9 Vegetatiekaart van de situatie in 2013 (Raemakers & Faasen 2013).

10.2 Beschrijving grondwatermodel

Voor de modellering van het gebied Dommelbeemden maken we gebruik van een uitsnede van het Brabant Model (Royal HaskoningDHV, 2019), die door Brabant Water voor het OBN project 'Kwantificering kwelfluxen' (KWR & Deltares, 2025, in prep.) verbeterd is voor dit modelgebied. Het Brabantmodel is het regionale grondwater- en onverzadigde zone model van de gehele provincie Brabant. Dit model is oorspronkelijk opgebouwd in TRIWACO, waarin de link tussen basisdata en modelparameters wordt vastgelegd. Het maakt gebruik van FLUZO als onverzadigde zone model en MODFLOW voor het grondwater. Het grondwatermodel voor de huidige studie is een iMOD model, dat door Brabant Water is gemaakt vanuit het TRIWACO model. De belangrijkste modeleigenschappen zijn:

- Het model is een iMOD 5.2 model op 25 meter resolutie voor de periode 2007-2019, waarvan de eerste 2 jaar (2007-2008) inspeeltijd is. Het extreem droge jaar 2018 valt dus ook binnen de analyseperiode.
- De tijdstaplengete is 1 dag, waarvan iedere 5 dagen uitvoer wordt weggeschreven.
- Het model is een quasi-3D model, met horizontale stroming in de watervoerende lagen en verticale stroming in de scheidende lagen.



Figuur 10-10 Ligging van de waterlopen in het modelgebied van de Dommelbeemden. De sloten zijn weergegeven in grijs en de diepte van de primaire waterlopen ten opzichte van maaiveld is in kleur weergegeven (zie legenda). Het natuurgebied is met zwart omrand en het natuurgebied met de belangrijkste natuurdoelen is lichtgroen.

Figuur 10-10 geeft het modelgebied weer en hoe de waterlopen in en rond de Dommelbeemden daarin zijn opgenomen. Daarnaast is met zwarte omlijning aangegeven welk gebied wordt gedefinieerd als natuurgebied. In het groen zijn de gebieden aangegeven die de belangrijkste natuurtypes bevatten. In de presentatie van de resultaten in de rest van dit rapport wordt ingezoomd op dit gebied. Voor de grotere waterlopen is ook de diepte ten opzichte van maaiveld aangegeven. Het is te zien dat de Dommel een stuk lager ligt dan de andere waterlopen: gemiddeld 1 m-mv tegenover veelal 0.25-0.5 m-mv voor de andere waterlopen.

De volgende paragrafen beschrijven de meest relevante modelschematisaties (ondergrond, maaiveldhoogte, ontwatering, grondwateraanvulling en onttrekkingen).

10.2.1 Ondergrond

De bovenste modellagen (1-3) komen overeen met de Bostel formatie. In deze lagen is ook de weerstand door de Brabantleem bepaald. Modellaag 4-5 komt overeen met de formaties van Beegden en Sterksel, met daaronder Stramproy klei. Modellaag 6-8 is de formatie van Stramproy, met daaronder de Waalre klei. De Waalre klei (op ongeveer 100m onder NAP) is zeer ondoorlatend

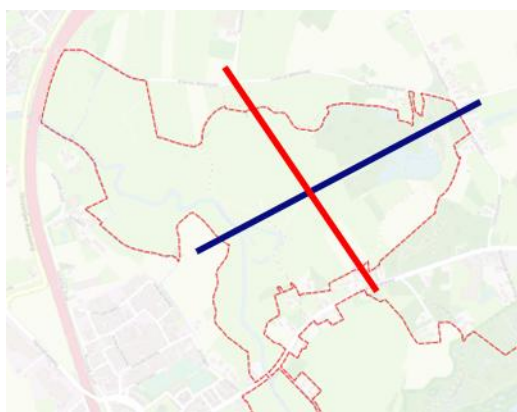
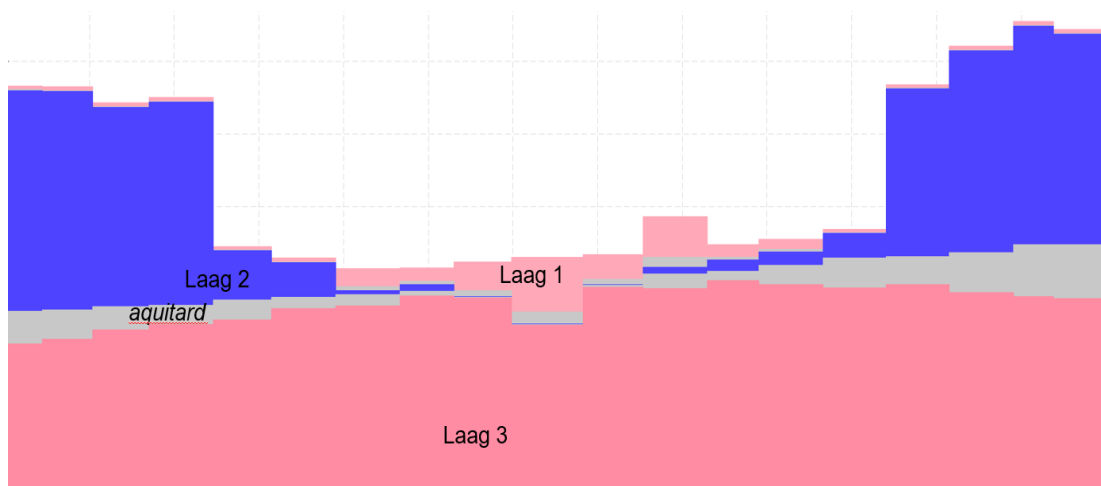
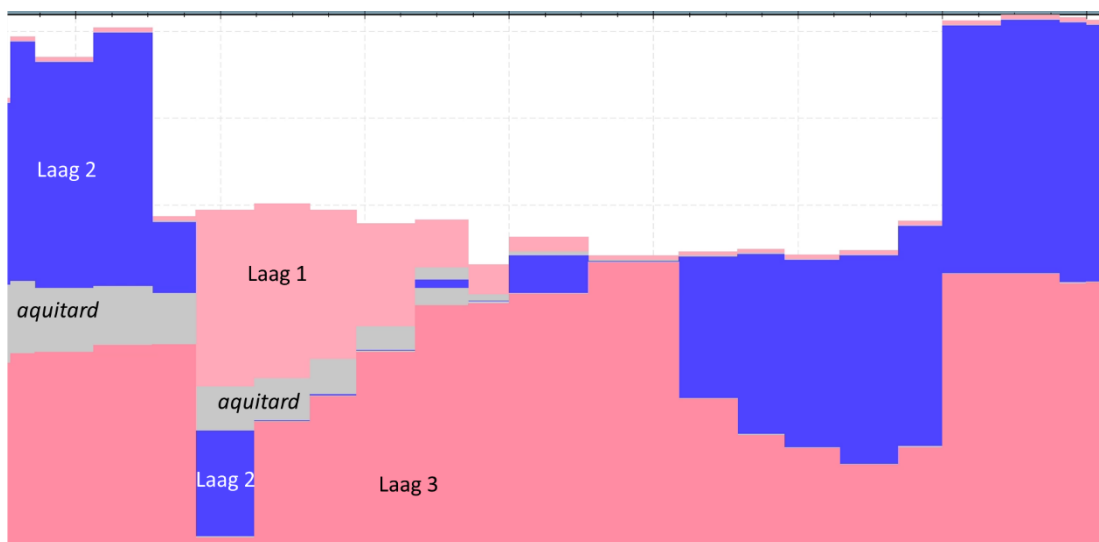
en geeft de begrenzing weer van het ondiepe en diepe systeem in de Centrale Slenk. Tabel 10-1 toont het overzicht van deze modellagen en de bijbehorende diktes en weerstand in het grondwatermodel ter hoogte van de Dommelbeemden.

Twee doorsneden van de bovenste 6 meter van het lagenmodel in de Dommelbeemden worden getoond in Figuur 10-11. Het is te zien dat de bovenste twee modellagen nogal in dikte verschillen. Modellaag 1 heeft alleen op sommige locaties een significante dikte, op andere plekken heeft deze alleen een 'dummy'-dikte van 5 cm (want in MODFLOW-2005 moeten modellagen overal aanwezig zijn). Tevens is de weerstand tussen modellaag 1 en 2 overal één dag, waardoor modellaag 1 en 2 eigenlijk samen tot de bovenste modellaag gerekend moeten worden.

Voor het OBN-project 'Kwantificering Kwelfluxen' is het model lokaal verbeterd door de doorlatendheid van laag 1 te verhogen, de Holocene weerstand te verwijderen en de weerstand van laag 2 aan te passen op basis van boringen.

Tabel 10-1 Overzicht modellagen en bijbehorende geologische formatie. De laatste twee kolommen geven grofweg de dikte van het pakket en de weerstand van het pakket in het model ter hoogte van de Dommelbeemden weer

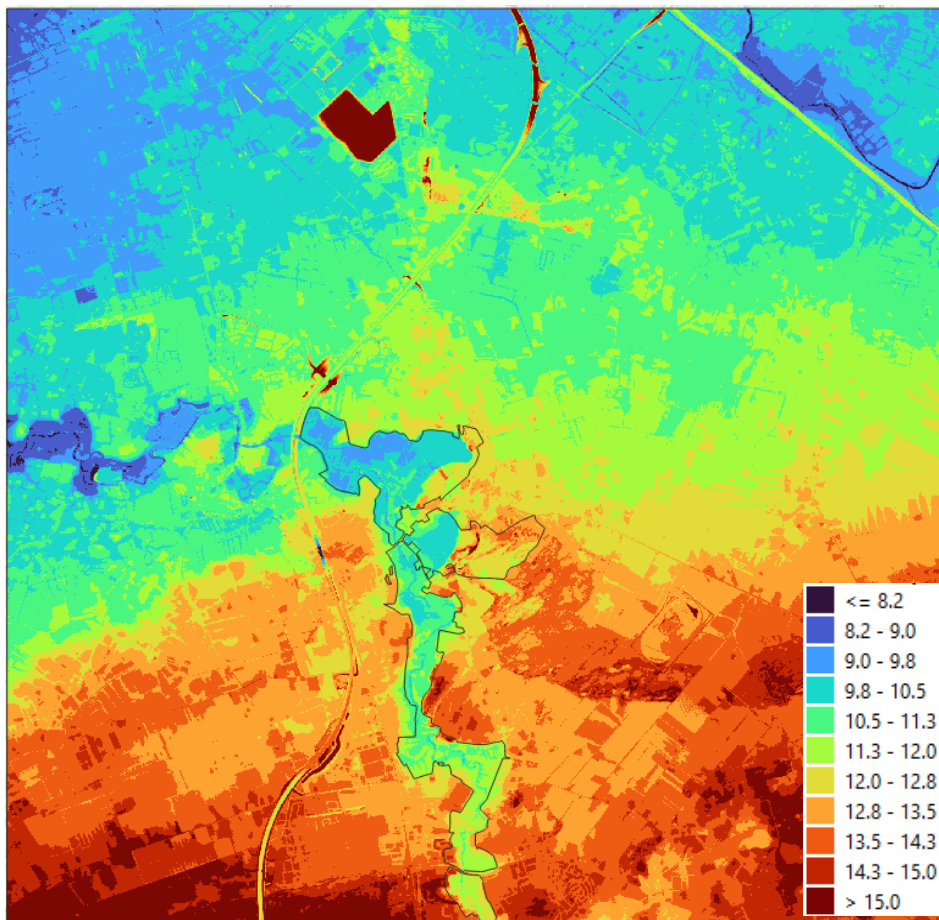
Modellaag	Formatie	Dikte	C (d)
1-3	Holoceen, Boxtel	20-25 m	250-300
4-5	Beegden, Sterksel	90-95 m	1-300
	Stramproy klei	5-9 m	500-2500
6-8	Stramproy	5-15 m	1
	Waalre Klei		100.000- 500.000



Figuur 10-11 Twee doorsnedes van bovenste lagen van het lagenmodel in de Dommelbeemden. Boven: west-oost doorsnede (1600 meter, blauwe lijn in onderste kaartje), onder: noord-zuid doorsnede (1300 meter, rode lijn in onderste kaartje), het maaiveld varieert tussen ongeveer 9.5 tot 12.3 m NAP, de onderkant van de getoonde profielen is op 6.3 m NAP.

10.2.2 Maaiveld

In Figuur 10-12 wordt de maaiveldhoogte in het modelgebied getoond. Het maaiveld is ongeveer 15 m boven NAP in het zuiden van het gebied en loopt af naar het noorden, met 8.5 m boven NAP in het meest noordwestelijke punt van het modelgebied. Het beekdal ligt duidelijk lager dan de omgeving, op de randen van het natuurgebied is het maaiveldverschil op de meeste plekken ongeveer 1-2 meter.



Figuur 10-12 Maaiveldhoogte in model (m NAP)

10.2.3 Ontwatering

- De informatie over het waterpeil, bodemhoogte en natte omtrek van de leggerwaterlopen en een deel van de B-watergangen in het modelgebied is afkomstig vanuit Sobek-modellen van waterschap de Dommel.
- Het drainageniveau van de tertiaire en secundaire waterlopen ('top 10 waterlopen') zijn afgeleid uit de Top-10kaart en het AHN-filter. Hier is op basis van AHN3 op 0.5x0.5m bepaald wat het drainageniveau is van watergangen door het laagste maaiveldniveau in het AHN in de buurt van de waterloop te zoeken. De locaties met buisdrainage zijn bepaald op basis van de buisdrainagekaart in Nederland uit 2015, met extra aanpassingen uit 2017. Ook het maaiveld kan draineren.

- Het maaiveld, de top-10 waterlopen en de buisdrainage zijn gefilterd zodat ze niet onder het werkelijke afvoerniveau kunnen draineren, bijvoorbeeld door lokale laagtes of door een lager peil te hebben dan de leggerwaterlopen (Memo Dommelbeemden grondwatermodel).
- In het gebied van Aa en Maas is infiltratie vanuit waterlopen mogelijk, verder kunnen de watergangen alleen draineren.
- Voor het OBN-project 'Kwantificering Kwelfluxen' is het model lokaal verbeterd door de drainageweerstand van de Dommel te verlagen om de interactie tussen de Dommel en de Dommelbeemden te vergroten.

10.2.4 Grondwateraanvulling

- De grondwateraanvulling voor het Brabantmodel is berekend met het onverzadigde zone model FLUZO met tijdstappen van 5 dagen, op basis van meteorologische informatie, landgebruik (LGN6) en bodemeigenschappen (BOFEK2012). Het landgebruik is vereenvoudigd naar 15 FLUZO landgebruikscodes. Op basis van de verschillende landgebruikstypes en de bijbehorende gewasfactoren, samen met het bodemtype, kan de actuele verdamping berekend worden.
- Voor stedelijk gebied is aangenomen dat 80% van het gebied verhard is. In het verharde gebied is aangenomen dat 10% van de neerslag het grondwater kan bereiken.

10.2.5 Onttrekkingen

- De onttrekkingsdata betreft onttrekkingen voor drinkwater en industrie zijn afkomstig uit 9 verschillende bronnen. De drinkwateronttrekkingen van Brabant Water zijn tijdsafhankelijk beschikbaar, de overige onttrekkingen variëren niet in de tijd.
- In het Brabantmodel zit ook berekening verwerkt, dit is afwezig in het model van de Dommelbeemden. De locaties van beregeningsputten in het Brabantmodel zijn bepaald op basis van informatie over beregeningsvergunningaanvragen van provincie Noord-Brabant, maar precieze locaties en diepte van onttrekken ontbreken. De diepte van onttrekken wordt bepaald als de eerste modellaag met een doorlaatvermogen van 300 m²/d. Berekening vindt plaats als er een vochttekort optreedt. Een deel van het water komt niet ten goede aan het gewas, maar verdampt of infiltreert weer. Deze infiltratie wordt verwerkt in de grondwateraanvulling (zie vorige paragraaf).

10.3 Nulsituatie

Na metingen en veldbezoek zijn een aantal aanpassingen aan het model gedaan om het meer overeen te laten komen met de huidige situatie. Dit toont aan dat gebiedskennis bij toepassing van deze methodiek zeer belangrijk is. Dit model van de huidige situatie dient als basis voor alle scenario berekeningen. Aanpassingen zijn gedaan aan de freatische bergingscoëfficiënt, de buisdrainage, het gebruik van zomer- of winterpeil, en de slootpeilen in het natuurgebied. De aanpassingen en de referentie modeluitvoer staan beschreven in de volgende subparagrafen.

10.3.1 Freatische berging

De freatische berging in het originele model was op 250m resolutie beschikbaar. Dit is te grof voor een lokale modelstudie. Op basis van de BOFEK2012 kaart is de freatische bergingscoëfficiënt aangepast binnen het natuurgebied. Buiten het natuurgebied is de bergingscoëfficiënt gelijk gebleven. Op basis van informatie uit De Louw (2001) is voor de BOFEK-eenheden die voorkomen in het natuurgebied de bergingscoëfficiënt bepaald, zie Tabel 10-2. Hierbij is uitgegaan van een bergingscoëfficiënt die hoort bij een grondwaterstand van ongeveer 50 cm-mv. Ook is de bergingscoëfficiënt voor veengronden (in dit geval bij BOFEK-eenheden 205, 310 en 203) nog iets opgehoogd, op basis van expertkennis.

Tabel 10-2 Freatische bergingscoëfficiënten die binnen het natuurgebied de Dommelbeemden zijn toegepast op basis van de BOFEK2012-eenheid

BOFEK2012-code	BOFEK2012-eenheid	Freatische bergingscoëfficiënt
302	Leemarme (stuif-)zandgronden	0.16
311	Zwak lemige zandgronden met een dik cultuurdek (enkeerdgronden)	0.16
313	Lemige (beekeerd-)gronden	0.12
109	Zanddek of veenkoloniaal dek op mesotroof veen en een zandondergrond binnen 120 cm-mv	0.2
205	Zanddek op moerige tussenlaag op zandondergrond	0.2
310	Zwak lemige zandgronden met een matig dik cultuurdek	0.16
203	Kleiarm veen op zandondergrond met keileem of leem	0.2
998	Water	1

10.3.2 Buisdrainage

Er was buisdrainage aanwezig in de modelinvoer binnen het natuurgebied. Dit is in werkelijkheid niet het geval, dus de buisdrainage is uit het natuurgebied verwijderd.

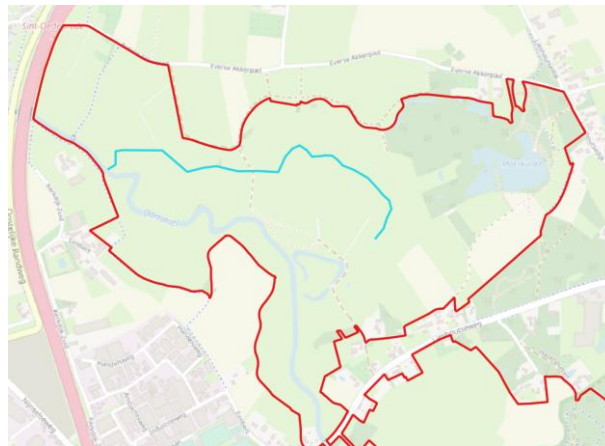
10.3.3 Zomer- en winterpeil

Bij analyse van de modelinvoer bleek er vrijwel geen verschil te zijn tussen de toegepaste zomer- en winterpeilen van de verschillende drainage en riviersystemen. Alleen voor enkele cellen was er een verschil in zomer- en winterpeil, daarom is voor de modellering alleen het zomerpeil gebruikt.

10.3.4 Slooppeilen in het natuurgebied

Op 19 oktober 2023 is veldkartering uitgevoerd om te controleren of de gebruikte peilen in het grondwatermodel kloppen. De hypothese was dat sommige slootpeilen te diep lagen, waardoor deze sloten relatief veel draineren terwijl dit in realiteit niet zo is. Bij de kartering is gebleken dat veel sloten op 19 oktober 2023 toch wel een modelpeil hebben dat overeenkomt met de werkelijkheid. Een paar sloten zijn met enkele decimeters opgehoogd.

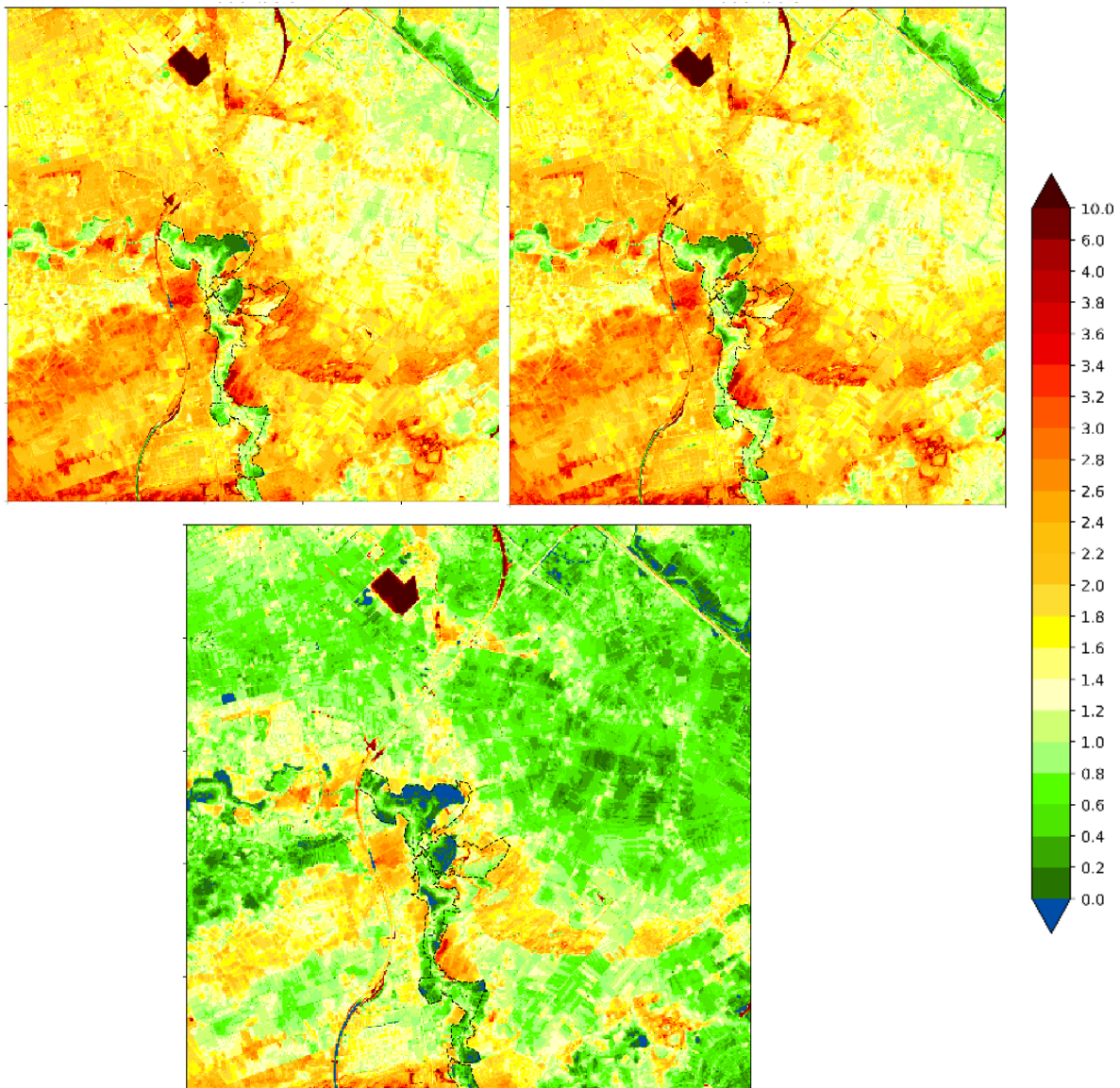
Door het midden van het natuurgebied loopt één diepe sloot die eindigt in de Dommel (Figuur 10-13). Hierin is voor het project 'Kwantificering kwelfluxen' een peilbuis geplaatst en hiermee is incidenteel het peil gemeten. Op basis van deze informatie bleek dat het modelpeil van deze sloot te ondiep was. Op basis van de gemeten peilen, is het peil van de diepe sloot voor een deel verdiept met 50-75 cm. Tevens is er voor deze sloot een variërend zomer- en winterpeil toegekend (op basis van de metingen), waarbij het zomerpeil ongeveer 35-40 cm lager is dan het winterpeil.



Figuur 10-13 Diepe sloot (lichtblauwe lijn) in Dommelbeemden.

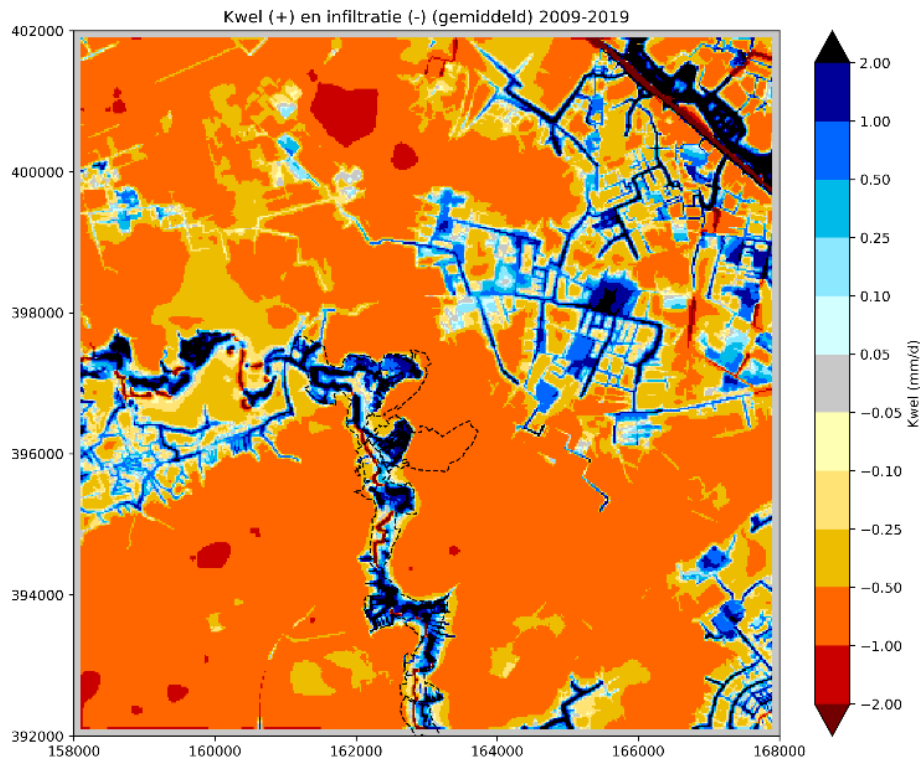
10.3.5 Modeluitvoer

De GxG's behorende bij het referentiemodel zijn weergegeven in Figuur 10-14. Het is te zien dat de GVG en GHG vergelijkbaar zijn, vooral in het natuurgebied: het verschil in gemiddelde grondwaterstand is daar 0.1 m. De GLG laat zien dat de grondwaterstanden in de zomer verder uitzakken naar 2 tot 3 m-mv buiten het natuurgebied. Binnen het natuurgebied ligt het maaiveld lager ten opzichte van de omgeving en blijft daardoor de grondwaterstand ten opzichte van maaiveld relatief hoger.



Figuur 10-14 GLG (linksboven), GVG (rechtsboven) en GHG (onder) in de nulsituatie (m-mv).

Figuur 10-15 toont de jaarrond gemiddelde kwel- en infiltratiefluxen in het modelgebied. De kwelfluxen zijn vaak meer dan 1 mm/d in het natuurgebied en rond de Dommel en het kanaal (Zuid-Willemsvaart) in het noordoosten van het gebied. Rondom het natuurgebied vindt veelal wegzijging plaats (0.5-1 mm/d).



Figuur 10-15 Infiltratie- en kwelfluxen in het modelgebied in mm/d. De geelrode kleuren geven wegzijging weer en de blauwe kleuren geven de kwelfluxen aan.

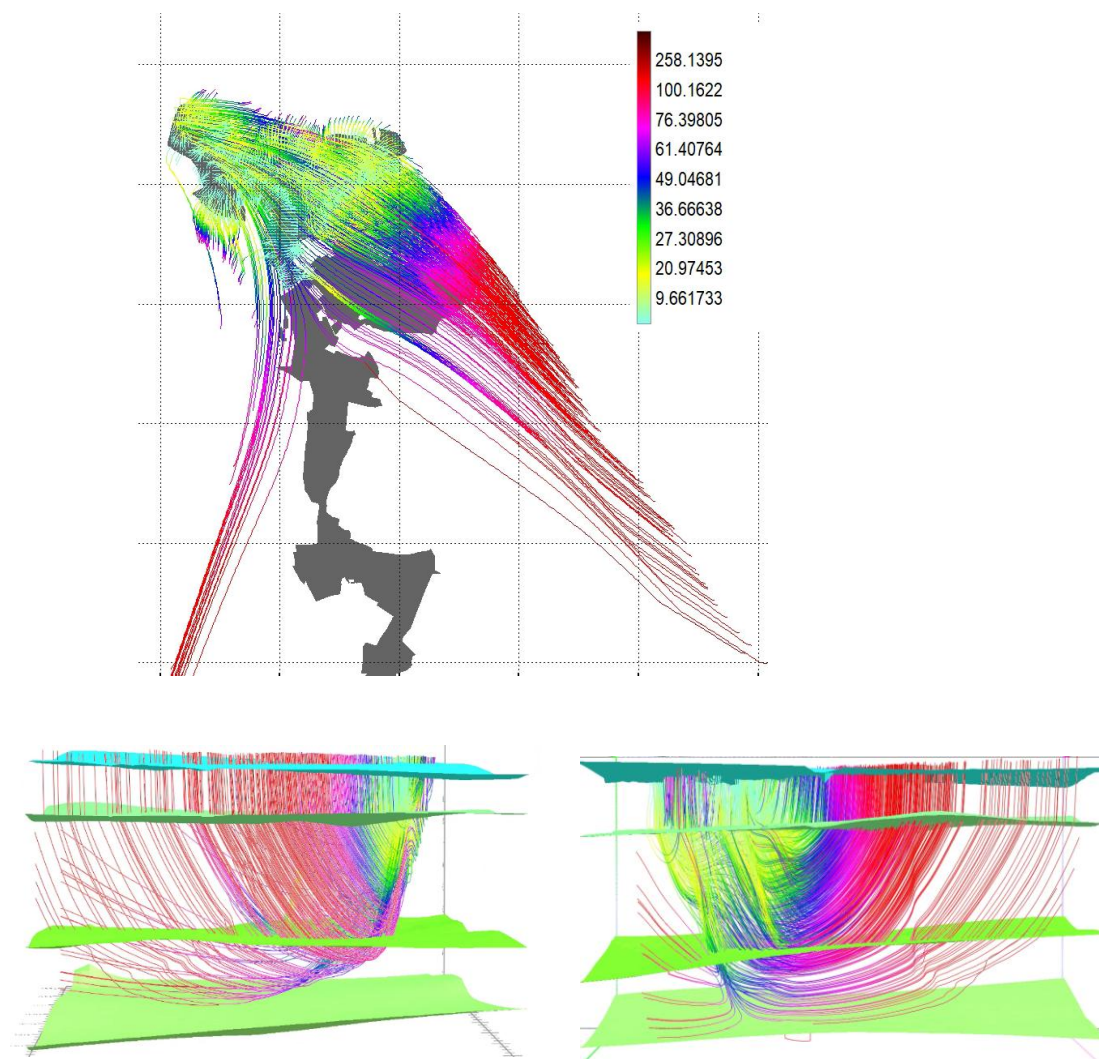
Stroombaanberekeningen

Met de modeluitvoer van een stationaire versie van het grondwatermodel zijn stroombaanberekeningen uitgevoerd (Figuur 10-16). Deze berekeningen zijn ook gebruikt in het OBN-project 'kwantificering kwelfluxen'. Met behulp van deze stroombaanberekeningen kan bepaald worden waar het toestromende grondwater vandaan komt en hoe lang het er over doet van infiltratie tot uitreding in het van een kwelafhankelijk vegetatiedoel.

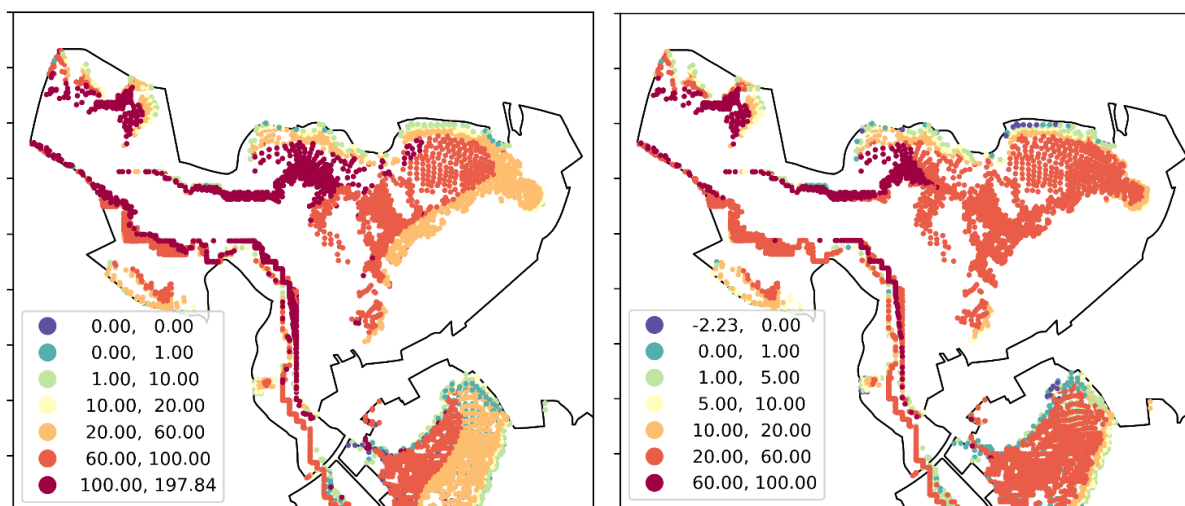
Figuur 10-16 toont het resultaat van een achterwaartse stroombaanberekening, waarmee vastgesteld kan worden waar de stroombanen die eindigen in het natuurgebied gestart zijn ('intrekgebied'). Bij een achterwaartse stroombanen liggen de 'startpunten' van de stroombaanberekening in het natuurgebied en wordt 'terug in de tijd' gerekend om te bepalen waar een stroombaan gestart is. Op basis van het intrekgebied wordt duidelijk dat een groot intrekgebied ten zuidoosten van het natuurgebied ligt, wat ook logisch is omdat de grondwaterstroming hoofdzakelijk vanuit zuidoost naar noordwest gericht is. In het noorden ligt er een rand van ongeveer 200m buiten het natuurgebied waar ook stroombanen starten. Verder heeft een deel van het kwelwater zijn oorsprong heeft binnen het natuurgebied zelf.

Met behulp van een voorwaartse stroombaanberekening kan beter vastgesteld worden wat de reistijd en doorstroomde diepte is van stroombanen die uiteindelijk in het natuurgebied eindigen (Figuur 10-17). Voor deze berekening zijn de startpunten van de stroombanen in een gebied van 2000m rondom het natuurgebied geplaatst. Aan de randen van het natuurgebied (in een zone van

ongeveer 20 tot 55 meter) zijn de stroombanen kort (<50m) en vaak met een relatief korte reistijd (<10 jaar) en kleine doorstroomde diepte (<5m), voornamelijk langs de noordelijke rand van het natuurgebied. Het betreft hier dus recent geïnfiltreerd regenwater van lokale oorsprong ofwel van de noordelijk gelegen akker. Dit grondwater zal dus waarschijnlijk stoffen bevatten die op de akker zijn opgebracht zoals meststoffen en eventueel bestrijdingsmiddelen. Iets verder ten zuiden in het natuurgebied is de afgelegde afstand en reistijd veel langer. Dat komt omdat de stroombanen voor dit gebied voornamelijk afkomstig zijn vanuit het zuidoosten. Voor een groot deel van het gebied is het kwelwater dus minimaal 60 of zelfs 100 jaar oud en zijn er duidelijk zones te onderscheiden met kwelwater van verschillende ouderdom en herkomst.



Figuur 10-16 Stroombanen, zoals berekend met een stroombaanberekening van de Dommelbeemden. De legenda geeft de tijd (in jaar) sinds het uitstromen in het natuurgebied weer. Boven: bovenaanzicht stroombanen, linksonder: zijaanzicht vanuit het oosten, rechtsonder: zijaanzicht vanuit het zuiden. De vlakken in de zijaanzichten geven de onderkanten van (van boven naar onderen) modellaag 2, 3, 4, en 5 weer, waarbij het onderste vlak op ongeveer 95 meter onder maaiveld zit



Figuur 10-17 Links: reistijd (jaar) en rechts: maximaal doorstroomde diepte (m-mv) op basis van stroombaanberekening.

10.4 Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen

In de modelscenario's zijn verschillende aanpassingen gedaan aan de referentiesituatie om systematisch meer inzicht te krijgen in de hydrologische effecten van verschillende hydrologische herstelmaatregelen. Een overzicht van alle scenario's staat in Tabel 10-3. In de volgende paragrafen is te lezen hoe de modelinvoer is aangepast per maatregel. De scenario's verschillen in welke maatregelen zijn genomen en waar de maatregelen zijn toegepast.

- De maatregelen zijn gericht op aanpassingen in onttrekkingen voor drinkwater en industrie (scenario 2), beregening (scenario 3), landgebruik (scenario 4), en de ontwatering (scenario's 5, 6, 7). De bijbehorende individuele maatregelen staan in de kolommen van Tabel 10-3.
- De maatregelen zijn toegepast in het hele gebied buiten het natuurgebied. Scenario's 4, 6 en 7 zijn ook gedraaid met aanpassingen voor verschillende afstanden, bufferzones, van 250, 500 en 1000 meter rondom het natuurgebied.
- In principe zijn de maatregelen alleen ingevoerd buiten het natuurgebied (scenario's 1 t/m 7). Om een beeld te krijgen welk effect nog te bereiken is binnen het natuurgebied, is een extra scenario gedraaid (scenario 8).
- De maatregelen en toepassingsgebieden zijn zowel afzonderlijk als gecombineerd (scenario's 1, 9, 10) toegepast. Door een combinatie van alle herstelmaatregelen toe te passen, kan bepaald worden wat de 'maximaal haalbare vernatting is'.
- De verbetering de actuele hydrologische nulsituatie naar de juiste ontwateringsdiepte van de diepe beemdsloot (zie paragraaf 2.3.4 van deze bijlage) is pas ingevoerd nadat scenario 1 t/m 7 al doorgerekend waren. Deze aanpassing is wel doorgevoerd in scenario 8, 9 en 10 en voor deze scenario's is ook een aangepaste nulsituatie gebruikt (waarin de ontwateringsdiepte van de beemdsloot correct is doorgevoerd).

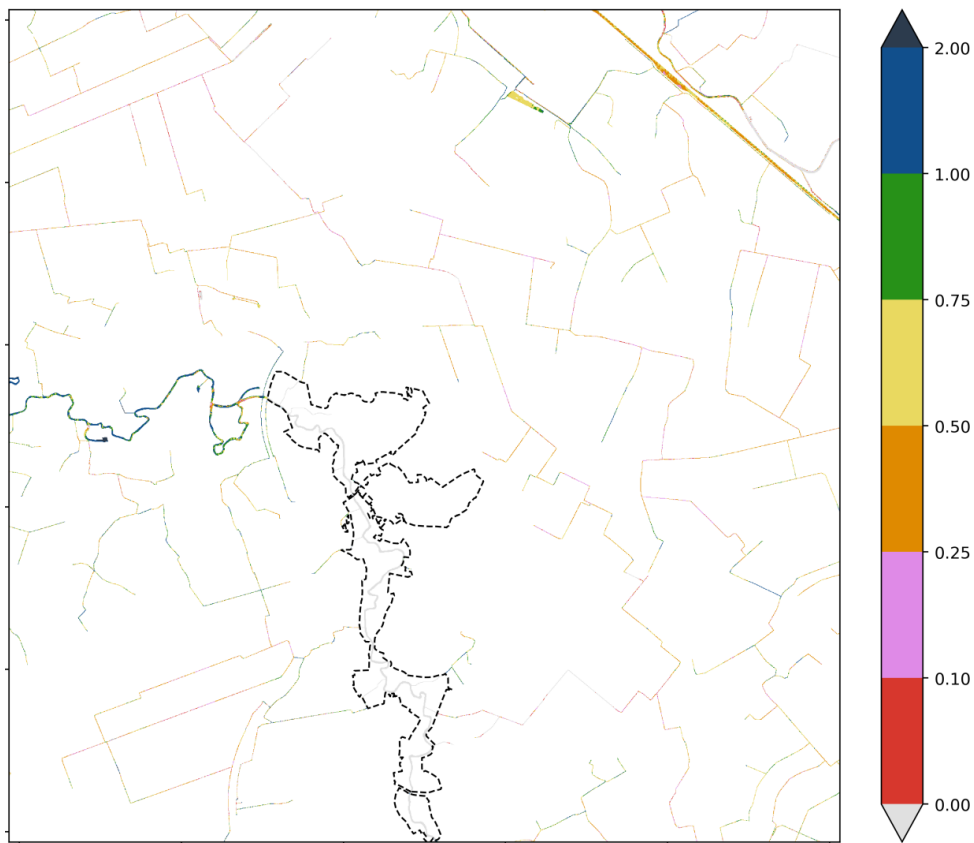
Tabel 10-3 Modelscenario's in de Dommelbeemden

	Scenario naam	Maatregelen buiten natuurgebied							Maatregelen binnen natuurgebied			Bufferzones (m)
		Ontwaterings-basis primair	Sloten	Dommel-peil	Buis-drainage	Winningen (drinkwater & industrie)	Berekening	Land-gebruik	Primair systeem	Sloten	Dommelpeil	
1a	Maximaal	0.3m-mv	gedempt		weg	uit		Grondwater-aanvulling aangepast				
1b	Maximaal Dommel	0.3m-mv	gedempt	0.3m-mv	weg	uit		Grondwater-aanvulling aangepast			0.3m-mv	
1c	Maximaal Dommel	0.3m-mv	gedempt	+0.5m	weg	uit		Grondwater-aanvulling aangepast			+0.5m	
2	Winningen					uit						
3	Berekening						uit					500
4	Landgebruik							Grondwater-aanvulling aangepast				
5	Ontwatering max	0.3m-mv	gedempt	0.3m-mv	weg							
6	Ontwatering 0.3	0.3m-mv	0.3m-mv	0.3m-mv	weg							250, 500, 1000
7	Ontwatering 0.5	0.5m-mv	0.5m-mv	0.5m-mv	weg							250, 500, 1000
8	Intern								gedempt	gedempt	+0.5m	
9	Combinatie ontwatering	0.3m-mv	gedempt	+0.5m	weg				gedempt	gedempt	+0.5m	
10	Combinatie maximaal	0.3m-mv	gedempt	+0.5m	weg	uit		Grondwater-aanvulling aangepast	gedempt	gedempt	+0.5m	

10.4.1 Maatregel “Ontwatering” – Scenario’s 5, 6 en 7

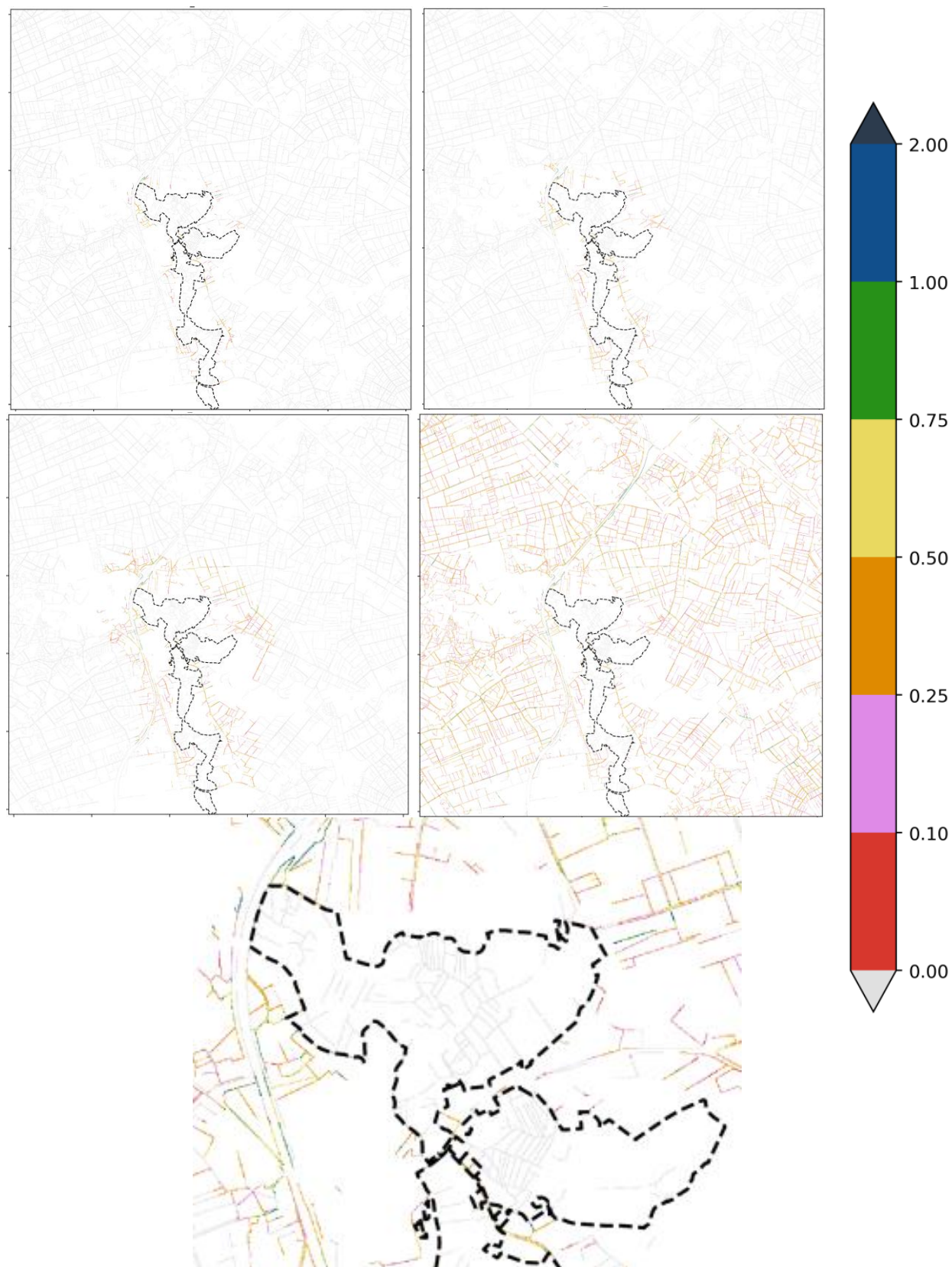
In deze maatregel is de ontwateringsbasis van de primaire en secundaire waterlopen verhoogd tot 0.3 of 0.5 m-mv. Sloten kunnen worden opgehoogd tot 0.3 of 0.5 m-mv of worden gedempt (door deze te verwijderen uit het model). Een watergang die al een ondiepere ontwateringsdiepte heeft, wordt niet aangepast. De ophoging van de ontwateringsbasis t.o.v. maaiveld zorgt ervoor dat een sloot een variërend peil krijgt, omdat de maaiveldhoogte per cel verschilt. Dit is geen realistische voorstelling van de werkelijkheid, maar voor een verkennende studie zoals deze is dat voldoende.

De verandering van het zomerpeil in de hoofdwaterlopen bij een ontwateringsbasis op 0.3m-mv in het hele modelgebied is weergegeven in Figuur 10-18. De verandering van het winterpeil is zeer vergelijkbaar. De diepte van de waterlopen in de uitgangssituatie is te zien in Figuur 10-10 in paragraaf 10.2).



Figuur 10-18 Verandering zomerpeil hoofdwaterlopen ten opzichte van de nulsituatie (m) bij verhogen ontwatering naar 0.3 m-mv in het hele modelgebied.

Een korte visuele inspectie bij de Dommelbeemden wees uit dat de sloten die op de rand van het natuurgebied liggen vaak een landbouwsloot of wegsloot zijn en daarom relatief diep liggen. Deze sloten hebben een grote invloed op het natuurgebied (vooral wanneer de drainagebasis diep ligt) en daarom is besloten om deze sloten ook mee te nemen bij toepassing van de maatregelen (afhankelijk van scenario dus op 0.3 m-mv, 0.5 m-mv of dempen). Figuur 10-19 laat de verandering in de slootpeilen zien bij een ontwateringsbasis van 0.3 m-mv.

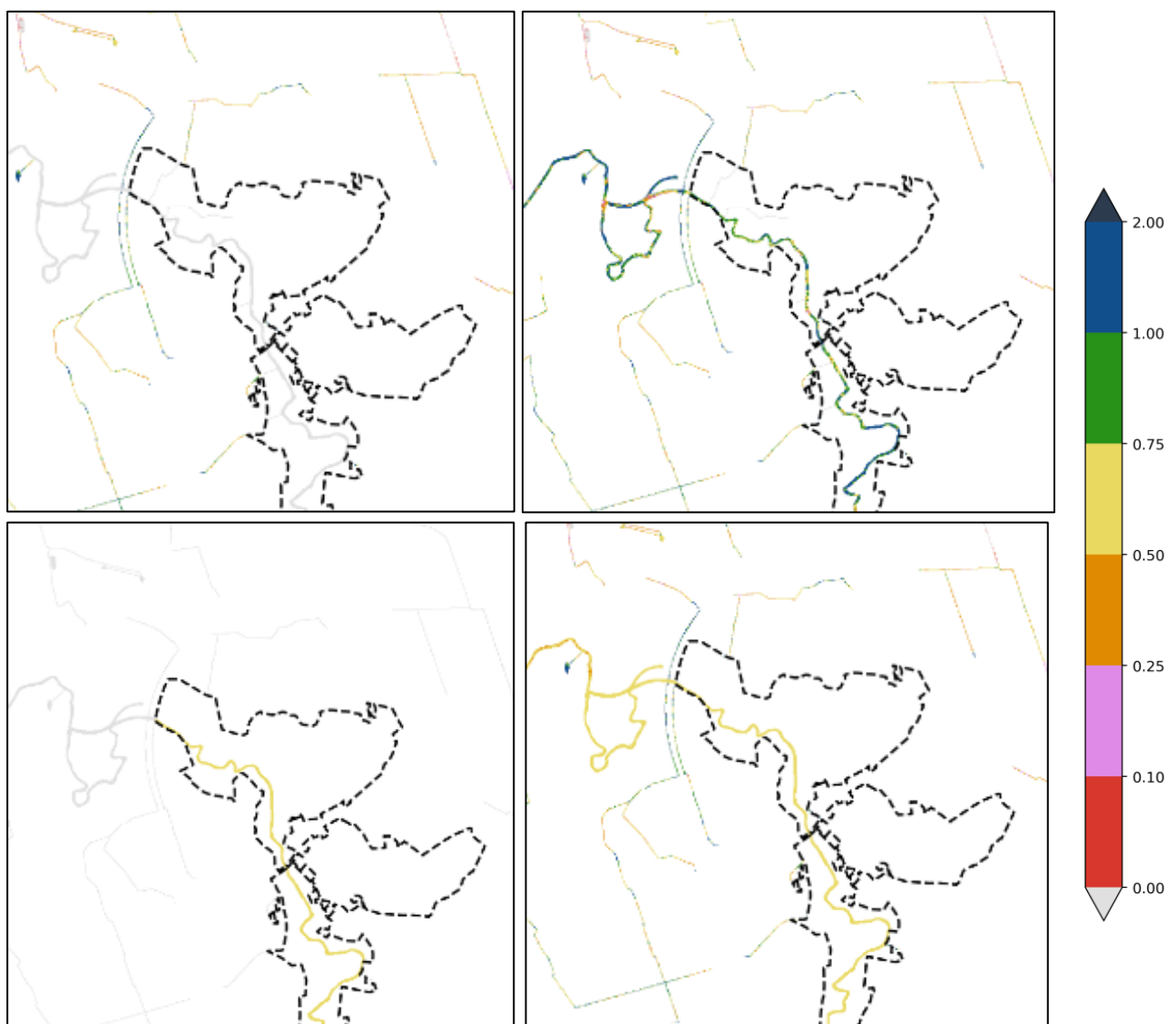


Figuur 10-19 Verandering peil detailwaterlopen ten opzichte van de nulsituatie (m) bij aanpassing van de ontwateringsbasis naar 0.3m-mv in een bufferzone van 250m (linksboven) 500m (rechtsboven), 1000m (linksonder) en gehele modelgebied (rechtsonder). De onderste figuur is ingezoomd op het natuurgebied (voor 1000m bufferzone).

10.4.2 Maatregel “De Dommel” – Scenario’s 1a en 1b

Een aanpassing aan de ontwateringsbasis van De Dommel is gedefinieerd als een aparte maatregel, aangezien de Dommel zeer diep ligt en daarmee groot effect heeft op de ontwatering in het gebied. Daarnaast geeft het ophogen van de Dommel alleen buiten het natuurgebied een grote sprong in ontwateringsbasis op de grens van het gebied.

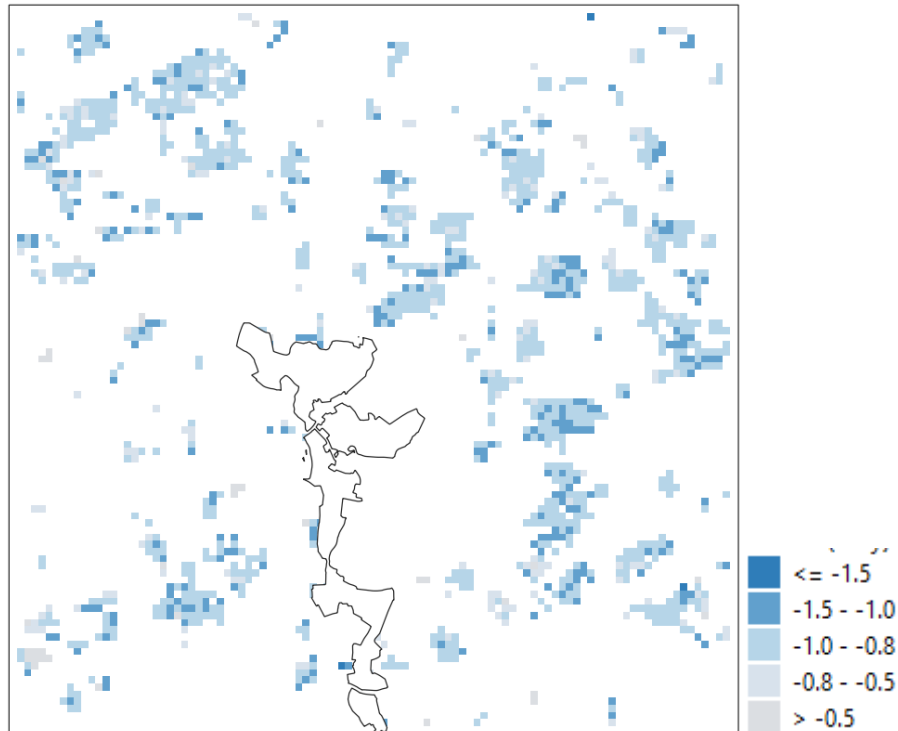
Daarom is gekozen om de Dommel aan te passen in verschillende toepassingsgebieden: in het hele modelgebied, of alleen buiten het natuurgebied. Voor een meer realistische aanpassing zonder variërend peil, kan het peil van de Dommel ook in het geheel worden opgehoogd met 0.5m (in plaats van een ophoging tot aan een bepaalde diepte onder maaiveld). Figuur 10-20 laat zien hoe het peil verandert in de verschillende aanpassingen. De aanpassing waarbij het peil alleen buiten het natuurgebied is verhoogd naar 0.3 of 0.5 m-mv (scenario’s 5, 6 en 7) is hier niet weergegeven.



Figuur 10-20 De verschillende mogelijke aanpassingen van het Dommelpaas ten opzichte van de nulsituatie (m): geen aanpassing (linksboven, scenario 1a), overall naar 0.3m-mv (rechtsboven, scenario 1b), ophogen met 0.5m binnen het natuurgebied (linksonder, scenario 8), overall ophogen met 0.5m (rechtsonder, scenario's 1c, 9 en 10). De bijbehorende veranderingen in de hoofdwaterlopen ten opzichte van de referentie (m) zijn ook weergegeven.

10.4.3 Maatregel “Buisdrainage” – Scenario’s 5, 6 en 7

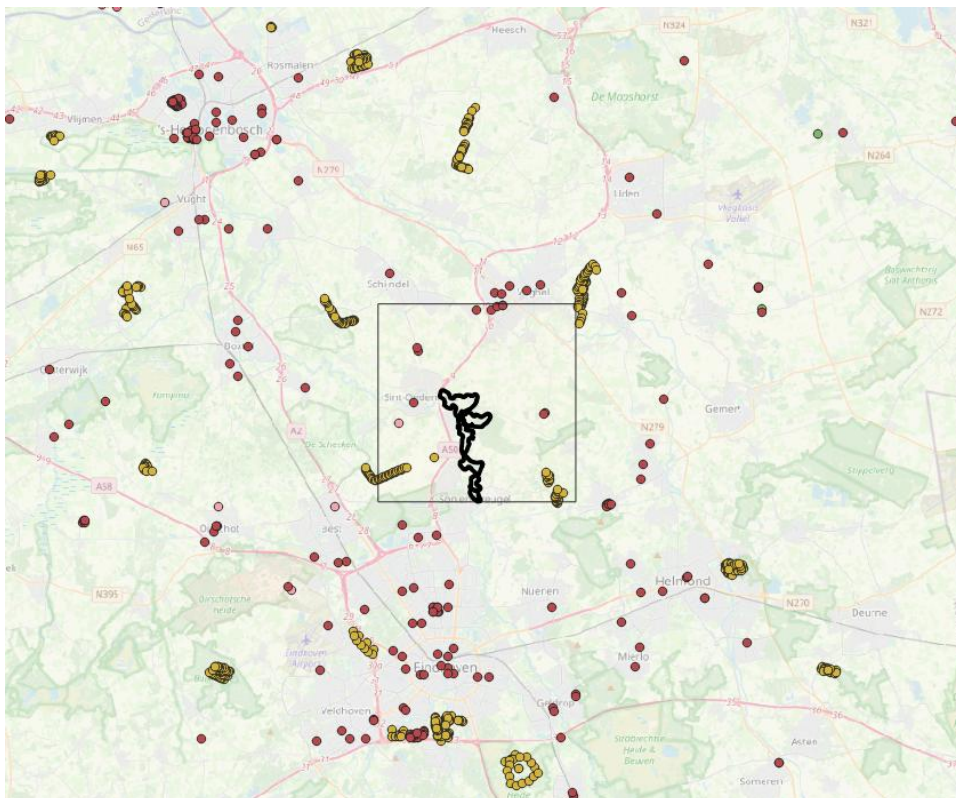
Bij deze maatregel is alle buisdrainage uit het gebied verwijderd. Figuur 10-21 laat zien hoe diep de buisdrainage ligt.



Figuur 10-21 Ligging en diepte van de buisdrainage in de nulsituatie in m-mv.

10.4.4 Maatregel “Onttrekkingen drinkwater & industrie” – Scenario 2

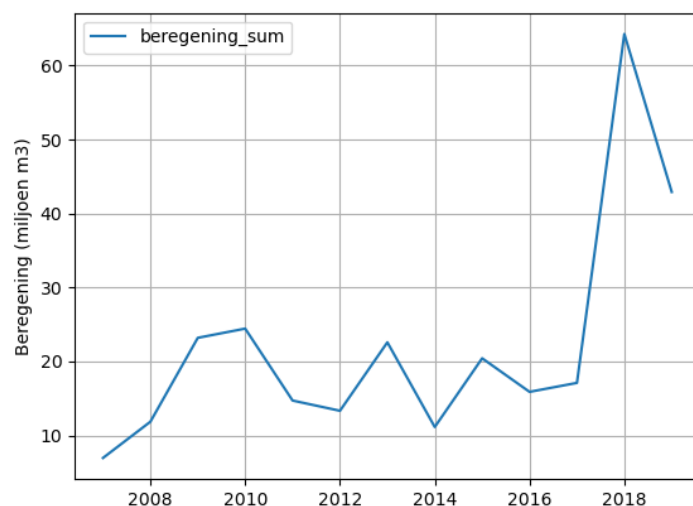
Met deze maatregel wordt het effect bepaald van het volledig stopzetten van alle drinkwater- en industriële winningen. Om dit effect te modelleren, zijn daarom alle drinkwater- en industriële winningen uit het modelgebied verwijderd. Over het algemeen hebben deze diepe winningen over een grote afstand effect op de grondwaterstanden. Winningen op een grotere afstand dan het modelgebied zullen daarom mogelijk invloed hebben op het natuurgebied. Om dit effect te bepalen, is daarom het gehele Brabant Model op 250m resolutie gedraaid zonder winningen. Het verschil in grondwaterstanden tussen een model mét en zonder winningen in het Brabantmodel is vervolgens doorgevoerd op de randvoorwaarden van het Dommelbeemden model (de constant head – CHD package). Deze aanpak zorgt er wel voor dat het effect van het stopzetten van winningen binnen het modelgebied (onterecht) dubbel is meegerekend. Deze hebben namelijk effect via de randvoorwaarden én doordat de onttrekking uit het model verwijderd is.



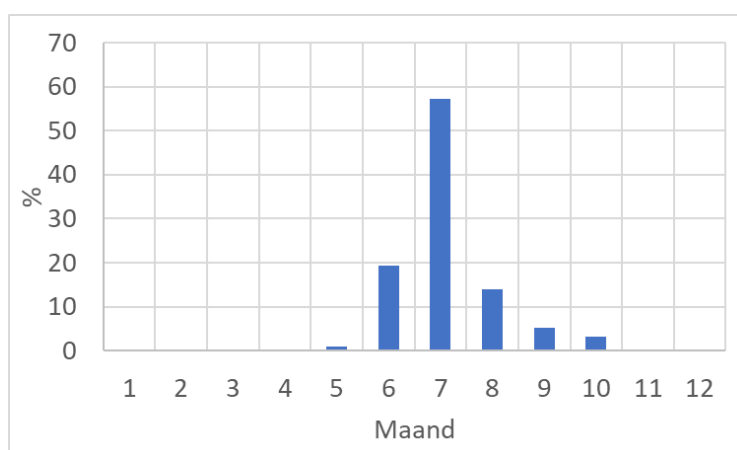
Figuur 10-22 Locaties van drinkwater- en industriële winningen in de buurt van de Dommelbeemden. Het vierkant toont het gebruikte modelgebied voor de scenario's

10.4.5 Maatregel “Berekening” – Scenario 3

Onttrekkingen voor berekening zijn niet verwerkt in het model van de Dommelbeemden, maar zijn wel aanwezig in het Brabant Model. Deze maatregel is daarom gesimuleerd middels het Brabant Model op 100m resolutie. 72% van het onttrokken water voor berekening in heel Brabant is afkomstig uit modellaag 4, de overige onttrekkingen zitten in andere modellagen. Figuur 10-23 laat zien hoeveel water er jaarlijks in totaal (uit alle modellagen) wordt onttrokken voor berekening in het Brabantmodel. Van 2009 tot en met 2017 is dat ongeveer tussen de 7 en 25 Mm³ per jaar. In het meteorologisch droge jaar 2018 schiet dit echter uit naar 64 miljoen m³. Verreweg het meeste water wordt dan in de zomer onttrokken: 57% in juli en resp. 19 en 14 % in juni en augustus (Figuur 10-24).



Figuur 10-23 Totale jaarlijkse hoeveelheid onttrokken water voor berekening in het hele Brabant Model.



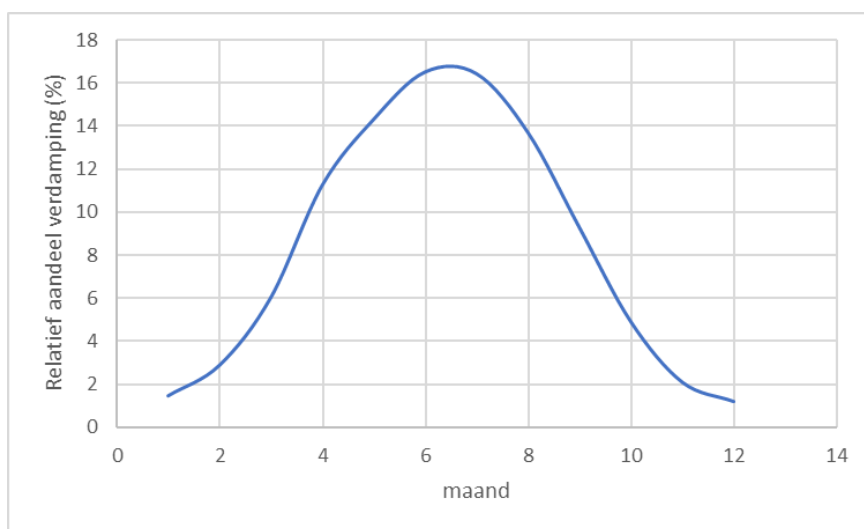
Figuur 10-24 Verdeling van het onttrokken water voor berekening in 2018 per maand, in procent van het totale volume onttrokken water in 2018.

10.4.6 Maatregel “Landgebruik” – Scenario 4

Door middel van aanpassingen in het landgebruik, zoals minder verhard oppervlak in stedelijk gebied, of een overgang naar vegetatie en/of gewassen die minder water verbruiken, kan de grondwateraanvulling toenemen. De grondwateraanvulling van het Brabant Model is berekend met het onverzadigde zone model Fluzo op basis van het landgebruik, bodemtype, en de diepte van de grondwaterstand. Het is echter niet eenvoudig om opnieuw berekeningen te doen met Fluzo, dus kan een aanpassing van landgebruik niet direct doorgevoerd worden. Daarom is met behulp van enkele aannames de grondwateraanvulling aangepast om een situatie met aangepast landgebruik door te rekenen.

Een aanpassing in landgebruik beïnvloedt de grondwateraanvulling met name door veranderingen in de verdamping. Het effect van veranderingen in landgebruik is daarom gemodelleerd aan de hand van een toename op jaarbasis op de grondwateraanvulling van 38%. De 38% toename is berekend als volgt.

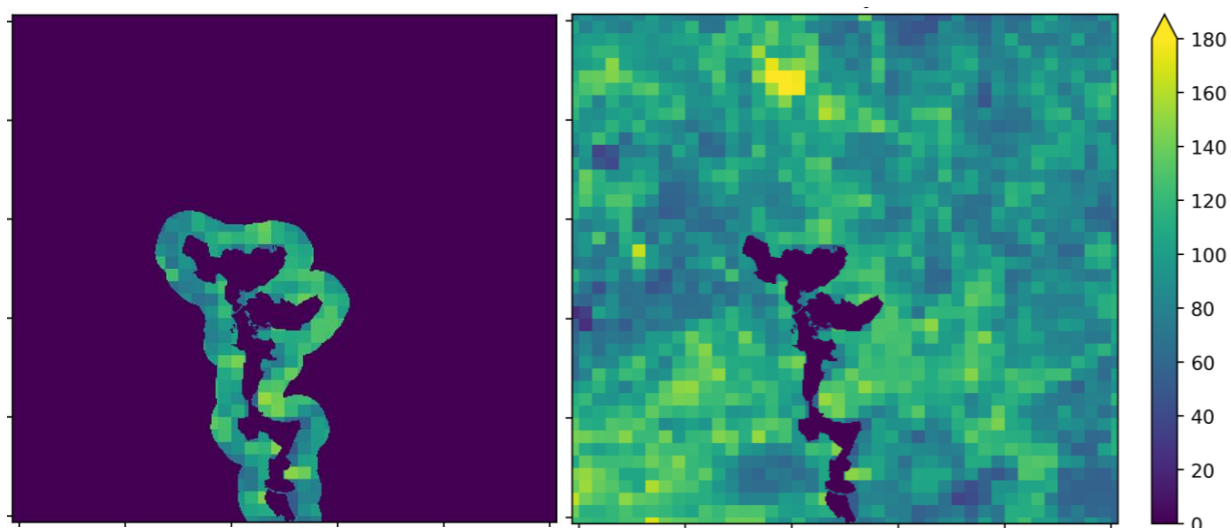
1. Een toename van 100 mm/jr voor ieder landgebruikstype is aangenomen. Dit is gedeeltelijk gebaseerd op Witte et al. (2019). In deze studie wordt een afname van jaarlijkse grondwateraanvulling in Noord-Brabant berekend tussen 1950 en 2010 van 90 tot 270 mm. In deze studie hebben we gekozen voor een iets lagere en constante toename van 100 mm/jr. Er is gekozen voor een iets lagere waarde omdat in ons model ook een iets lagere grondwateraanvulling zit dan waar Witte et al. (2019) mee rekenen. Dat is gedeeltelijk te verklaren doordat in het grondwatermodel een reductie in verdamping kan optreden bij een lage grondwaterstand. De analyse van Witte et al. (2019) is volledig gebaseerd op verandering in gewasproductie.
2. De gemiddelde jaarlijkse grondwateraanvulling per landgebruikstype in het modelgebied buiten het natuurgebied is berekend en vervolgens is hier 100 mm/jr bij opgeteld. Op basis van de verdeling van de landgebruikstypes komt dit neer op gemiddeld een toename van 38% van de grondwateraanvulling op jaarbasis in het hele gebied.
3. De totale toename in jaarlijkse grondwateraanvulling (38% van de jaarlijkse grondwateraanvulling) is verdeeld per maand op basis van de verdeling van de potentiële verdamping gedurende een jaar. Hiervoor zijn dagelijkse verdampingsgegevens van het KNMI (referentiegewasverdamping op basis van Makkink) bij het dichtstbijzijnde meteostation (Eindhoven) tijdens de modelperiode (2007-2019)³ omgezet naar een genormaliseerde maandelijkse verdampingsverdeling (zie Figuur 10-25). De figuur laat duidelijk zien dat de meeste verandering optreedt in de zomer: 16.5% van de jaarlijkse verdamping treedt op in juni en maar 1.5% in januari. De grondwateraanvulling verandert daarmee ook het meest in de zomer.



Figuur 10-25 Genormaliseerde verdeling van de verdamping in het modelgebied, uitgedrukt in % van de jaarlijkse verdamping.

Figuur 10-26 laat zien hoe de grondwateraanvulling in mm/jaar in het modelgebied verandert ten opzichte van de referentie bij een toepassing binnen het hele modelgebied en binnen een bufferzone van 500m.

³ <https://daggegevens.knmi.nl/>



Figuur 10-26 Toename langjarig gemiddelde grondwateraanvulling (mm/jaar) ten opzichte van de referentiesituatie bij het aanpassen van landgebruik. Links: binnen een bufferzone van 500m, rechts: in het gehele modelgebied.

10.4.7 Maatregel “Intern” – Scenario’s 8, 9 en 10

Om met het model te kunnen laten zien wat er nog haalbaar is aan vernatting bij aanpassingen binnen het natuurgebied, is het belangrijk dat de modelschematisatie binnen het natuurgebied zo goed als mogelijk de huidige situatie representeert. In het referentiemodel dat gebruikt is voor de scenario’s 1 t/m 7 wijkt de diepe sloot in het natuurgebied echter nog iets af van de werkelijkheid: in de diepe sloot wordt namelijk een vast jaarrond peil gehanteerd, terwijl uit metingen in deze sloot (uitgevoerd voor het project “Kwelfuxen”) een variërende waterstand afgeleid kon worden.

Voor de bepaling van het effect van de maatregelen in het natuurgebied (scenario’s 8 t/m 10) is daarom een aangepaste referentie gebruikt waarbij in de diepe sloot een winter- en zomerpeil wordt gehanteerd op basis van deze metingen (zie Figuur 10-27).

Voor de interne maatregelen zelf zijn de sloten en primaire waterlopen binnen het natuurgebied gedempt en is het peil van de Dommel verhoogd met 0.5 meter.



Figuur 10-27 Links: verandering in zomerpeil (m) voor de diepe sloot in het natuurgebied voor de nulsituatie van de interne maatregelen. Rechts: de verandering in het zomerpeil (m) van de hoofdwaterlopen bij toepassing van de interne maatregel ten opzichte van de nulsituatie. Merk op dat bij deze maatregel op uitzondering van de Dommel na de waterlopen en sloten zijn gedempt.

10.5 Modelresultaten scenario's

In deze paragraaf worden de resultaten van de modelscenario's getoond. Om de resultaten snel met elkaar te vergelijken worden eerst de gemiddelde effecten op de grondwaterstanden, kwel en natuurdoelrealisatie getoond in een tabel. Hierbij wordt gemiddeld voor het gebied waarin de natuurtypen met de belangrijkste natuurdoelen staan (zie het lichtgroene gebied in Figuur 10-10). Vervolgens wordt verder uitgeweid over de ruimtelijke verschillen in het gebied aan de hand van het maximaal vernattende scenario, het toepassen van maatregelen binnen of buiten het natuurgebied, de verschillen in effect door verschillende bufferzonegroottes en het aanpassen van de Dommel.

10.5.1 Gemiddelde effecten op de grondwaterstanden, kwel en doelrealisatie

De modelresultaten van de scenario's zijn ter vergelijking samengevat in Tabel 10-4. De waarden in de tabellen zijn gebaseerd op de gemiddelde verandering in kwelflux en grondwaterstand in het ambitienatuurgebied (het gebied met de belangrijkste natuurdoelen binnen het natuurgebied). Daarnaast geven de vierde en vijfde kolom aan in hoe groot deel van het ambitiegebied de GLG en GVG boven 0.6m-mv uitkomen. Deze drempelwaarde is gekozen op basis van de laagste GLG waarde waarbij de belangrijkste natuurdoelen 100% doelrealisatie hebben (knikpunt A2, zoals beschreven in paragraaf 2.2.2 van het hoofdrapport).

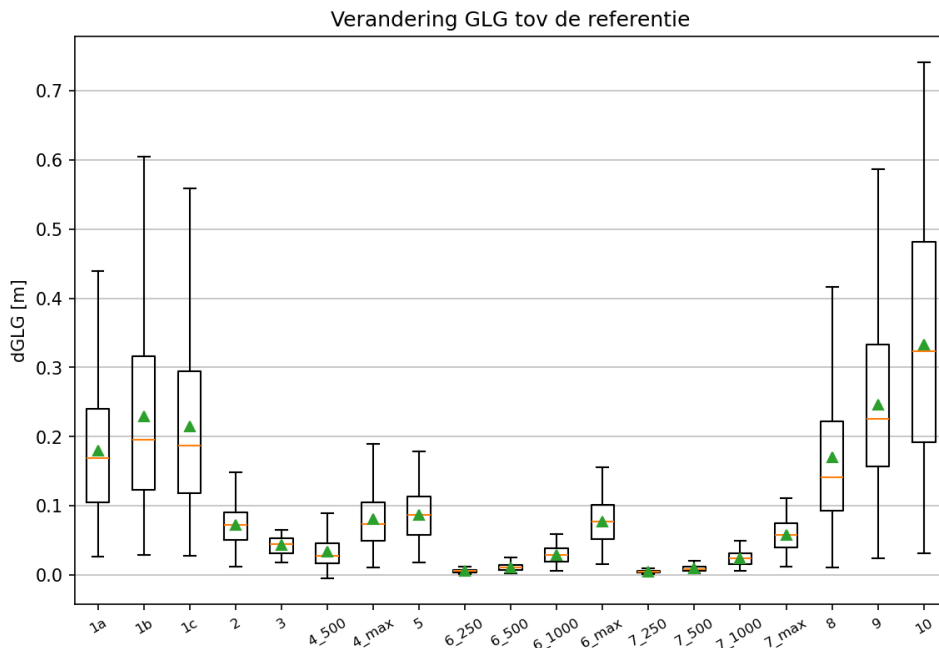
Voor de overzichtelijkheid zijn in deze tabel alleen de belangrijkste scenario's getoond waarbij geen toepassing in bufferzones is meegenomen. Een overzicht met resultaten voor alle scenario's is te

vinden aan het einde van deze paragraaf (Tabel 10-6). De conclusies die hieronder worden getrokken op basis van de geselecteerde scenario's geldt ook wanneer alle scenario's worden meegenomen.

Tabel 10-4 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG, kwelflux en doelrealisatie ten opzichte van de nulsituatie in het geselecteerde gebied met de belangrijkste natuurdoelen. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de nulsituatie weer, de rijen daaronder is de verandering per scenario ten opzichte van de nulsituatie. Een positieve waarde bij de GLG en GVG betekent een verlaging van de GxG, oftewel een grondwaterstandstijging.

	Scenario naam	GLG (m -mv)	GVG (m -mv)	Areaal GLG >0.6 m-mv (%)	Areaal GVG >0.6 m-mv (%)	Kwel (mm/d)	Doel-realisatie GLG (%)	Doel-realisatie GVG (%)
	Nulsituatie	0.44	0.20	81.2	92.0	1.6	78.0	80.4
1a	Maximaal - geen Dommel	0.18	0.06	6.4	1.8	2.06	8.0	5.1
1b	Maximaal - Dommel (0.3m-mv)	0.23	0.08	10.5	2.3	2.85	12.2	6.4
1c	Maximaal - Dommel +0.5	0.21	0.07	9.8	2.2	2.6	10.8	6.3
2	Winnings	0.07	0.02	2.6	0.6	0.59	2.6	1.9
3	Berekening	0.04	0.01	4.8	0.0	0.13	3.0	0.8
4	Landgebruik	0.08	0.02	3.1	0.5	0.58	2.8	1.4
5	Ontwatering max	0.09	0.03	3.1	1.1	0.72	3.2	2.8
6	Ontwatering 0.3	0.08	0.03	3.0	0.8	0.61	2.8	2.5
7	Ontwatering 0.5	0.06	0.02	1.9	0.7	0.43	2.2	2.0
8	Intern	0.17	0.07	6.8	1.7	0.35	13.8	4.8
10	Combinatie maximaal	0.33	0.11	14.4	3.5	2.89	22.7	9.1

Figuur 10-33 toont in boxplots voor alle scenario's hoe de spreiding van de verandering in GLG in het ambitienatuurgebied is. Dit geeft een indicatie van de ruimtelijke variatie in verandering en het laat zien dat hoe groter het gemiddelde effect is, hoe groter de spreiding in effect is.



Figuur 10-28 Boxplots met veranderingen in GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie voor laag 1 in het ambitienatuurgebied. De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan.

Uit Tabel 10-4 en Figuur 10-28 blijkt dat alle maatregelen zorgen voor een stijging van de gemiddelde kwelflux en grondwaterstand, met grotere effecten op de GLG dan op de GVG en grotere effecten op de kwel dan op de grondwaterstanden. De effecten van individuele maatregelen (scenario 2 t/m 7) op de GVG zijn klein, aangezien de GVG in de realiteit al ondiep ligt (zie Figuur 10-14). De maximale gemiddelde GLG en GVG toename van een individuele maatregel zijn respectievelijk 0.09 en 0.03 meter, door het gebiedsdekkend verhogen van de ontwateringsdiepte in combinatie met het dempen van sloten (scenario 5). Ook de kwelflux neemt onder dit scenario het sterkste toe, met gemiddeld 0.72 mm/d. Het grootste effect komt daarna door het aanpassen van landgebruik (scenario 4) en het verhogen van de ontwateringsdiepte naar 0.3 m-mv (scenario 6). Deze scenario's zijn in effect erg vergelijkbaar. Van de individuele maatregelen heeft het uitzetten van de berekening (scenario 3) het minste effect met op de GLG en GVG met respectievelijk 4 en 1 cm verhoging, gevolgd door het verhogen van de ontwateringsdiepte naar 0.5m-mv.

Sommige individuele maatregelen hebben meer effect op de GLG en GVG, terwijl andere meer effect hebben op de kwelflux of de diepere grondwaterstanden. Het uitzetten van de berekening (scenario 3) heeft bijvoorbeeld weinig effect op de GLG, GVG, en kwel (+0.13 mm/d), maar zorgt vergeleken met het verhogen van de ontwateringsdiepte (scenario's 6 en 7) voor een groter areaal ondiep gelegen GLG (hoger dan 0.6 m-mv). Daarnaast heeft het uitzetten van de winningen voor industrie en drinkwater (scenario 2) een minder groot effect op de freatische grondwaterstanden dan scenario's 4 en 6, maar is de kwelflux toename vergelijkbaar. De stijghoogte neemt in dit scenario namelijk relatief veel toe, aangezien deze winningen zich op grotere diepte bevinden, waardoor de kwel ook meer toeneemt. Het effect van het stopzetten van de onttrekkingen is mogelijk iets overschat,

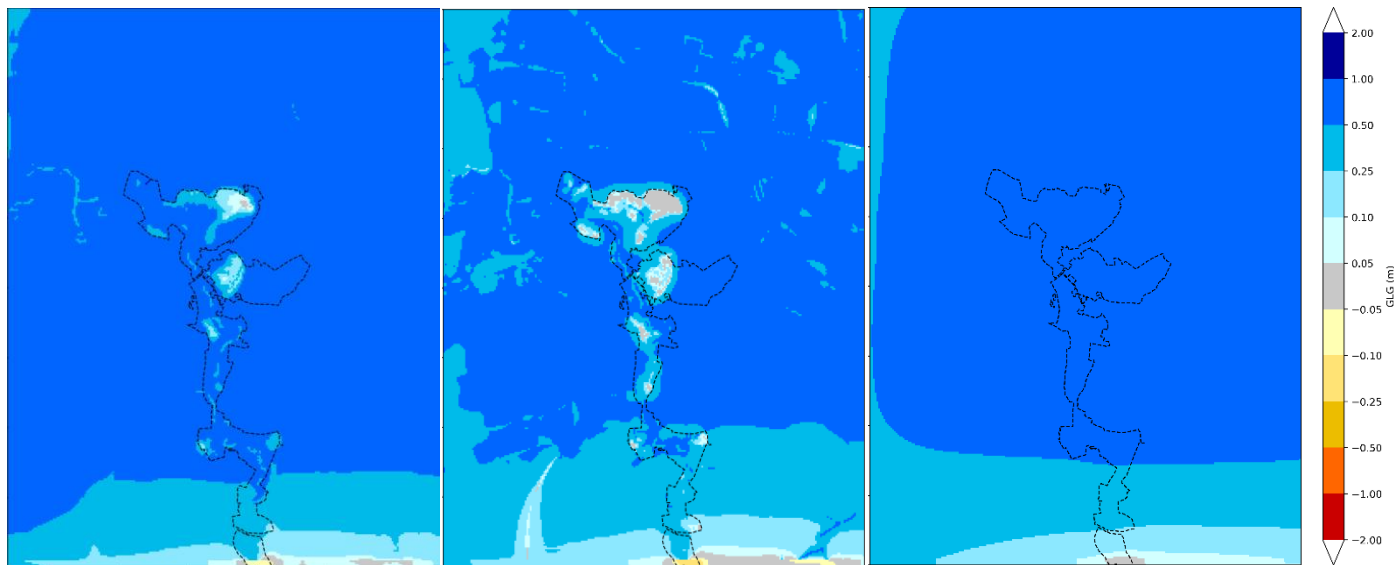
doordat deze maatregel niet helemaal correct is doorgevoerd, zoals besproken is in de vorige paragraaf.

Wanneer maatregelen worden gecombineerd en toegepast buiten het natuurgebied (scenario 1), zijn de effecten veel groter dan bij het toepassen van de individuele maatregelen (zie Tabel 10-4). Voor de grondwaterstanden is dit effect van gecombineerde maatregelen iets kleiner dan de effecten van de individuele maatregelen bij elkaar opgeteld: 0.23 meter GLG verhoging ten opzichte van 0.28 meter. Voor de gemiddelde kwel en de GLG doelrealisatie wordt het effect juist groter: 2.85 mm/d kwelverhoging ten opzichte van 2.02 mm/d verhoging bij het sommeren van de individuele effecten.

Voor de berekening van de doelrealisatie in Tabel 10-4 is de WaterWijzer Natuur gebruikt, waarbij de kwelflux doelen niet zijn meegenomen. Alle maatregelen hebben positief effect op de doelrealisaties. Aangezien de effecten op de GLG groter zijn dan op de GVG, is toename in GLG-doelrealisaties ook groter. Dit geldt echter niet bij het aanpassen van de ontwatering in bufferzones van 500 m (scenario 6 en 7): aangezien deze maatregel een grotere toename in areaal met een geschikte GVG heeft dan het areaal met een geschikte GLG, is ook de toename in GVG-doelrealisatie groter.

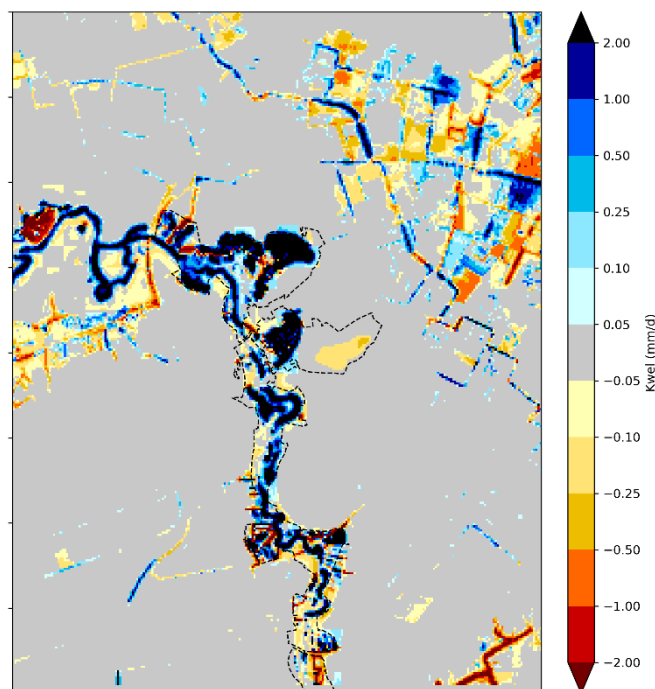
10.5.2 Scenario maximaal vernatten

De grootste vernatting in het natuurgebied vindt plaats wanneer alle maatregelen buiten het natuurgebied gebiedsdekkend worden toegepast en binnen het natuurgebied de sloten en waterlopen worden gedempt en de Dommel opgehoogd (scenario 10). Het effect daarvan op de grondwaterstanden is te zien in Figuur 10-29. Duidelijk is te zien dat het effect in het natuurgebied wat kleiner is, met name in het ambitienatuurgebied waar de grondwaterstanden al hoog waren. Het effect op de GVG is kleiner dan op de GLG, met name rond de Dommel. De verandering in stijghoogte is in bijna het hele gebied 0.5-1 m en toont, in tegenstelling tot het effect op de GLG en GVG, nauwelijks lokale verschillen binnen het natuurgebied.



Figuur 10-29 Verandering in GLG (links), GVG (midden) en GLG in laag 4 (stijghoogte, rechts) ten opzichte van de nulsituatie (m) bij toepassing van alle maatregelen zowel binnen als buiten het natuurgebied (scenario 10).

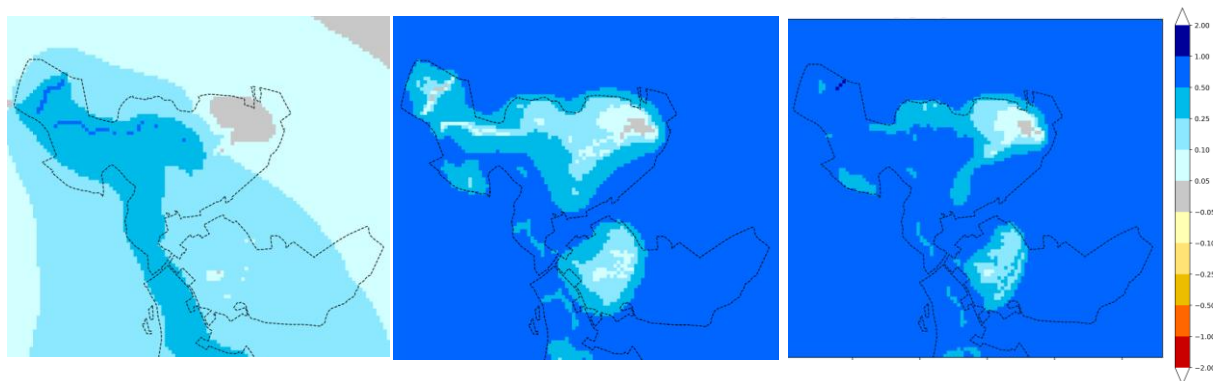
Doordat de stijghoogte vergeleken met de freatische grondwaterstand meer toeneemt in het natuurgebied (vergelijk rechts en links in Figuur 10-29) is de verandering in kwelflux daar het grootst (zie Figuur 10-30). Buiten het natuurgebied neemt de infiltratie in het wegzijgingsgebied toe.



Figuur 10-30 Verandering in gemiddelde kwel in mm/d (links) ten opzichte van de nulsituatie bij toepassing van alle maatregelen zowel binnen als buiten het natuurgebied (scenario 10). De geel-rode kleuren geven afname in kwel weer en de blauwe kleuren een toename in kwel.

Dit maximaal vernattende scenario is een combinatie van de maatregelen in scenario 1c (alle maatregelen buiten het natuurgebied, toegelicht in volgende paragraaf) en 8 (alle maatregelen binnen het natuurgebied). De verandering in GLG voor scenario 1c, 8 en 10 ten opzichte van de

referentie wordt getoond in Figuur 10-31. Het effect op de GLG en GVG in het maximale vernattende scenario (10) is echter geen optelsom van deze andere twee scenario's. Het effect van scenario 8 op de GVG en GHG is bijna hetzelfde als voor scenario 1c. Het effect op de GLG is iets kleiner. Echter, het toepassen van de maatregelen binnen het natuurgebied bovenop de maatregelen buiten het natuurgebied vergroot het gemiddelde vernattingseffect op de GVG en GLG in het natuurgebied met ongeveer 1,5 keer.

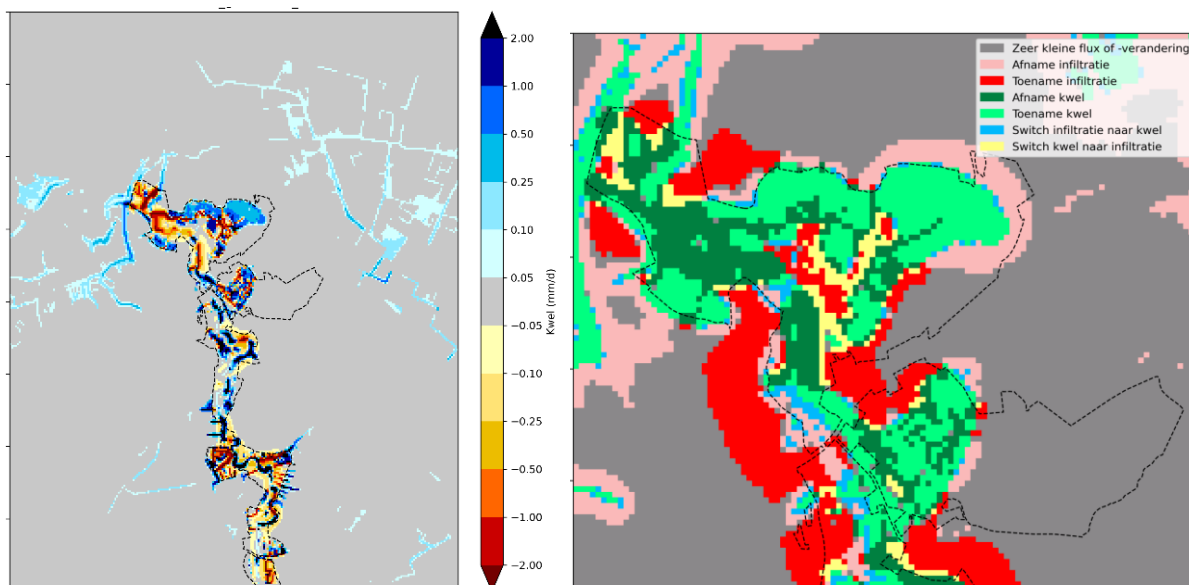


Figuur 10-31 Verandering in GLG ten opzichte van de referentie (m) bij toepassing van maatregelen binnen het natuurgebied (scenario 8), buiten het natuurgebied (scenario 1c) en zowel binnen als buiten het natuurgebied (scenario 10). In alle scenario's is de Dommel binnen het gebied opgehoogd met 0.5m.

10.5.3 Maatregelen binnen het natuurgebied

Zoals in Figuur 10-31 al te zien was, is met maatregelen binnen het natuurgebied (het aanpassen van de ontwatering) nog veel effect te behalen op verhoging van de grondwaterstand (17 cm verhoging van de GLG en 14% extra doelrealisatie GLG). Dit effect van maatregelen binnen het natuurgebied op de GLG is in het natuurgebied hoger dan het effect van alle maatregelen buiten het modelgebied (vergelijk linker- en middelste figuur in Figuur 10-31). Dit komt met name door het dempen van de diepe sloot in het natuurgebied en het verhogen van de Dommel met 0.5 m bij het scenario met maatregelen binnen het natuurgebied.

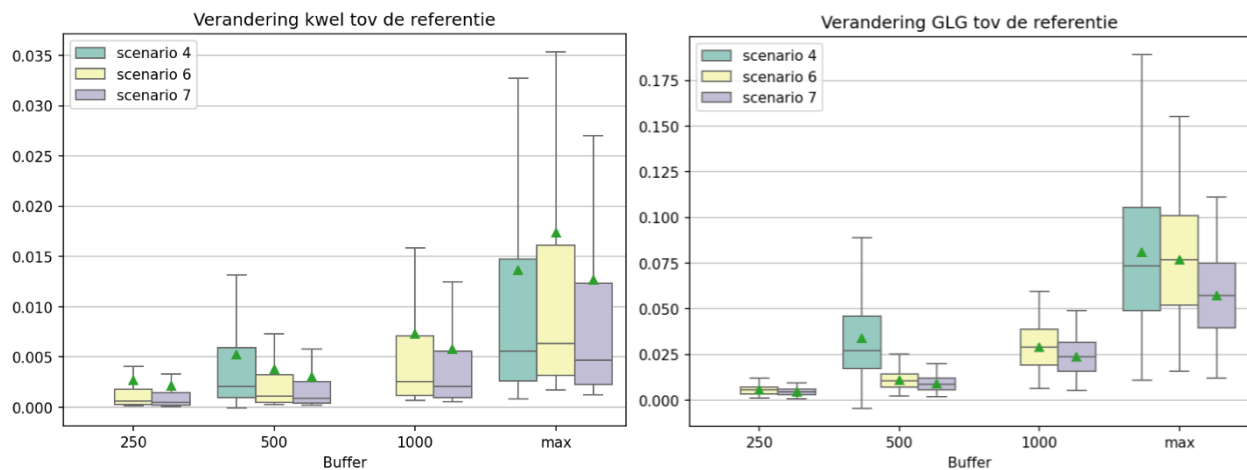
Figuur 10-32 laat de verandering in kwelflux zien door de vernattingsmaatregelen binnen het natuurgebied. Deze zorgen voor een gemiddelde vermindering van de kwelflux in het hele natuurgebied (0.12 mm/d). Met name rond de Dommel en de diepe watersloot in het noordelijkste natuurgebied neemt de kwel af. Dit komt doordat de freatische grondwaterstand sterker verhoogd wordt dan de stijghoogte. Het dempen en verhogen van de waterlopen heeft vrij lokaal effect, waardoor in het ambitienatuurgebied wel een verhoging van de kwel te zien is.



Figuur 10-32 Verandering in gemiddelde kwelflux (mm/d, links) en gemiddelde fluxrichting (rechts, ingezoomd) ten opzichte van de referentie door het dempen van primaire waterlopen en sloten en het verhogen van het Dommelpoel met 0.5m in het natuurgebied.

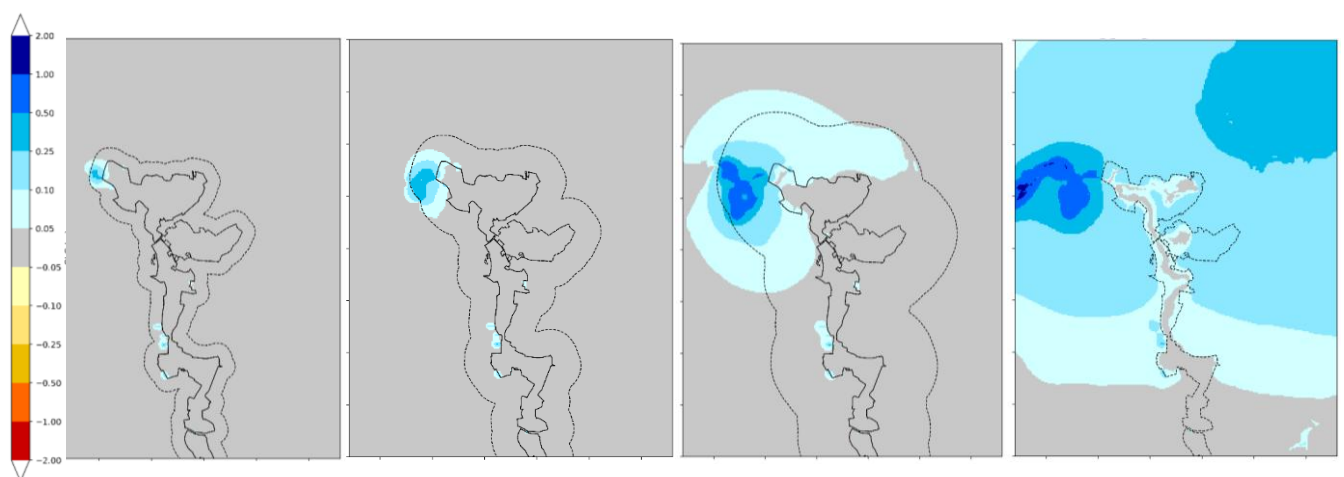
10.5.4 Effect van buffers

Figuur 10-33 laat voor de scenario's 4, 6 en 7, welke toegepast zijn binnen verschillende bufferzoneafstanden, zien wat het verschil in effect is op de kwel en GLG. Het verhogen van de ontwateringsdiepte (scenario 6 en 7) is toegepast in een bufferzone van 250, 500, 1000 meter en in het hele modelgebied buiten het natuurgebied ('max'). De aanpassing in landgebruik (scenario 4) is alleen toegepast in een bufferzone van 500 meter en in het maximale gebied. Figuur 10-33 maakt duidelijk dat een kleine bufferzone van 250 of 500 meter nauwelijks effect heeft op de kwelflux en grondwaterstanden in het ambitienatuurgebied. Het aanpassen van landgebruik heeft bij een 500 meter bufferzone een vergelijkbaar effect op de GLG en kwel als de ontwateringsaanpassingen in een buffer van 1000 meter. Uit de figuur blijkt dat toepassing van de maatregelen op het hele gebied pas zorgt voor een duidelijk waarneembaar (gemiddeld 5-8 cm) effect. Bij het ophogen van de ontwateringsbasis naar 0.3m-mv in een bufferzone van 1000 meter rond het natuurgebied kan ongeveer 38% behaald worden van het effect op de GLG bij toepassing op het hele modelgebied. Voor de GVG en GHG is dit respectievelijk 33% en 50%.



Figuur 10-33 Boxplots met veranderingen in gemiddelde kwelflux per jaar in mm/d (links) en gemiddelde GLG in m (rechts) ten opzichte van de referentie in het ambitienatuurgebied voor de scenario's met verschillende buffers. De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het zwarte streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De whiskers geven de 5-95 percentiel weer.

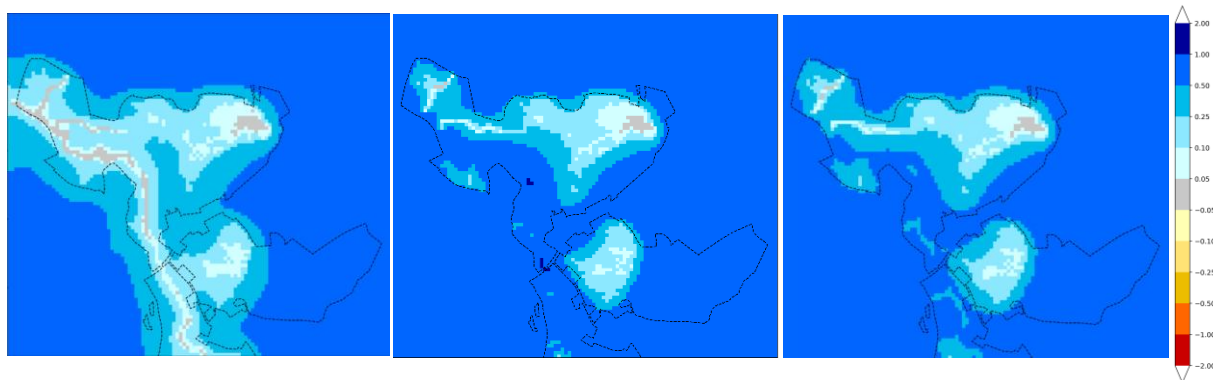
Figuur 10-34 laat zien hoe de GLG ruimtelijk verandert bij een aanpassing van de ontwateringsbasis naar 0.3 m-mv, toegepast in bufferzones (scenario 6). Het effect voor aanpassing naar 0.5 m-mv (scenario 7) is vergelijkbaar. De figuur laat zien dat het effect bij kleine bufferzones vooral wordt veroorzaakt door de aanpassing van de Dommel (verder toegelicht in volgende paragraaf). Bij een bufferzone van 1000 m wordt ook een stukje van een diepere waterloop in het noordoosten van de buffer aangepast. Pas bij toepassing op het hele modelgebied is verdere verandering binnen het natuurgebied te zien. Hierbij moet worden meegenomen dat de GLG rond het natuurgebied in de referentiesituatie al rond 2 m-mv was (zie Figuur 10-14), wat lager is dan de slootdieptes. Hierdoor heeft verdere verhoging van de waterlopen geen effect.



Figuur 10-34 Verandering in GLG ten opzichte van de referentie (m) bij verhoging van de ontwateringsdiepte naar 0.3 m-mv (scenario 6), toegepast in buffers met vlnr: 250 m, 500 m, 1000 m, hele modelgebied.

10.5.5 Effect van de Dommel

Het peil van de Dommel speelt een belangrijke rol in de hydrologie in het gebied. De modelinstellingen van scenario's 1a, 1b en 1c verschillen alleen door een andere aanpassing aan de Dommel, en daarnaast is voor deze scenario's het pakket van maximale maatregelen buiten het natuurgebied toegekend. Bij 1a is de Dommel onveranderd, bij 1b is de Dommel in het gehele modelgebied (binnen en buiten natuurgebied) opgehoogd tot 0.3m-mv en bij 1c is de Dommel in het geheel opgehoogd met 0.5m. De veranderingen in GLG in het natuurgebied zijn te zien in Figuur 10-35. Het effect op de GLG rondom de Dommel in het natuurgebied bij het toepassen van alle maatregelen buiten het natuurgebied én het zeer sterk ophogen van de Dommel (1b) is dubbel zo hoog als wanneer de Dommel niet wordt aangepast (1a). In het gebied met de belangrijkste natuurdoelen, welke iets verder van de Dommel weg liggen, is het verschil in GLG-effect minder groot. De kwelflux wordt daarnaast ook beïnvloedt, de sterkste toename in kwelflux treed op bij scenario 1b (zie Tabel 10-5). De Dommel heeft dus lokaal een sterk ontwaterende werking op het natuurgebied.



Figuur 10-35 Verandering in GLG ten opzichte van de referentie (m) bij toepassing van alle maatregelen buiten het natuurgebied (scenario 1), waarbij verschillende aanpassingen aan het Dommelveel zijn gedaan. Vlnr: Dommel niet aangepast (scenario 1a), Dommelveel helemaal verhoogd naar 0.3m-mv (scenario 1b), Dommelveel helemaal verhoogd met 0.5m (scenario 1c).

Tabel 10-5 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG, kwelflux en doelrealisatie voor scenario 1 ten opzichte van de nulsituatie in het geselecteerde gebied met de belangrijkste natuurdoelen. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de nulsituatie weer.

	Scenario naam	GLG (m - mv)	GVG (m - mv)	GLG areaal >0.6 (%)	Areaal GVG >0.6 m-mv (%)	Kwel (mm/d)	Doel-realiserie GLG (%)	Doel- realiserie GVG (%)
	Referentie	0.44	0.20	81.2	92.0	1.6	78.0	80.4
1a	Maximaal – Dommel niet	0.18	0.06	6.4	1.8	2.06	8.0	5.1
1b	Maximaal – Dommel helemaal naar 0.3m-mv	0.23	0.08	10.5	2.3	2.85	12.2	6.4
1c	Maximaal – Dommel +0.5m	0.21	0.07	9.8	2.2	2.61	10.8	6.3

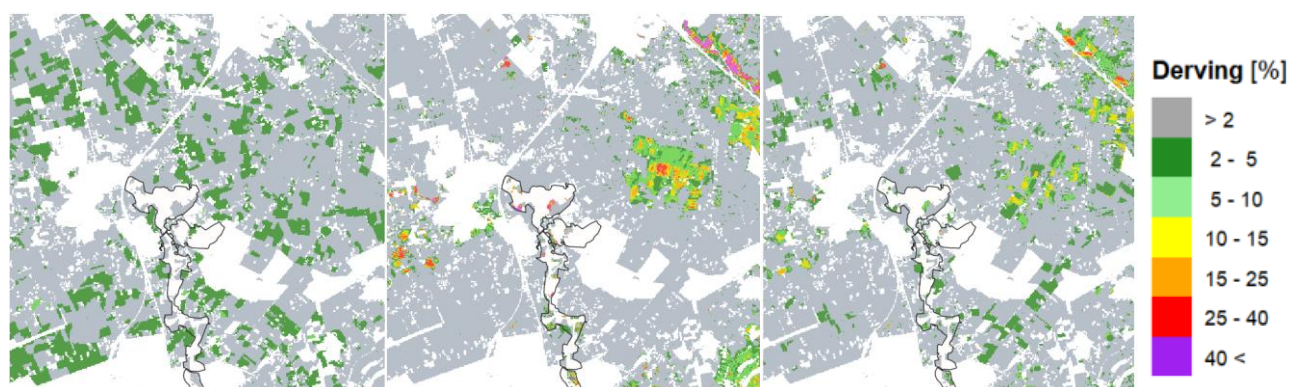
Tabel 10-6 Veranderingen in gemiddelde freatische grondwaterstanden en stijghoogte (GLG en GVG in modellaag 1 en 4), en doelrealisatie ten opzichte van de referentie in het geselecteerde gebied met de belangrijkste natuurdoelen. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de referentiesituatie weer, de rijen daaronder de verandering per scenario ten opzichte van de referentiesituatie.

	Scenario naam	Buffer (m)	GLG (m-mv) I1	GLG (m-mv) I4	Doelrealisatie GLG	GVG (m-mv) I1	GVG (m-mv) I4	Doelrealisatie GVG	GHG (m-mv)	Kwel (mm/d)	Oppervlakte >90% van het jaar kwel (%)
	Referentie	-	0.44	0.31	78.0	0.2	0.26	80.4	0.14	1.61	79.0
1a	Maximaal	-	0.18	0.54	8.0	0.06	0.42	5.1	0.04	2.06	15
1b	Maximaal Dommel	-	0.23	0.71	12.2	0.08	0.54	6.4	0.05	2.85	17
1c	Maximaal Dommel	-	0.21	0.65	10.8	0.07	0.51	6.3	0.05	2.61	16
2	Winningen		0.07	0.18	2.6	0.02	0.13	1.9	0.01	0.59	9
3	Berekening	-	0.04	0.08	3.0	0.01	0.02	0.8	0	0.02	3
4	Landgebruik	500	0.03	0.07	1.1	0.01	0.03	0.7	0	0.21	3
		-	0.08	0.21	2.8	0.02	0.08	1.4	0.01	0.58	8
5	Ontwatering max	-	0.09	0.17	3.2	0.03	0.21	2.8	0.02	0.72	8
6	Ontwatering 0.3	250	0	0	0.3	0.01	0.01	0.9	0	0.04	1
		500	0.01	0.01	0.5	0.01	0.02	1.1	0	0.08	1
		1000	0.03	0.05	1.2	0.01	0.07	1.5	0.01	0.2	3
		-	0.08	0.15	2.8	0.03	0.18	2.5	0.02	0.61	8
7	Ontwatering 0.5	250	0	0	0.2	0.01	0.01	0.7	0	0.03	1
		500	0.01	0.01	0.4	0.01	0.02	0.9	0	0.06	1
		1000	0.02	0.04	1.0	0.01	0.05	1.3	0	0.16	3
		-	0.06	0.11	2.2	0.02	0.13	2.0	0.01	0.43	6
8	Intern	-	0.17	0.12	13.8	0.07	0.09	4.8	0.06	0.35	5
9	Combinatie ontwatering	-	0.25	0.29	17.0	0.09	0.31	6.1	0.07	1.18	11
10	Combinatie maximaal	-	0.33	0.71	22.7	0.11	0.55	9.1	0.1	2.88	15

10.6 Impact van maatregelen op andere functies

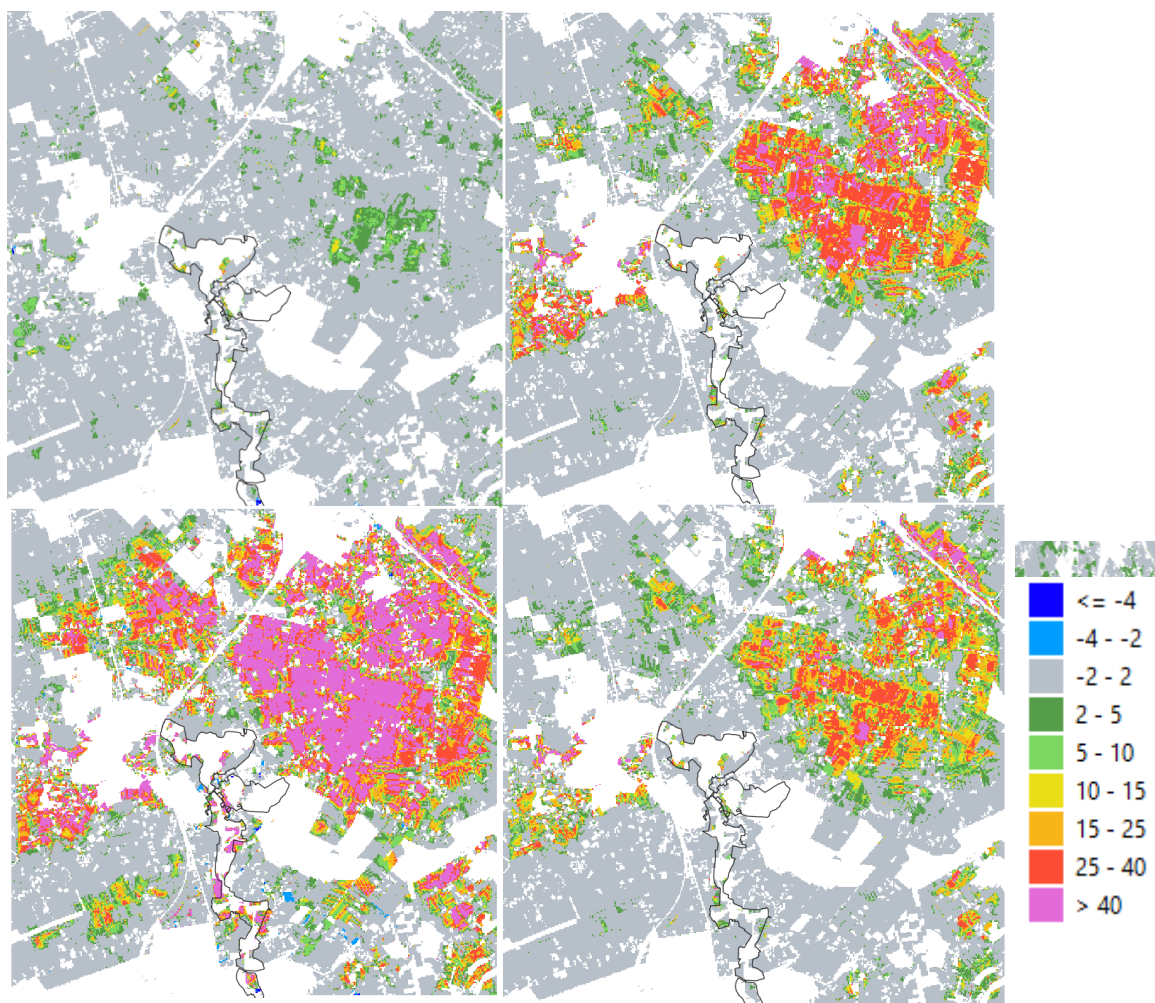
10.6.1 Effect maatregelen op landbouwopbrengst

De totale opbrengstderving in een groeiseizoen die is berekend met de WaterWijzer Landbouw (WWL-Tabel 2.0.0) komt door directe en indirecte effecten. Directe effecten zijn het gevolg van transpiratiereductie tijdens het groeiseizoen door droogtestress, zuurstofstress (natschade) en zoutschade. Deze laatste speelt geen rol in deze studie. Indirecte effecten zijn het gevolg van een verschuiving in het groeiseizoen. Figuur 10-36 geeft de opbrengstderving in het modelgebied de Dommelbeemden weer voor de referentiesituatie. Hieruit blijkt dat het grootste deel van de opbrengstderving komt door directe effecten (droogte- en zuurstofstress samen). Derving door natschade loopt soms hoog op en komt vooral voor in het oosten van het natuurgebied waar de GVG nabij maaiveld staat en de kwelfluxen hoog zijn (vergelijk Figuur 10-36 met Figuur 10-14 en Figuur 10-15).



Figuur 10-36 Opbrengstderving in het groeiseizoen in de nulsituatie door droogtestress (links), natschade (midden) en verschuiving in het groeiseizoen (rechts).

Figuur 10-37 laat de veranderingen in totale opbrengstderving zien voor verschillende scenario's. Het uitzetten van de drinkwaterwinningen (figuur linksboven) leidt tot weinig verandering in opbrengstderving (2-5% extra). Het verhogen van de ontwateringsbasis (figuur rechtsonder) kan echter leiden tot veel natschade en daardoor een hogere totale opbrengstderving (meer dan 40% extra), wat wordt versterkt met het dempen van sloten (figuur rechtsboven). Wanneer alle maatregelen samen worden genomen (figuur linksonder), ontstaat in een groot deel van het landbouwgebied natschade met meer dan 40% extra opbrengstderving ten opzichte van de referentie.



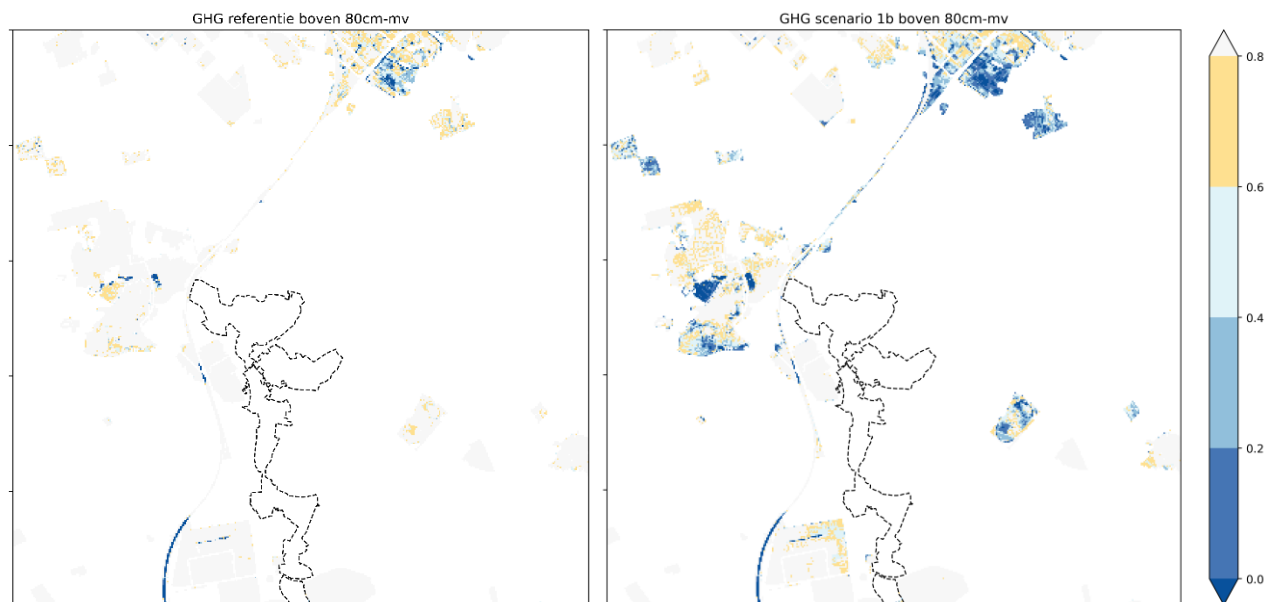
Figuur 10-37 Verandering in percentage totale opbrengstderving ten opzichte van de referentie in verschillende scenario's. Scenario's met de klok mee: uitzetten van drinkwaterwinningen (scenario 2), ontwateringsbasis op 0.3 m-mv en sloten gedempt (scenario 5), ontwateringsbasis op 0.3 m-mv in het hele modelgebied (scenario 6) en alle maatregelen genomen buiten het natuurgebied en verhoging van de ontwateringsbasis van de hele Dommel (scenario 1b).

10.6.2 Effect maatregelen op stedelijk gebied

Vernattingsmaatregelen kunnen zorgen voor verhoogde grondwaterstanden in het stedelijk gebied en zouden daarmee tot waterschade op gebouwen, bijvoorbeeld door kelders die onderlopen. In deze studie is het effect van de maatregelen op het stedelijk gebied bekeken aan de van de stijging in het wintergrondwaterstanden. Hierbij is de GGOR methodiek gevolgd. In deze methodiek wordt gekeken naar de toename in stedelijk gebied waar de GHG boven 80 cm-mv is (Arnold et al., 1998).

Figuur 10-38 (linkerfiguur) toont voor het bebouwd gebied (incl. grasland in bebouwd gebied, zoals parken) rondom de Dommelbeemden waar de GHG hoger is dan 80 cm-mv in de nulsituatie. Dit is bijna 16% van het stedelijk gebied. Tabel 10-7 Veranderingen in percentage stedelijk gebied waar de GHG boven 80cm-mv is ten opzichte van de referentie. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de referentiesituatie weer. Tabel 10-7 laat zien met hoeveel dit percentage toeneemt ten opzichte van de nulsituatie. Deze percentages nemen bij een verandering van de ontwatering flink toe. Het maximale scenario verhoogt het percentage 2,5 keer tot 41%. Figuur 10-38 (rechterfiguur) laat zien in

welke gebieden dit is. Daarin is ook te zien dat in een groot deel daarvan de GHG boven de 20 cm-mv uitkomt. Dit zou hoogstwaarschijnlijk leiden tot wateroverlast en vragen om een aanpassingen van de ontwatering in de stad.



Figuur 10-38 GHG in m-mv in de referentiesituatie (links) en bij scenario 1b (rechts) waar de grondwaterstanden boven 80cm-mv staan. In lichtgrijs is het stedelijk gebied weergegeven waar de GHG lager dan 80 cm-mv is.

Tabel 10-7 Veranderingen in percentage stedelijk gebied waar de GHG boven 80cm-mv is ten opzichte van de referentie. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de referentiesituatie weer.

	Scenario naam	GHG in stedelijk gebied boven 80cm-mv (%)
	Referentie	16
1b	Maximaal Dommel	25
2	Winningen	4
3	Berekening	3
4	Landgebruik	2
5	Ontwatering max	12
6	Ontwatering 0.3	11
7	Ontwatering 0.5	8
10	Combinatie maximaal	24

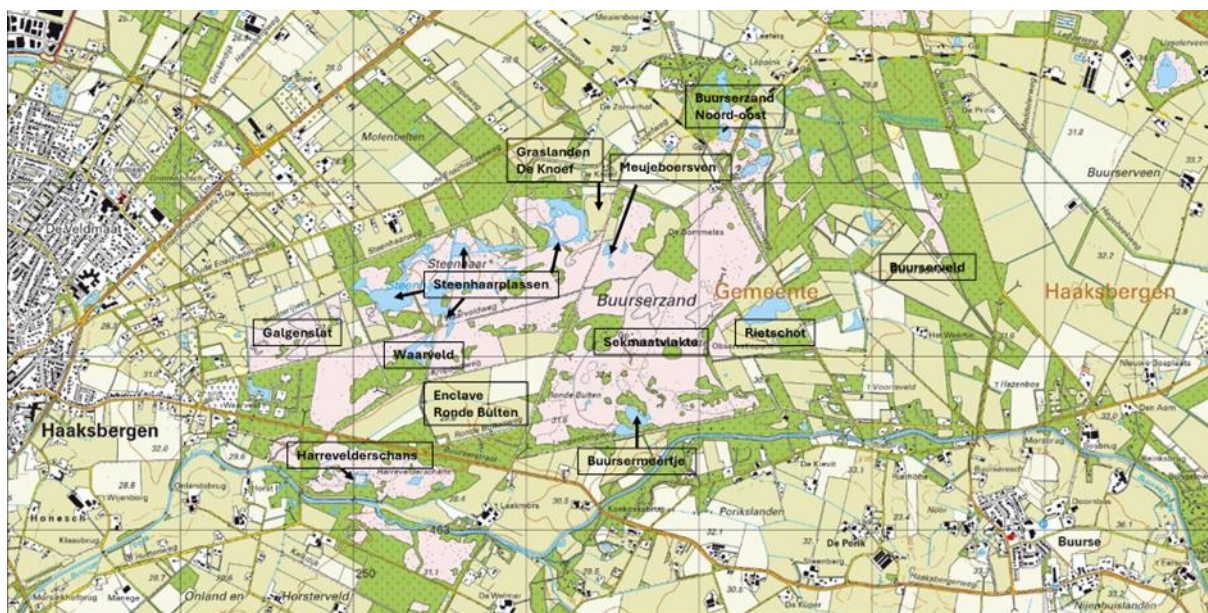
11 Bijlage 3 – Buurserzand

11.1 Systeemanalyse

Ligging

Het Buurserzand ligt in Twente, tussen Haaksbergen en Buurse (Figuur 11.1). Het studiegebied betreft het deel dat in bezit en beheer is bij Natuurmonumenten. De kern bestaat uit een rug van dekzand en stuifzand, met in lokale laagten vennen. Aan de zuidzijde ligt het dal van de Buurserbeek, een van de grotere beeksystemen in Twente. Aan de noordzijde loopt de veel kleinere Hagmolenbeek. In het oostelijk deel (Rietschot) ligt een zuid-noord-gerichte laagte met beekdalgronden, een oud dal van de Buurserbeek.

Het gebied is het noordelijke deel van Natura 2000-gebied Buurserzand en Haaksbergerveen. De omgeving bestaat vooral uit een afwisseling van landbouwgronden en bossen met daarbinnen hier en daar restanten heide. Ongeveer 4 kilometer oostelijker, tegen de Duitse grens, ligt Natura 2000-gebied Witte Veen, een hoogveenrestant.



Figuur 11.1 Ligging Buurserzand en gebruikte toponiemen (ondergrond: topotijdreis.nl)

Geologie en geohydrologie

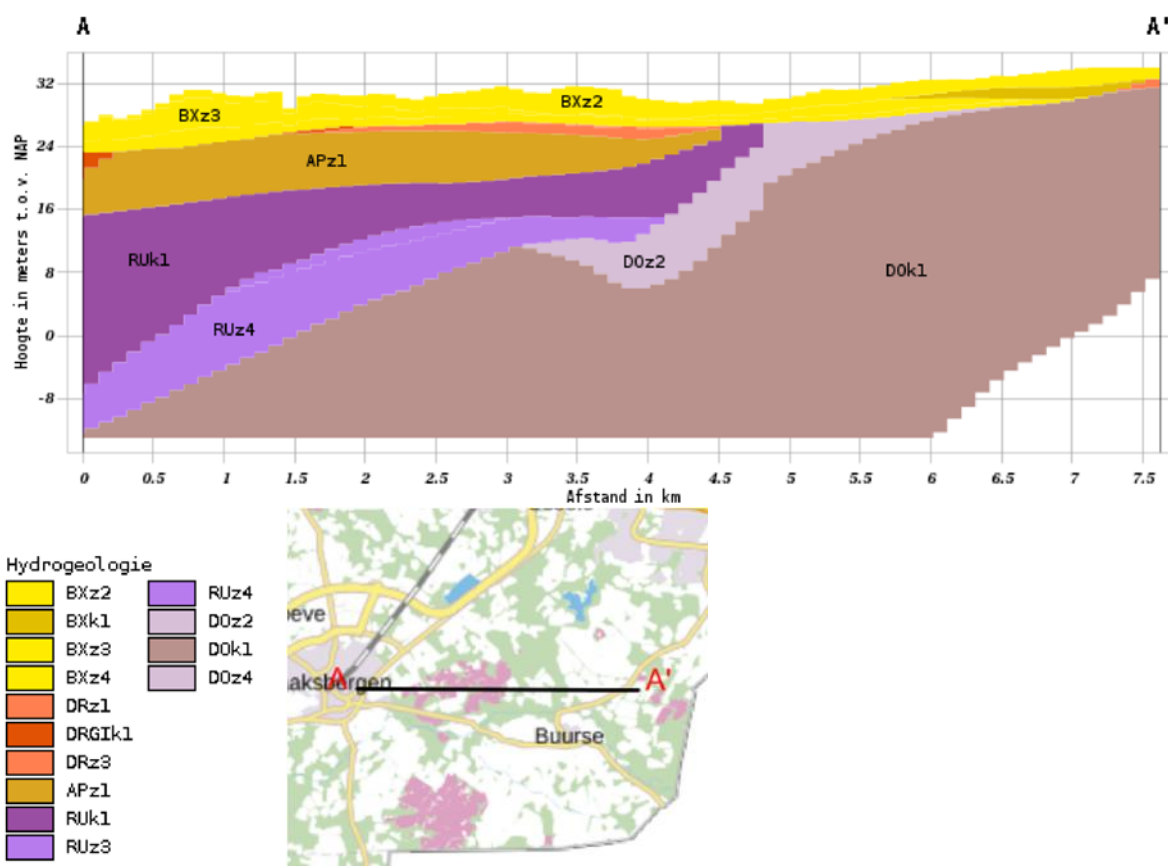
Reliëf

Het Buurserzand ligt op een regionale helling van (zuid)oost naar (noord)west. Het ligt even westelijk van de grens van het Oost-Nederlands-Plateau, in het meest oostelijke deel van het Noordzeebekken, waarvan de ondergrond afloopt in (noord)westelijke richting. Het Buurserzand zelf is een hoge rug met veel lokale laagten, waarin vennen, zoals de Steenhaarplassen. Deze hoogte

loopt af naar de beekdalen van Buurserbeek (zuid) en Hagmolenbeek (noord) en de lagere gronden rond Haaksbergen. Ook in het oostelijk deel van het gebied ligt het maaiveld wat lager. Rietschot bestaat uit enkele laagten. Oostelijk daarvan ligt het Buurserveld. Hier liep ooit de Buurserbeek in noordelijke richting naar de Rutbeek. In 1340 is de beek in westelijke richting omgelegd, tussen het Buurserzand en de noordrand van de zandrug waarop Buurse ligt. Op de oude waterstaatskaart van 1882/1884 is het geulenpatroon van de oude loop ook nog te traceren. Dat verklaart haar huidige, relatief hoge ligging in het landschap ter hoogte van Buurse. Met de omlegging had men als doel een betere verbinding met het Duitse achterland en waarschijnlijk het aandrijven van de watermolens stroomafwaarts (o.a. bij Haaksbergen).

Regionale en lokale geologie en geohydrologie

Verticale Doorsnede BRO REGIS II v2.2.2



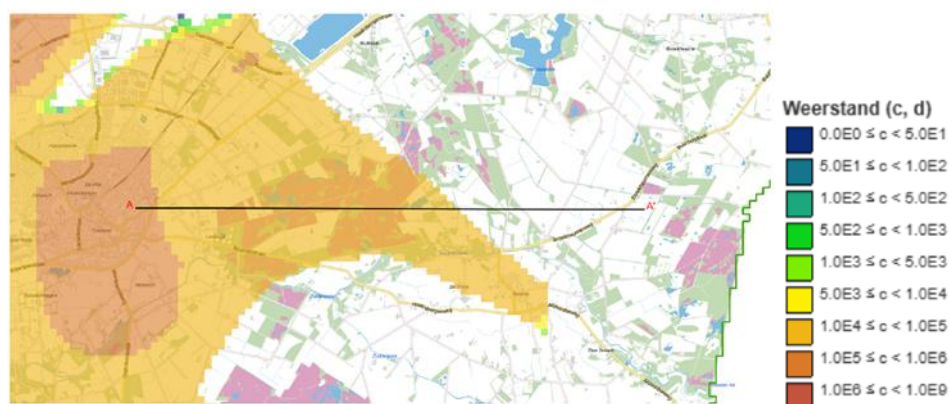
Figuur 11.2 hydrogeologische doorsnede van west naar oost (bron: REGIS 2.2)

Figuur 11.2 toont een regionale hydrogeologische doorsnede over het gebied. De geohydrologische basis zijn de tertiaire kleiën van de Formatie van Dongen (DOK1). Deze liggen op het Oost-Nederlands Plateau enkele meters onder maaiveld, maar hellen ten westen daarvan sterk af. Ter hoogte van het Buurserzand lopen deze kleiën af van circa 24 tot 40 meter beneden maaiveld. Hierboven ligt een enkele meters dik pakket zanden van de formaties van Dongen (DOz4) en Rüpel (RUZ4). Ongeveer vanaf het Buurserveld ligt hierop een kleipakket van de Formatie van Rüpel (RUK1), dat in westelijke

richting helt van enkele meters diepte tot ongeveer 12 meter diepte. Het topsysteem bestaat uit rivierzanden (Formatie van Appelscha, APz1) en zanden van de Formatie van Boxtel (dekzanden en verspoelde zanden, BXz2, BXz3) met daarin lokaal slecht doorlatende lagen, namelijk Drente-Gieten-klei (keileem, DRG1k1) en Boxtel-klei (löss, verspoelde lemen, BXk1); lokaal komen ook nog (begraven) veenlagen als slecht doorlatende laag voor. Plaatselijk zijn er ook stuifzanden aanwezig.

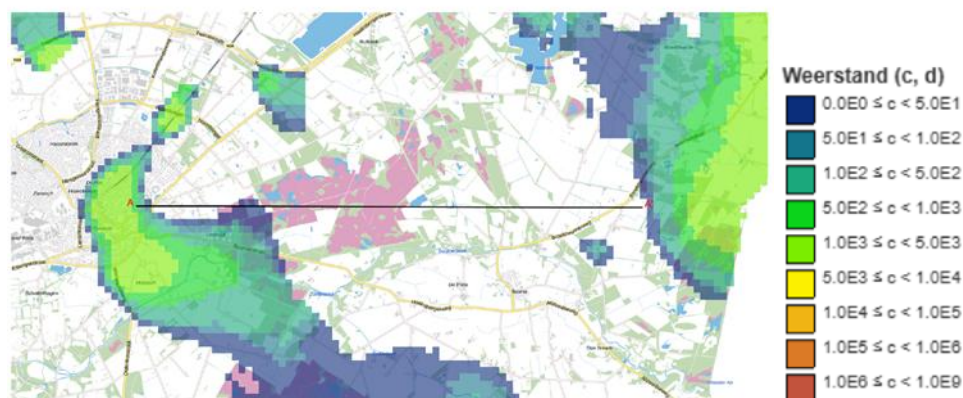
Deze gelaagdheid kan leiden tot stagnatie van water op lokaal aanwezige slecht doorlatende lagen. Daarnaast kan de helling van het gebied, in combinatie met lokale afwezigheid van slecht doorlatende lagen leiden tot een opwaartse flux van -regionaal gezien- lateraal stromend grondwater (kwel). Deze situatie lijkt met name in het oostelijk deel (Rietschot) mogelijk. Figuur 11.3 t/m Figuur 11.6 tonen globaal de verspreiding en weerstand van de weerstand-biedende lagen de ondergrond.

Rupel Formatie, eerste kleiige eenheid (BRO REGIS II v2.2.2)



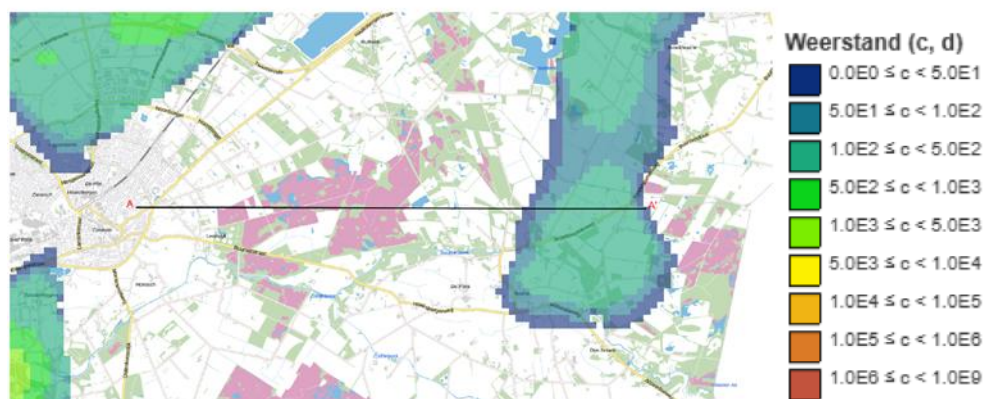
Figuur 11.3 weerstand van de R pel-klei (bron: REGIS 2.2)

Formatie van Drente, Laagpakket van Gieten, eerste kleiige eenheid (BRO REGIS II v2.2.2)

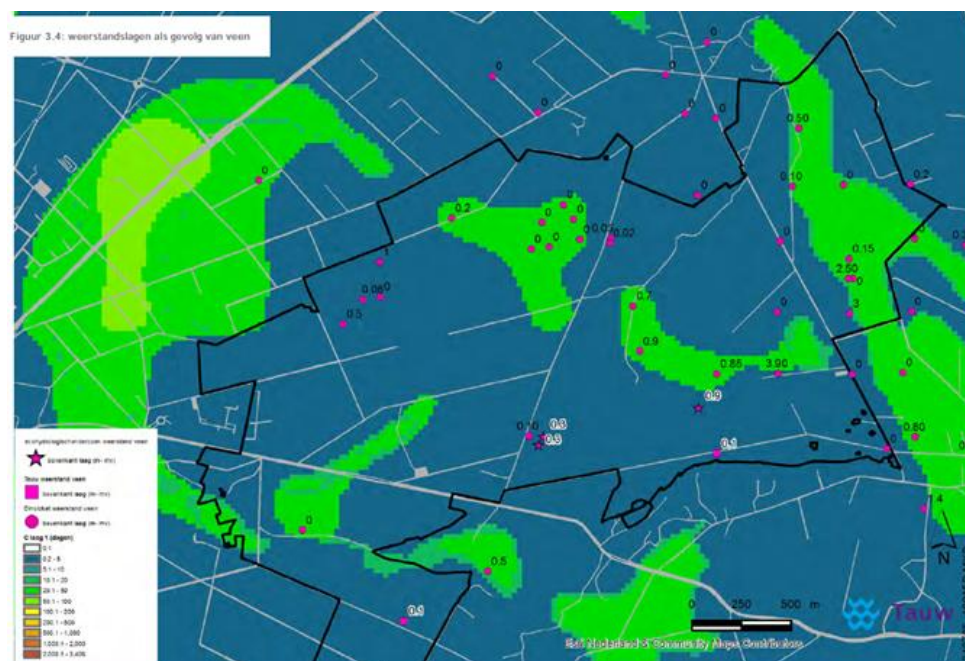


Figuur 11.4 weerstand van de keileem (bron: REGIS 2.2)

Formatie van Boxtel, eerste kleiige eenheid (BRO REGIS II v2.2.2)



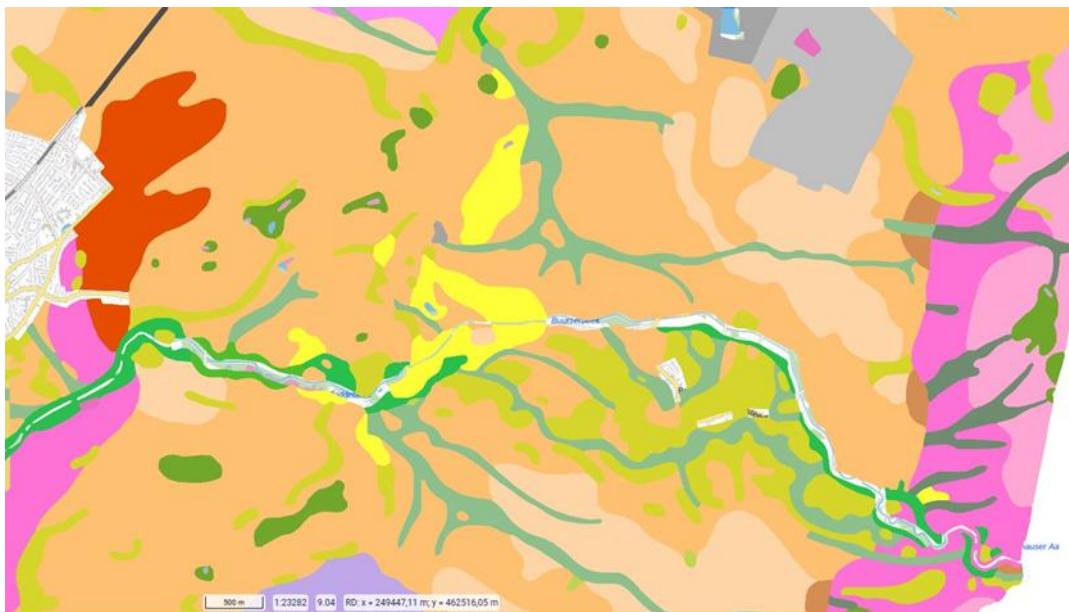
Figuur 11.5 weerstand van de klei/leem van de Formatie van Boxtel (bron: REGIS 2.2)



Figuur 11.6 weerstand van veen in de ondiepe ondergrond (bron: Olthof et al., 2018a/b)

Geomorfologie

Figuur 11.7 toont de geomorfologische kaart. Het grootste deel is aangegeven als grondmorenewelving met daarop een dunne laag dekzand of stuifzandruggen. De Rietschot ligt in een dalvormige laagte. Ook in de landbouwenclave noordelijk van de Ronde Bultenweg ligt een dalvormige laagte. In het gebied liggen enkele uitblazingskommen met in de laagste delen open water (Steenhaarplassen).

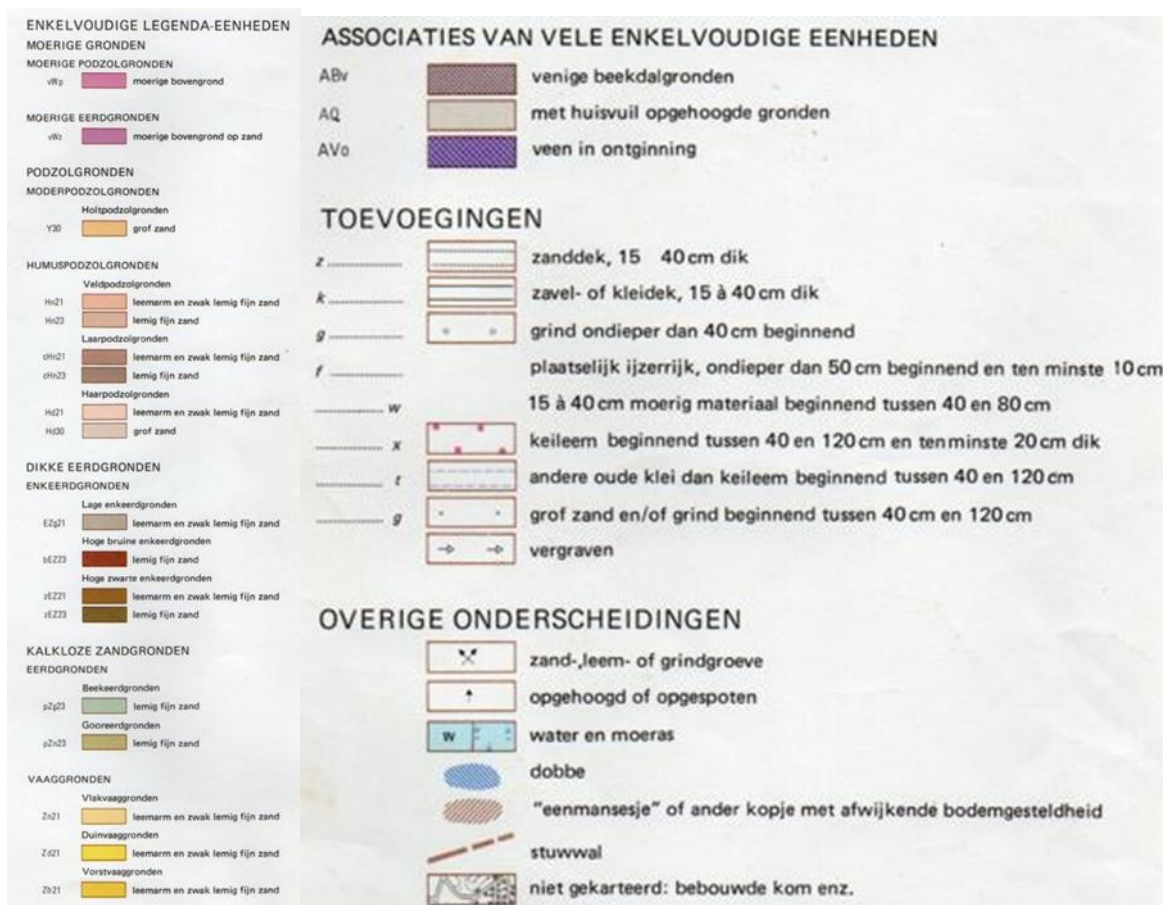
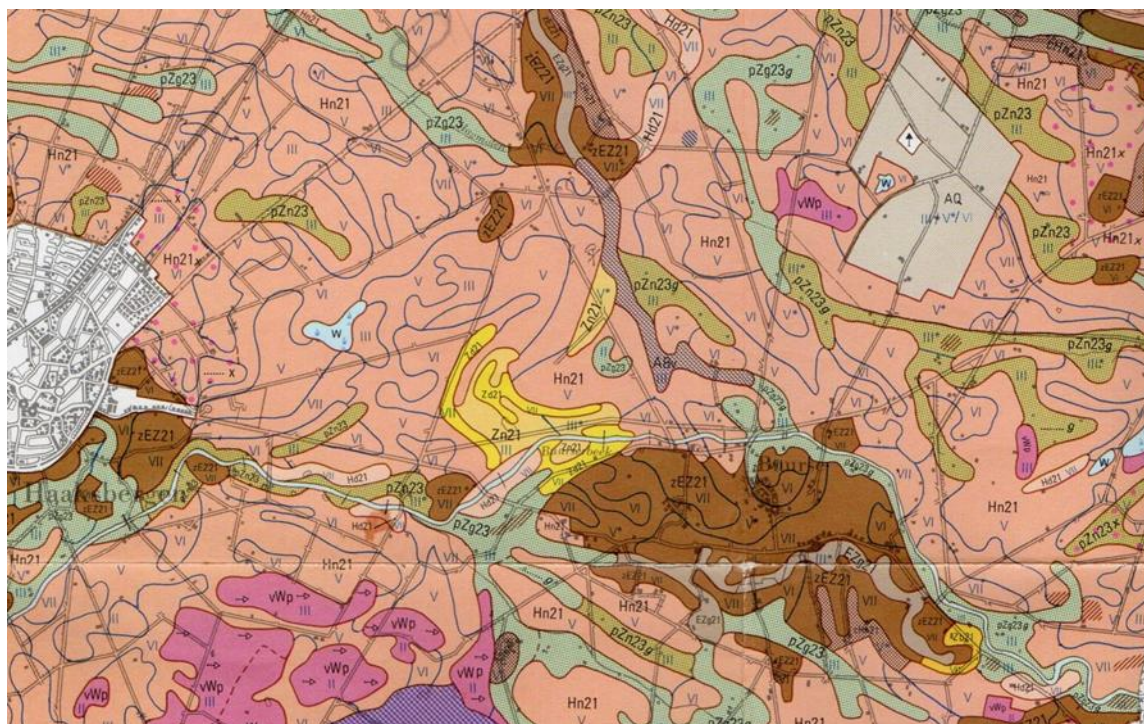


Figuur 11.7 Geomorfologische kaart Buurserzand en omgeving (bron: PDOK). Legenda: Geel: landduinen; oranje en rood: grondmorenewelving; blauwgrijs: dalvormige laagte; donkergroen: uitblazingskom; lichtgroen: dekzandrug; lichtblauw: water; blauwpaars: laagte ontstaan door afgraving.

Bodem

Figuur 11.8 toont de bodem- en grondwatertrappenkaart 1:50.000. Het overgrote deel van het gebied is gekarteerd als veldpodzolgronden, dus vochtige tot natte (grotendeels uitgeloopte) infiltratieprofielen. Ten zuiden van de Buurserbeek, rondom Buurse ligt een groot areaal hoge zwarte enkeerdgronden, dus eeuwenlang agrarisch gebruikte (niet zure/uitgeloopte) gronden. Aan de oostzijde hiervan zijn rond de Buurserbeek beekerdgronden aangegeven. Deze gronden lopen door in een strook venige beekdalgronden en lage enkeerdgronden langs de oostelijke rand van het Buurserzand (Buurserveld en Rietschot) (matig basenrijk tot basenrijk, permanent nat). Hierop sluiten enkele laagten met gooreerdgronden (basenarme, lokale kwel) aan. In dit gebied heeft de oorspronkelijke loop van de Buurserbeek gelegen. Noordelijk van de enkeerdgronden van Buurse is de Buurserbeek in westelijke richting verlegd door de veldpodzolgronden.

De droogste delen (duinvaaggronden, dekzandruggen op de heide) hadden ten tijde van opname (jaren '1970) Gt VII. Een groot deel van de heide had Gt V, de lagere delen Gt III. De beekdalgronden hadden Gt III.



Figuur 11.8 Bodem- en grondwatertrappenkaart 1:50.000 (StiBoKa, 1979)

Ten zuiden en westen van de hoge enkeerdgronden wijst de bodem (lage enkeerdgronden, beekkeerdgronden, gooreerdgronden) weer op een beeksysteem, dat zuidelings langs Buurse en Haaksbergen naar het westen loopt.

Een deel van de Sekmaatsvlakte bestaat uit duinvaaggronden, dit zijn droge (uitlogende) infiltratieprofielen. Daartussen liggen de vochtiger gooreerdgronden, die aansluiten op het dal van de Buurserbeek.

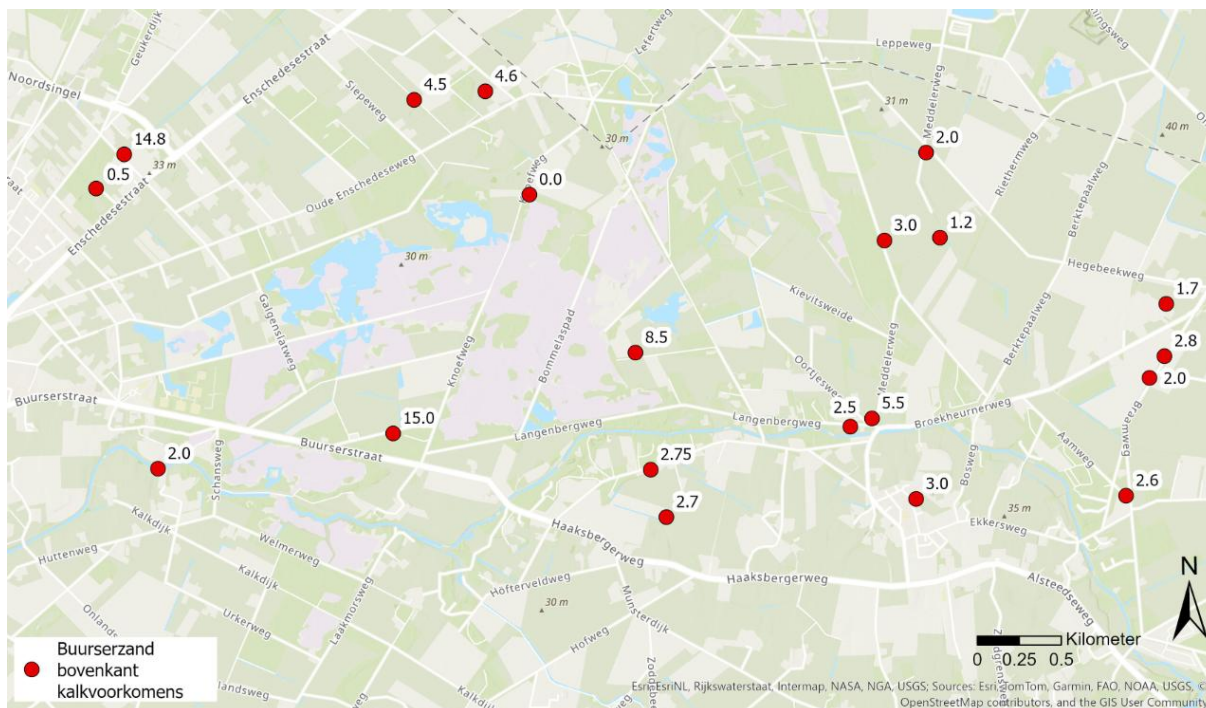
De kern van de landbouwenclave tussen de Knippertweg en Ronde Bultenweg is eveneens aangegeven als gooreerdgronden, met er omheen veldpodzolgronden.

Kalkrijkdom ondergrond

Over de aanwezigheid van kalk in de ondergrond waren in de beschikbare rapporten geen gegevens aanwezig. Het N2000-beheerplan meldt wel (althans voor het Haaksbergerveen) dat de tertiaire klei kalkrijk is. In de beschrijving van het Buurserzand wordt hierop niet ingegaan, maar het is aannemelijk dat het aldaar ook zo is. De enige andere vermelding van kalk in het N2000-beheerplan is, dat dekzandruggen rond het Haaksbergerveen kalkrijk (zouden) zijn en het lokale grondwater daardoor “licht aangerijkt”. Dit moet een fout zijn, bij aanwezigheid van kalk in deze ruggen zou het lokale grondwater immers sterk aangerijkt (met Ca en HCO_3) moeten zijn (Van Beek, 1997). De dekzandruggen zijn niet kalkrijk, hooguit zijn ze rijk aan verweerbare mineralen, zoals veldspaten.

Enige andere vermelde kalkbron is dat kilometers oostwaarts bij de Duitse grens Musschelkalk dagzoomt in het dal van de Buurserbeek (Stiboka, 1979) en ook, dat de Berkel, waarvoor de Buurserbeek als overlaat geldt, haar oorsprong heeft in lemig, kalkrijk gebied in Duitsland. Zodoende kan de Buurserbeek relatief basenrijk water aanvoeren en bij overstromingen basenrijk slib hebben afgezet.

Gezien de aanwezigheid van kalkmoerasvegetatie en zeer basenrijk grondwater in De Rietschot (plaatselijk tot zelfs F_4CaHCO_3) en in mindere mate de laagte ten zuiden van De Knoef rijst de vraag wat de herkomst van deze kalkrijkdom is. Het is immers de vraag of grondwater dat langs de tertiaire klei stroomt veel kalk kan opnemen en of water van die diepte toestroomt tot in genoemde laagten. Wellicht zijn de ondieper liggende rivierzanden nog kalkhoudend en hetzelfde kan gelden voor de keileem en voor nog niet uitgeloopte dekzanden. Om hier een antwoord op te vinden zijn de in dinoloket beschikbare boorstaten gedownload en bestudeerd.



Figuur 11.9 Bovenkant van kalkhoudende lagen in meters beneden maaiveld (uitwerking o.b.v. boringen dinoloket)

In veel boringen zijn geen kalkbepalingen gedaan en deze geven dus geen informatie over het al dan niet aanwezig zijn van kalkhoudende lagen. In veel ondiepe boringen waar wel kalkbepalingen zijn gedaan, blijken de bemonsterde lagen kalkloos (niet met bruistest aantoonbaar, < 0,5% kalk). Dit bevestigt de verwachting, dat de bovenste meters, met name onder de hogere gronden geen of zeer weinig kalk (meer) bevatten. In twintig boringen in en rond het gebied zijn op enige diepte in het profiel wel kalkhoudende (kalkarm 0,5-2,0% of kalkrijk >1 %) lagen aanwezig. Figuur 39 toont van de diepte van de bovenkant van deze kalkhoudende lagen. Uit deze boringen blijkt:

- In de laagte ten zuiden van De Knoef is in een boring al vanaf maaiveld kalkhoudend zand aangeboord; kalkhoudende lagen lopen hier door tot zeker 7,75 m diepte
- De klei uit de Rüpel-Formatie is kalkhoudend, in De Rietschot begint deze laag op ca. 8,5 m-mv;
- De klei uit de Formatie van Dongen is kalkhoudend;
- In het Buurserveld en aangrenzend deel van het voormalig Buurserveen (ten oosten van het Buurserzand) zijn diverse boringen, waarin kalkhoudende lagen al voorkomen vanaf 1 tot 3 meter diepte; op de meeste plekken is hier in het freatisch zandpakket al kalk aanwezig, op een locatie betreft het leem (mogelijk Bostelklei);
 - Ten noorden van Buurserveen (Molenbelten) zijn vanaf 4,5 m-mv kalkhoudende kleilagen aangeboord;
- Aan de westzijde is in twee boringen op resp 0,5 en 2 meter diepte kalkhoudende klei aangeboord; het betreft hier waarschijnlijk de keileem
- Ten zuiden van de Buurserbeek zijn kleiige lagen bij De Ponk en Buurse vanaf ca. 3 m diepte kalkhoudend.

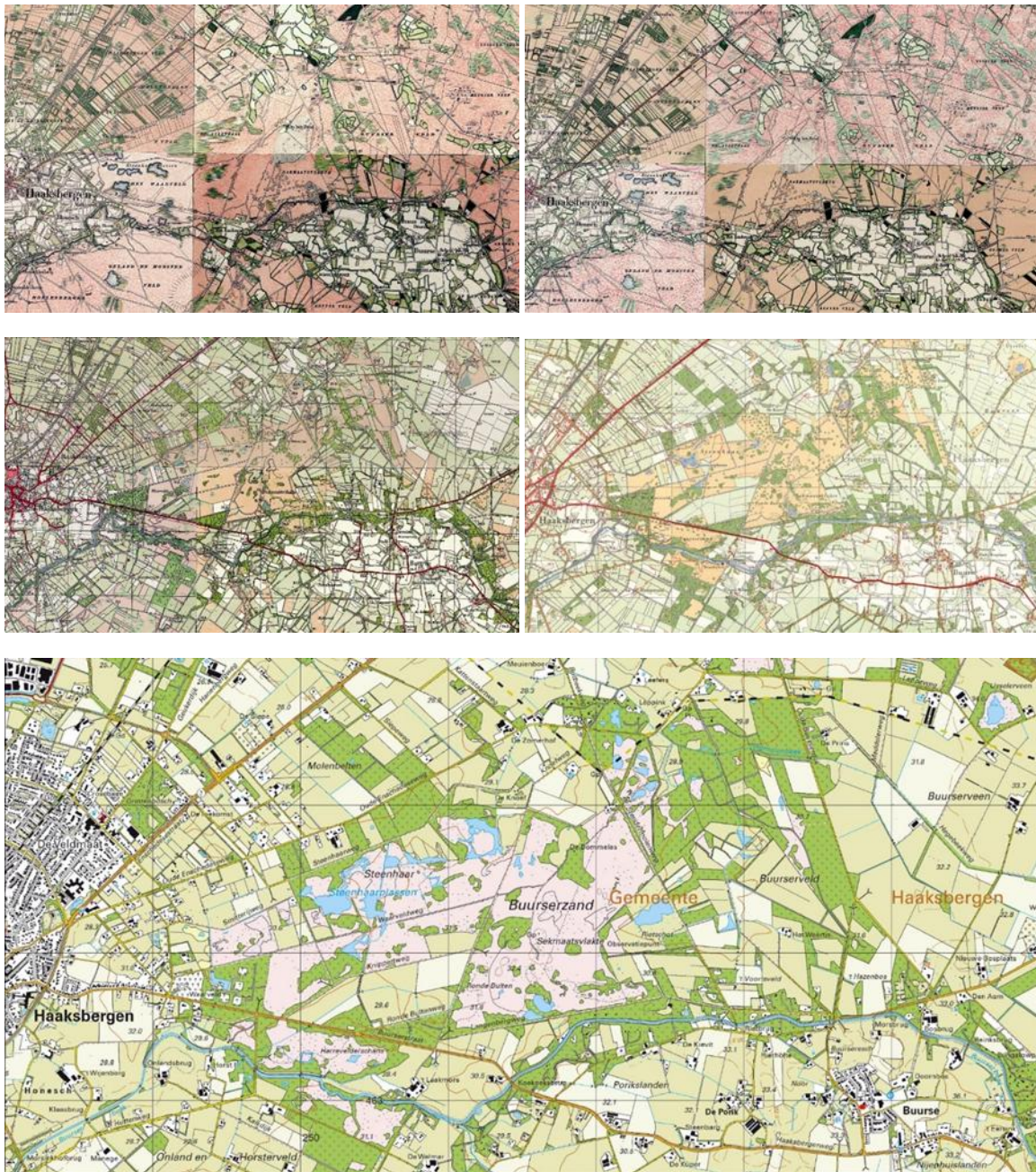
De boringen in de hogere gronden van het eigenlijke Buurserzand zijn kalkloos (tot 4 m diepte of meer), en het bovenste grondwater en zeer lokale kwelwater in en aan de randen van het gebied zal dus nauwelijks zijn aangerijkt. Bovenstrooms van het Buurserzand (Buurserveld en oostelijker) blijken er vanaf één tot enkele meters diepte al kalkhoudende zandlagen en kleilagen aanwezig .

Grondwater dat vanuit het oosten toestroomt kan dus (zeer) basenrijk zijn. Dit kan van invloed zijn in het oostelijk deel van het gebied (De Rietschot). In De Rietschot zelf is onduidelijk of in het freatisch zandpakket kalk voorkomt. Wel is de onderliggende kleilaag op 8,5 m diepte kalkhoudend.

In de laagte ten zuiden van De Knoef is in een boring het gehele freatisch pakket kalkhoudend. Het is te verwachten dat (lokaal) kwelwater hier zeer basenrijk is.

Ontginning

Het gebied is lange tijd in gebruik geweest als heide/gemeenschappelijke gronden, waar vee kon grazen. Begin 20^e eeuw waren er al wat ontginningen in de Rietschot, en die zijn sindsdien geleidelijk uitgebreid (kaarten Figuur 11.10). De afgelopen decennia heeft Natuurmonumenten veel gronden verworven en wordt ingezet op herstel van de hydrologie en beheerpatronen. Dit is onderdeel van het Natura 2000-beheerplan (Provincie Overijssel, 2017) en diverse recente uitwerkingen daarvan. Hiertoe zijn onder andere sloten gedempt of ondieper gemaakt, voormalige landbouwgronden geplagd en plaatselijk bossen gekapt en geplagd.

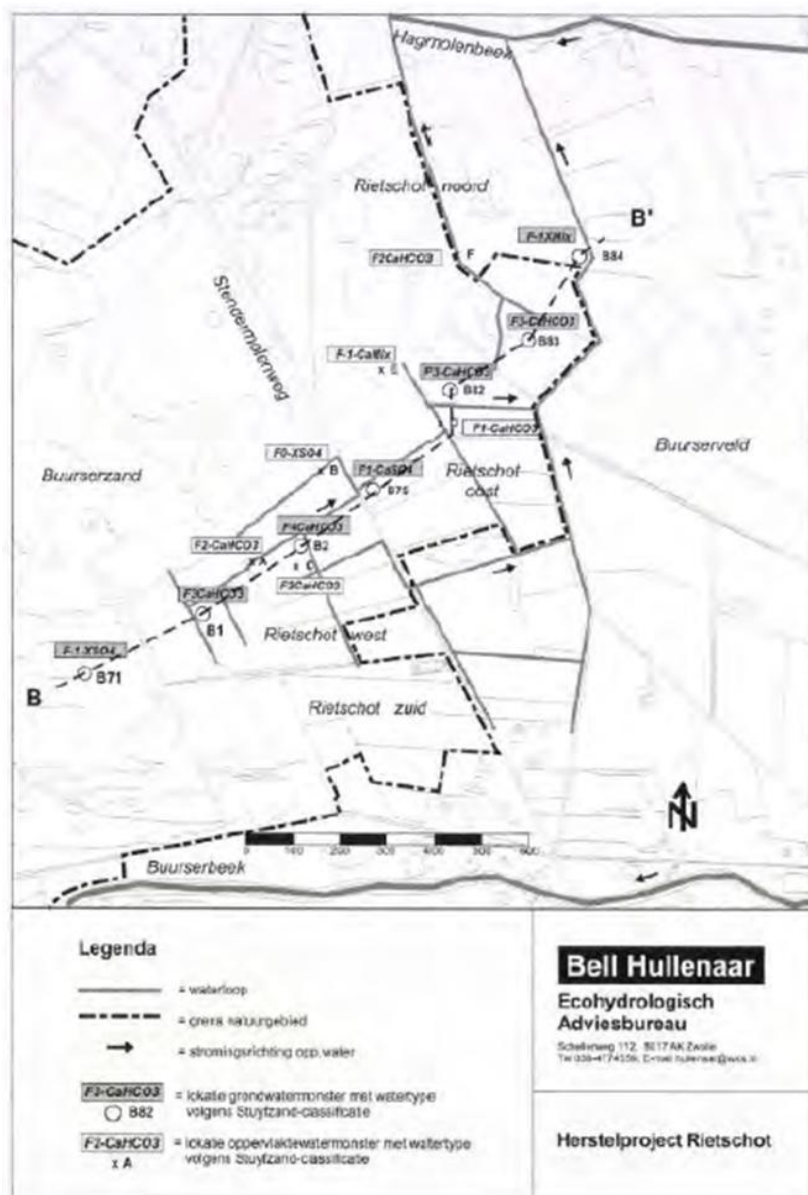


Figuur 11.10 Topografische kaarten van 1900, 1925, 1950, 1976 en 2023 (bron: topotijdreis.nl)

Grond- en oppervlaktewaterkwaliteit

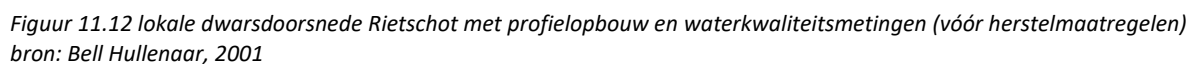
In de beschikbare bronnen is geen analyse van de grondwaterkwaliteit in het (sub)regionale systeem beschikbaar. Gegevens om zo'n analyse op te stellen blijken ook niet in Dinoloket beschikbaar. Voor zover grond- en oppervlaktewater kwaliteitsgegevens beschikbaar waren, betreft het enkele locatieonderzoeken in het kader van de gebiedsuitwerking in verschillende delen van het Buurserzand. Deze gegevens zijn opgenomen in de achtergronddocumenten voor de deelgebiedsuitwerkingen (Olthoff et al., 2018). Er blijkt op deze locaties een grote variatie in de (ondiepe) waterkwaliteit te zitten.

Rietschot

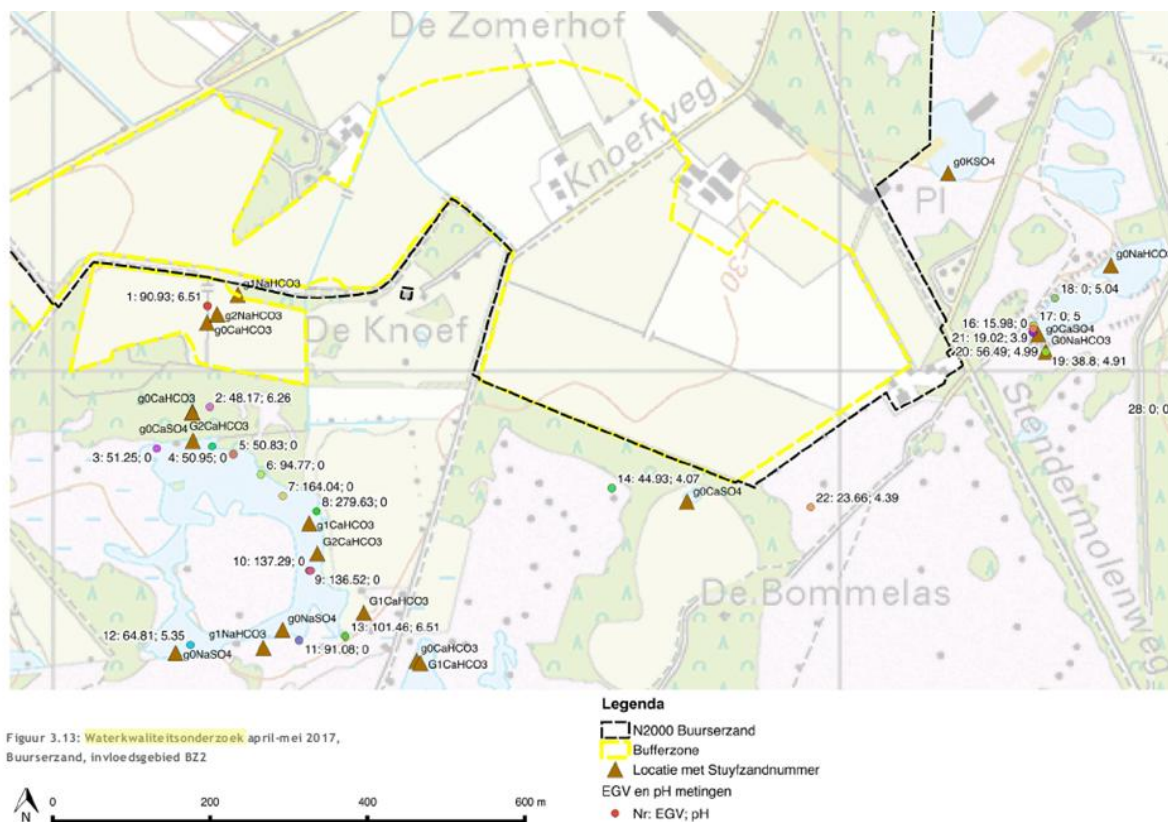


Figuur 11.11 Grond- en oppervlaktewatermonsters Rietschot (Bell Hullenaar, 2007, in Olthoff et al., 2018a)

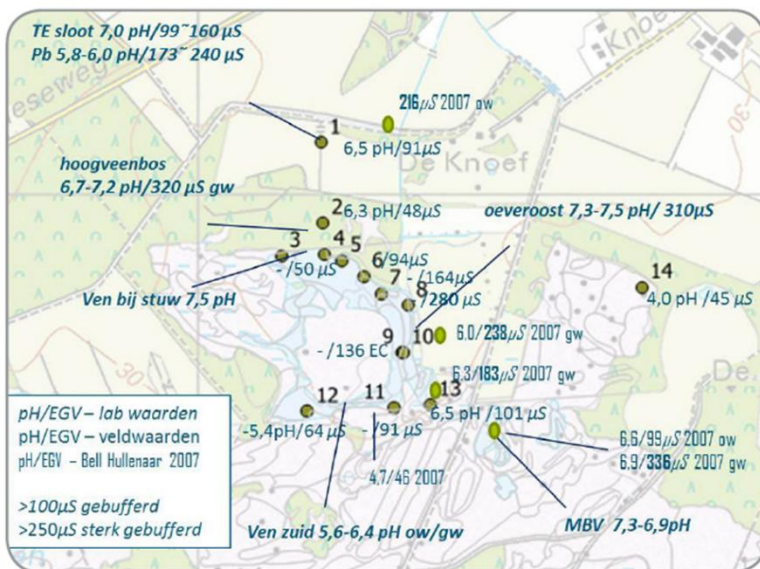
Het water in de vennen was over het algemeen zwak gebufferd (F0) met lage hardheid.



Knoeflaagte, Meujeboersven en Vennen bij Parkeerplaats noordoost



Figuur 11.13 Grond- en oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens 2017 uit de laagte ten zuiden van De Knoef en vennen bij de parkeerplaats noordoost (Olthof et al., 2018b)



Figuur 11.14 pH- en EGV-metingen 2007 en 2017 oppervlaktewater en grondwater (gw) (uit Olthof et al., 2018b)

Onderstaande tekst is bewerkt naar Olthof et al. (2018b). Helaas waren de ruwe data niet beschikbaar, zodat slechts een globaal beeld op basis van de tekst kon worden verkregen. Olthoff

e.a. (2018b) spreken van "kalkrijk" grondwater, deze term is ongelukkig, aangezien er geen kalk (vaste deeltjes) in het grondwater zit, alleen opgelost Ca en HCO_3 . Verder wijzen de Stuyfzandtypen en EGV niet op zeer hard, HCO_3 - en Ca-rijk grondwater. Dat zou overigens wel kunnen voorkomen, gezien de aanwezigheid van kalk in een boorstaat in dit deelgebied.

In het voorjaar 2017 zijn in navolging van eerder ecohydrologisch onderzoek (Bell Hullenaar, 2007) opnieuw waterkwaliteitsmetingen uitgevoerd (Olthof et al., 2018b). Het doel hiervan was om beter inzicht te krijgen in de actuele situatie na de herstelmaatregelen en om te kijken naar potenties voor uitbreiding van kalkmoerassen. In Figuur 11.14 zijn de pH-waarden en de EGV-metingen weergegeven van 2017 alsook van 2007. In Figuur 11.13 is de waterkwaliteit te zien conform de Stuyfzandindeling. Helaas was de bijlage met analyseresultaten niet beschikbaar, aangezien die ontbreekt in het pdf-rapport. De beschrijving van de waterkwaliteit van voorjaar 2017 en Bell Hullenaar (2007) geven het volgende beeld.

Het grondwater onder het Meujenboersven en de graslandpercelen ten zuiden van De Knoef betreft gebufferd water (Stuyfzandtype CaHCO_3 ; pH 6,9-7,3 en EGV van 336 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Olthof et al. (2018b) noemen voor de schraallanden in dit deel van het Buurserzand Ca-gehalten van 0,4-0,8 mmol/l. Dat is te laag voor kalkmoeras (Olthof et al., 2018b) en past beter bij de aanwezige Veldrus-associatie.

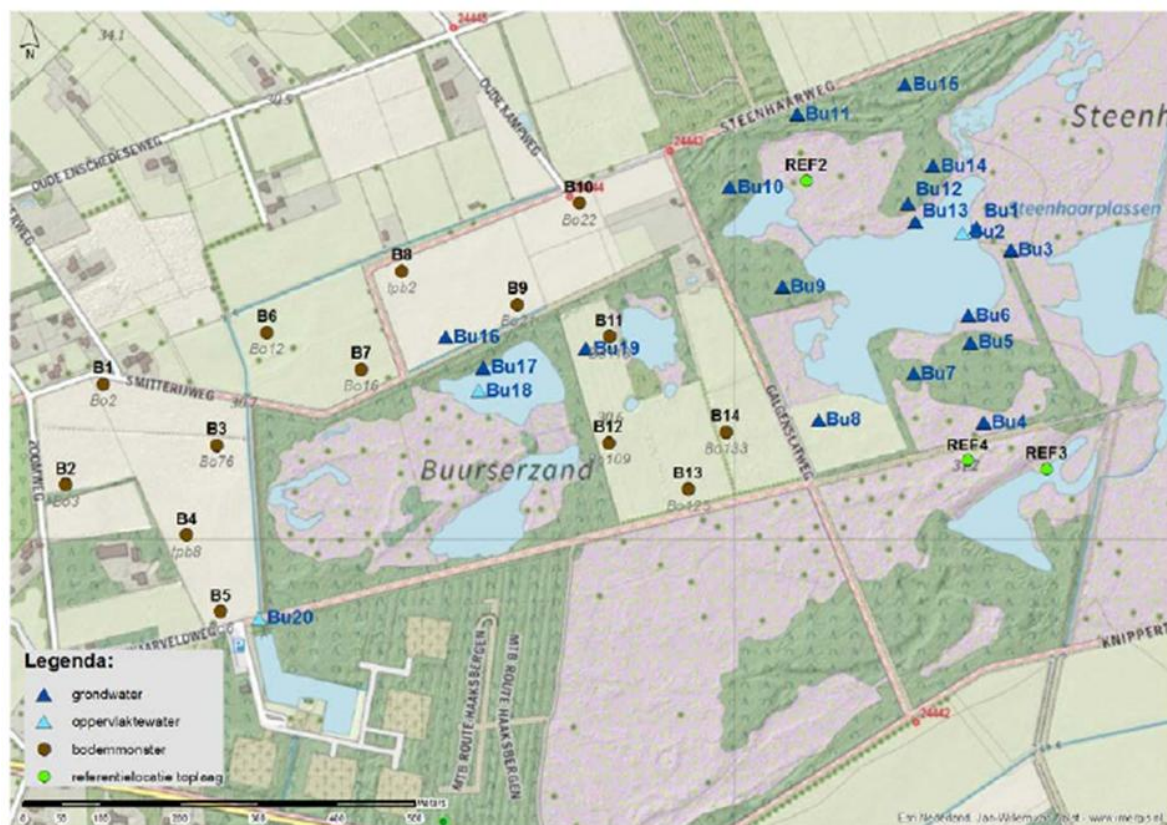
Het ven ten zuidwesten van de De Knoef (in de vegetatiekartering 2022 als meest oostelijke Steenhaarplas aangeduid) wordt gekenmerkt door een zwakgebufferde vensysteem, met aan de oostelijke randzone gebufferd water (Stuyfzandtype CaHCO_3 , EGV 100-310 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en een zuurder vennensysteem aan de zuidelijke en westelijke zijde door aanvoer van calciumarm grondwater en sterkere invloed van regenwater (grondwater Stuyfzandtype g1NaHCO_3 ; oppervlaktewater Stuyfzandtype g0NaSO_4).

De demping van de Knoefleiding in 2010 (afwatering ten noorden van het ven) lijkt op grond van de waterkwaliteit in 2017 tot een verbetering van toevoer van kwel te hebben geleid in de oostelijke randzone van het ven (Olthof et al., 2018b). De pH in de oostelijke randzone was maximaal 7,3-7,5 en de EGV 310 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Deze waarden zijn vergelijkbaar met de waarden gemeten in het grondwatertype bij het Meujenboersven;

In het broekbos ten noorden van het ven was grondwatertype G0CaHCO_3 met EGV 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en pH 6,7-7,2 aanwezig. Ook hier lijkt dus (licht) gebufferd grondwater toe te stromen. Ten noorden van het bos waren EGV- en pH-waarden lager en het Na-gehalte relatief hoog. Dit wijst op landbouw-beïnvloed, van nature minder aangerijkt grondwater.

Op de kaart betreft het G0- en G1CaHCO_3 -typen (en alleen op één plek G2CaHCO_3) en daarmee aanzienlijk minder sterk gebufferd dan de G3 en G4 -typen, die in Rietschot zijn aangegeven.

Steenhaarlaagte en Galgenslat (obv Bell Hullenaar, 2017 en Bware, 2017)



Figuur 6. Topografische kaart met de ligging van de locaties waar de bodem (B1 t/m B14) en het grond- of oppervlaktewater (Bu1 t/m Bu20) werden bemonsterd.

Figuur 11.15 monsterlocaties westelijke Steenhaarplas en Galgenslat uit het onderzoek Bell Hullenaar 2017

Tabel 11-1 Analyseresultaten Steenhaarplas-west en Galgenslat (B-ware 2017, bijlage in Bell Hullenaar, 2017)

Tabel 4. Kwaliteit van het grondwater (GW) en oppervlaktewater (OW). Concentraties zijn, uitgezonderd de pH en alkaliniteit, gegeven in $\mu\text{mol/l}$. Alk = alkaliniteit (zuurbufferend vermogen) in meq/l.

Nr	Locatie	Type	pH	alk	CO ₂	HCO ₃ ⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ²⁺	P	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	K ⁺	Na ⁺	Cl ⁻
OMGEVING STEENHAARPLAS																	
Bu4	tpb7	GW rug	5,4	0,6	921	105	19	54	2	0,2	35	7	1	-	15	199	103
Bu5	B103	GW rug	4,5	0,2	3234	39	162	62	33	0,5	257	15	9	-	42	705	997
Bu7	tpb15	GW rug	4,5	0,2	908	13	86	19	5	0,2	53	278	2	-	31	277	188
Bu9	tpb11	GW rug	4,4	0,1	972	11	252	43	1	0,6	365	339	7	-	59	617	718
Bu10	tpb12	GW rug	4,4	0,1	1033	11	302	33	2	0,4	389	60	2	-	35	790	1062
Bu11	tpb13	GW rug	4,6	0,2	849	13	102	19	1	0,1	181	64	1	-	22	410	343
Bu14	tpb6	GW rug	4,5	0,2	1237	18	144	90	7	0,3	273	2	5	-	22	521	571
Bu15	tpb5	GW rug	4,5	0,1	890	11	126	14	2	0,1	198	29	1	-	13	367	364
gemiddeld			4,6	0,2	1255	28	149	42	7	0,3	219	99	4	-	30	486	543
Bu1	B106	GW laagte	5,4	0,5	3316	376	38	114	47	1,3	19	10	20	-	28	296	180
Bu3	B67	GW laagte	5,8	0,8	2427	708	18	226	31	1,7	23	3	57	-	48	321	226
Bu6	B104	GW laagte	5,8	0,6	1710	408	14	80	57	0,5	12	5	12	-	27	250	177
Bu8	tpb14	GW laagte	5,6	0,5	1718	270	45	225	2	0,7	49	5	0	-	13	118	49
Bu12	B107	GW laagte	4,7	0,2	3088	57	73	96	50	1,4	227	6	32	-	26	550	655
Bu13	B108	GW laagte	5,5	0,4	1208	163	21	30	28	1,2	22	3	27	-	13	256	167
gemiddeld			5,5	0,5	2244	331	35	129	36	1,1	59	5	25	-	26	298	242
Bu2	L5	OW ven	4,9	0,2	100	3	32	51	6	1,0	51	78	9	0,2	31	184	124
OMGEVING NOORDELIJKE VEN GALGENSLAT																	
Bu16	tpb3	GW rug	5,5	0,4	1152	158	61	878	3	0,4	152	2642	2	-	434	426	297
Bu19	tpb10	GW rug	5,9	0,5	692	218	40	200	1	0,7	51	109	1	-	46	114	42
Bu17	B124	GW laagte	4,6	0,2	849	13	92	14	2	0,1	100	87	7	-	63	322	339
Bu18	L9	OW ven	4,8	0,2	83	2	4	10	2	0,9	20	2	5	0,5	41	94	57
LANDBOUW SLOOT																	
Bu20	P123	OW sloot	5,9	0,4	790	243	38	547	10	1,1	275	938	20	0,3	271	447	623

Uit de waterkwaliteitsgegevens 2017 (tabel 31) blijkt, dat het grondwater onder de ruggen rond de Steenhaarplas zeer basenarm was (HCO₃ en Ca beide zeer laag). De gehalten SO₄, NO₃ en Cl waren op sommige locaties wel verhoogd (Bu5, Bu9, Bu10; Bu7). Mogelijk was dit het gevolg van toestroming vanuit omliggende landbouwgronden, maar op enkele plekken mogelijk ook door extra invang en indamping door naaldbossen.

Het grondwater in de ondergrond van de laagten was wat sterker gebufferd met zowel HCO₃ als Ca. Het lag deels in het bereik van zwak gebufferde, deels van zeer zwak gebufferde vennen. De gehalten SO₄, NO₃ en Cl waren hier over het algemeen niet of nauwelijks verhoogd t.o.v. natuurlijke achtergrondwaarden (Jalink en Van Beek, 2000). Het oppervlaktewater in het ven (Bu2) was zeer zwak gebufferd en had een lage pH (4,9).

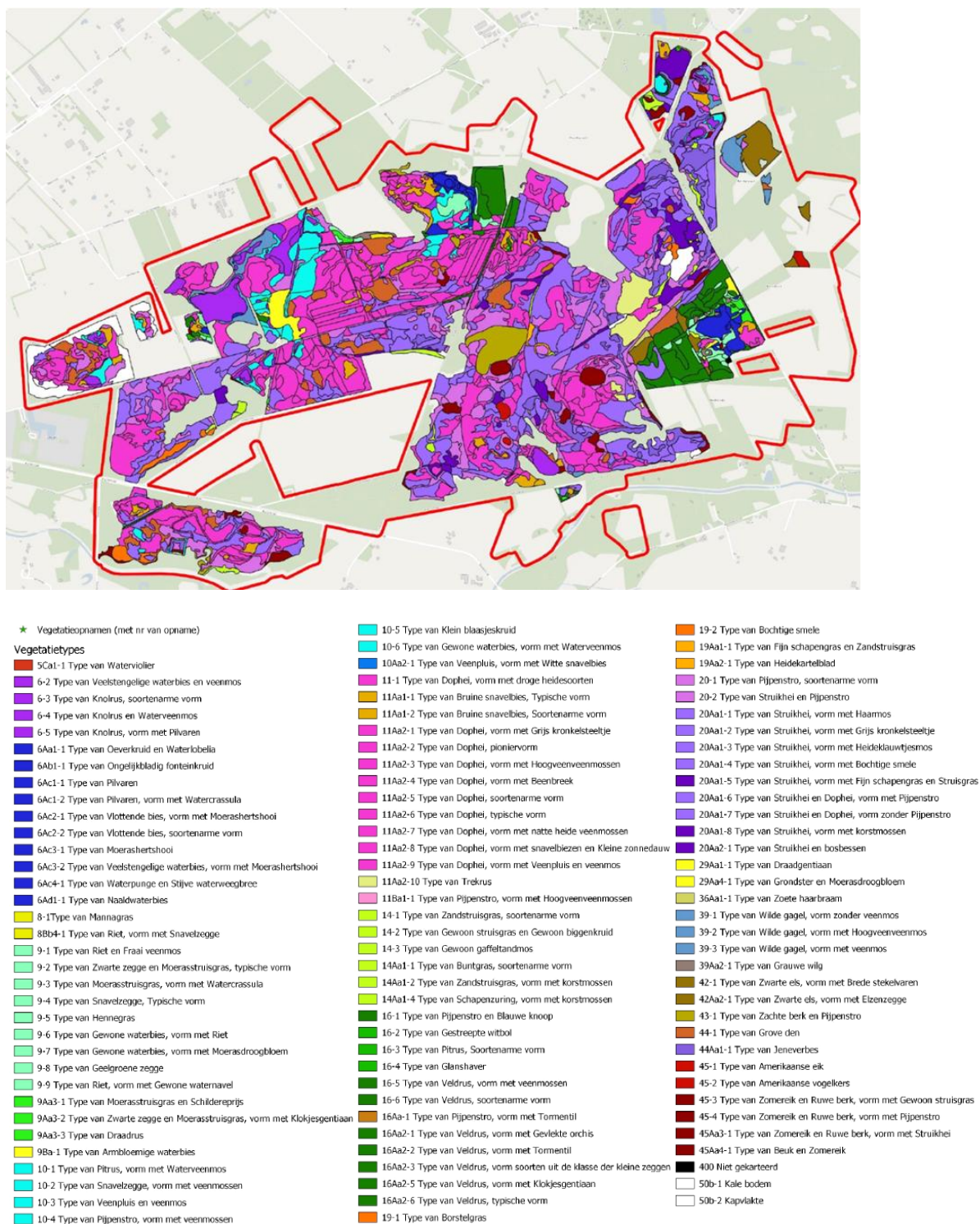
Het grondwater onder en rond het westelijke ven Galgenslat varieerde sterk van plek tot plek. In en onder het ven was het water zéér zwak gebufferd en zuur (pH 4,6 en 4,8). Onder de ruggen (Bu16, B19; voormalige landbouwgronden) was het HCO₃- en Ca-gehalte duidelijk hoger, mogelijk als gevolg van bekalking. M.n. in Bu16 wees het sterk verhoogde gehalte NO₃ en K op (nog aanwezige) bemestingsinvloed.

Grondwaterstanden en -stroming

Het Buurserzand zelf is infiltratiegebied. Van hieruit stroomt lokaal grondwater af naar vennen en naar de omringende beekdalen. Dit betreft deels zeer lokale grondwaterstroming, zoals beschreven door Olthof et al., 2018a/b. Voor de laagten aan de randen en rondom het Buurserzand is de ruimere omgeving mogelijk van belang als invloed, namelijk het Oost-Nederlands Plateau en de hogere gronden rondom Buurserzand.

Er zijn in het verleden diverse hydrologische modelberekeningen geweest, ter onderbouwing van herstelmaatregelen. Na uitvoering van maatregelen zijn die berekeningen alweer verouderd. En ze zijn alleen per deelgebied beschikbaar. Voor een gebiedsdekkend en actueel beeld en voor verdere mogelijkheden in de toekomst zijn daarom berekeningen met het geactualiseerde model nodig (voor dit onderzoek wordt het grondwatermodel van het Buurserzand gebruikt dat door Tauw (2017) ontwikkeld is).

Vegetatie



Figuur 11.16 Samenvattende vegetatiekaart 2022 en uitgebreide legenda. Voor de deelkaarten met gedetailleerde vegetatietypeaanduiding wordt verwezen naar het rapport over de vegetatiekartering (Lotterman en Kampjes, 2023).

In het Buurserzand is een grote variatie aan vegetatietypen en plantensoorten aanwezig. In de vegetatie- en florakartering 2022 (Lotterman en Kampjes, 2023) zijn in totaal 109 lokale vegetatietypen onderscheiden, die zijn toegekend aan enkele tientallen vegetatiekundige eenheden uit de revisie Vegetatie van Nederland (rVVN, Schaminée et al., 2017). In goed ontwikkelde vorm betreft het op de droge gronden Beuken-Eikenbos, Eiken-Berkenbos, Jeneverbes-struweel, Struikheidegemeenschappen, droge Heischrale graslanden en droge schraalgraslanden. Op vochtige tot natte heidegronden betreft het Dopheide-gemeenschappen en de Ass. van Bruine snavelbies en Moeraswolfsklauw. Vochtige en natte (matig) schrale graslanden betreffen de Veldrus-ass., de Ass. van Borstelbies en Klokjesgentiaan, Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge en Ass. van Vetblad en Vlozegge (nu alleen als RG uit het Knopbiesverbond aanwezig), daarnaast pioniergemeenschappen (Draadgentiaan-ass). In en langs vennen betreft het de Ass. van Waterlobelia, Ass. van Veelstengelige waterbies, Ass. van Pilvaren, Ass. van Vlottende bies, Ass. van Naaldwaterbies en Ass. van Waterpunge en de Grondster-ass, daarnaast hoogveenslenkvegetaties (Ass. van Veenmos en Witte snavelbies) en voor dit landschap kenmerkende vegetatietypen met Snavelzegge, Veenpluis, Veenmossen.

In de afgelopen decennia is een aantal soorten sterk afgenomen of verdwenen als gevolg van verdroging, verzuring en/of eutrofiëring, ontginning (biotoopvernietiging) en versnippering. Op veel plekken is de vegetatie niet optimaal ontwikkeld, ofwel door de hiervoor genoemde oorzaken, ofwel doordat ze na herinrichting tot natuurgebied nog in ontwikkeling is. Tabel 11-2 toont de lijst met soorten die in 2022 niet meer aanwezig waren (Lotterman en Kampjes, 2023). Natuurmonumenten streeft ernaar het gebied in oude glorie te herstellen, de soortenlijst laat in combinatie met de actuele vegetatie zien welke potenties er dan zouden moeten liggen.

Tabel 11-2 Voor 2022 verdwenen soorten (Lotterman en Kampjes, 2023)

Tabel 9: verdwenen of niet aangetroffen soorten

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Rode lijst	SNL	Laatste jaar
Vaatplanten				
Ondergedoken moerasscherm	Helosciadium inundatum	BE	X	2017
Rond wintergroen	Pyrola rotundifolia	KW	X	2016
Slofhak	Anthoxanthum aristatum	KW	X	2014
Steenanjer	Dianthus deltoides	KW	X	2014
Grote keverorchis	Neottia ovata		X	2013
Wijdbloeiende rus	Juncus tenageia	BE	X	2013
Eenarig wollegras	Eriophorum vaginatum	KW	X	2012
Hengel	Melampyrum pratense		X	2012
Moerasbasterdwederik	Epilobium palustre	GE		2012
Blonde zegge	Carex hostiana	BE	X	2011
Stippelvaren	Oreopteris limbosperma		X	2010
Gebogen driehoeksvaren	Gymnocarpium dryopteris		X	2009
Gelobde maanvaren	Botrychium lunaria	BE	X	1994
Welriekende nachtorchis	Platanthera bifolia	BE	X	1994
Grote wolfsklauw	Lycopodium clavatum	BE	X	1966
Kleine wolfsklauw	Diphasiastrum tristachyum	EB	X	1966
Vlozegge	Carex pulcaris	BE	X	1959
Vleeskleurige orchis	Dactylorhiza incarnata	KW	X	1955
Vetblad	Pinguicula vulgaris	BE	X	1954
Mossen				
Glanzend veenmos	Sphagnum subnitens	KW	X	2016
Gerimpeld gaffeltandmos	Dicranum polysetum	KW	X	2012
Elzenmos	Pallavicinia lyellii	KW	X	2011
Stijf veenmos	Sphagnum capillifolium	KW	X	2005
Kranswieren				
Brokkelig kransblad	Chara contraria		X	2011
Teer kransblad	Chara virgata		X	2006
Korstmossen				
Ezelspootje	Cladonia zopfii		X	2011

De meest opvallende resultaten worden hieronder per deelgebied puntsgewijs aangegeven. De gebruikte vegetatiecodes verwijzen naar de codes op de deelkaarten in Lotterman en Kampjes (2023).

Rietschot

Dit is het relatief lage gebied in het zuidoostelijk deel van de beheereenheid, aan beide zijden van de Stendermolenweg en ten zuiden/zuidoosten van het uitgestrekte heidegebied van de Sekmaatsvlakte en De Wakel. Een deel van het gebied bestaat uit weer als natuurgebied ingerichte voormalige landbouwgronden, m.n. een driehoekig terrein ten westen van de Stendermolenweg. Het deel van Rietschot ten zuiden van dit terrein en het deel ten oosten van de Stendermolenweg was in 2022 nog niet zodanig ontwikkeld, dat de vegetatie gekarteerd is. In het gekarteerde terrein zijn in 2022 in de laagste delen venvegetaties gekarteerd, m.n. de Pilvaren-Ass. (6Ac1-2), Ass. van

Naaldwaterbies (6Ad1-1), Ass. van Ongelijkbladig fonteinkruid (6Ab1-1), Ass. van Waterpunge (6Ac4-1). Daaromheen vooral rompgemeenschappen uit het verbond van Zwarte zegge (9), maar plaatselijk ook de Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge (9Aa3-1), RG uit het Knopbiesverbond (met inslag Dwergbiezenverbond) (9Ba), Ass. van Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies (11Aa1-1) en Dopheide-ass. (11Aa2). Verder plaatselijk wilgenstruweel (39Aa2), Elzenbroekbos (42-1) en lokaal vegetaties uit de Rietklasse (8). Het grootste deel van de graslanden om deze laagte bestaat uit de Veldrus-ass. (16Aa2). Op de hoogste delen komen Struikheidegemeenschappen (20Aa1-1) voor.

Dit deelgebied bevatte een zeer diverse en rijke flora, de meest rijke delen ten zuiden van de plas en aan de oostkant ten noorden van de plas. Er zijn grote populaties aangetroffen van Draadgentiaan, Armbloemige waterbies, Dwergzegge, Parnassia, Stijve moerasweegbree en Waterpunge, die binnen het beheerobject voornamelijk hier voorkomen. Ook Gevlekte orchis, Klokjesgentiaan, Bruine snavelbies, Kleine zonnedaauw, Kruipwilg en Geelgroene zegge komen hier in 2022 veel voor, deze komen ook elders in het projectgebied voor. Beenbreek staat op één plaats, maar gaat vooruit. Zeldzame soorten van het Rietschot zijn verder Alpenrus, Draadrus, Ronde zonnedaauw, Blauwe knoop en Week veenmos. Ten noorden van het ven stond veel Rietorchis, Brede orchis en op een enkele plek Moeraswespenorchis. Het ven is gedurende de droge zomer van 2022 bijna helemaal opgedroogd. Hier kwam veel Ongelijkbladig fonteinkruid, Pilvaren, Naaldwaterbies en Moerashertshooi voor. Helaas kwam hier ook heel veel Watercrassula voor.

Deze vegetatie wijst op een gradiënt van droge zure gronden (Struikheide-ass.) via vochtige tot natte gronden met lateraal stromend zuur tot licht aangerijkt lokaal grondwater (Veldrus-ass) naar laagten met stagnatie van zwak tot vrij sterk gebufferd water (div. venvegetaties, zwarte zeggeverbond) of met zeer basenrijk grondwater in de wortelzone (Knopbiesverbond).

Meujenboersven

Onder Meujenboersven wordt in de vegetatiekartering gerekend de graslanden ten zuiden van De Knoef (aan weerszijden van de Knoefweg) en de heide met vennen ten zuiden van deze graslanden.

De graslanden zijn grotendeels gekarteerd als verschillende vormen van de Veldrus-associatie (16Aa2), zowel basenrijkere vormen als heischrale vormen of vormen met soorten uit het Verbond van Zwarte zegge, of ze zijn gekarteerd als RG uit dat verbond. Direct ten westen van het grote grasland ligt een ven ('Knoeflaagte', in de kartering aangeduid als meest oostelijke Steenhaarplas), dit ligt in dezelfde laagte als het grasland. Aan de oostzijde van de Knoefweg loopt het Veldrusschraalland snel op naar Struikheidegemeenschappen (20Aa1). Aan de zuidzijde van de graslanden liggen Dopheidegemeenschappen (11Aa2) en nog wat verder weg Struikheidegemeenschappen (20Aa1). In de venlaagten zijn de Ass. van Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies, Dopheide-ass, Veldrus-ass. en Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge gekarteerd.

Dit deel van de beheerseenheid is net als het Rietschot zeer waardevol en kent een hoge floristische diversiteit. Algemene soorten hier zijn Klokjesgentiaan, Bruine snavelbies, Kleine zonnedaauw, Moeraswolfsklauw, plaatselijk Moerasviooltje, Wateraardbei en vroeg in het jaar veel

Heidekartelblad. Zeldzamer zijn Parnassia, Tandjesgras en Liggende vleugeltjesbloem (die vrijwel alleen hier groeit in het onderzoeksgebied). Moeraswespenorchis en Alpenrus groeien, behalve in het Rietschot, alleen hier. Grootste bijzonderheden zijn verder de gezonde populatie van de sterk bedreigde soorten Moerasmele en Rood schorpioenmos. En er is Moeraszoutgras aangetroffen, deze soort komt in oost Nederland nauwelijks voor en is ter plekke al circa 100 jaar niet aangetroffen.

In het grasland ten noorden van het ven is een soortenrijk grasland ontwikkeld met onder andere veel Draadrus, Parnassia, Klokjesgentiaan, Gevlekte orchis en Stijve ogentroost.

De Veldrusvegetaties wijzen op voeding door lateraal afstromend lokaal grondwater. De waterkwaliteit wijst erop dat een deel van dit lokale water gebufferd is, maar zeker niet zo Ca- en HCO₃-rijk als in de Rietschot. Desondanks komen verschillende soorten voor, die wijzen op mogelijkheden voor het zeer basenrijke Knopbiesverbond. Mogelijk wijst dit erop dat ook sterker gebufferd water vanuit de ondergrond toestroomt. Grondwaterkwaliteitsgegevens om dit te onderzoeken ontbreken helaas. De droge en vochtige heide aan de zuid- en oostzijde vormen het intrekgebied, van waaruit lokaal grondwater richting de laagten zal stromen.

Steenhaarplassen

De Steenhaarplassen betreft in de kartering het heide- en vennengebied tussen de Waarveldsweg en de Steenhaarweg, inclusief het ven ten zuidwesten van De Knoef.

Het ven bij de Knoef wordt aan de oostzijde begrensd door het perceel Veldrusschraalland. Aan de overige zijden wordt het ven omringd door Dopheide-ass (11Aa2) en Ass van Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies (11Aa1) of door bos (niet gekarteerd). Op de topografische kaart lijkt in het ven een eiland te liggen. Dit blijkt een vegetatie van Riet en Snavelzegge met daartussen 100% Fraai veenmos (*S. fallax*) en verder Waternavel. Deze vegetatie was in 2022 al meer dan 12 jaar stabiel aanwezig (Lotterman en Kampjes, 2023). Hier omheen komen eveneens veenmos gedomineerde vegetaties met Pijpenstrootje (10-4), Veenpluis (10.3) of Snavelzegge (10-2) voor die tot de klasse der Hoogveenslenken gerekend zijn. Uit de Oeverkruidklasse komen de Pilvaren-ass (6Ac1), Ass. van Vlottende bies (6Ac2) en Ass. van Veelstengelige waterbies (6Ac3) voor, deze typen vooral aan de oostelijke zijde.

Ook dit ven is in 2022 compleet droog gevallen. De noordkant en oostkant zijn het meest soortenrijk. De oostkant had in juni een waterlaag met massaal een vegetatie van Klein blaasjeskruid, Snavelzegge, Moerashertshooi, Duizendknoopfonteinkruid en Vlottende bies. Het ven aan de noordzijde is ook compleet drooggevallen. Hier staat naast veel Moerashertshooi en Vlottende bies, ook Pilvaren en is Ongenerfd eendagsmos gevonden. Dit is (net als Gedeeld watervorkje en Speldenknopmos) een zeldzame pionier van periodiek droogvallende slikkige omstandigheden.

De meest westelijke plas is de enige vindplaats in het projectgebied van Oeverkruid en Waterlobelia. Waterlobelia is na 30 jaar teruggevonden in de plas, en is waarschijnlijk dankzij droogval tot bloei gekomen. Het betreft twee kleine plekken met de Ass. van Stekelbies en Waterlobelia (6Aa1), het overgrote deel van deze plas is in 2022 gekarteerd als RG Knolrus (6-3). In het ven is in 2017 pH 4,9, CO₂ 100 μmol/l en HCO₃ 3 μmol/l gemeten. Het grondwater onder de laagte was wat beter gebufferd en CO₂-rijker. Mogelijk is de buffering hier iets beter dan in andere voedselarme vennen, of de voedselrijkdom lager, maar gegevens om dat te bevestigen waren niet beschikbaar. De twee soorten worden vergezeld door Pilvaren, Vlottende bies en Moerashertshooi. Met name de eerste twee komen vaak ook in wat beter gebufferd water voor.

Verder ligt er nog een aantal laagten met een vegetatie van Knolrus (al dan niet met Veenmos, Veelstengelige waterbies en Veenmos, Gewone waterbies en Veenmos of Grondster. Deze staan op de ambitiekaart als N06.06 (zuur ven/hogveenvén). Overigens komen deze vegetatietypen ook voor waar de ambitiekaart N06.04 Vochtige heide aangeeft.

Pilvaren, Vlottende bies en Moerashertshooi worden in en om de meeste Steenhaarplassen aangetroffen (Lotterman en Kampjes, 2023). En op de oevers van de meeste Steenhaarplassen staat veel Draadrus. Het lijkt erop dat toch sprake is van enige buffering door vanuit de randen toestromend lokaal grondwater.

De Steenhaarplassen hadden in 2022 flink te lijden onder de droge zomer. Vrijwel alle plassen hielden in september geen water meer.

Tussen de verschillende plassen bevinden zich de best ontwikkelde natte heides van het gekarteerde gebied. Er zijn delen met Veenbies en natte heideveenmossen als Zacht veenmos en Kussentjesveenmos, en delen met bultvormende veenmossen als Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos. Ook natte stukken met veel Veenpluis en Witte en Bruine snavelbies zijn aanwezig. Klokjesgentiaan komt plaatselijk veel voor, massaal op een plagstrook waar maaisel van het Rietschot is opgebracht. Hier is ook Parnassia uit het maaisel opgekomen. Het is de vraag of deze soort zich in de zure omgeving zal handhaven.

Waarveld (incl Galgenslat)

In de kartering betreft dit het noordwestelijke perceel (Galgenslat) ten noorden van de begraafplaats en de heidepercelen, tussen de Waarveldweg en de Knippertweg en ten westen van de Knoefweg. Dit gebied is in vergelijking met andere deelgebieden relatief soortenarm. Soorten als Klokjesgentiaan, Kleine zonnedaauw, Bruine en Witte snavelbies komen voor, maar in lagere dichtheden dan elders in het projectgebied.

De vegetatie van Galgenslat bestaat hoofdzakelijk uit Dopheide- en in mindere mate Struikheidegemeenschappen. In enkele laagten komen rompgemeenschappen uit de Oeverkruidklasse (RG Veelstengelige Waterbies en Veenmos(6-2) of RG Knolrus en Veenmos (6-4) en klasse der Hoogveenslenken (10) (RG veenpluis of Pijpenstro en veenmos).

De heide ten zuiden van de Waarveldweg bestaat hoofdzakelijk uit Dopheide- en Struikheidegemeenschappen. In enkele laagten komen rompgemeenschappen uit de Oeverkruidklasse (RG Veelstengelige Waterbies en Veenmos(6-2) of RG Knolrus en Veenmos (6-4) en klasse der Hoogveenslenken (10) (RG veenpluis of Pijpenstro en veenmos).

Waardevolle droge delen in dit gebied zijn oude stuifduinen met Jeneverbesstruweel aan de zuidrand van het gebied, en droge overgangen met veel Borstelgras, Open rendiermos en Kronkelheidestaartje. Hier zijn ook de laatst overgebleven groeiplaatsen van Kruipbrem in het gebied.

Harrevelderschans

Dit deelgebied ligt ten zuiden van de landbouwenclave Ronde Bulten, tussen de Buurserstraat en de Buurserbeek. Ook dit deelgebied kent een goed ontwikkelde natte heidevegetatie met karakteristieke soorten als Klokjesgentiaan, Bruine - en Witte snavelbies, Kleine zonnedauw en Moeraswolfsklauw. Plaatselijk zijn ook Zacht veenmos en Kussentjesveenmos aangetroffen. Nieuw voor dit deelgebied was in 2022 de vondst van Wrattig veenmos.

In het westelijk deel liggen twee laagten met door Veenmos en Pitrus (10-1) of Pijpenstrootje (10-4) gedomineerde vegetatie. In het oostelijk deel een laagte met RG Veelstengelige waterbies-Veenmos (6-2).

Een bijzonderheid is de oude Harrevelderschans, die in de 80-jarige oorlog gebouwd is. Nu is de schans een verhoging in het landschap met Jeneverbesstruweel en de enige vindplaatsen van Geel walstro, Grasklokje en Dubbelloof binnen het projectgebied. Ook de vegetatie in de gracht om de schans is opmerkelijk met massaal Klein blaasjeskruid en veel Waterviolier.

Sekmaatsvlakte & oude 'Buurserzand'

Dit is het centrale heidegebied, globaal tussen de Knoefweg en de Stendermolenweg, en het gebied waar de droge heidedelen en schrale open zandige vegetaties zich concentreren. Daarnaast komen, vooral in het zuidelijk deel ook Dopheidegemeenschappen, waaronder grote oppervlaktes met door Trekrus gedomineerde vegetaties, vooral op locaties waar in het nabije verleden bos verwijderd is. Langs padranden, en op droge stuifheuvelds bevinden zich soortenrijke droge heischrale vegetaties met Vroege haver, Borstelgras, en soms Buntgras. In een enkele schrale wegberm staat ook veel Hondsviooltje. Jeneverbes (44Aa1) komt plaatselijk veel voor, daarnaast ook vaak solitaire exemplaren. Verjonging van Jeneverbes wordt vaak aangetroffen onder solitaire bomen in het open landschap (voornamelijk eiken). Waarschijnlijk komen deze hier terecht via uitwerpselen van vogels. Aan de oostrand zijn de meest uitgebreide jeneverbesstruwelen van het gebied aanwezig. Opvallend hier zijn de korstmosrijke delen.

Aan de zuidrand van de Sekmaatsvlakte bij de Langenbergweg ligt het Buursermeertje. De vegetatie in het ven zelf bestaat uit een RG Knolrus-Veenmos (6-3).

De natte heide eromheen is het kerngebied van Beenbreek in het Buurserzand. Hier komt ook Gevlekte orchis voor in de heide, die elders in het projectgebied beperkt is tot schrale wegbermen en graslanden. Beenbreek lijkt iets minder talrijk aanwezig dan bij vorige karteringen.

Direct ten zuiden van de Langenbergweg, tegenover het Buursermeertje ligt nog een klein, maar waardevol heideterreintje. Het is een gevarieerd terrein met de grootste populatie Stekelbrem van het projectgebied, naast onder andere veel Koningsvaren en weer Draadrus.

Vennen bij parkeerterrein Wakel

In het uiterste noordoosten van het Buurserzand (ten oosten van de Stedermolenweg) bestaat de heide vooral uit Struikheidegemeenschappen (20), daarnaast komen droge schraalgraslanden met Buntgras (14Aa1) voor. Ten noorden van de Bommelesweg liggen twee vennen (de Geitenwei). Op de oevers staan Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies. In het zuidelijke ven domineren Veenmos en Gewone waterbies, langs de oever Moerashertshooi en een enkele Pilvaren. Het noordelijke ven bevat RG van Veelstengelige waterbies of RG van Knolrus met Veenmos ((6-2 resp. 6-3). Om één ven staat veel Draadrus.

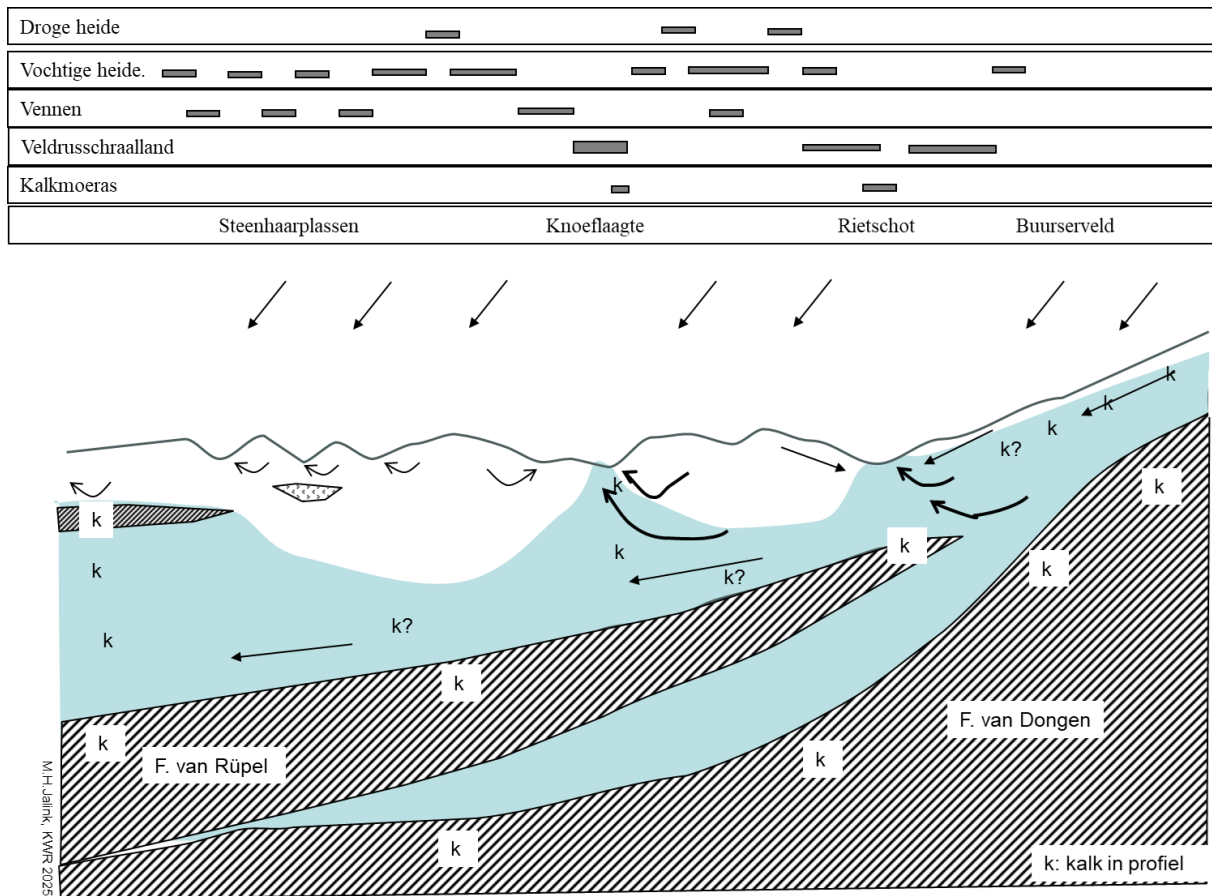
Ten oosten van het Bommelaspad liggen in de heide 3 vennen met een vegetatie van Knolrus met Veenmos, eenmaal ook met Pilvaren. Plaatselijk komt veel Wilde gagel voor in laagtes. Hier bevindt zich langs één laagte de laatste groeiplaats van Lavendelheide in het Buurserzand. Deze soort kwam ook op een andere plek in dit deel voor, waar nu een uitgebreid gagelstruweel aanwezig is. Hier kon ze in 2022 niet terug gevonden worden, maar uit de aanwezigheid hier van Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos blijkt dat dit vroeger een geschikte standplaats was voor Lavendelhei.

Overige delen

De (niet gekarteerde) graslanden en akkers van het Buurserveld (ten oosten van de Stedermolenweg) zijn van meerwaarde voor de variatie in het gebied. Ze zijn niet extreem soortenrijk, maar soorten als Bosbies, Melkeppe en Kruipend zenegroen worden voornamelijk hier aangetroffen, net als Korenbloem in de akkers. Ook is er een mooi graslandje met veel Gevlekte orchis.

In de natte elzenbossen aan de oostkant staan soorten als Elzenzegge en Stijve zegge en plaatselijk Wilde gagel.

Synthese



Figuur 11.17 Schematische weergave van het ecohydrologisch systeem van Buurserzand en omgeving, met opbouw ondergrond, aanwezigheid kalk daarin, verspreiding van vegetatietypen en veronderstelde grondwaterstroming (pijlen) en verwacht voorkomen van basenrijk grondwater (lichtblauw).

Figuur 11.17 toont een samenvattende synthese van de ecohydrologie van het Buurserzand en omgeving. Het overgrote deel van het Buurserzand bestaat uit relatief hooggelegen zandgronden (vooral veldpodzolgronden, en op de Sekmaatvlakte ook stuifzanden) waar inzijging van regenwater en uitspoeling naar de ondergrond overheerst. De zandondergrond is hier tot meters diep kalkloos. De vegetatie bestaat hier uit droge tot natte heide en -bossen. In laagten binnen dit gebied treedt laterale toestroming op van (in de immers kalkloze ondergrond) nauwelijks aangerijkt recent geïnfiltreerd, lokaal grondwater. Opbolling in de aangrenzende zandruggen is de motor achter deze lokale kwelstroom.

Aanwezigheid van slecht doorlatende lagen in de ondiepe ondergrond (veen, keileem) kan zorgen voor stagnatie in laagten en lokaal extra opbolling onder zandruggen. Ontwatering door beken en sloten kan leiden tot geringere opbolling en daardoor lagere grondwaterstanden onder de ruggen en verminderde toestroming naar laagten. De hydrologische maatregelen in het kader van N2000 en eerder zijn dan ook gericht op het tegengaan van ontwatering en herstellen van grondwatersystemen.

Bij overheersen van regenwater is het water in de vennen (matig) zuur. Bij voldoende stabiele watervoerendheid kunnen er vegetaties met drijvende veenmoslaag aanwezig zijn met helofyten zoals Snavelzegge, Pijpenstrootje en (beginnende) bult-slenkpatronen met verschillende veenmossoorten. Zulke vegetatie wordt aangetroffen in Steenhaarplas-oost. Treedt regelmatig droogval op, dan komt deze verlanding niet op gang. Er is dan weinig vegetatie of alleen een dominantie van Waterveenmos en (o.a. vanwege N-depositie) Knolrus. Steenhaarplas-west en diverse kleinere vennen zijn voorbeelden van zulke vennen. Toestroom van licht aangerijkt lokaal grondwater leidt tot zwak gebufferde standplaatsen. Soms is dat beperkt tot de randen van het ven en komen daar de soorten van deze standplaatsen (o.a. Vlottende bies, Pilvaren) voor. Dit lijkt het geval in Steenhaarplas-oost, waar in de kern een veenmos-riet-vegetatie aanwezig is. Soms is het hele ven wat meer gebufferd en komen genoemde soorten door het hele ven voor. Welk vegetatietype aanwezig is, hangt dan samen met de buffering, voedselrijkdom en waterstandsverloop (diepte, droogval) (Runhaar et al., 2009). De Waterlobelia-ass. is afhankelijk van zeer zwak gebufferd, zeer voedselarm, vrij diep water en periodieke droogval. De rand van Steenhaarplas-west past hier in 2022 bij. Dominantie van Knolrus wijst voor de huidige situatie nog op een te hoge nutriëntenrijkdom (mn N).

Veelstengelige waterbies, Pilvaren, Vlottende bies duiden (in toenemende volgorde) op nauwelijks tot zwak gebufferd venwater. Veelstengelige waterbies gedijt goed bij flinke waterstandsfluctuaties, tot en met droogval (Aggenbach et al., 1998). Bij een lange droogval neemt de Ass. van Moeraswolfsklauw en Bruine snavelbies het over. In een volgend nat jaar kan de eerdere vegetatie zo weer terugkeren (pers. waarnemingen). De bron van buffering in zwak gebufferde vennen kan sterk verschillen (Aggenbach et al., 1998): verweerbare mineralen (veldspaten e.a.) in omliggende dek- en stuifzandruggen, periodieke toestroom van gebufferd grondwater of periodieke instroom van gebufferd oppervlaktewater, of artificiële bekalking (of sinds enkele jaren steenmeel) van inrijgebied.

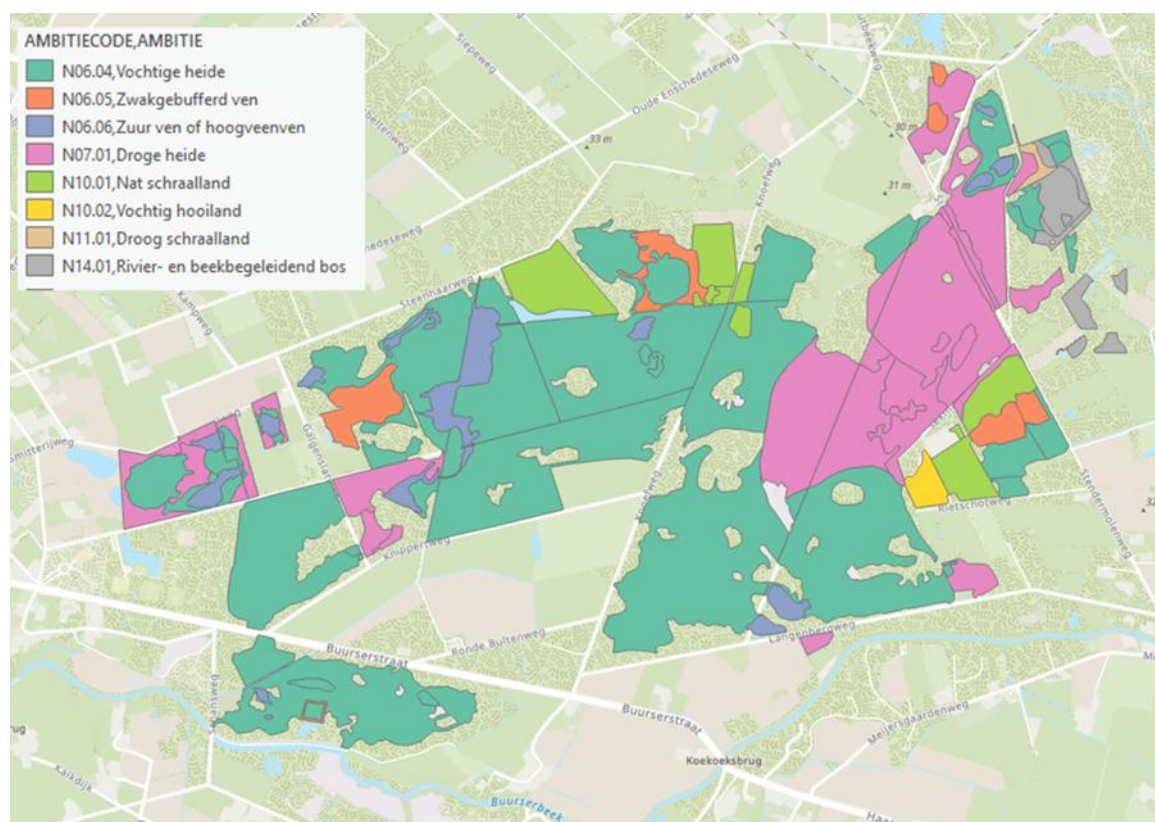
Bij stabiele waterstanden en laterale stroming zijn de natte heiden rond de vennen vaak ook beter ontwikkeld met kenmerkende veenmossen, Beenbreek, Gevlekte orchis e.d.

Een aantal laagten in het gebied wordt gevoed door sterk gebufferd grondwater. In de laagte ten zuiden van de Knoef betreft het zacht CaHCO_3 -water. De meest basenminnende vegetatie betreft hier de Veldrus-ass. met daarin sporadisch wel sterk basenminnende soorten zoals Parnassia en Moeraswespenorchis. Veel sterker gebufferd zijn de laagten in De Rietschot, hier betreft het hard tot zeer hard ($\text{Ca}+\text{Mg}=2-4 \text{ mmol/l}$) CaHCO_3 -water met veel HCO_3 . Mogelijk treedt hier kalkverzadiging op. Op de sterkst gebufferde plekken komen hier vegetatietypen voor, die als kalkmoeras kwalificeren, namelijk typen uit het Knopbiesverbond. Hogerop in de gradiënt komen basenrijke – en verder hogerop basenarmere Veldrushooilanden voor, en tenslotte Dopheidegemeenschappen.

Het sterk gebufferde grondwater vindt zijn herkomst in de kalkhoudende tot kalkrijke ondergrond in delen van het gebied. Onder de hogere zandruggen is de ondergrond tot wat grotere diepte ontkalkt, vandaar dat zeer lokale systemen (en ondiepe laagten) basenarm water voeren. De meeste ondiepe boringen (-4 m) blijken dan ook kalkarm. In diepere boringen wordt vaak wel kalk aangetroffen.

Onder het Buurserveld bleek de zandondergrond vaak al vanaf 1 tot 2 m diepte kalkhoudend. Onder het westelijk deel van het gebied (B34E0192, Waarveld) bleek de zandige keileem vanaf 2 m diepte kalkrijk. Ondiepe kalkhoudende lagen kunnen een bron zijn van zeer basenrijk, kalkverzadigd grondwater (Jalink en Van Beek, 2001). Dit verklaart waarschijnlijk de aanwezigheid van kalkmoeras in De Rietschot en mogelijk ook de basenminnende soorten in de Knoeflaagte. Grondwaterkwaliteitsgegevens om de gelaagdheid en stroming van deze watertypen af te leiden ontbreken helaas.

Van ambitietypenkaart naar rVVN-ambitiekaart



Figuur 11.18 Ambietypenkaart, voor het in 2022 op vegetatie gekarteerde gebied (o.b.v. versie aangeleverd door Natuurmonumenten, december 2024)

Figuur 11.18 toont de provinciale ambietypenkaart (aangeleverd door Natuurmonumenten). In het overleg over nadere invulling (vertaling naar doelvegetatietypen, d.d. 17 december 2024) gaf Bart de Haan (ecoloog Natuurmonumenten) aan, dat Natuurmonumenten voor dit gebied niet werkt met een gedetailleerdere ambitiekaart, aangezien grenzen moeilijk te leggen zijn, o.a. vanwege het kleinschalig reliëf in het gebied. Natuurmonumenten streeft naar systeemherstel, met als doel het robuuster maken van het systeem, vergroting, kwaliteitsverbetering en verbinding van de beoogde habitattypen.

De vegetatiekaart is in rVVN. Deze kaart wordt gebruikt voor het toetsen huidige situatie model. WVN kan werken met rVVN, maar alleen op associatieniveau, aangezien de rVVN-opnamenset nog

niet is toegewezen aan rVVN-subassociaties, waardoor WWN nog niet op dat detailniveau kon worden gecallibreerd (med. F. Witte).

Er zijn dan twee mogelijkheden: de ambitiekaart verwerken op subass-niveau in DVN of op ass-niveau in rVVN. Terugvertalen naar DVN is op een aantal plekken (mn graslanden) omslachtig en aan expertoordeel onderhevig. De tijd hiervoor ontbreekt. Bovendien zal in de toekomst alleen nog met rVVN gewerkt worden. We kiezen daarom voor een ambitiekaart in rVVN. Deze is weergegeven in Figuur 11.19.

Voor een beperkt aantal vegetatietypen zijn in de kartering subassociaties benoemd. Dat betreft vooral de Dopheidegemeenschappen, waarbinnen onderscheid is tussen de nattere veenmosrijke en minder natte typische subassociatie. Gezien het reliëf binnen de vlakken N06.04 Vochtige heide is te verwachten, dat een hoge doelrealisatie (qua oppervlakte) samengaat met een grote variatie aan natheid en dus ook aan doelrealisatie voor de verschillende vormen Dopheidegemeenschap. N07.01 Droge heide is niet afhankelijk van hoge waterstanden. Onderverdeling van de Struikheidegemeenschappen is voor de modelberekeningen niet van belang. **Conclusie: Voor alle vlakken N06.04 kiezen we voor r11AA02 *Ericetum tetralicis*, voor alle vlakken N07.01 kiezen we voor r20AA01 *Genisto pilosae*-*Callunetum*.**

N10.02 Vochtig hooiland betreft één polygoon in De Rietschot. Het meest grondwaterafhankelijke type op deze locatie is een betrekkelijk arme vorm Veldrus-ass. Doel wordt **r16Aa02 *Crepido-Juncetum acutiflori***.

N10.01 Nat schraalland is aangegeven in de Rietschot en op enkele graslanden ten zuiden de Knoef. Het overgrote deel van de drie polygonen in De Rietschot en de vijf polygonen ten zuiden van de Knoef betreft de Veldrus-ass, deels in goed ontwikkelde vorm (met orchideeën). Enige andere type betreft kleine vlakken Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge, deels ook met Veldrus. Doel voor N10.01 wordt **r16Aa02 *Crepido-Juncetum acutiflori***.

Binnen De Rietschot ligt een vlak N06.04 Vochtige heide. Gezien de recente vegetatie betreft het nat schraalland, venvegetatie en een deel vochtige heide. Een deel krijgt als doel **r16Aa02 *Crepido-Juncetum acutiflori***, de kern wordt **r09Ba02 *Campylio-Caricetum dioicae*** (gezien voorkomen van *Caricion davallianae* en *Samolo-Littorelletum* tussen andere typen), het oostelijke deel wordt **r11Aa02 *Ericetum tetralicis*** (gezien dominantie van dit type).

N06.05 Zwak gebufferde vennen:

Het polygoon in De Rietschot herbergt een variatie in gebufferde ventypen van *Pilularietum globuliferae* (westen), *Echinodoro-Potametum graminei* en *Samolo-Littorelletum*, deels in combinatie met *Crepido-Juncetum* (oosten), hier lijken kansen voor kalkmoeras. Het polygoon is gesplitst in een westelijk deel **r06Ac01 *Pilularietum globuliferae*** en een oostelijk deel **r09Ba02 *Campylio-Caricetum dioicae***.

Twee polygonen in de **noordoosthoek** herbergen de RG *Eleocharis multicaulis*-*Sphagnum*. Hier wordt als doel gesteld **r06Ac03 *Eleocharitetum multicaulis***

De randzone van het ven ten zuidwesten van De Knoef heeft gezien huidige vegetatie **r6Ac02 Scirpetum fluitantis als doel**. De kern is aangegeven als N06.04 Vochtige heide, maar dit betreft een Phragmites/Sphagnum fallax vegetatie; doel hier is beter N06.06 Zuur ven met als doelvegetatie **r10Ab01 Eriophoro-Caricetum lasiocarpae**.

De meest westelijke Steenhaarplas werd in 2022 gedomineerd door Knolrus, met in de amfibische zone plaatselijk **r06Aa01 Isoeto-Lobelietum**. Dit type wordt het doel voor het gehele ven.

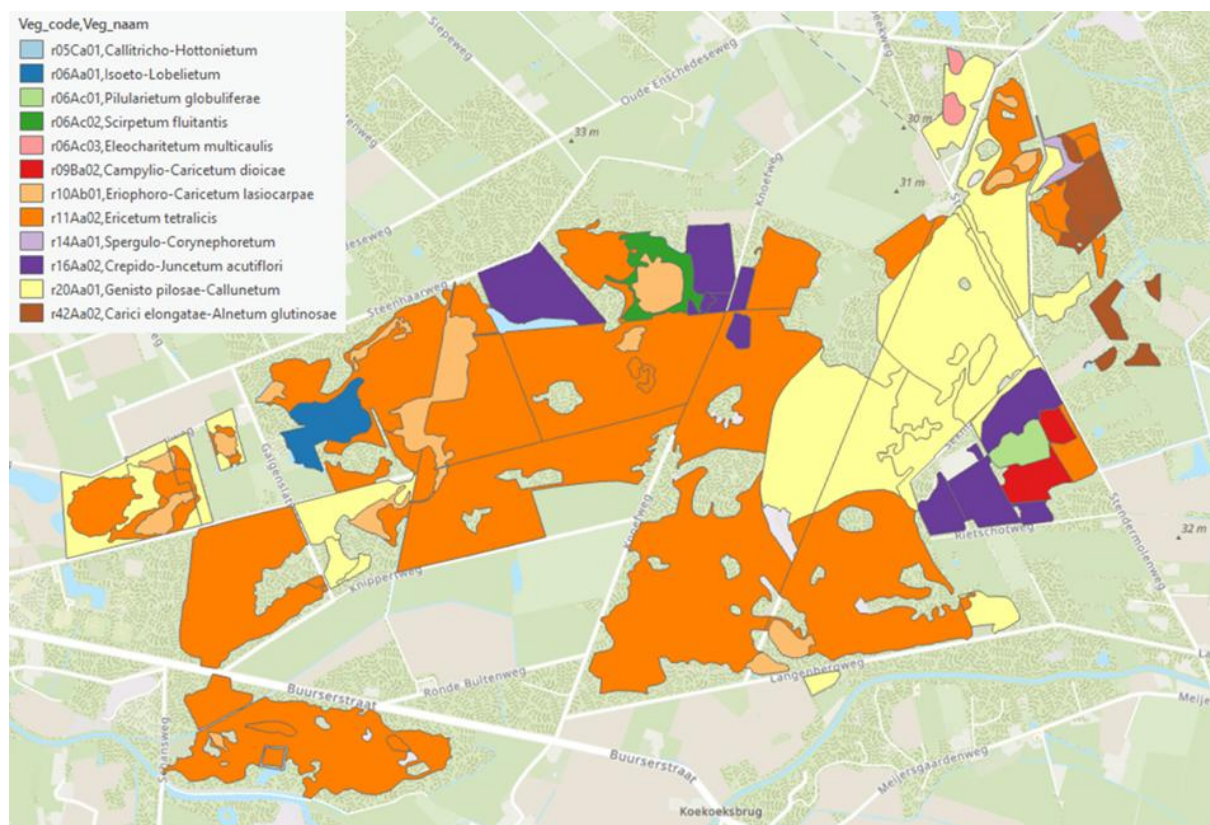
De gracht van de Harrevelderschans heeft als doel de huidige vegetatie **r05Ca01 Callitricho-Hottonietum**.

N06.06 Zuur ven/Hoogveenven

De vennen met dit ambitietype worden in de huidige situatie deels gedomineerd door Sphagnum cuspidatum, deels in combinatie met helofyten (soms Eleocharis multicaulis), deels door Juncus bulbosus. Voor de veenmosontwikkeling is watervoerendheid en een vrij stabiele waterstand van belang. Voor deze vennen is het **doel vertaald naar r10Ab01 Eriophoro-Caricetum lasiocarpae**

N14.01 Rivier en beekbegeleidende bossen wordt als doel vertaald naar goed ontwikkeld **r42Aa02 Carici elongatae-Alnetum**.

Aan N12.02 Kruiden en faunarijk grasland, N12.05 Kruiden en faunarijke akker en N15.02 Dennen-, eiken- en beukenbos kunnen geen plantengemeenschappen worden toegekend, daarvoor zijn ze te breed gedefinieerd. **N12.02** betreft nieuw ingericht/in te richten grasland, waarvan de potenties nog onzeker zijn. Het betreft ook alle vlakken, die niet op vegetatie zijn gekarteerd en die zodoende buiten de analyse in dit project vallen. **N15.02** betreft droge standplaatsen, maar dit moet niet leidend zijn, deze plekken mogen natter worden. Ook deze vallen overigens buiten de analyse, aangezien ze niet op vegetatie gekarteerd zijn.



Figuur 11.19 Ambiotypenkaart vertaald naar rvvn-typen op basis van bovenstaande LESA

Kwelwatertypen

Het grondwater in het gebied varieert van inziigend regenwater tot sterk gebufferd, waarschijnlijk kalkverzadigd grondwater. Op basis van de aanwezige vegetatie en soorten en de beschikbare grondwaterkwaliteitsgegevens zijn voor de pH-berekeningen in de WWN de volgende kwelkwaliteitsklassen (conform Nijp et al., 2019) toebedeeld (Tabel 11-3). De heiden (Genisto-Callunetum en Ericetum tetralicis) worden alleen door regenwater of (natte heide) regenwaterachtig water gevoed. Hoewel de vennen overwegend door regenwater worden gevoed, wijst de vegetatie en deels ook waterkwaliteit op enige buffering vanuit grondwater. Dat geldt zowel voor de zwak gebufferde als de zure vennen. Voor de vennen uit de Oeverkruidklasse (r06) wordt uitgegaan van het minst gebufferde kwelwatertype atmolithoclien-zuur. Voor de gracht rond de Harrevelderschans (Callitricho-Hottonietum r05Ca01) wordt uitgegaan van het beter gebufferde type atmo-lithoclien-neutraal. In een deel van De Rietschot is het nat schraallandtype Campylio-Caricetum dioicae toegekend, in een deel het broekbostype Carici elongatae-Alnetum. Gezien de waterkwaliteitsgegevens is het kwelwatertype hier lithoclien-alkalien. Op het overige areaal nat schraalland en op het areaal vochtig hooiland zijn verschillende vormen van het Crepido-Juncetum acutiflori te verwachten. Gezien de beschikbare waterkwaliteitsgegevens (ook in het westelijk deel van De Rietschot) wordt hier uitgegaan van kwelwatertype atmolithoclien-neutraal.

Tabel 11-3 Ambitietypen, doelvegetatie en te verwachten kwelwaterkwaliteitsklassen

Ambitietype	Naam	Doel-vegetatie	rVVN	Kwelwatertype
N04.06	Zoete plas	Nvt	Nvt	Nvt
N06.04	Vochtige heide	Ericetum tetralicis	r11Aa02	Nvt: regenwater
N06.05	Zwakgebufferd ven	Isoeto-Lobelietum	r06Aa01	Atmolithoclien-zuur
		Pilularietum globuliferae	r06Ac01	Atmolithoclien-zuur
		Scirpetum fluitantis	r06Ac02	Atmolithoclien-zuur
		Eleocharitetum multicaulis	r06Ac03	Atmolithoclien-zuur
		Callitricho-Hottonietum	R05Ca01	Atmolithoclien-neutraal
N06.06	Zuur ven of hoogveenvennen	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae	r10Ab01	Atmolithoclien-zuur
N07.01	Droge heide	Struikheide-associatie	r20Aa01	Nvt: regenwater
N10.01	Nat schraalland	Grotendeels Crepido-Juncetum acutiflori	r16Aa02	Atmolithoclien-neutraal
		Campylio-Caricetum dioicae	r09Ba02	Lithoclien-alkalien
N10.02	Vochtig hooiland	Crepido-Juncetum acutiflori	r16Aa02	Atmolithoclien neutraal
N11.01	Droog schraalgrasland	Spargulo-Corynephorum	r14Aa01	regenwater
N12.02	Kruiden- en faunarijk grasland	Niet gekarteerd	nvt	Nvt
N12.05	Kruiden- en faunarijke akker	Niet gekarteerd	nvt	Nvt
N14.01	Rivier- en beekbegeleidend bos	Carici elongatae-Alnetum	r42Aa02	Lithoclien-alkalien
N15.02	Dennen-, eiken- en beukenbos	Nauwelijks gekarteerd (droog)	nvt	nvt

Vegetatietypen

Tabel 11-4. De in de Buurserzand aangetroffen vegetatietypen en de daarvoor van N opnamen uit DVN afgeleide vochtindicatie F_{type} en GVG_{type} , de laatste met de standaardafwijkingen uit DVN (σ_{DVN}) en de gecombineerde standaardafwijking van de vegetatie (σ_{veg}) waarbij is uitgegaan van een standaardafwijking voor de empirische relatie tussen vochtindicatie en GVG van $\sigma_{opn} = 12.5$ cm.

Code	Wetenschappelijke naam	N	F_{DVN}	GVG_{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
r05Ca01	Ass. van Waterviolier en Sterrenkroos	70	1.29			
r06Aa01	Ass. van Biesvaren en Waterlobelia	128	1.31			
r06Ab01	Ass. van Ongelijkbladig fonteinkruid	28	1.28			
r06Ac01	Pilvaren-associatie	116	1.65			
r06Ac02	Ass. van Vlottende bies	145	1.49			
r06Ac03	Ass. van Veelstengelige waterbies	148	1.69			
r06Ac04	Ass. van Waterpunge en Oeverkruid	66	1.83	-3	6	14
r06Ad01	Naaldwaterbies-associatie	49	1.52			
r06RG05	RG Drijvend fonteinkruid [Oeverkruid-klasse]	9	1.51			
	RG Veelstengelige waterbies en Veenmos [Oeverkruid-klasse / Klasse van de hoogveenslenken]	84	1.64			
r06RG06	RG Knolrus en Veenmos [Oeverkruid-klasse/Klasse van de hoogveenslenken]	38	1.47			
r06RG07	Riet-associatie; typische subass.	0				
r08RG03	RG Mannagras [Vlotgras-orde]	96	1.93	1	12	17
r09	Klasse van de kleine zeggen	10	2.19	11	7	15
r09Aa03	Ass. van Moerasstruisgras en Zompzegge	178	1.91	0	6	14
r09Ba	Knopbies-verbond	0				

r09RG01	RG Zwarte zegge en Moerasstruisgras [Verbond van Zwarte zegge]	97	2.14	9	9	15
r09RG04	RG Hennegras [Verbond van Zwarte zegge]	51	2.00	4	5	13
r09RG05	RG Snavelzegge [Orde van Zwarte zegge/Riet-klasse]	110	1.84	-2	10	16
r09RG10	RG Geelgroene zegge [Klasse van de kleine zeggen]	27	2.15	10	9	15
r09RG11	RG Watermunt en Gewone waternavel [Klasse van de kleine zeggen]	25	2.11	8	7	14
r10Aa02	Ass. van Veenmos en Snavelbies	110	1.96	2	6	14
r10DG01	DG Pitrus en Veenmos [Klasse van de hoogveenslenken]	83	1.94	2	8	15
r10RG04	RG Snavelzegge [Klasse van de hoogveenslenken]	100	1.58			
r10RG05	RG Veenpluis en Veenmos [Klasse van de hoogveenslenken]	185	1.86	-2	12	17
r10RG06	RG Pijpenstrootje en Veenmos [Klasse van de hoogveenslenken]	105	2.19	11	11	17
r10RG07	RG Klein blaasjeskruid [Klasse van de hoogveenslenken]	31	1.40			
r10RG09	RG Gewone waterbies en Veenmos [Klasse van de hoogveenslenken]	15	1.53			
r11	Klasse van de hoogveenbulten en natte heiden	0				
r11Aa01	Ass. van Moeraswolfsklauw en Snavelbies	240	2.32	16	8	15
r11Aa02	Ass. van Gewone dophei	581	2.60	27	9	16
r11Aa02a	Ass. van Gewone dophei; subass. met Veenmos	0				
r11Aa02c	Ass. van Gewone dophei; typische subass.	0				
r11Ba01	Ass. van Gewone dophei en Veenmos	365	2.22	12	8	15
r14Aa01a	Ass. van Buntgras en Heidespurrie; arme subass.	0				
r14Aa01b	Ass. van Buntgras en Heidespurrie; subass. met korstmossen	0				
r14RG02	RG Zandstruisgras [Buntgras-verbond]	16	3.71			
r14RG16	RG Gewoon gaffeltandmos [Klasse van de droge graslanden op zandgrond]	302	3.83			
r16Aa	Verbond van Biezenknoppen en Pijpenstrootje	0				
r16Aa02	Ass. van Veldrus en Gevlekte orchis	52	2.48	22	5	13
r16RG01	RG Blauwe knoop en Blauwe zegge [Verbond van Biezenknoppen en Pijpenstrootje]	35	2.55	25	8	15
r16RG07	RG Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem [Pijpenstrootje-orde]	105	2.46	22	7	15
r16RG18	RG Glanshaver [Glanshaver-orde]	355	3.04	44	5	14
r16RG28	RG Veldrus [Pijpenstrootje-orde]	50	2.39	19	6	14
r19Aa01	Ass. van Liggend walstro en Schapengras	222	3.43			
r19Aa02	Ass. van Klokjesgentiaan en Borstelgras	109	2.86	37	7	14
r19RG01	RG Borstelgras [Klasse van de heischrale graslanden]	37	3.59			
r19RG02	RG Bochtige smeile [Klasse van de heischrale graslanden/Klasse van de droge heiden]	74	3.53			
r20Aa01	Ass. van Struikhei en Stekelbrem	2618	3.36			
r20Aa01a	Ass. van Struikhei en Stekelbrem; subass. met Gewoon stapelbekertje	0				
r20Aa02	Ass. van Struikhei en Bosbes	96	3.41			
r20RG01	RG Pijpenstrootje en Bochtige smeile [Klasse van de droge heiden]	79	3.15	48	9	15
r29Aa01	Draadgentiaan-associatie	253	2.39	19	9	15
r29Aa04	Grondster-associatie	183	2.95	40	12	18
r36Aa01	Ass. van Zoete haarbraam	93	3.35			
r39Aa02	Ass. van Grauwe wilg	231	2.18	11	14	19
r39RG03	RG Wilde gagel en Pijpenstrootje [Klasse van de wilgenbroekstruwelen/Klasse van de hoogveenbulten en natte heiden]	148	2.37	18	9	15
r42Aa02a	Elzenzegge-Elzenbroek; typische subass.	0				
r42RG05	RG Brede stekelvaren [Verbond van de elzenbroekbossen]	27	2.80	34	8	15
r43RG02	RG Pijpenstrootje [Verbond van de berkenbroekbossen]	174	2.69	30	12	17
r44	Klasse van de naaldbossen	0				

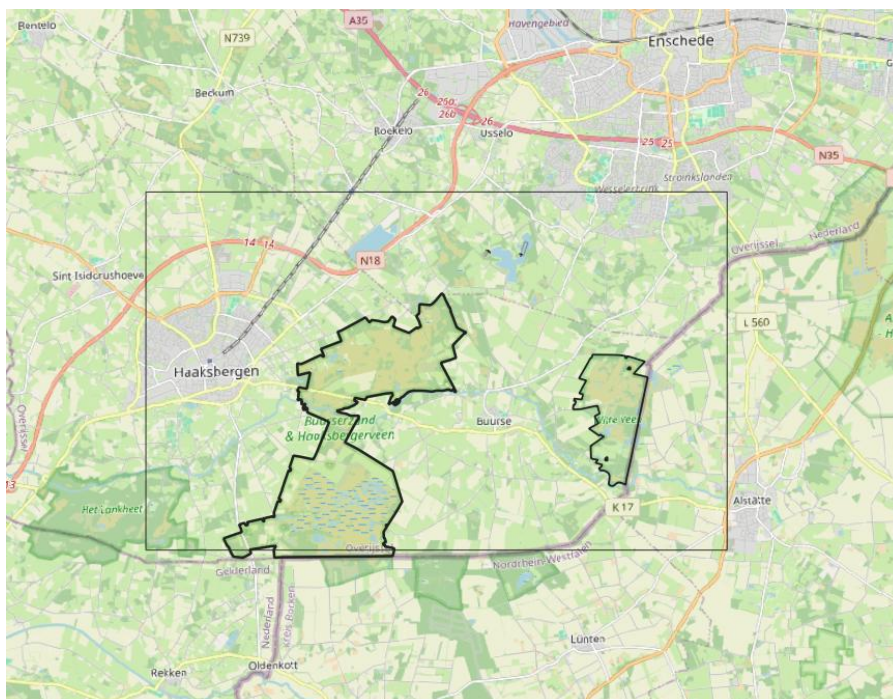
r44Aa01	Gaffeltandmos-Jeneverbestruweel	128	3.52			
r45Aa03	Berken-Eikenbos	176	3.38			
r45DG03	DG Amerikaanse vogelkers [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]	124	3.31			
r45RG04	RG Gestreepte witbol en Gewoon struisgras [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]	11	3.34			
r45RG08	RG Pijpenstrootje [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]	126	3.17	48	6	14

11.2 Beschrijving grondwatermodel

Voor de modellering van Buurserzand maken we gebruik van een gekalibreerd grondwatermodel (MODFLOW-MetaSWAP) van het Buurserzand dat door TAUW in een eerder studie gemaakt is voor het doorrekenen maatregelen vanuit het Programma Aanpak Stikstof (PAS) (TAUW, 2017). Zie Figuur 11.20 voor de modeluitsnede. Dit model is een aanpassing van het grondwatermodel van het toenmalige waterschap Regge en Dinkel (WRD-model). Hierbij zijn aanpassingen gedaan in de waterlopen, de modelschematisatie van de ondergrond en de drainage. Tevens is er een kalibratie uitgevoerd voor de doorlatendheid van de bovenste drie modellagen en de weerstand tussen deze lagen.

De volgende paragrafen beschrijven de meest relevante modelschematisaties (ondergrond, maaiveldhoogte, ontwatering, grondwateraanvulling en onttrekkingen). Andere belangrijke modeleigenschappen zijn:

- Het model is een iMOD model op 25 meter resolutie voor de periode 1997-2015, waarvan de eerste 2 jaar (1997-1998) inspeeltijd is.
- De tijdstaplengete is 1 dag, voor iedere 14^e en 28^e van de maand wordt modeluitvoer weggeschreven.
- Het model is een quasi-3D model, met horizontale stroming in de watervoerende lagen en verticale stroming in de scheidende lagen.
- Het model start met een steady-state grondwaterstand en deze blijft als constante waarde (constant head) op de modelranden. De zuidelijke modelrand valt samen met de Duitse grens en de grens van het Haaksbergerveen. In het Duitse deel van het model is nauwelijks tot geen ontwatering aanwezig waardoor de grondwaterstanden kunnen blijven stijgen.



Figuur 11.20 Modelgebied (vierkant), met daarin de Natura2000-gebieden Buurserzand & Haaksbergerveen en Witte Veen

11.2.1 Ondergrond

De ondergrond van het grondwatermodel bestaat uit zeven modellagen (zie Figuur 11.21). De totale dikte van de modellagen ter hoogte van Buurserzand is ongeveer 10 meter. De Rupel kleiformatie is aan de onderkant van modellaag 4 toegekend, daarom wordt de invloed van modellaag 5 t/m 7 als zeer beperkt gezien. De formaties, doorlatendheid en transmissiviteit die bij de bovenste vier modellagen horen, worden getoond in Tabel 11-5.

Voor de weerstand geldt het volgende. Modellaag 1 bevat ondiep voorkomende weerstandslagen tot 2 m-mv en modellaag 2 bevat keileem. De verspreiding van deze weerstandslagen (met een weerstand van ongeveer 50-100 dagen) is gebaseerd op boringen en komt niet vlakdekkend in het hele gebied voor (overeenkomstig met REGIS, zie ook toelichting in paragraaf 11.1). Modellaag 3 bevat weinig weerstand (ongeveer 1 dag), met uitzondering van een gebied ten noorden van Witte Veen tot halverwege Witte Veen. Modellaag 4 bevat de Rupel klei met een hoge weerstand van ongeveer 1000 dagen, maar dit gebied is ook niet helemaal vlakdekkend toegekend; in de noordoostelijke hoek van het modelgebied (incl. Witte Veen) en in gebied in het zuiden/zuidoosten van het natuurgebied is de weerstand ongeveer 10 dagen.

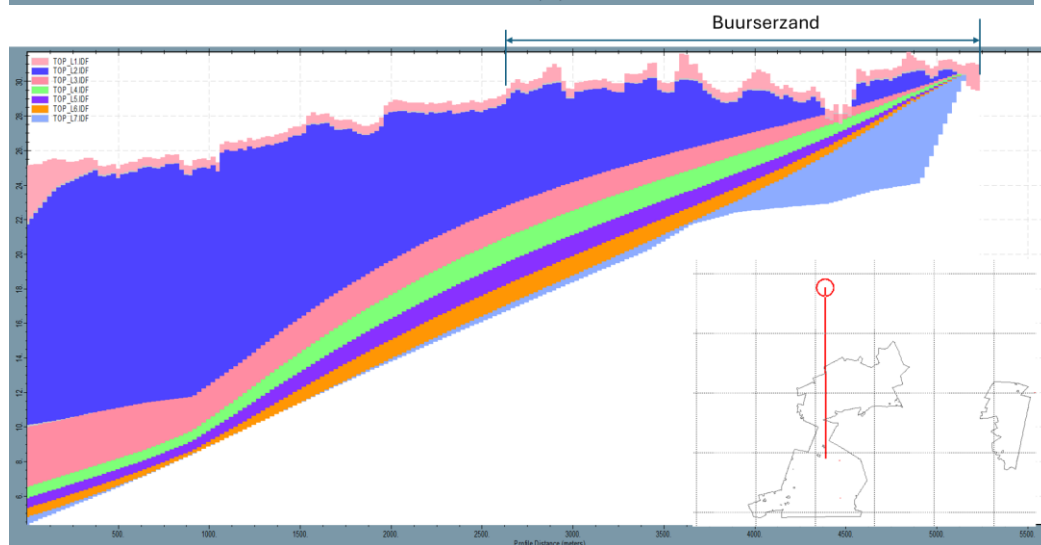
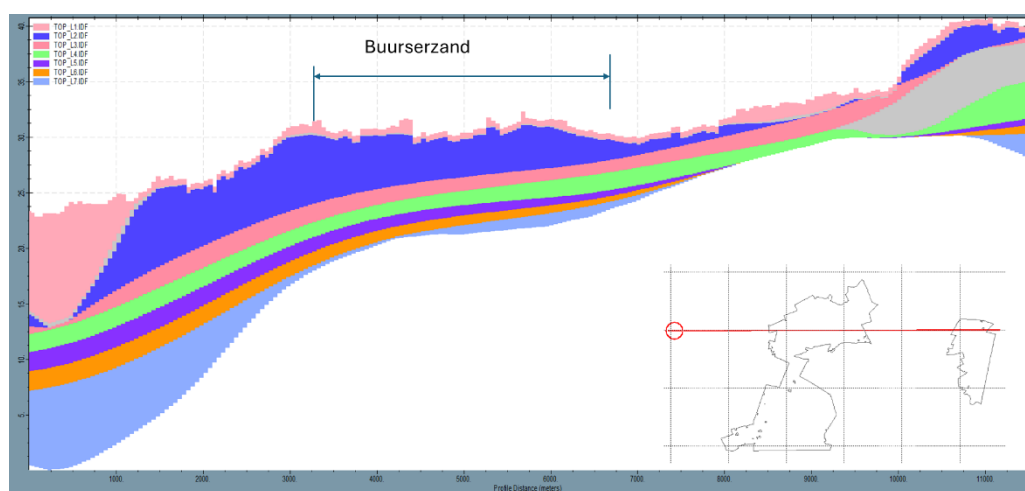
Het maaiveld in het grondwatermodel is gebaseerd op AHN2. De maaiveldhoogte varieert van Buurserbeek met ongeveer 27 meter NAP tot maximaal 32 meter midden in Buurserzand. Het Buurserzand ligt daardoor iets hoger dan de omgeving.

Tabel 11-5 Geologische formatie en doorlatendheden van de bovenste vier modellagen (tabel gekopieerd uit TAUW (2017). Aangepast model is het model gebruikt in de huidige studie, bestaand model is het oorspronkelijke WRD-model. De doorlatendheden van modellaag 5-7 worden niet getoond in deze tabel

Tabel 2.3 indeling modellagen en toekennen van doorlatendheden op basis van formaties

formatie	modellaag	doorlatendheid (m/dag)	kD aangepast model (m2/dag)	kD bestaand model (m2/dag)
Boxtel zand (bxz1-d-ck)	kD1	5	3 - 25	10 - 20
Boxtel zand (bxz3-d-ck)	kD2	5	6 - 45	0! - 125
Boxtel zand (bxz2-d-ck)	kD2	5		
Drenthe zand (drz1-d-ck)	kD2	25		
Drenthe zand (drz2-d-ck)	kD2	25		
Drenthe zand (drz3-d-ck)	kD3	25	2 - 95	0! - 10
Appelscha zand (apz1-d-ck)	kD3	25		
Dongen zand (doz1-d-ck)	kD4	10	2 - 80	1 - 10
Rupel klei (ruk1-d-ck)*	C4 (scheidende laag 4)	0.01		

*De scheidende laag C4 bestaande uit Rupel klei is aanwezig in het bestaande WRD-model



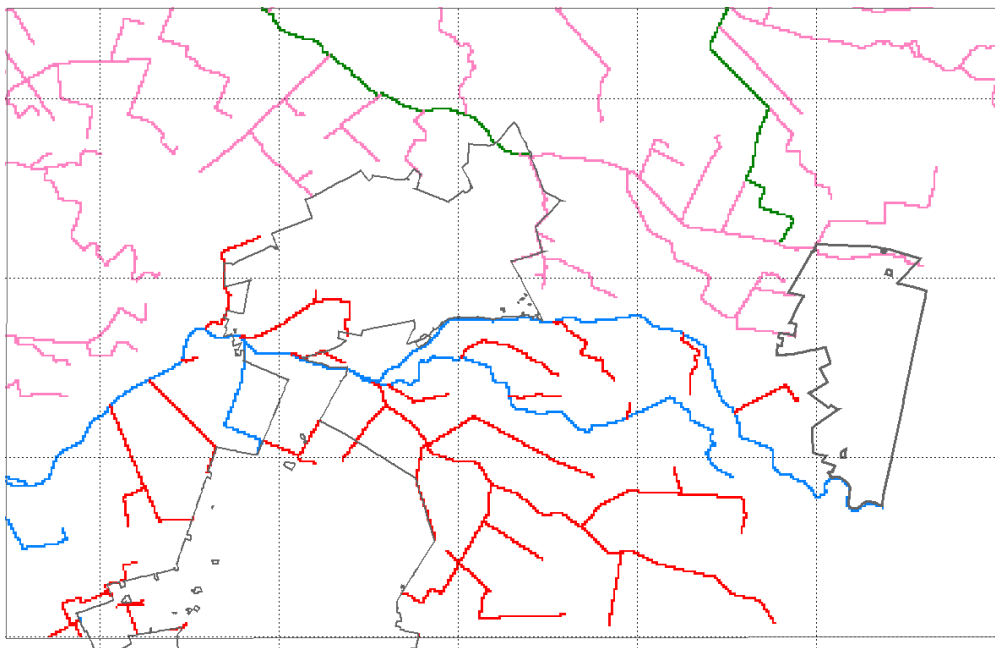
Figuur 11.21 Dwarsdoorsnede van het ondergrondmodel. Boven: west-oost profiel. Onder: noord-zuid profiel.

11.2.2 Ontwatering

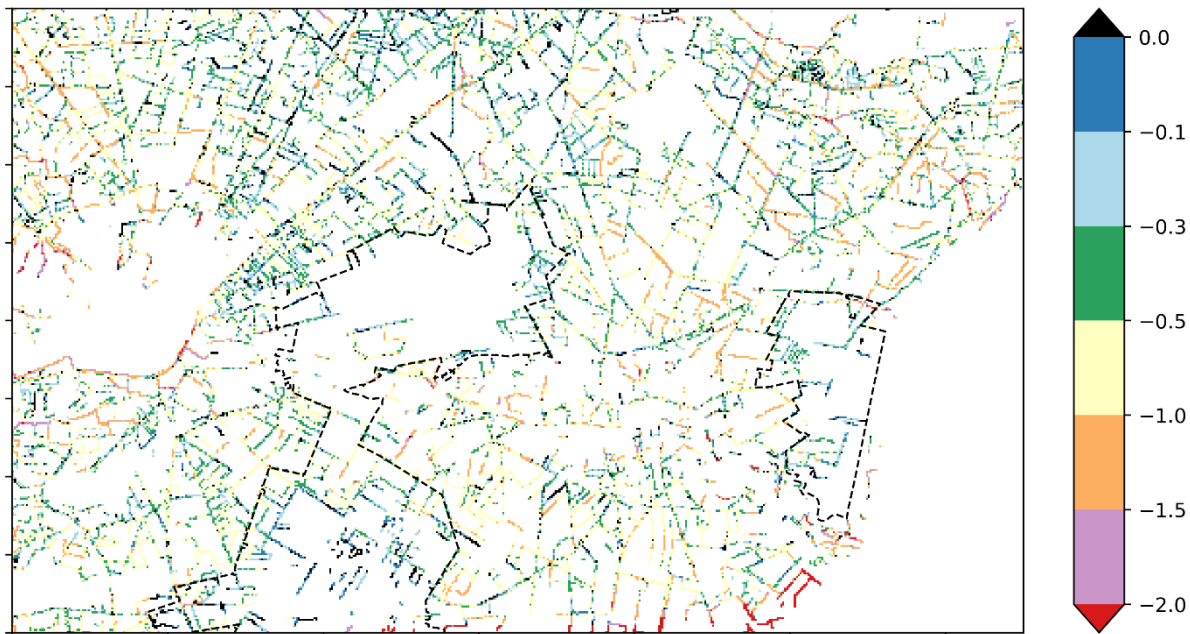
Er zijn meerdere ontwateringssystemen aanwezig in het model die als apart MODFLOW-RIV systeem geschematiseerd zijn:

- Buurserbeek. Kunnen het gehele jaar door infiltreren.
- LEGD (o.a. zijtakken van de Hagmolenbeek), leggerwaterlopen in noordelijk deel model. Kunnen infiltreren in de winter, niet in de zomer.
- LEGI (o.a. een stuk Hagmolenbeek), leggerwaterlopen in noordelijk deel model. Kunnen het gehele jaar door infiltreren.
- Leggerwaterlopen in zuidelijk deel (zijtakken van de Buurserbeek). Kunnen infiltreren in de winter.
- TOP10-waterlopen. Deze hebben jaarrond hetzelfde 'waterpeil', dit is de drainagebasis tot waar deze waterlopen draineren.

Naast deze waterlopen is er ook buisdrainage aanwezig in sommige landbouwpercelen in het model, ook in landbouwpercelen binnen het natuurgebied. De locaties hiervan zijn door TAUW vastgesteld op basis van veldbezoeken in 2017 (TAUW, 2017).

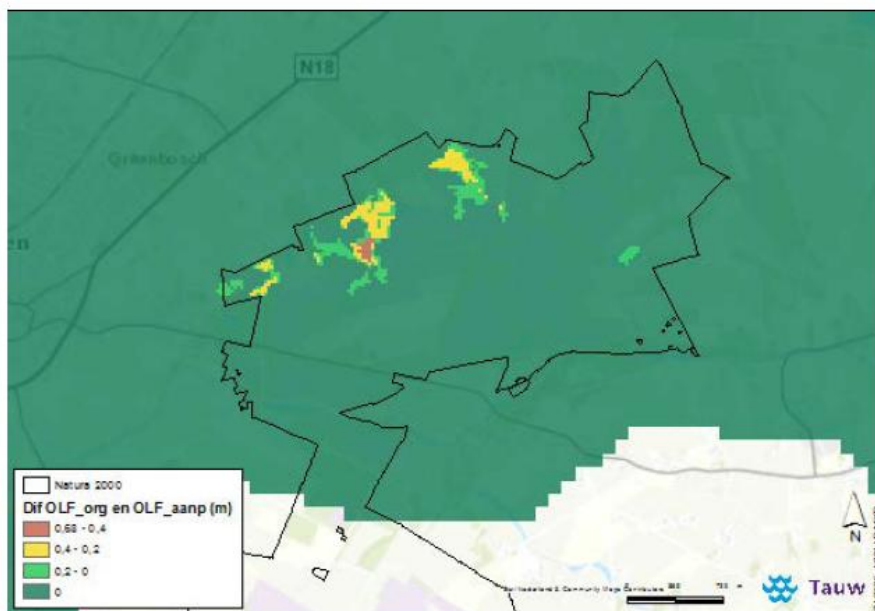


Figuur 11.22 Verschillende leggerwaterlopen in het model. Blauw=Buurserbeek, rood=leggerwaterlopen zuid, roze=LEGD, groen = LEGI.



Figuur 11.23 Niveau waterpeil ten opzichte van het maaiveldhoogte per cel (zoals toegepast in het model) van TOP10-waterlopen in het model

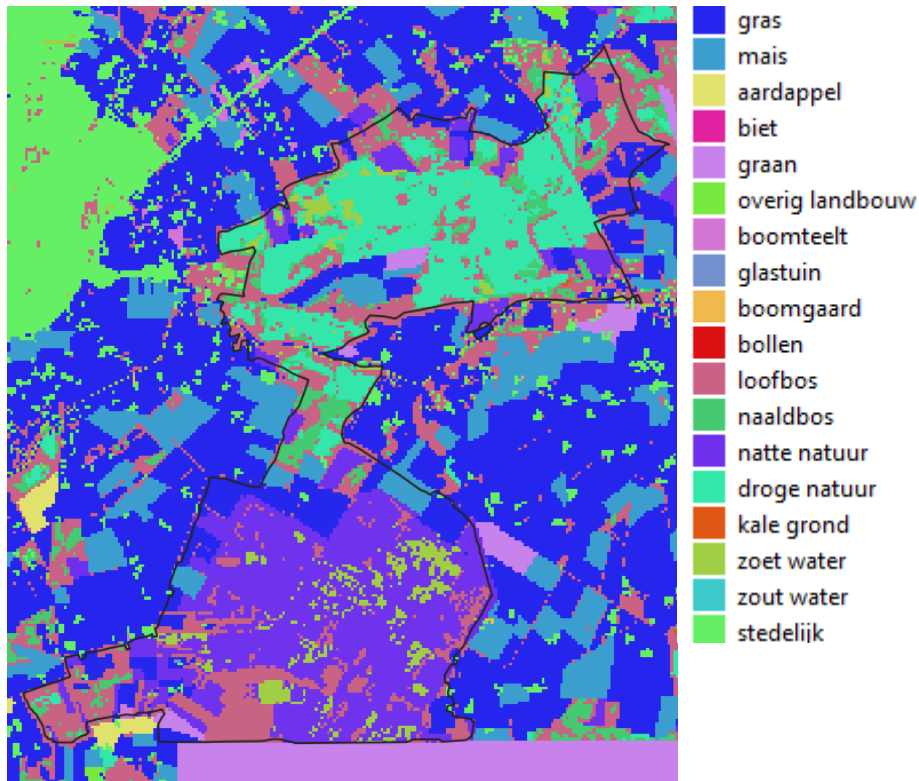
Het niveau waarop oppervlakkige afvoer optreedt is op enkele plaatsen iets hoger dan het maaiveldniveau. Dit komt omdat er tot een bepaald stuwniveau nog water geborgen kan worden op het maaiveld voordat dit water afgevoerd wordt. Deze aanpassing is beschreven in TAUW (2017) en wordt ook getoond in Figuur 11.24.



Figuur 11.24 Kopie figuur 2.20 uit TAUW (2017): Verschilkaart tussen origineel en aangepaste overlandflow met het verschil in meters.

11.2.3 Landgebruik

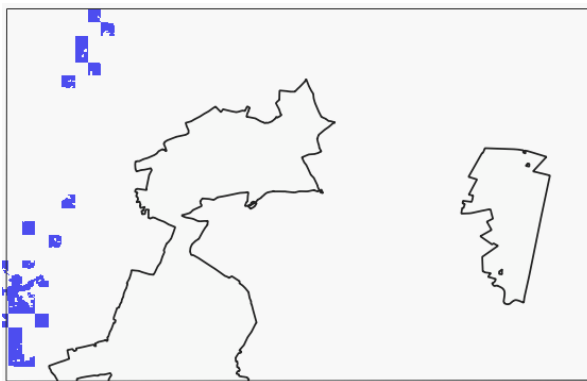
Het landgebruik in het Buurserzand bestaat grotendeels uit categorie 'droge natuur'. Dus ook de gebieden met natte heide vallen binnen deze categorie. Rondom het natuurgebied komt voornamelijk grasland voor, afgewisseld met (maïs)akkers en op korte afstand is stedelijk gebied van Haaksbergen.



Figuur 11.25 Landgebruik zoals in het grondwatermodel is opgenomen

11.2.4 Onttrekkingen

Er zijn geen drinkwater- of industriële onttrekkingen aanwezig in het modelgebied. Er is een klein gebied waar beregening vanuit grondwater plaatsvindt, ten westen van het natuurgebied (Figuur 11.26).



Figuur 11.26 Blauw: locaties waar beregening uit grondwater plaatsvindt

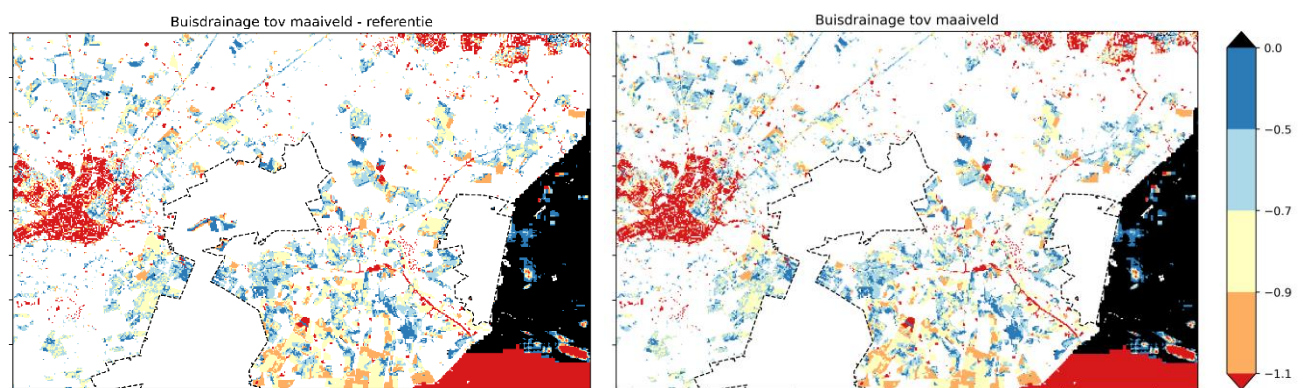
11.3 Nulsituatie

Door TAUW (2017) zijn maatregelen uit de PAS-maatregelen voor het Buurserzand met het grondwatermodel doorgerekend. Voor de vergelijking met de vegetatiekartering worden de resultaten van het grondwatermodel zónder deze maatregelen gebruikt. Hiervoor is gekozen omdat de meeste maatregelen nog niet uitgevoerd waren toen de vegetatiekartering is uitgevoerd. Voor de rest van de analyse van hydrologische herstelmaatregelen wordt de situatie met PAS-maatregelen als nulsituatie (genaamd 'nulsituatie + PAS') gehanteerd. Hier is voor gekozen omdat de maatregelen momenteel worden- of zijn uitgevoerd. Het volledige maatregelpakket uit de studie van TAUW (2017) is hierbij toegepast, ervan uitgaande dat deze maatregelen allemaal volledig uitgevoerd worden.

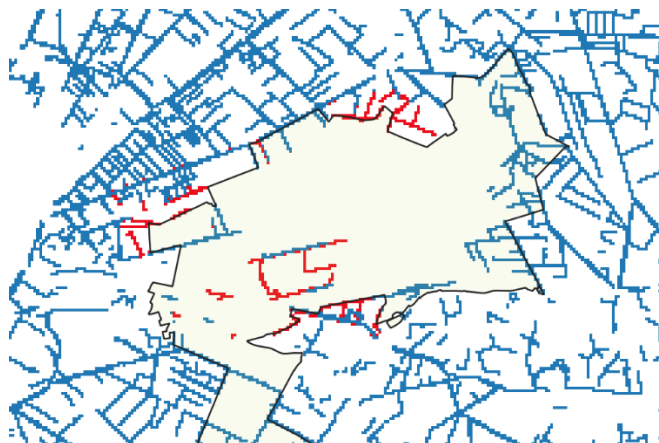
Dit betreft de volgende aanpassingen (zie voor de codering ook de Natura2000 gebiedsanalyse (Provincie Overijssel, 2017))

- Herinrichting landbouwgebieden in het natuurgebied en bij de westrand van het natuurgebied (M6a)
- Herinrichting landbouwgebieden in het natuurgebied en bij de zuidrand van het natuurgebied (M6b/ M6c)
- Opheffen drainerende werking landbouwpercelen bij de noordrand van het natuurgebied (M6d)
- Verondiepen van Biesheuvelleiding (M1), Hagmolenbeek (M2) en Buurserbeek (M4)

Voor het model betekent dit dat de buisdrainage in deze gebieden verwijderd is (zie Figuur 11.27), een aantal sloten gedempt is in de landbouwgebieden (zie Figuur 11.28) en het peil van de beken verhoogd is.

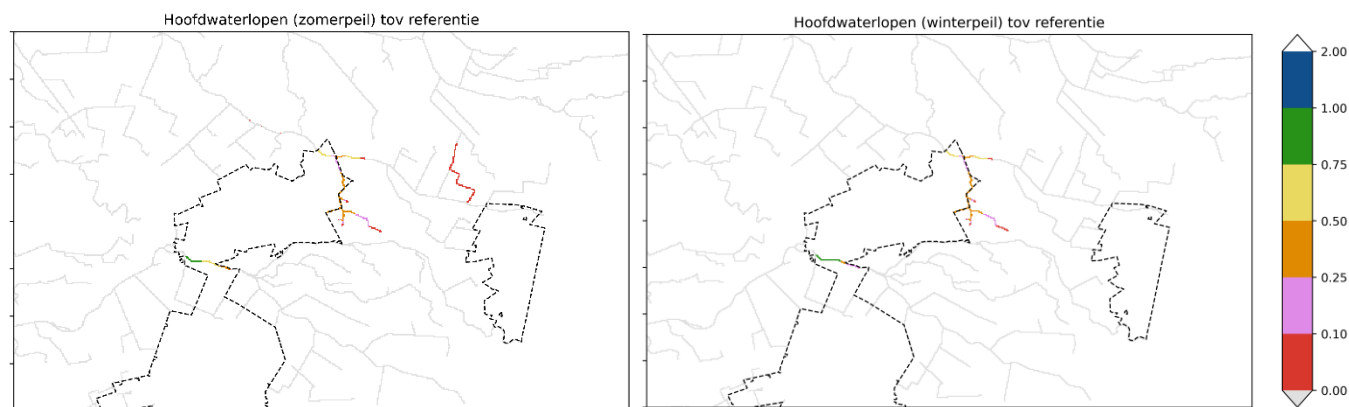


Figuur 11.27 Diepte van de buisdrainage ten opzichte van maaiveld in de nulsituatie (links) en de nulsituatie met PAS maatregelen (rechts).

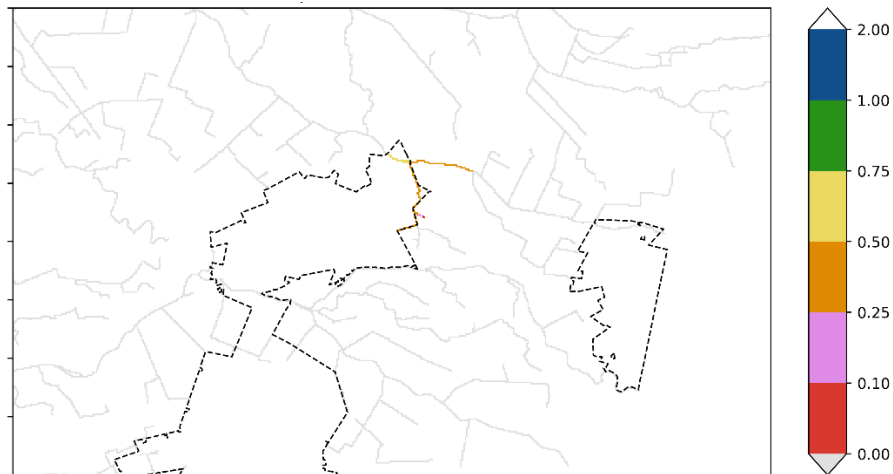


Figuur 11.28 Top10 sloten in Buurserzand. Rood geeft aan welke sloten zijn gedempt in de PAS-maatregelen.

Stukken van de Buurserbeek, de Hagmolenbeek en de Biesheuvelleiding die in of vlak langs het natuurgebied lopen zijn in zowel de winter als de zomer opgehoogd. De peilverhoging ten opzichte van de nulsituatie is te zien in Figuur 11.29. Het peil van de Buurserbeek (zuidkant van het Buurserzand) is met 80 tot 90 cm opgehoogd. Voor de Hagmolenbeek (noordpunt van het Buurserzand) geldt een ophoging van ongeveer 60 cm. Langs de oostrand is de ophoging ongeveer 30-40 cm. De infiltratiefactor is op deze stukken onaangepast gebleven. Tevens is de bodemhoogte van de Buurserzand niet aangepast. De bodemhoogte van de Hagmolenbeek en Biesheuvelleiding zijn deels opgehoogd: binnen Buurserzand met 0.5m en langs de rand met 0.4m (zie Figuur 11.30) .

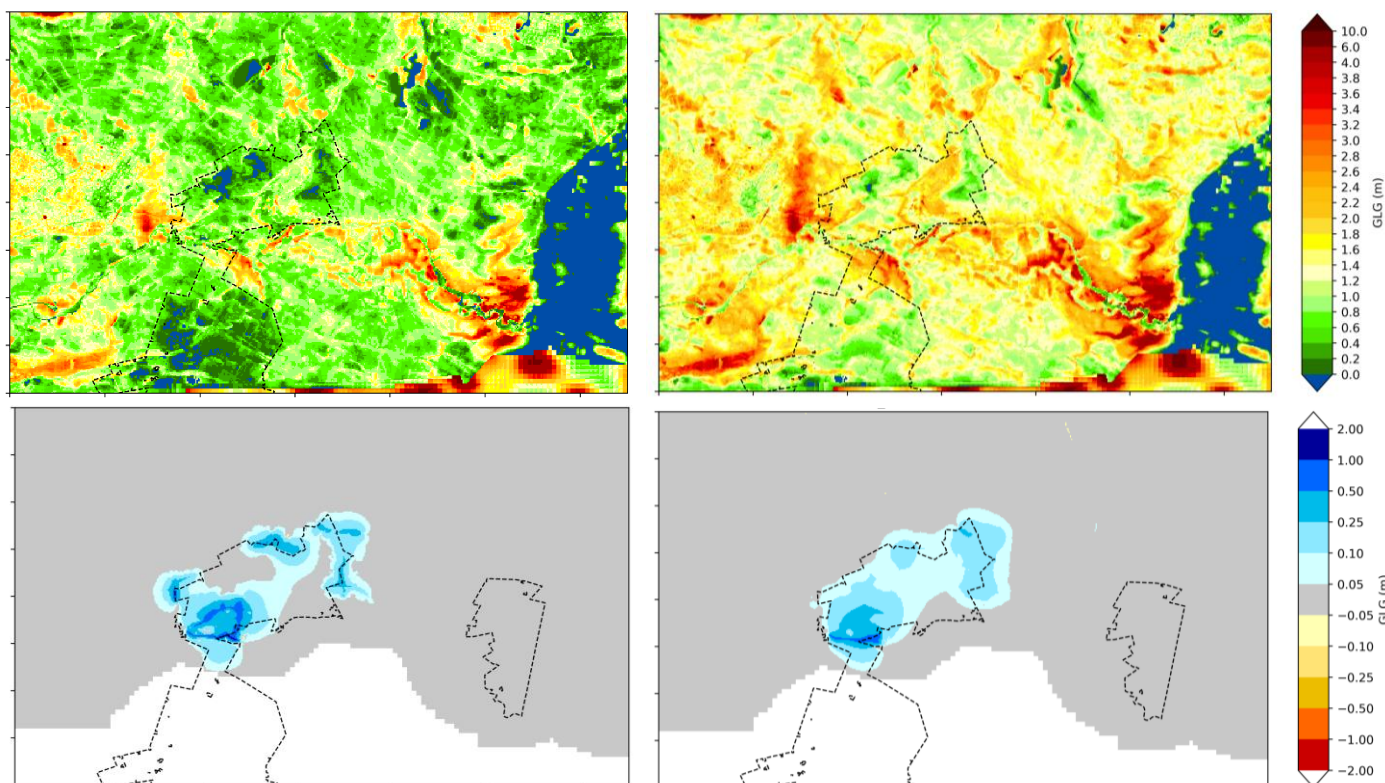


Figuur 11.29 Verhoging van het zomer- en winterpeil door de PAS maatregelen ten opzichte van de nulsituatie.



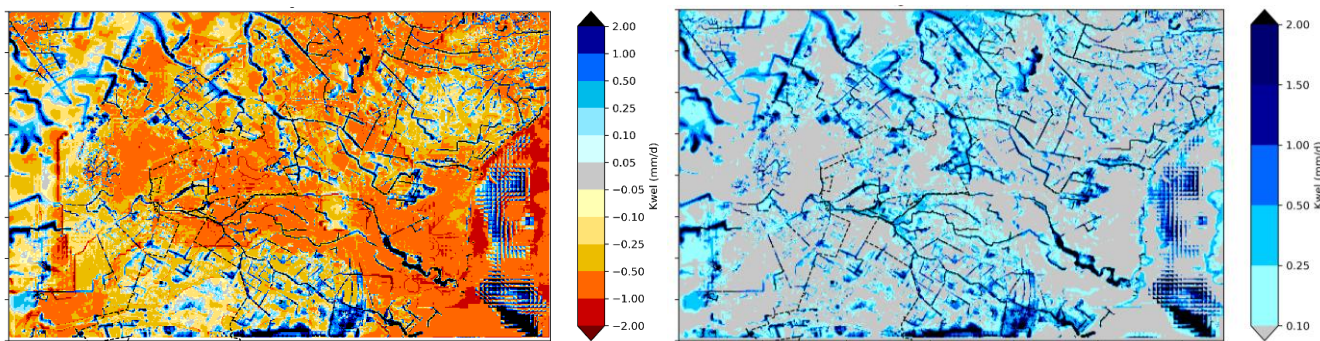
Figuur 11.30 Verhoging van de bodem (m) van de waterlopen (Hagmolenbeek en Biesheuvelleiding) door de PAS maatregelen ten opzichte van de nulsituatie.

In Figuur 11.31 worden de GVG en GLG in de nulsituatie, en de verandering van de GVG en GLG in de nulsituatie inclusief PAS maatregelen getoond. In het Buurserzand is in het midden duidelijk een gebied met diepere grondwaterstanden (GVG van 1 tot 1,5 meter onder maaiveld in de nulsituatie). In het noordwesten en in het oosten van het gebied komen ondiepe grondwaterstanden voor (GLG van ongeveer 0,5 meter onder maaiveld). Door het maatregelpakket stijgen de grondwaterstanden lokaal, daar waar de maatregel is uitgevoerd. De grootste stijging is zichtbaar in het zuidelijke deel van Buurserzand, waar de Buurserbeek is opgehoogd en een leggerwaterloop in het gebied is gedempt. De maximale stijging is hier ongeveer 80 cm, de stijging is hoger in de GVG dan de GLG. De gemiddelde stijging van de GVG en GLG in het hele Buurserzand is respectievelijk 13 en 12 cm.

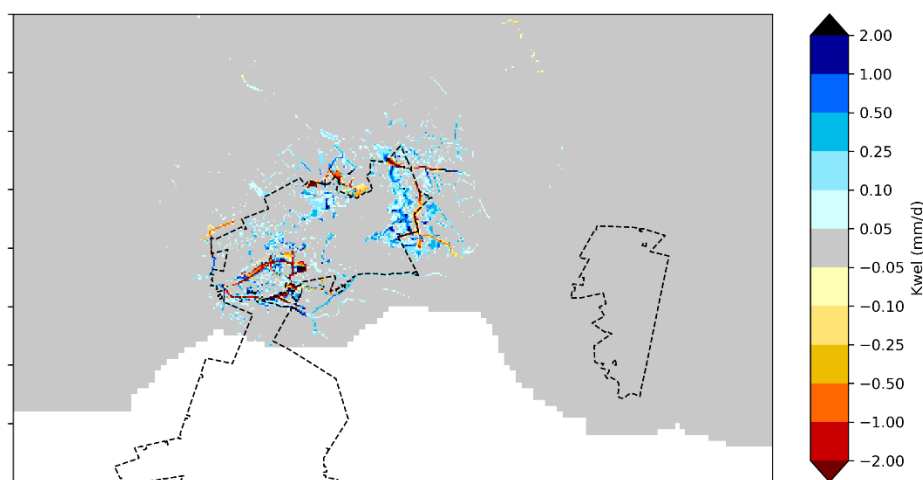


Figuur 11.31 Linksboven: GVG, rechtsboven: GLG in de nulstuitatie (m-mv). Linksonder: stijging van GVG, rechtsonder: stijging van de GLG door de PAS-maatregelen (m). Berekend voor de periode 1999-2015.

De jaarrond gemiddelde kwel- en wegzijgingsflux én de jaarrond gemiddelde kwelflux in de nulsituatie wordt getoond in Figuur 11.32. De kwel- en wegzijging (linker figuur) is het jaarrond gemiddelde van de flux (zowel opwaarts/positief als neerwaarts/negatief) door de onderkant van modellaag 1. De kwelflux (rechter figuur) betreft alleen de opwaartse flux, en een neerwaartse flux geldt als 0 mm/d kwel. Het midden van het Buurserzand is jaarrond een wegzijgingsgebied, waar aan de randen een gedeelte van het jaar kwel plaatsvindt. In een heel beperkt gebied is de flux jaarrond gemiddeld positief (de linker figuur laat een groot wegzijgingsgebied zien). Alleen ter hoogte van de waterlopen is jaarrond sprake van een kwelflux. Uit de rechter figuur wordt wel duidelijk dat in een deel van het natuurgebied wel voor een gedeelte van het jaar een kwelflux aanwezig is. De verandering van de kwelflux wordt getoond in Figuur 11.33. Ter hoogte van de maatregelen neemt de kwelflux af, als gevolg van de stijging van de grondwaterstand. Bij de oostelijke rand van het natuurgebied, in het gebied met ondiepe grondwaterstanden neemt de kwel duidelijk toe. Ook aan de andere kant van het wegzijgingsgebied, in het midden van het natuurgebied en met diepe grondwaterstanden, is een toename van kwel te zien. Omdat er in het natuurgebied zowel een toename als afname van de kwelflux plaatsvindt, is de gemiddelde verandering in het gehele natuurgebied minimaal.



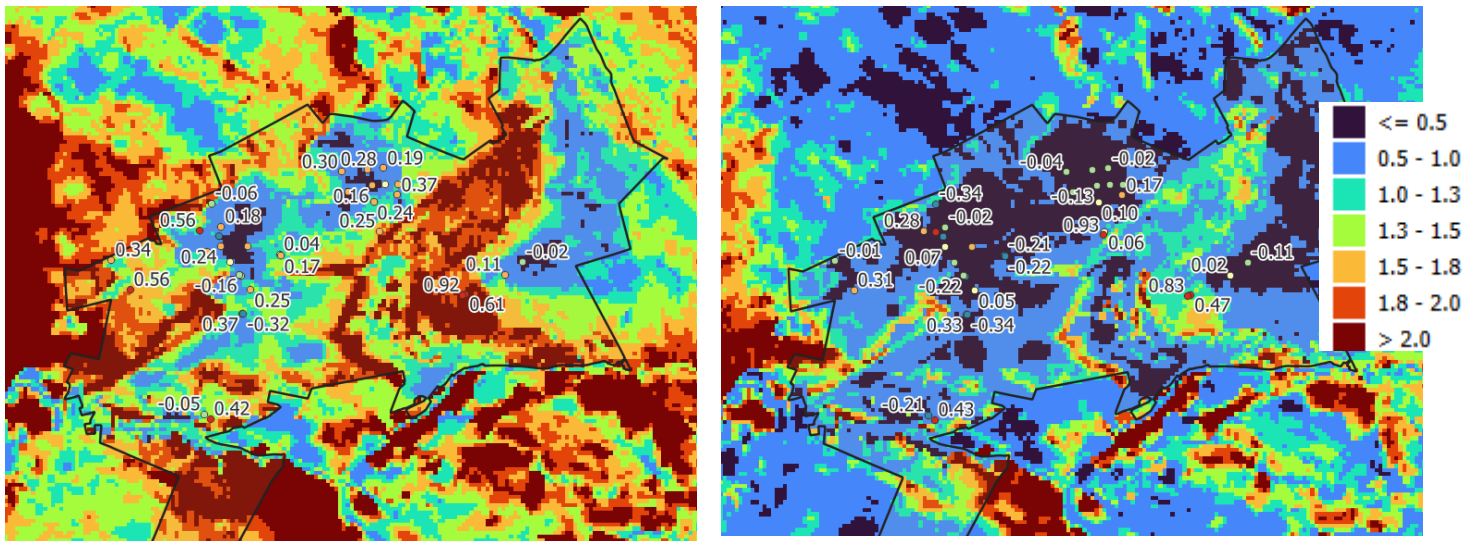
Figuur 11.32 Links: jaarrond gemiddelde kwel en wegzijging in de nulsituatie (mm/d). Rechts: jaarrond gemiddelde kwel in de nulsituatie (mm/d)



Figuur 11.33 Verandering van de jaarrond gemiddelde kwel (mm/d) door de maatregelen ten opzichte van de nulsituatie.

11.4 Validatie model-GxG's

Er is een check uitgevoerd in hoeverre de modeluitvoer overeenkomt met metingen. Hiervoor is voor peilbuizen in het natuurgebied met meetdata in de periode 1999-2015 een GxG bepaald, welke is vergeleken met de model-GxG van de nulsituatie (zonder maatregelen) (zie Figuur 11.34). Wat betreft GVG is het model gemiddeld 7 cm te droog, de mediaan van het verschil is 1 cm, maar voor sommige peilbuizen is de afwijking wel groter (voor 7 van de 39 peilbuizen is de model GVG meer dan 30 cm te laag). Wat betreft de GLG is de afwijking groter, waarbij het model gemiddeld 27 cm te droog is. In 20% van de peilbuizen is het model juist te nat. De te grote uitzakking in de zomer (met name in het midden van het natuurgebied) zou verklaard kunnen worden doordat daar waarschijnlijk een schijngrondwaterspiegel ligt (Tauw, 2017).



Figuur 11.34 Vergelijking tussen gemodelleerde en gemeten GLG (links) en GVG (rechts). Kaart: model GLG & GVG (in meters onder maaiveld). Labels: verschil tussen model en meting (in meters, positief = model is droger dan de meting)

11.5 Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen

Voor de rest van de analyse van hydrologische herstelmaatregelen wordt de situatie met PAS-maatregelen als nulsituatie gehanteerd. Hier is voor gekozen omdat de PAS-maatregelen momenteel worden- of zijn uitgevoerd. De scenario's laten dus zien wat de extra vernatting is ten opzichte van de huidige PAS-maatregelen. De modelscenario's bestaan uit de toepassing van verschillende maatregelen. De aanpassing van het landgebruik en het stopzetten van beregening is op dezelfde manier uitgevoerd als bij de Mieden, deze scenario's worden niet extra toegelicht. De scenario's met aanpassing van de ontwatering en grondwateronttrekkingen worden hieronder wel toegelicht.

Tabel 11-6 Overzicht modelinstellingen van scenario's voor modellering Buurserzand

		Toelichting	250 m	500 m	1000 m	Gehele gebied
	Nulsituatie	Basis voor vegetatiekartering (~situatie 2015-2022, nog geen hydrologische maatregelen uitgevoerd)				
	Nulsituatie + PAS	Basis voor scenario's. (~situatie 2023-2030) Met doorgevoerde PAS maatregelen zoals in studie van Tauw.				
Nr	Maatregelen buiten natuurgebied					
1	Maximaal	Combinatie: 3 + 4 + 5a				x
3	Beregening	Reductie beregening 100%				x
4	Landgebruik	100 mm/jr meer grondwateraanvulling (100 mm minder verdamping). Dat is gelijk aan 18.9% verdampingsreductie op basis van actuele verdamping NHI.				x
5	Ontwatering max	6 met gedempte sloten				x
6	Ontwatering +80cm	Primair & secundair +80 cm tot max 0.3m-mv. Sloten op 0.3m-mv. Buisdrainage verwijderd.	x	x	x	x

7	Ontwatering +50cm	Primair & secundair +50 cm tot max 0.5m-mv. Sloten op 0.5m-mv. Buisdrainage verwijderd.	x	x	x	x
8	Buurserbeek	Alleen Buurserbeek +80 cm tot max 0.3m-mv				

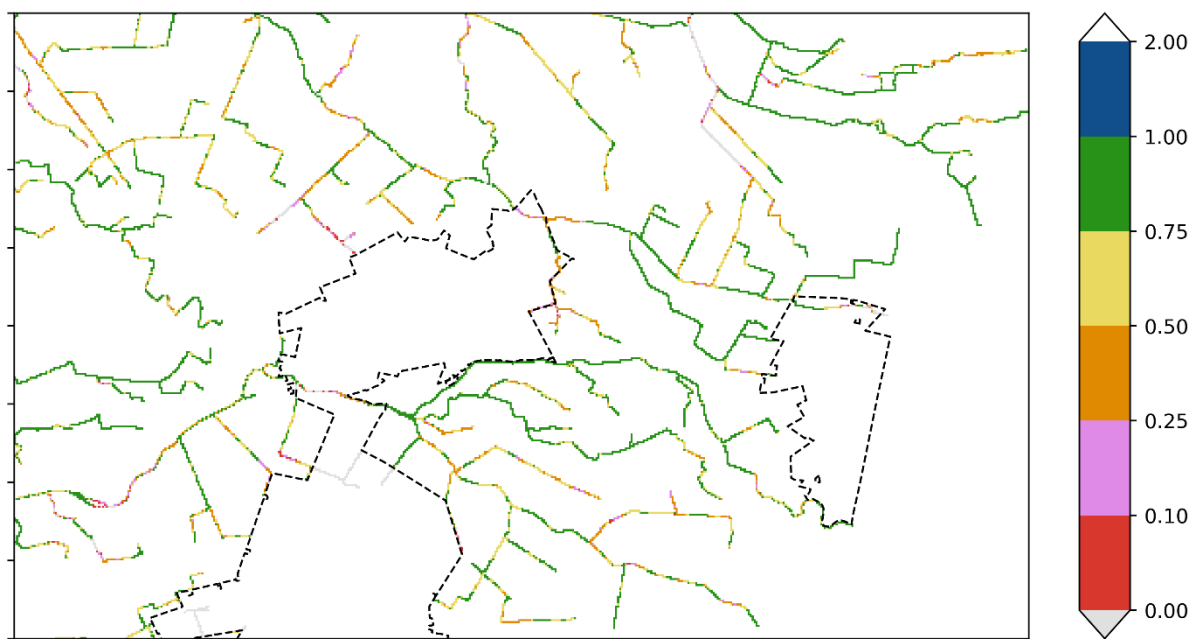
11.5.1 Ontwateringsbasis: primaire en secundaire waterlopen en sloten

Deze maatregel is voor de primaire en secundaire waterlopen op een andere manier toegepast dan voor de gebieden Dommelbeemden en Mieden. Voor de primaire en secundaire (legger) waterlopen is gekozen voor een ophoging van het waterpeil met 80 cm of 50 cm tot maximaal 0.3 of 0.5m onder maaiveld. Er is dus niet voor een ophoging tot een bepaalde diepte onder maaiveld gekozen. De reden hiervoor is dat de waterlopen op sommige locaties diep in het landschap zijn ingesneden en dat bij een vrij-afwaterend gebied zoals Buurserzand, waar waterlopen onder vrij verval stromen, een ophoging van het waterpeil niet hetzelfde doorwerkt als in een vlak en peilgestuurd gebied. In Figuur 11.35 is de maximale ophoging van de primaire en secundaire waterlopen (scenario 5) te zien. In alle groengekleurde gebieden is de maximale peilopzet gerealiseerd (80 cm), in de overige gebieden is de waterloop in de nulsituatie minder diep ingesneden in het landschap en is een kleinere peilopzet gerealiseerd.

In het model komen ook infiltrerende waterlopen voor (zie paragraaf 11.2). Het is de vraag of een waterpeilverhoging zou zorgen voor een toename van de infiltratie vanuit deze waterlopen. Echter, omdat deze infiltratie ook al optreedt in de nulsituatie, is het stopzetten van infiltratie ook geen optie. Daarom is ervoor gekozen om dezelfde waterdiepte aan te houden als in de nulsituatie, waardoor de bodemhoogte dus gelijk wordt opgehoogd met het waterpeil.

De Buurserbeek en Hagmolenbeek doorsnijden de N2000-natuurgebiedsgrens. De aanpassing van de ontwateringsbasis wordt ook toegepast voor het gedeelte intern in het natuurgebied.

Sloten en greppels worden op dezelfde manier als de andere gebieden gewijzigd, deze worden opgehoogd tot 0,3 of 0.5 m-mv of worden gedempt (verwijderd uit het model).



Figuur 11.35 Ophoging van het waterpeil in de primaire en secundaire waterlopen in scenario 5 (maximale aanpassing ontwatering). De waterlopen zijn opgehoogd met 80cm tot maximaal 0.3m-mv.

11.5.2 Grondwaterwinningen voor drinkwater en industrie

Er zijn geen grondwaterwinningen voor drinkwater en industrie aanwezig in het modelgebied, dus het effect van het stopzetten van winningen kan niet doorgerekend worden met het model. Op basis van een eerdere studie (Eertwegh et al., 2021), waarin op landelijke schaal het effect van het stopzetten van winningen berekend is, kan geconcludeerd worden dat er waarschijnlijk geen effect van deze maatregel op het Buurserzand te verwachten is.

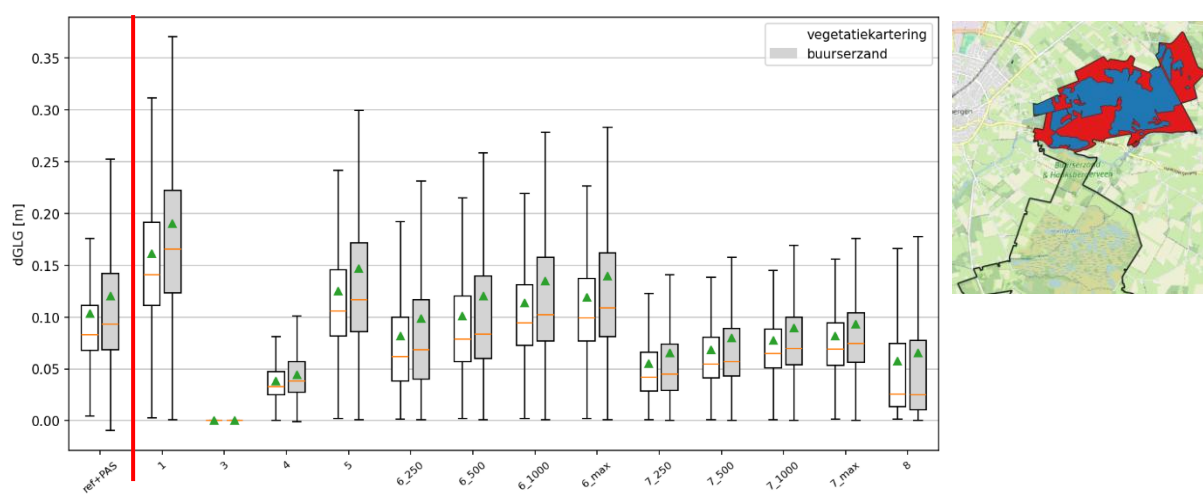
11.6 Modelresultaten scenario's

De modelresultaten van de scenario's zijn ter vergelijking samengevat in Tabel 11-7. De waarden in de tabellen zijn gebaseerd op de gemiddelde verandering in kwelflux en grondwaterstand in het hele natuurgebied (Buurserzand). Voor de overzichtelijkheid zijn in deze tabel alleen de belangrijkste scenario's getoond waarbij geen toepassing in bufferzones is meegenomen. In Figuur 11.36 is in boxplots voor alle scenario's aangegeven hoe de spreiding van de verandering in GLG in het natuurgebied is, en in het gedeelte van het natuurgebied met een vegetatiekartering. Dit geeft een indicatie van de ruimtelijke variatie in verandering en het laat zien dat hoe groter het gemiddelde effect is, hoe groter de spreiding in effect is.

Uit de resultaten in Tabel 11-7 valt op dat het effect op de GLG is groter dan op de GVG. Dit komt doordat de GVG al erg ondiep is in de nulsituatie+PAS en dus op veel plekken niet veel verder meer kan stijgen. De volgende paragrafen gaan verder in op de effecten van de verschillende typen maatregelen.

Tabel 11-7 Gemiddelde GLG, GVG en kwelflux in het hele natuurgebied (blauw+rood gebied in kaartje bij Figuur 11.36) voor de nulsituatie en de nulsituatie + PAS (bovenste 2 regels tabel). Voor de modelscenario's: veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux ten opzichte van de nulsituatie + PAS gemiddeld in het gehele natuurgebied. Een positieve waarde bij de GLG en GVG betekent een verlaging van de GxG, oftewel een grondwaterstandstijging.

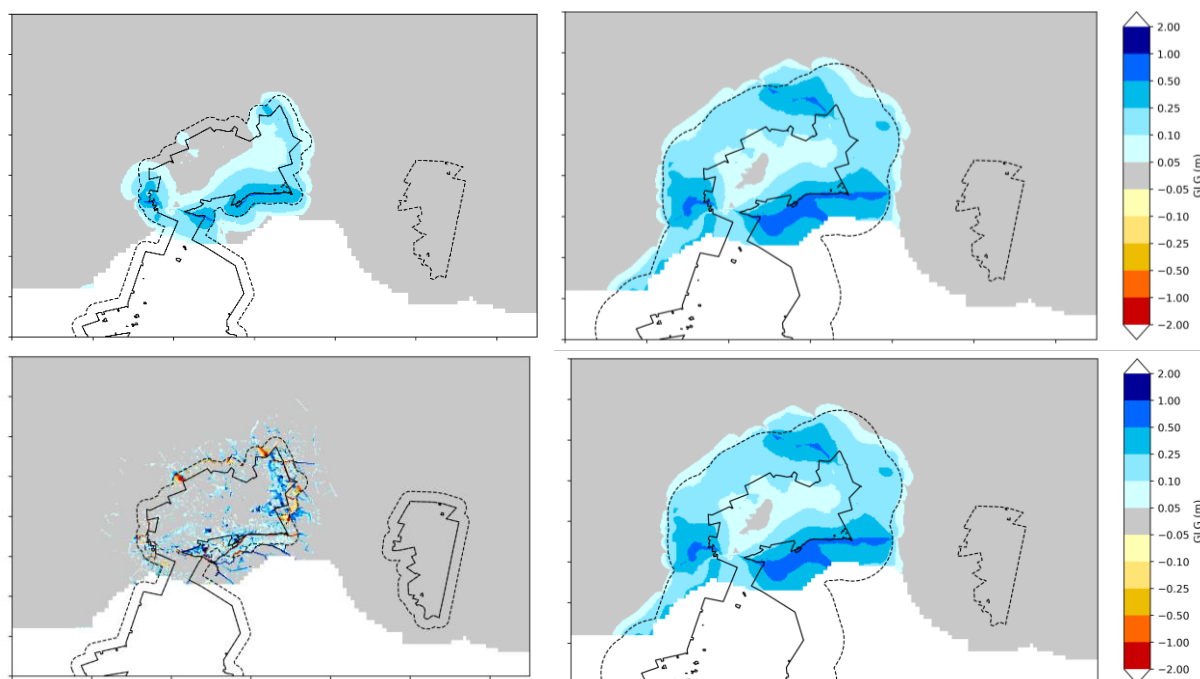
	Scenario naam	GLG (m-mv)	GVG (m-mv)	Kwel (mm/d)	Kwel (mm/d)
	Modellaag	1	1	1	2
	Nulsituatie	1.44	0.71	0.32	0.24
	Nulsituatie + PAS-maatregelen	1.32	0.58	0.33	0.22
	Verandering t.o.v. nulsituatie + PAS				
1	Maximaal	0.19	0.12	0.16	0.09
3	Beregening	0	0	0	0
4	Landgebruik	0.05	0.02	0.01	0.01
5	Ontwatering max	0.15	0.11	0.14	0.08
6	Ontwatering +80cm	0.14	0.1	0.13	0.07
7	Ontwatering +50cm	0.1	0.07	0.08	0.05
8	Buurserbeek	0.07	0.05	0.05	0.03



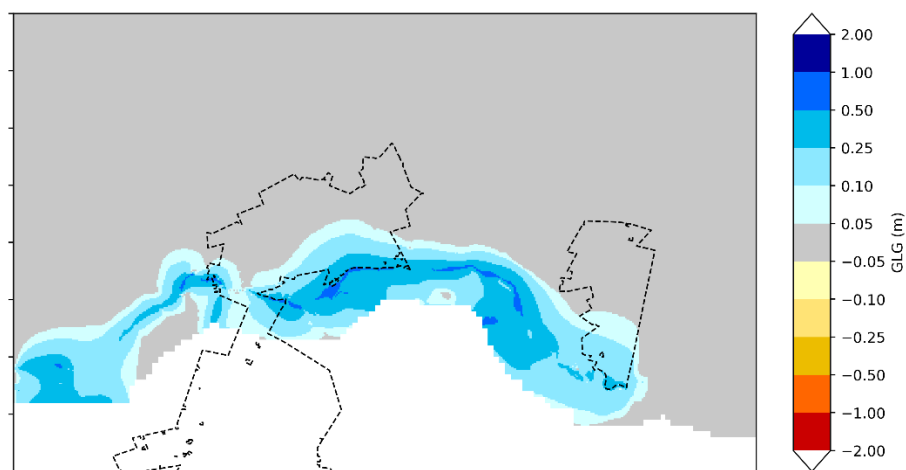
Figuur 11.36 Boxplots met veranderingen in GLG van modellaag 1 (m) voor nulsituatie+PAS ten opzichte van de nulsituatie zonder PAS (helemaal links) en van de verandering van de modelscenario's ten opzichte van de nulsituatie+PAS. De effect zijn bepaald in het hele N2000-gebied 'Buurserzand' (rood + blauw in kaartje rechtsboven) en alleen het gebied met een vegetatiekartering (blauw in het kaartje). De blokken geven de 25-75 percentiel aan, het oranje streepje de mediaan en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan.

11.6.1 Ontwatering

- Het effect van aanpassing van ontwatering is erg groot waar de maatregel wordt genomen (Figuur 11.37) (lokaal 60 tot 70 cm stijging), de uitstraling naar het natuurgebied is beperkt. De uitstraling verder naar buiten de bufferzone is ook beperkt.
- De effectiviteit van bufferzones van de ontwateringsscenario's is al ongeveer 80-90% van het totale effect bij een zone van 500 meter ten opzichte van dezelfde maatregel in het hele modelgebied. Bij een zone van 1000 meter wordt het maximale effect bereikt.
- Bovenstaande punten worden waarschijnlijk veroorzaakt doordat er sprake is van een erg dun watervoerend pakket. Hierdoor kunnen de effecten zich niet ver verplaatsen. Daarbij zorgt de overgebleven ontwatering buiten de bufferzones dat de grondwaterstand op hetzelfde niveau blijft als zonder maatregelen.
- Ook voor de kwelflux geldt dat bijna het maximale effect (90%) bereikt wordt bij een bufferzone van 500m. Dit betreft een toename van 0.13 mm/d gemiddeld over het hele natuurgebied.
- De jaarrond gemiddelde kwelflux stijgt vooral in het oostelijke deel van het natuurgebied (ten oosten van het wegzijgingsgebied).
- Met het minst extreme ontwateringsscenario (scenario 7 in een buffer van 250 m) wordt al ongeveer 50% van de stijging van de GLG en GVG bereikt die gehaald wordt bij het meest extreme ontwateringsscenario (scenario 5). Het effect op de kwel is kleiner (ongeveer 35% van het totale effect).
- Het dempen van sloten in plaats van alleen een ophoging van de sloten heeft een relatief beperkt effect. De verhoging van de GxG en kwel in scenario 6_max (toegepast in het hele modelgebied) is 90% van de verhoging in scenario 5.
- Het verhogen van de ontwateringsbasis van de Buurserbeek met 80 cm tot aan 30 cm-mv binnen het hele modelgebied zorgt voor lokaal veel stijging van de GxG (zie Figuur 11.38). Waar de Buurserbeek het natuurgebied kruist is weinig verandering te zien omdat het peil door de PAS maatregelen al bijna 30cm-mv was. Effect in het Buurserzand blijft beperkt tot het zuidoostelijk gedeelte. Bij vergelijking van de GxG kaarten van scenario 6 (Figuur 11.37), kunnen we echter concluderen dat de GxG verhoging in het zuidoostelijk gedeelte vooral komt door verhoging van de Buurserbeek.



Figuur 11.37 Verandering van de GLG (m) (boven) en kwel (mm/d) (onder) voor scenario 6 in een bufferzone van 250m (links) en 1000m (rechts).



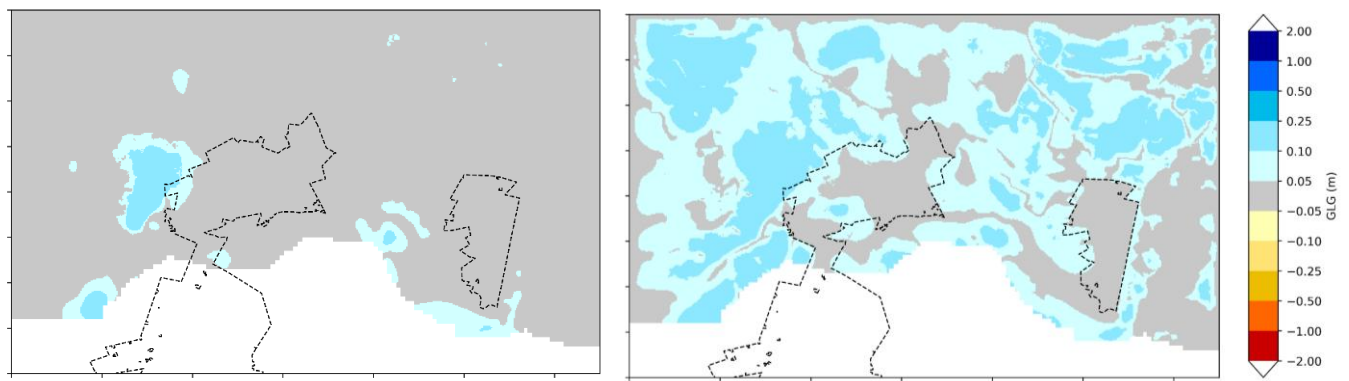
Figuur 11.38 Verandering van de GLG (m) bij ophogen van de Buurserbeek met 80 cm tot aan maximaal 30 cm-mv.

11.6.2 Berekening

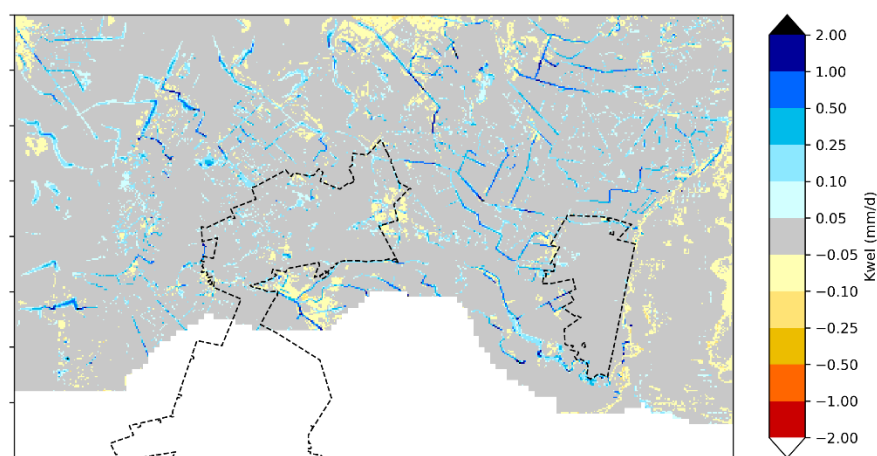
- Het stopzetten van de berekening heeft geen effect op de grondwaterstanden en kwel in het natuurgebied. De enige locaties waar grondwater voor berekening wordt onttrokken liggen ver weg. Doordat het watervoerend pakket dun is, is het effectgebied van maatregelen ook klein (ook wel aangeduid met behulp van spreidingslengte). Daarbij is het gebied waar berekening plaatsvindt ook klein.

11.6.3 Landgebruik

- Het effect van een aanpassing van de verdamping in het landbouwgebied op de grondwaterstanden in het natuurgebied is kleiner dan het effect van een aanpassing van de ontwatering.
- Het verminderen van de verdamping heeft vooral effect op de GLG. Dat is logisch, omdat vooral in de zomer veel verdamping plaatsvindt. Lokaal, op plekken met een relatief diepe grondwaterstand, is er ook een effect zichtbaar op de GVG. In dit soort gebieden reageert het grondwater traag, dus kan het effect van grondwaterstandstijging door toename van de grondwateraanvulling (met name extra aanvulling in de zomer) na-ijlen.
- Het grootste deel van het effect van het verminderen van de verdamping op de GLG in het natuurgebied wordt veroorzaakt doordat er intern in het natuurgebied nog een landbouwenclave aanwezig is. Bij deze enclave neemt de verdamping af, wat direct invloed heeft op de grondwaterstand in dit gebied.
- De kwelflux neemt toe in de waterlopen door vermindering van verdamping. Aan de oostelijke kant, daar waar nog landgebruik gras aanwezig is in het model (zie Figuur 11.25), neemt de kwelflux licht af (0.05-0.1 mm/d). Zie Figuur 11.40.



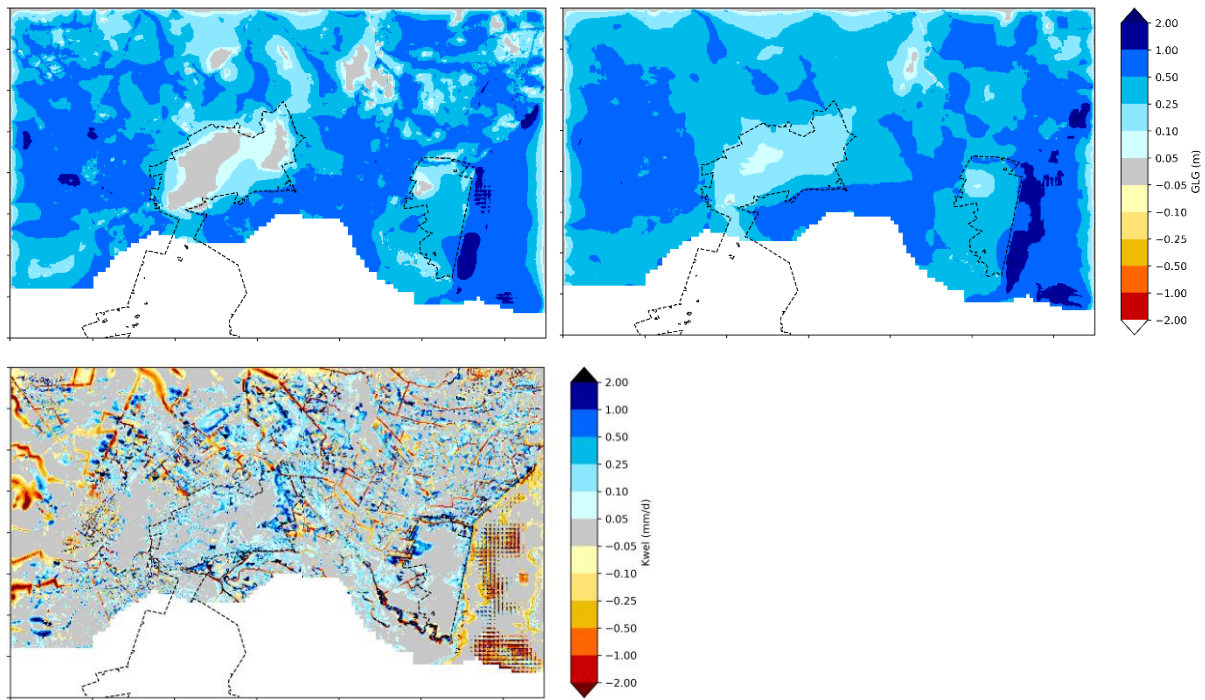
Figuur 11.39 Verandering van de GVG (links) en GLG (rechts) (m) in het scenario met verminderde verdamping (scenario 4) t.o.v. nulsituatie+PAS.



Figuur 11.40 Verandering van de gemiddelde kwelflux (mm/dag) in het scenario met verminderde verdamping (scenario 4) t.o.v. nulsituatie+PAS.

11.6.4 Maximaal hydrologisch herstel

- De hoogste stijging van de GLG, GVG en kwelflux vindt plaats in het scenario waarin zowel de ontwatering maximaal is aangepast, de verdamping in het landbouwgebied is gereduceerd en de beregening uit grondwater is stopgezet. Zoals eerder aangetoond heeft een aanpassing van de beregening geen effect op het natuurgebied. De GVG wordt vrijwel alleen verhoogd als gevolg van het aanpassen van de ontwatering (effect op GVG in scenario maximaal is nagenoeg gelijk aan het effect van scenario 5), omdat de vermindering van de verdamping vrijwel geen effect heeft in de winter. De GLG wordt wel verhoogd door de combinatie van ontwatering én verdamping.
- Het effect van maximale scenario is gemiddeld net iets lager (maar bijna gelijk) aan de som van de effecten van de afzonderlijke maatregelen.
- Het maximale scenario zorgt voor een stijging van de GLG in het hele natuurgebied, waarbij in 25% van het natuurgebied de stijging al 13 cm is. De gemiddelde stijging is 16 cm.



Figuur 11.41 Verandering van de GVG (linksboven) en GLG (rechtsboven) (m) en kwel (onder) van het maximaal hydrologisch herstel scenario t.o.v. nulsituatie+PAS.

12 Bijlage 4 - Mieden

12.1 Systeemanalyse

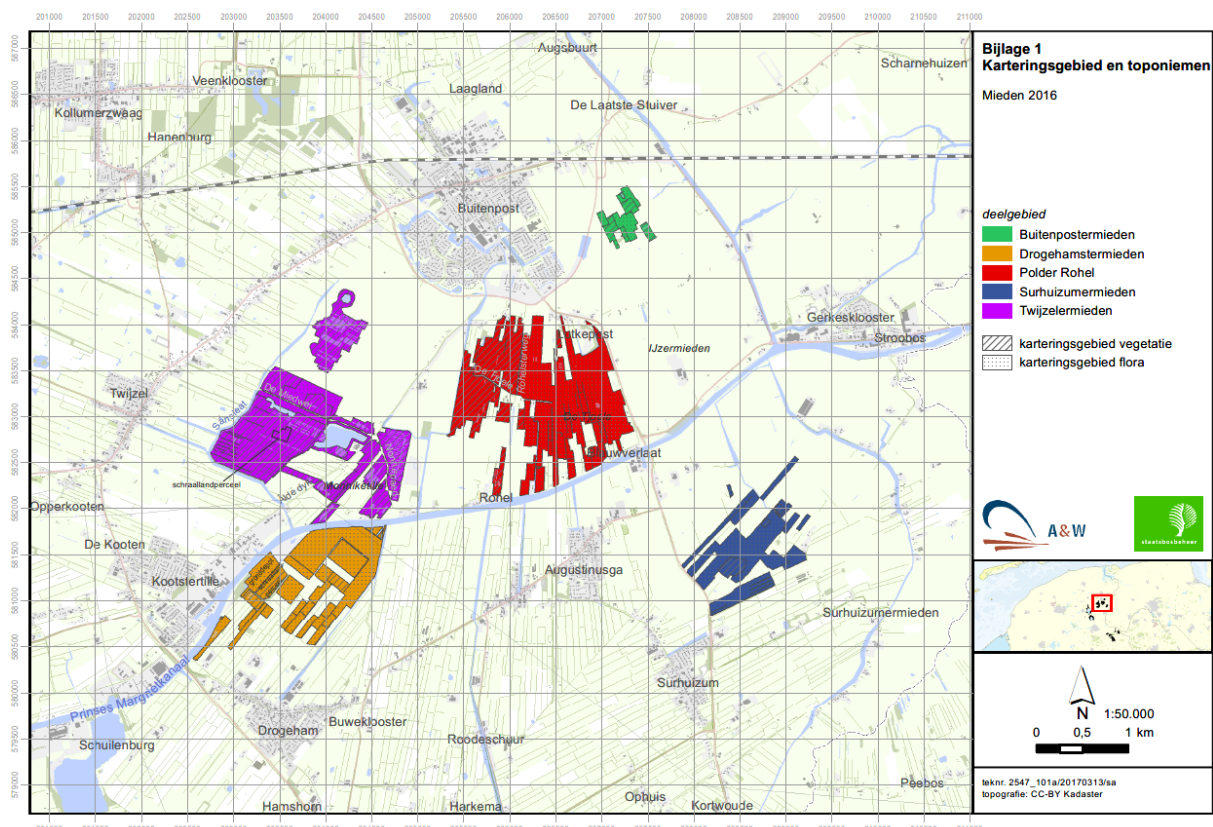
Ligging

De Mieden liggen in het noordoosten van de provincie Friesland, ten zuiden van Buitenpost, in een gebied dat bekend staat als de noordelijke Friese wouden (Figuur 12.1). Anders dan de zuidelijke wouden (het Drents-Friese Wold) gaat het niet om aaneengesloten bos, maar om een gebied met houtwallen en -singels met vooral eiken, berken en elzen, dat daardoor ook een gesloten karakter heeft. Mieden of madelanden is in het noorden van Nederland de term voor natte graslanden, meestal in beekdalen of op de overgang van zand naar veen of klei. Over het algemeen waren deze percelen te nat en onvoorspelbaar voor het inscharen van vee en werden daarom gebruikt als hooiland. Staatsbosbeheer beheert in dit deel van Friesland een aantal natuurgebieden, samen 'De Mieden'. Een klein deel is al in de jaren 1950 als natuurgebied verworven. In de jaren 1980 was het gebied nog een overwegend kleinschalig agrarisch gebied (eigen waarneming). In de afgelopen decennia is het bezit van Staatsbosbeheer gegroeid tot enkele aaneengesloten eenheden.

Deze LESA betreft de Twijzelmieden, het westen van polder Rohel en de Drogehamtermieden. Deze liggen tussen Buitenpost in het noorden en Drogeham in het zuiden (Figuur 12.2). De keuze voor dit deel van de Mieden is gemaakt, omdat van een groot deel deze terreinen een betrekkelijk recente vegetatiekartering (2016; Bakker en Bijkerk, 2017) beschikbaar is en ze in het landschap op elkaar aansluiten. De vegetatiekartering is een voorwaarde voor toepassing van de in dit OBN-project gebruikte methode van doelgatbepaling.



Figuur 12.1 Ligging van de noordelijke Friese Wouden (uit Brinkkemper et al., 2009)

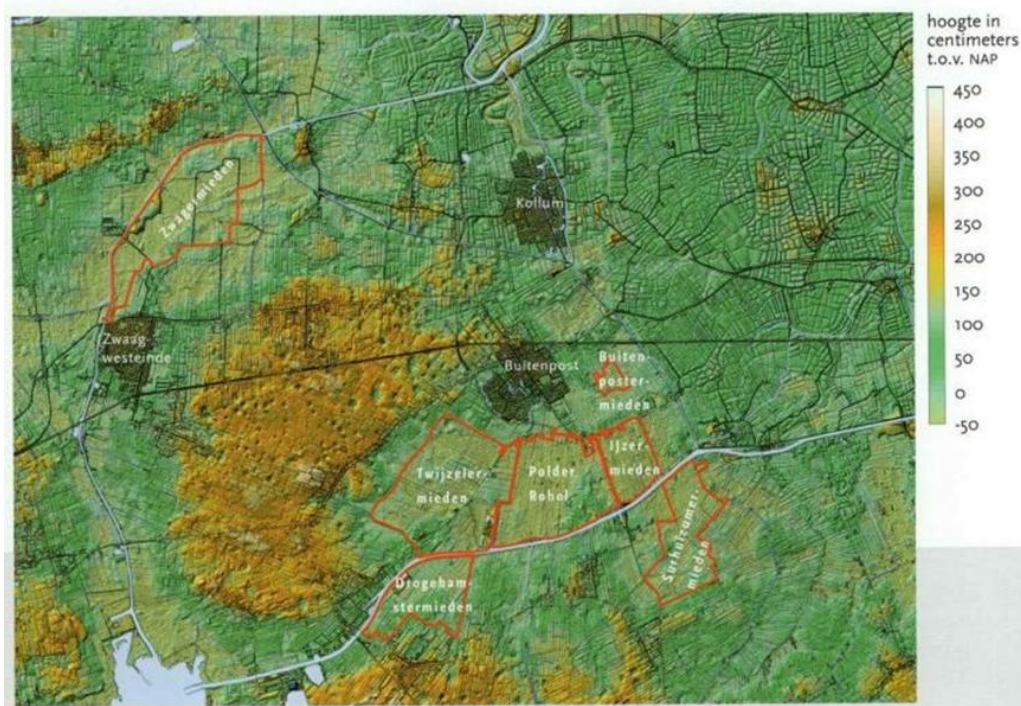


Figuur 12.2 Ligging van de percelen waar in 2016 een vegetatiekartering of florakartering is uitgevoerd, met toponiemen (uit Bakker en Bijkerk, 2017)

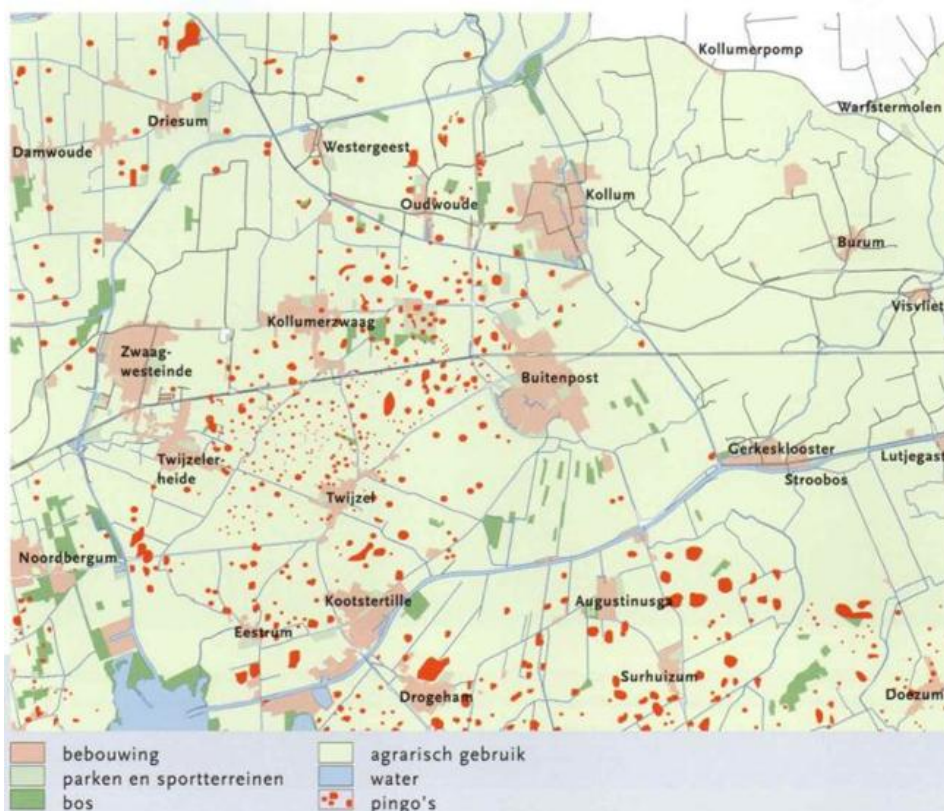
Geologie en geohydrologie

Reliëf

De Mieden liggen in het overgangsgebied van het Drents-Friese Plateau van dekzanden op keileem naar de veen- en vooral kleigebieden van noordelijk laag Friesland. Tal van beekdalen lopen vanuit de hogere gronden door deze overgangszone. De grens tussen zandgronden en veen- of kleigronden is dan ook geen 'rechte' lijn, maar kenmerkt zich door zand-uitlopers en daartussen beekdalen en kreekrestanten. In dit gebied is dat de Oude Ried. Figuur 12.3 toont het reliëf rond de Mieden. Door het lage deel is in de 17^e eeuw het Kolonelsdiep, thans Prinses Margrietkanaal gegraven. Van hieruit lopen ook een aantal vaarten naar vroegere havens van o.a. Buitenpost en Drogeham. Ten zuiden en westen van het gebied liggen uitlopers van het Drents-Friese keileem-dekzandplateau. Bij Drogeham is deze doorsneden door een voorganger van de Oude Ried. In het gebied ligt een groot aantal pingoruïnes, zoals te zien aan de vele ronde laagten op de dekzandruggen. Figuur 12.4 toont de ligging ervan.



Figuur 12.3 Hoogteligging van de Mieden en omgeving (Uit Brinkkemper et al., 2009)



Figuur 12.4 Ligging van pingo-ruïnes in het gebied van de Mieden (uit Brinkkemper et al., 2009)

Regionale geologie en geohydrologie

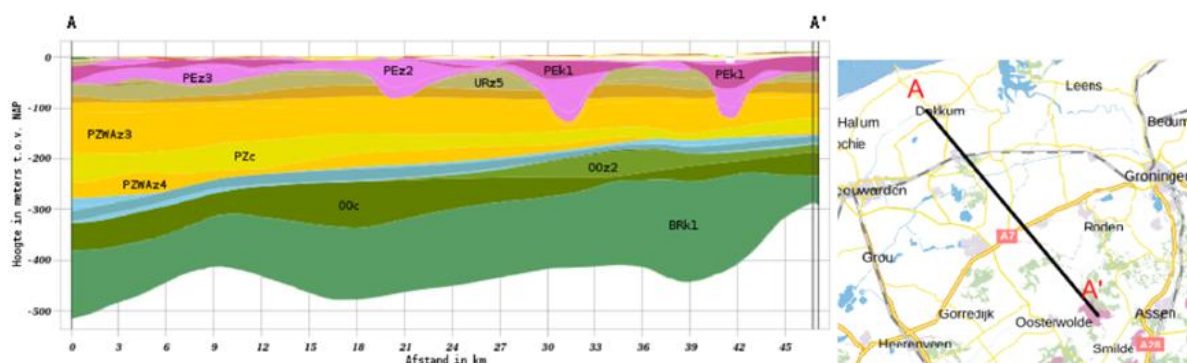
Infiltratiegebieden

Kerninfiltratiegebied is het Drents-Friese plateau. Van hieruit stroomt grondwater in noordelijke richting naar het noordelijk veen- en kleigebied, waarvan de Mieden onderdeel is. Daarnaast zijn er lokaal kleinere infiltratiegebieden, hogere gronden van waaruit grondwater naar de lage delen toestroomt. Voor de westelijke Mieden betreft het de hogere zandgronden tussen Zwaagwesteinde en Buitenpost (ten noordwesten van de Mieden) en de zandgronden ten zuiden van Drogeham en Surhuizem (ten zuiden van de Mieden).

Hydro-geologie

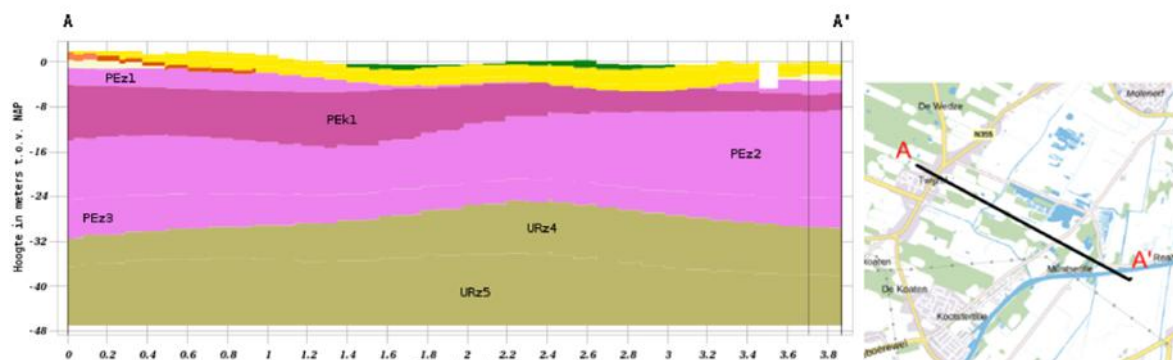
Figuur 12.5 toont een hydrogeologische doorsnede van het hoge deel van het Drents Plateau bij Oosterwolde tot de zeekleigronden bij Dokkum, Figuur 12.6 en Figuur 12.7 op lokalere schaal. In de ondergrond zijn watervoerende en (min-of-meer) slecht doorlatende lagen aanwezig. De hydrologische basis zijn de kleilagen van de Formatie van Breda. Daarboven ligt een van zuid naar noord in dikte toenemend zandig pakket (Formaties van Peize, Urk en Peelo). In een groot deel van het gebied ligt hierop een slecht doorlatende kleilaag, (Formatie van Peelo, k1, potklei). De dikte hiervan varieert sterk in de wijdere omgeving (Figuur 12.8). Ter hoogte van de Twijzelermieden en Drogehamster Mieden is de potklei plaatselijk slechts enkele meters dik (REGIS II) (Figuur 12.6 en Figuur 12.7). Ten noordwesten en noordoosten van het gebied ontbreekt potklei. Onder de Drogehamstermieden wordt de laag als ongeveer 1 meter dik aangegeven. Schunselaar et al (2014) stellen in een geohydrologische analyse, dat er in delen van het gebied geen aaneengesloten laag potklei is, maar kleilenzen in fijnzandig materiaal. Zodoende liggen de Mieden in een laagte, waar de kweldruk relatief hoog is en de weerstand van de Peelo-klei laag, en is dus kwel vanuit de watervoerend pakketten onder de Peelo-klei te verwachten.

Verticale Doorsnede BRO REGIS II v2.2.2



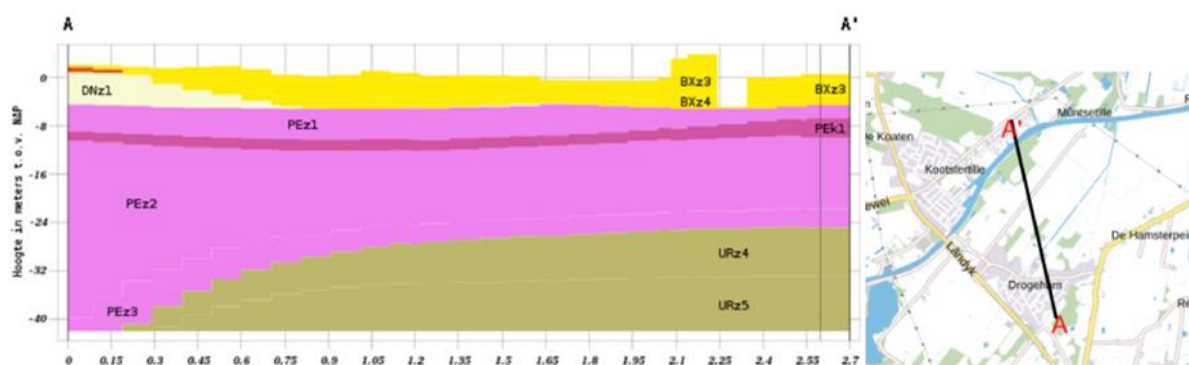
Figuur 12.5 Hydro-geologische doorsnede van Oosterwolde tot Dokkum (REGISII).

Verticale Doorsnede BRO REGIS II v2.2.2

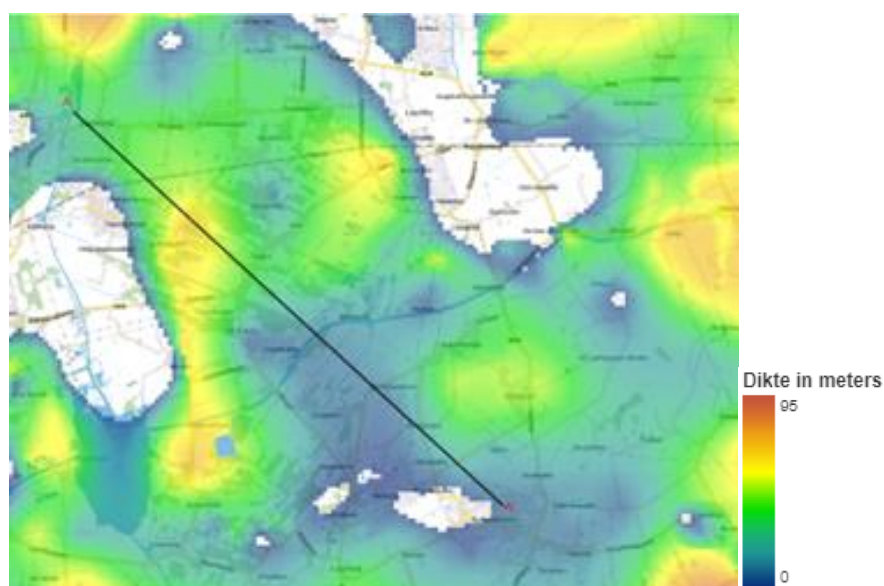


Figuur 12.6 Hydro-geologische doorsnede van de bovenste 50 meter over de Twijzeler Mieden (REGISII)

Verticale Doorsnede BRO REGIS II v2.2.2

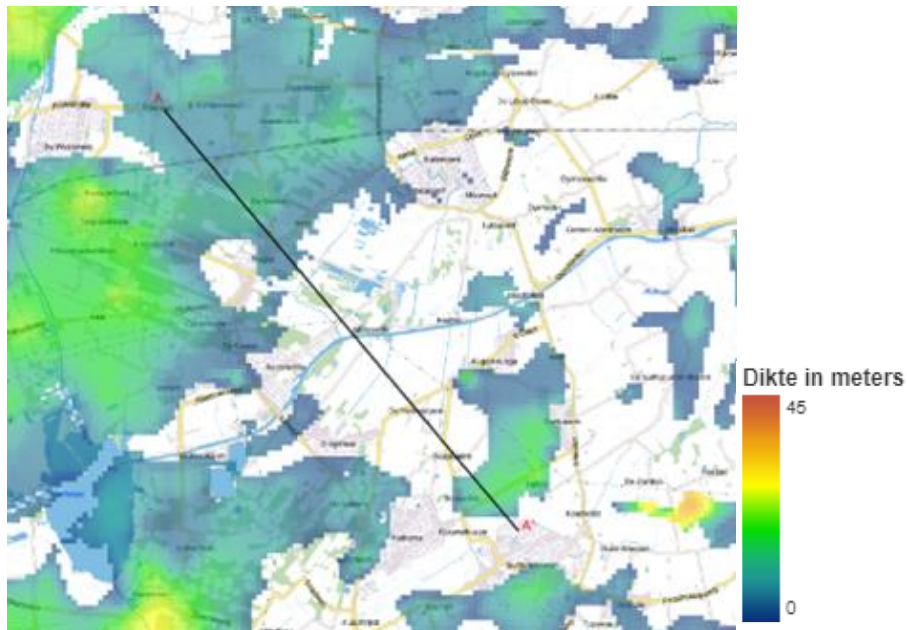


Figuur 12.7 Hydro-geologische doorsnede van de bovenste 50 meter over de Drogehamster Mieden (REGISII)

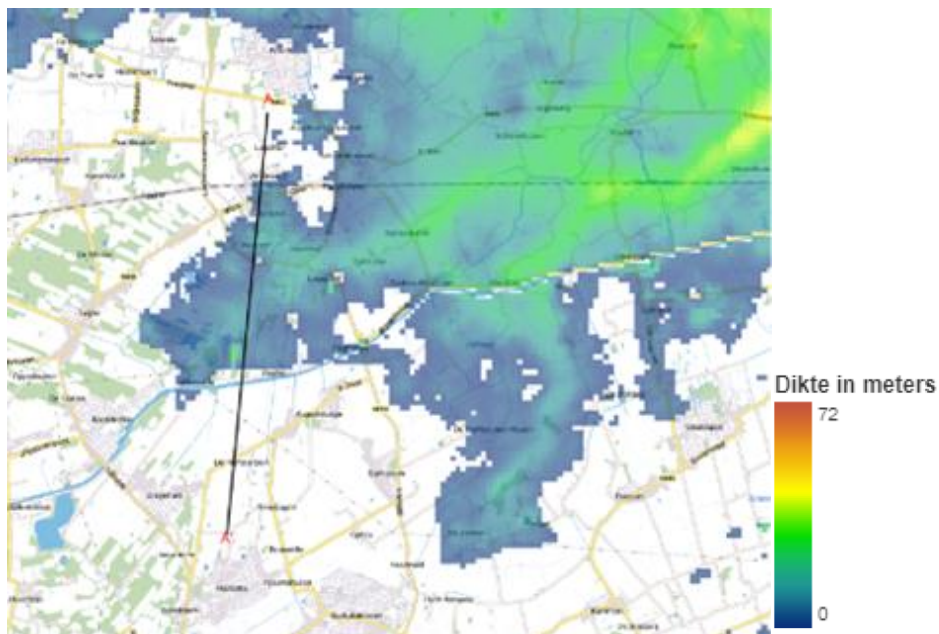


Figuur 12.8 Dikteverloop van de Potklei ter hoogte van de Mieden (REGISII)

Op de potklei liggen zandige afzettingen van de formaties van Peelo en Boxtel. Daar bovenop wordt vooral op de hogere delen van het landschap keileem (Formatie van Drente, Gieten-klei) aangetroffen, maar hier en daar ook in polder Rohel en aan de randen van de Mieden (Figuur 12.9). De deklaag bestaat uit dekzanden (Formatie van Boxtel) en in de lage delen (holoceen) veen, al dan niet met kleidek (Figuur 12.10).



Figuur 12.9 Dikteverloop van de keileem (REGISII)



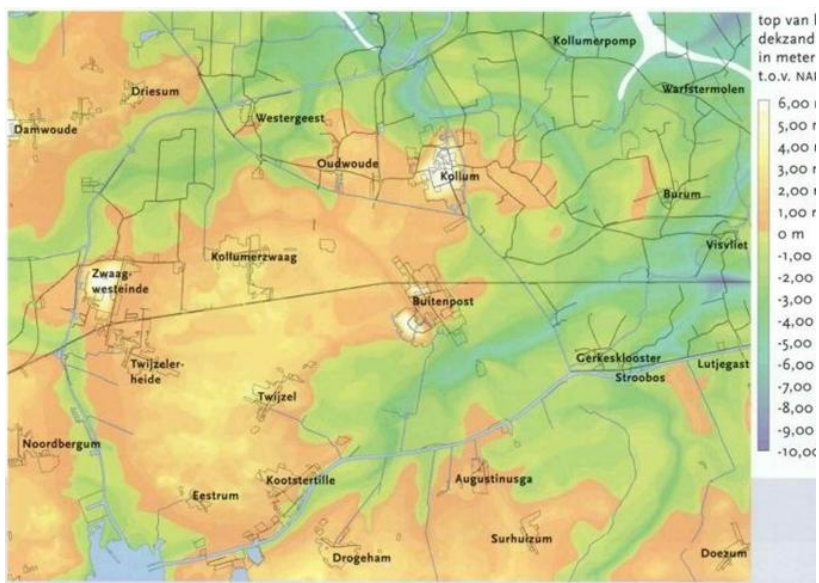
Figuur 12.10 Dikteverloop van de holocene deklaag van veen en/of klei (REGISII)

Het ontstaan van de geologie van de bovenste tientallen meters is beschreven door Brinkkemper et al. (2009). Tijdens de twee-na-laatste ijstijd, het Elsteriën (475-410 duizend jaar geleden) heeft het landijs tot in Friesland gelegen. Bij het afsmelten zijn dikke pakketten smeltwaterzanden (Peelo-zanden) afgezet. En er ontstonden gletsjermereën, waarin klei bezonk (Peelo-klei of potklei). De potklei had op regionale schaal dan ook geen aaneengesloten voorkomen. De top van het pakket ligt plaatselijk op ca. 1 m onder NAP. De volgende periode met grote invloed in de bovenste meters was de voorlaatste ijstijd, het Saaliën (370-130 duizend jaar geleden). Het landijs bedekte toen grote delen van Nederland, en zette als eindmorene stuwwallen af (Nijmegen-Kleef, Veluwe, Utrechtse Heuvelrug). Ten noorden daarvan werd onder de ijsmassas een grondmorene gevormd, de keileem. In het studiegebied is deze relatief dun, enkele decimeters tot twee meter (Brinkkemper et al., 2009). Bij het smelten van het landijs kwamen enorme hoeveelheden smeltwater vrij, dat smeltwatergeulen uitsleet in de keileem, potklei en onderliggende zandpakketten.

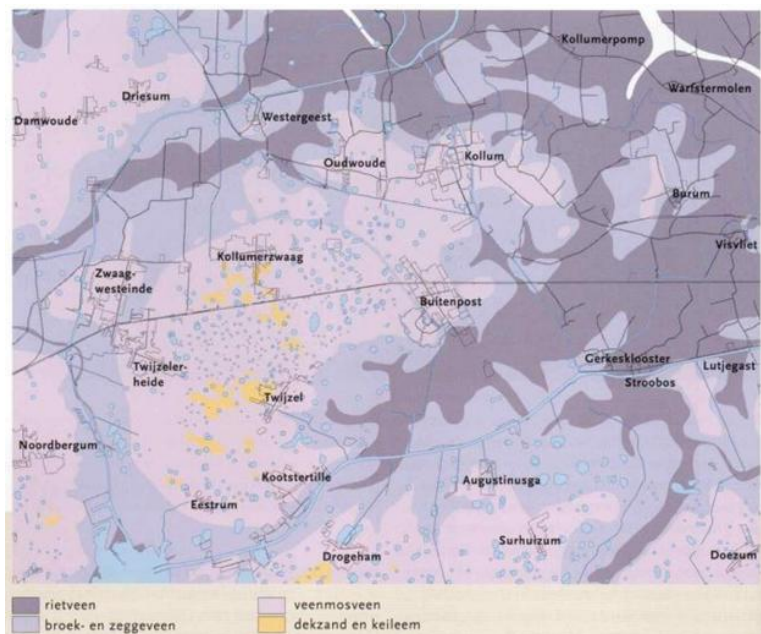
Uit de warmere Eemperiode (130-115 duizend jaar geleden) zijn in het gebied geen afzettingen overgebleven. Tijdens de laatste ijstijd, het Weichseliën bereikte het landijs Nederland niet. Er heerste een toendraklimaat en de bodem was grote delen van het jaar bevroren (permafrost). In deze periode zijn smeltwaterafzettingen en dekzanden afgezet, met een dikte tot enkele meters. En door smeltwater is ook weer zand verspoeld. Figuur 12.11 geeft een beeld van het zandlandschap aan het einde van de laatste ijstijd

In deze periode zijn ook pingo's ontstaan, op plekken waar kwelwater door gaten in de permafrost omhoog kwam en in de bodem bevroor en geleidelijk de bovengrond omhoog duwde, soms wel meer dan tien meter hoog. Dit was vooral het geval ter plaatse van smeltwatergeulen in de keileem (Brinkkemper et al., 2009). Bij het smelten schoof de bovenliggende grond van de ijslens af en bleef na het smelten van het ijs achter als een ringwal rond een plas.

Figuur 12.11 geeft een beeld van het zandlandschap met ruggen en diep ingesneden erosiedalen. Het dalsysteem dat door de Mieden loopt is dat van de Oude Ried. In het laatglaciaal en Holoceen werd het warmer en natter en trad veengroei op. In de dalen ontstond rietveen, aan de randen ervan zegge- en broekveen (Figuur 12.12). Ook de hogere ruggen met meestal keileem in de ondergrond werden natter door stagnerend regenwater en raakten begroeid met veenmosveen. Rond het jaar 500 AD staken alleen de hoogste zandkoppen nog uit het veenlandschap (Brinkkemper e.a., 2009).



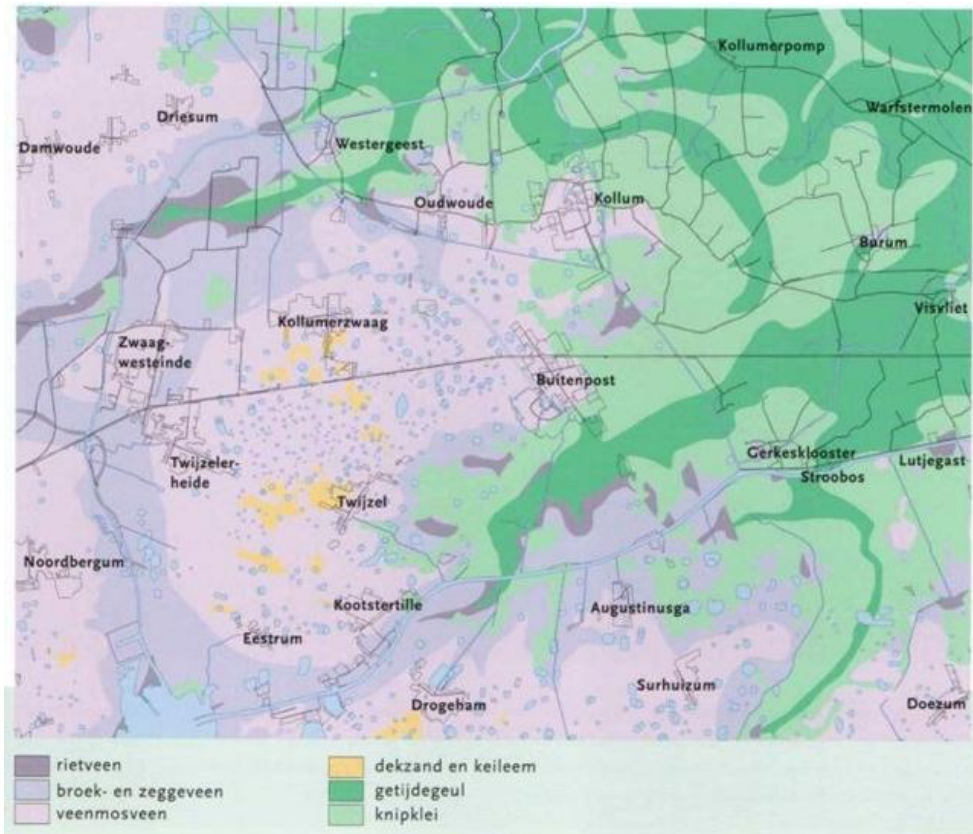
Figuur 12.11 Bovenkant van de dekzanden (in m t.o.v. NAP) (uit Brinkkemper et al., 2009)



Figuur 12.12 Veensoorten bij maximale veenverbreiding en toen nog dagzomend dekzand en keileem (uit Brinkkemper et al., 2009)

In de Vroege Middeleeuwen (vanaf 500 AD) werd de Noordzee veel actiever en erodeerde het veenlandschap. Grote delen van het veen werden opgeruimd en er ontstonden getijdegeulen tot in het gebied van de Mieden. Vanuit de getijdegeul overstroonden de venige kwelders. Op het veen en zand werd klei afgezet (Figuur 12.13). In grote delen van het gebied is tussen 700 en 1300 AD zware kalkloze knipklei afgezet. Toen in de tiende à elfde eeuw de hoogveenkussens door ontwatering gingen inklinken, raakten ook deze overstroemd en met klei bedekt. De top van de klei wigt op een hoogte van 0,2 à 1 m boven NAP ook uit over de zandgronden (Brinkkemper et al., 2009).

Ook de getijdegeulen raakten opgevuld met klei. Deze klei-opvulling kan meters dik zijn. Door klink van het veen in de omgeving is deze geulopvulling als inversierug in het landschap komen te liggen. De Alde Dyk in het oosten van de Twijzelermieden ligt op zo'n inversierug.



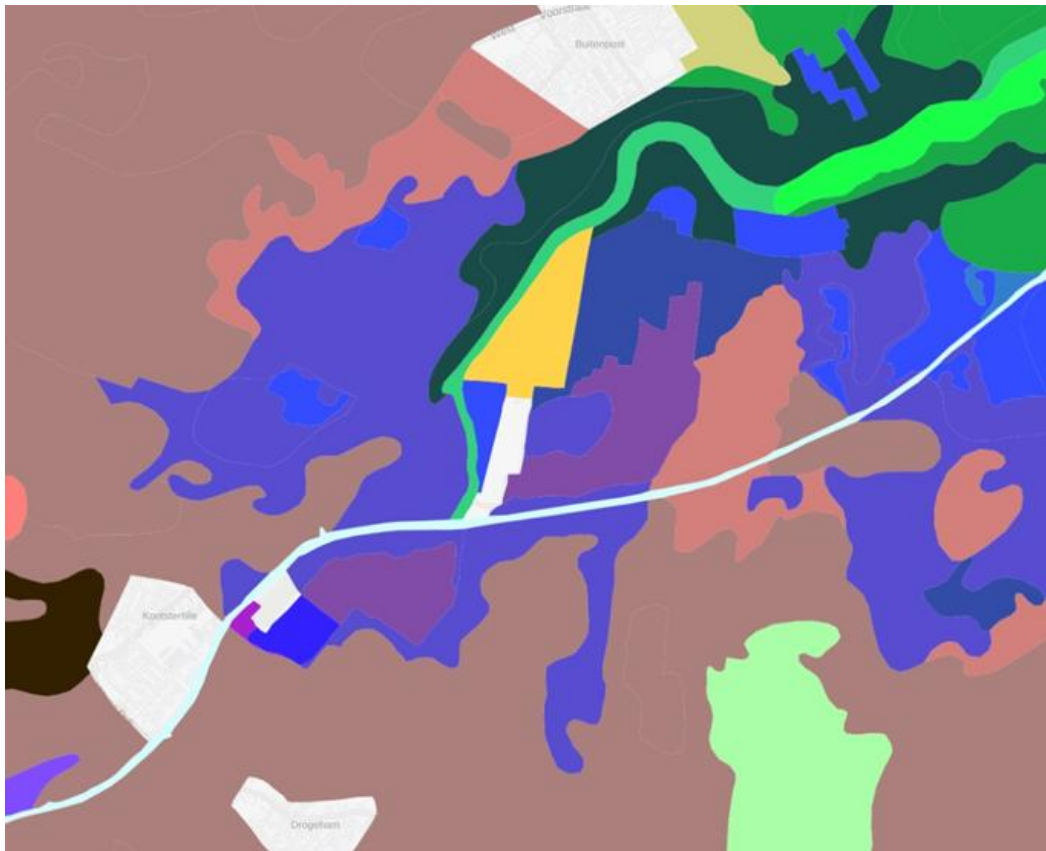
Figuur 12.13 Kleiafzettingen op de veen- en zandondergrond (uit Brinkkemper et al., 2009)

Ontginning

De ontginning van de veengronden begon vanaf de hogere gronden, via smalle uitgegeven stroken (cope's in west-Nederland, vandaar b.v. koopveengronden), die doorliepen tot aan het water waar turven konden worden afgevoerd. In delen van de Mieden is in het verleden turf gewonnen. Er liggen dan ook allerlei stadia van de verlanding van petgaten. Zelfs werd het veen onder het kleidek als turf gewonnen. Daartoe werd de klei afgegraven en naast het petgat op een hoop gegooid (med. Jakob Hanenburg, SBB). Zodoende kunnen op korte afstand grote verschillen in bodemopbouw bestaan, van oorspronkelijk veen, klei-op-veen, petgat-verlanding, zanduitlopers, keileem-opduikingen en, niet te vergeten, bezande gronden.

In de 17^e eeuw is het Kolonelsdiep gegraven, thans Prinses Margrietkanaal. Vanaf dit kanaal loopt een aantal vaarten naar de dorpen, zoals Buitenpostervaart en Drogehamstervaart. Het meeste vervoer ging immers over water.

Bodem

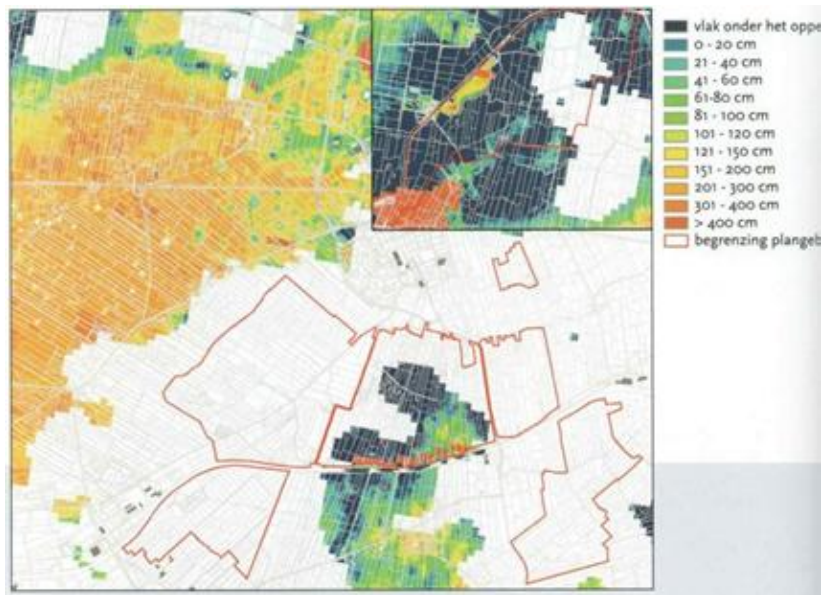


Figuur 12.14 Bodemkaart 1:50.000 (Bodemdata.nl)

Figuur 12.14 toont de bodemkaart (resolutie voor schaal 1:50.000) van het gebied. De hogere zandgronden zijn laarpodzolgronden (cHn23, koffiebruin), naar de lagere delen gaan deze over in Veldpodzolgronden (Hn23, oranjebruin). Deze gaan op de lagere delen over in moerige podzolgronden met zavel/kleidek (kWp, blauwpaars), plaatselijk weideveengronden op ondiep zand (pVz, blauw). De laagste delen zijn aangegeven als koopveengronden (kVz, roodpaars) en (aangemaakte) petgaten (AAP, donker grijsblauw). De Alde Dyk ligt op een kreekinversierug met kalkarme poldervaaggrond (klei)(Mn86C, middengroen), ten westen daarvan liggen in de Twijzeler Mieden kalkarme drechtvaaggronden met zware klei (Mv41C, donkergroen). Verder naar het noordoosten (buiten het onderzoeksgebied) gaat de inversierug over in kalkrijke poldervaaggrond (Mn45A, lichtgroen). De geel aangegeven gronden zijn bezand ("gronden van De Winter").

Over het algemeen ligt de zandondergrond op minder dan 1,2 m diepte en is er dus een vrij dunne veenlaag of klei-op-veen-laag. Alleen onder de koopveengronden in polder Rohel en Drogehamstermieden en delen van de petgatencomplexen komen dikkere veenlagen voor.

Ondiepe keileemvoorkomens



Figuur 12.15 Aanwezigheid en begindiepte van de keileem (Uit Brinkkemper et al., 2009)

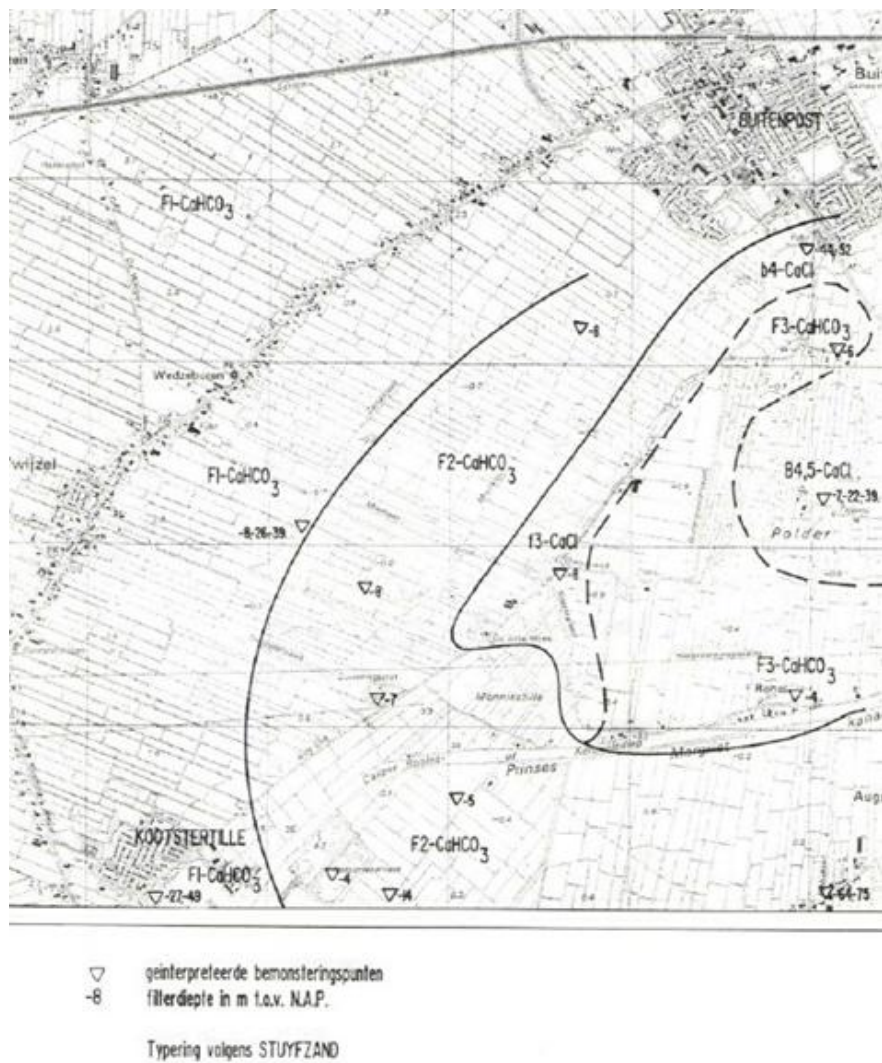
Figuur 12.15 toont de aanwezigheid en begindiepte van keileem. Buiten de hogere gronden aan de west- en zuidzijde van het gebied komt ook in polder Rohel op veel plekken keileem voor, niet alleen in de dekzandrug in het oostelijk deel van deze polder, maar ook in lagere delen aan de westkant. In delen zelfs aan of net onder het maaiveld.

Lokale differentiatie in bodem

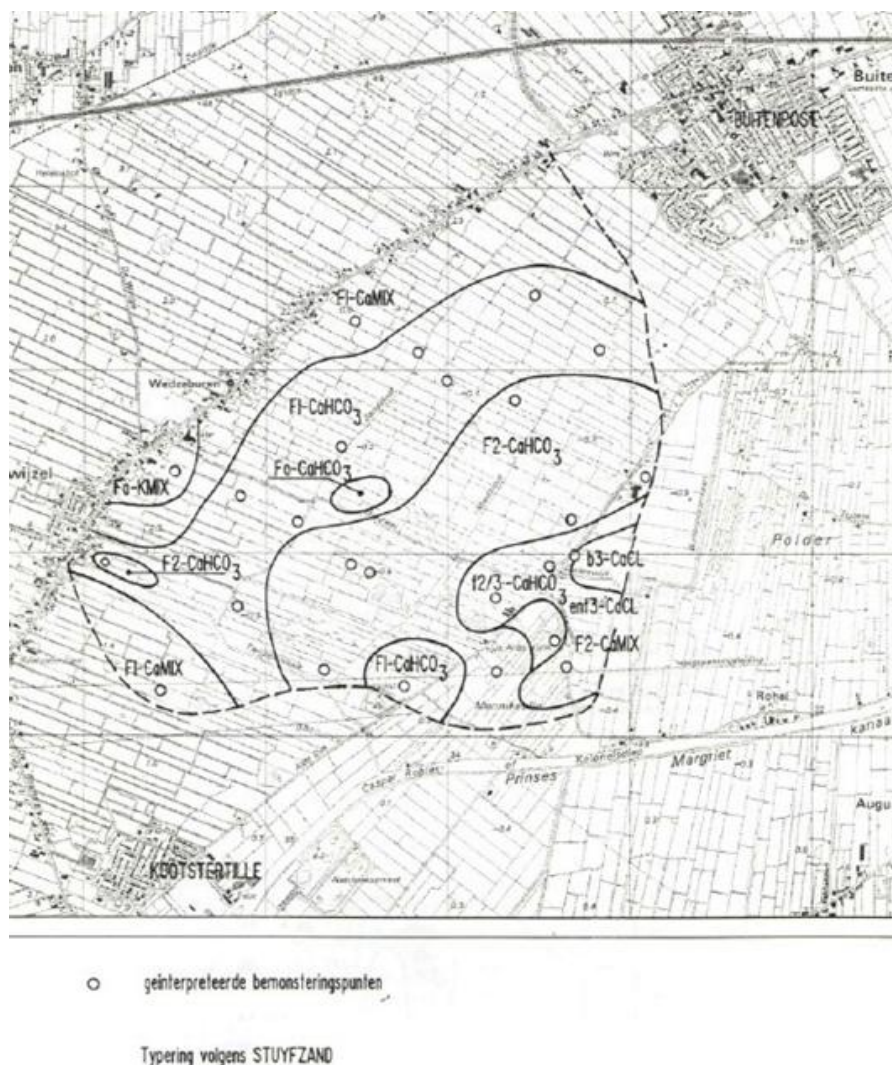
Vanwege de ontginningsgeschiedenis van het weghalen van het kleidek, turfwinning uit petgaten en weer dichtgroeien van petgaten geeft de bodemkaart een te eenvoudig beeld. Ook heeft Staatsbosbeheer de afgelopen tien jaar op een aantal plekken petgaten weer gedeeltelijk uitgegraven om trilveenvegetatie te bevorderen. Daardoor zijn er op korte afstand grote verschillen in bodemopbouw en in hoogteligging van het maaiveld, zelfs binnen percelen.

Grond- en oppervlaktewaterkwaliteit

Grondwaterkwaliteitsgegevens uit het Mieden-gebied zijn schaars. De relatie tussen diep en ondiep kan alleen worden gelegd op basis van gegevens uit de Twijzeler Mieden en polder Rohel uit de jaren '1980 (Janssen en Lammerts, 1988). Voor de Drogehamstermieden zijn er alleen gegevens van de bovenste acht meter (Looijenga en Bruin, 2016).



Figuur 12.16 Grondwaterkwaliteit in de zandondergrond onder de Peelo-klei (uit Janssen en Lammerts, 1988) De cijfers bij meetpunten geven de filterdiepte aan



Figuur 12.17 Waterkwaliteit freatisch grondwater in de Twijzeler Mieden (Janssen en Lammerts, 1988)

Het bestaande inzicht in de grondwaterkwaliteit van de diepere ondergrond (beneden de potklei) is gebaseerd op kwaliteitsgegevens uit de jaren 1980 (Figuur 12.16, Janssen en Lammerts, 1988). In het grootste deel van het gebied is in de ondergrond zoet, gereduceerd, aan de flanken matig hard (F1) tot in de laagste delen zeer hard (F3) CaHCO_3 -water (volgens de typologie van Stuijfzand, 1986) aangetroffen. Tussen het Prinses Margrietkanaal en Buitenpost is langs de Alde Dyk en in Polder Rohel vanaf een diepte van circa 8 meter brak-zoet (f) tot brak-zout (B) CaCl -water aangetroffen. In het freatisch grondwater (Figuur 12.17) is er een gradiënt van zacht (F0, flank ter hoogte van Twijzel) via matig hard (F1, overgangen van zand naar klei/veen) naar hard (F2) tot plaatselijk zeer hard (F3 laag deel ter hoogte van de Buitenpostervaart), gereduceerd CaHCO_3 -water. Zeer plaatselijk is op enkele meters diepte brak-zoet, zeer hard water (b3 CaCl) aangetroffen (Janssen en Lammerts, 1988), dit betreft het lage gebied rond de Buitenposter Vaart. Vermoedelijk werd dit grondwater aangetrokken door deze drainerende watergang.

Van de Drogehamstermieden, het deelgebied ten zuiden van het Prinses Margrietkanaal, zijn er recenter gegevens (2016). Hier is in peilbuizen alleen zoet CaHCO_3 -water aangetroffen, met een hardheid van zacht (F0, ondiep) tot hard (F2) watertype (tabel 3.1 in Looijenga en Bruin, 2016). In enkele peilbuizen werd een verhoogd K-gehalte 6 mg/l, 30 mg/l) aangetroffen, mogelijk als gevolg van eerdere bemesting. Een buis aan de zuidzijde van het toen onderzochte gebied bevatte een relatief hoog SO_4 -gehalte (44 mg/l) en laag Ca-gehalte (9 mg/l). Mogelijk stroomt hier zacht, sulfaat houdend grondwater vanuit de zuidelijker hogere gronden toe. De NO_3 -gehalten in alle grondwatermonsters waren laag, wat wijst op gereduceerd grondwater.

Oppervlaktewaterkwaliteit Twijzeler Mieden

Vooraf in sloten, wettingen en in het Prinses Margrietkanaal worden soms ook een waterkwaliteit aangetroffen, die wijst op bemestingsinvloeden (Loeb, 2014, 2015), bijvoorbeeld door verhoogde K-, N- of P-gehalten. Voor zover bemonsterd hadden petgaten en water op percelen trilveen in augustus 2014 en maart 2015 een laag nutriëntengehalte en een mede door (lokaal of regionaal) kwelwater gestuurde basenrijkdom (Loeb, 2015). In een geïsoleerd petgat nabij de Miedsloot werden wel hogere Na-, Cl-, Ca- en HCO_3 -gehalten aangetroffen, bij overigens lage nutriëntengehalten. Mogelijk is hier invloed van brak kwelwater.

Samenvattend beeld kwelwaterkwaliteit

In het overgrote deel van de Twijzelermieden en Drogehamstermieden is, zowel onder de potklei als ondiep in het profiel, zoet, hard tot zeer hard (F2/3) CaHCO_3 -water aanwezig. Onderaan de flanken van de zandruggen is het water matig hard (F1). Hogerop de zandruggen (buiten het voor vegetatie gekarteerde gebied) zal het van nature gaan om zachter water, maar gegevens daarover ontbreken. Over het algemeen zijn de gemeten nutriëntengehalten binnen het gebied laag. Meer kwel leidt daardoor meestal tot een lagere nutriëntenbeschikbaarheid. Of dat ook geldt aan de hogere randen van het gebied, waar in het lokale intrekgebied bemeste gronden liggen, is vooralsnog onzeker.

Oppervlaktewaterstelsel

Het gebied wordt doorsneden door het Prinses Margriet Kanaal, dat tevens als regionale boezem dient. Het peil ligt niet ver onder de laagste delen van het maaiveld. Het kanaal is overigens diep ingegraven in het zandige pakket boven de potklei. Tot in de jaren 1960 traden bij hoge standen (o.a. harde westenwind) overstromingen op vanuit het kanaal naar de lage delen van de Mieden (med. J. Hanenburg, SBB). Welke delen dit zijn, is niet gedocumenteerd.

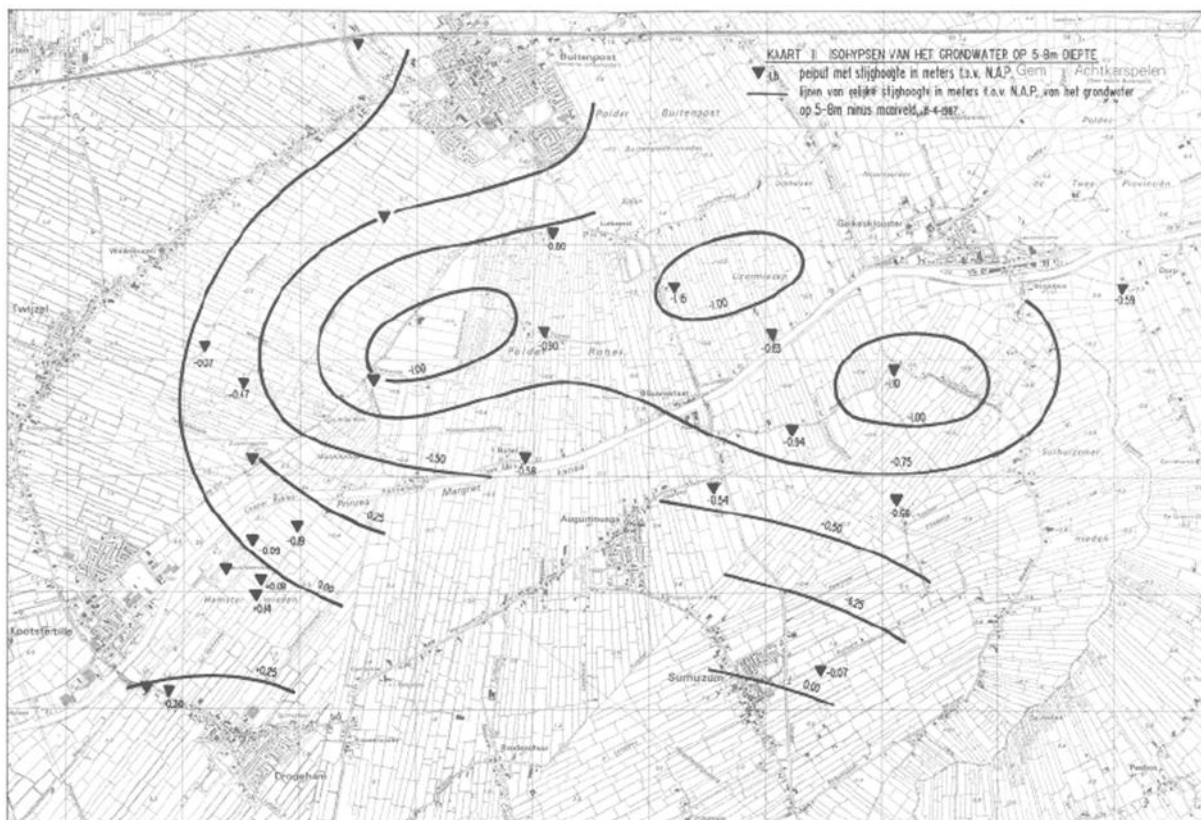
De Buitenpostervaart loopt tussen het kanaal en Buitenpost, dit was ooit de vaarroute naar de haven van Buitenpost. Deze waterloop scheidt de Twijzelermieden (west) van Polder Rohel (oost). Het zuidelijk deel van de Buitenpostervaart heeft nog een laag peil en wordt via een gemaal opgemalen naar het Prinses Margriet-kanaal. Het noordelijk deel heeft een hoger peil. Voor het natuurgebied zou het gunstig zijn, het zuidelijk deel aan te sluiten op het regionale boezempeil i.p.v. de huidige onderbemaling. Vergelijkbare watergangen zijn de Twijzelervaart naar Twijzel en de Drogehamstervaart vanaf het kanaal naar Drogeham. Deze vaarten hebben over lange afstand een vlak peil en zijn daardoor van invloed op de lokale grondwaterstroming, zeker in de hogere delen. In

de Drogehamstermeiden loopt van oost naar west nog een hoofdwatgang met laag peil, maar voornamelijk doorvoerfunctie. Deze watgang draineert.

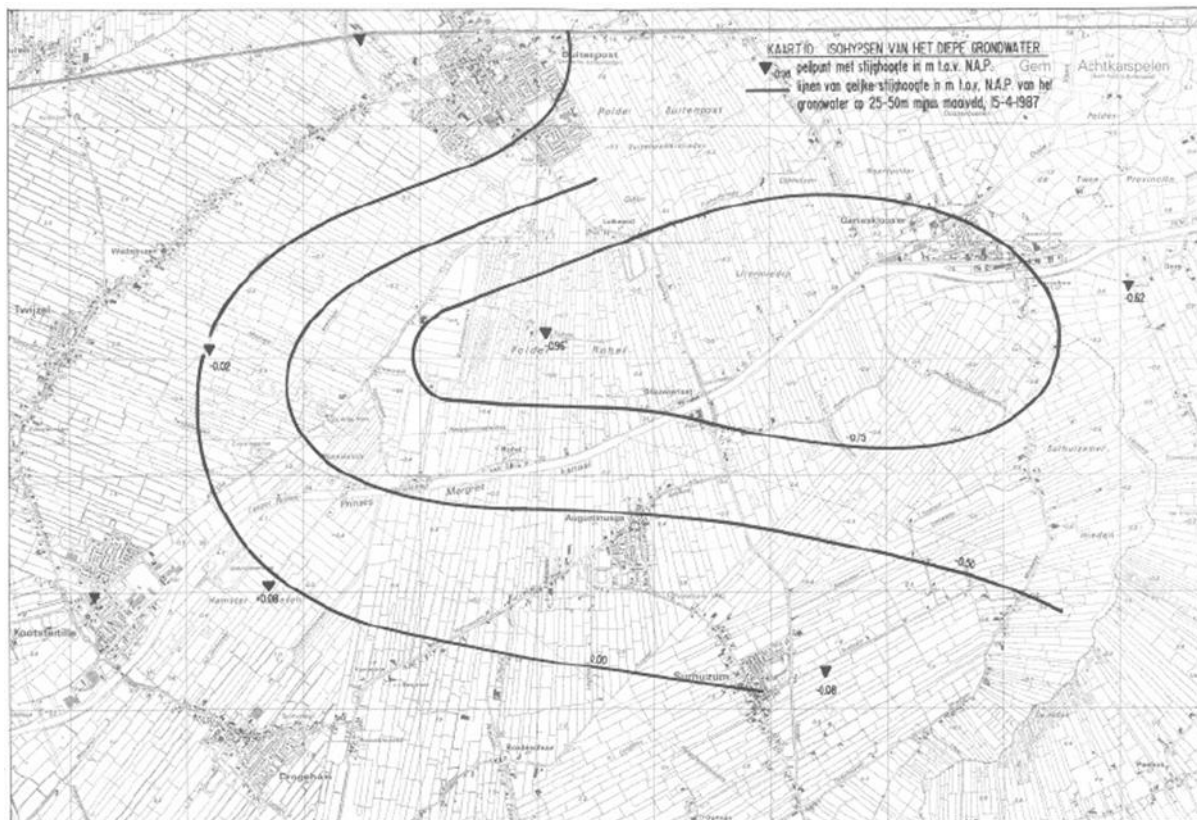
Verder wordt het gebied doorsneden door sloten, grotendeels kavelsloten, maar ook sloten die wat grotere eenheden ontwateren en een dieper profiel hebben. De afgelopen jaren zijn in aaneengesloten natuurgebied al op een aantal plekken de peilen verhoogd. Ook is een deel van de sloten half verland, waardoor de stromingsweerstand toenam en er een gradiënt in peilen en grondwaterstanden kon ontstaan. Staatsbosbeheer heeft overzicht van de toestand en wensen m.b.t. deze sloten.

Grondwaterstanden en -stroming

Figuur 12.18 en Figuur 12.19 (Schunselaar et al., 2014) tonen de isohypsen van het grondwater op 15 april 1987 op 5-8 m-mv en op 25-50 m-mv). De verschillen in stijghoogten tussen deze lagen waren betrekkelijk gering, niet meer dan centimeters tot enkele decimeters. Zoals te verwachten (zeker in het vroege voorjaar) waren de ondiepe stijghoogten in de hogere gronden bij Twijzel hoger dan de diepere. Lager in de gradiënt was er ter hoogte van de Miedsloot al sprake van kweldruk. Op enkele locaties zijn in het ondiepe grondwater stijghoogten gemeten die 1 à 2 dm lager waren dan in het diepe. De dichtheid van meetpunten is in het ondiepe grondwater ook veel hoger dan in het diepe. Maar waarschijnlijk zijn de verschillen reëel en betreft het effecten van lage polderpeilen of onderbemalingen. In het lage gebied stonden ook de ondiepe filters mogelijk onder de (zandige) Peelo-klei en is de weerstand t.o.v. diepere lagen betrekkelijk gering.



Figuur 12.18 Stijghoogten op 5-8 m onder maaiveld (15/4/1987 bron: Schunselaar et al., 2014)



Figuur 12.19 Stijghoogten op 25-50 m onder maaiveld (15/4/1987 bron: Schunselaar et al., 2014)

Janssen en Lammerts (1988) onderzochten voor de Twijzeler Mieden het verschil in stijghoogte in de bovenste meters, namelijk tussen freatisch grondwater (afgeleid uit grondwatertrappenkaart en ondiepe peilbuizen) en het grondwater op circa acht meter diepte (voor zomer en voorjaar (Figuur 12.20)). De stijghoogteverschillen tussen deze twee diepten waren aanzienlijk groter, dan die dieper in de ondergrond. Zowel in kwel- als infiltratiegebied waren er verschillen oplopend tot meer dan 50 cm. Infiltratie trad vooral op aan de hogere randen bij Twijzel, maar ook in verschillende polders lager in het gebied, bijvoorbeeld langs de Buitenposter Vaart. De stijghoogteverschillen in de infiltratiegebieden waren kleiner in de zomer dan in het voorjaar en sommige sloegen om in kwelgebied. Vermoedelijk vooral door het diep wegzakken van freatische grondwaterstanden als gevolg van verdamping. Let wel, het betreft hier de situatie toen het overgrote deel nog was ingericht op landbouwkundige ontwatering. Lagere peilen kunnen hebben gezorgd voor de grotere kweldruk, waarbij veel kwel werd aangetrokken door het ontwateringsstelsel, terwijl in percelen berging van regenwater kon optreden (Janssen en Lammerts, 1988). Waarschijnlijk is deze situatie niet meer vergelijkbaar met de recente situatie, waarin een groot deel van het gebied in natuurbeheer is en het peilbeheer daarop aangepast.

In 2006 is het peil ten zuiden van de Miedwei opgezet naar NAP -0,50 m. En ook daarna zijn er uitbreidingen van het natuurgebied geweest en aanpassingen in het peilbeheer. De uitkomsten van

een LESA, zoals die van Janssen en Lammerts (1988) voor de Twijzelermieden en die van Looijenga en Bruin (2016) voor de Drogehamstermieden zijn in dat opzicht momentafhankelijk.



Figuur 12.20 Stijghoogteverschillen tussen freatische grondwaterstand en de stijghoogte op ca. 8 m diepte in voorjaar (links) en zomer (rechts) (Bron: Janssen en Lammerts, 1988).

Gezien het reliëf, de gelaagdheid, grondwaterkwaliteit en stijghoogteverloop zijn de volgende grondwaterstromingen/types in de bovengrond te verwachten:

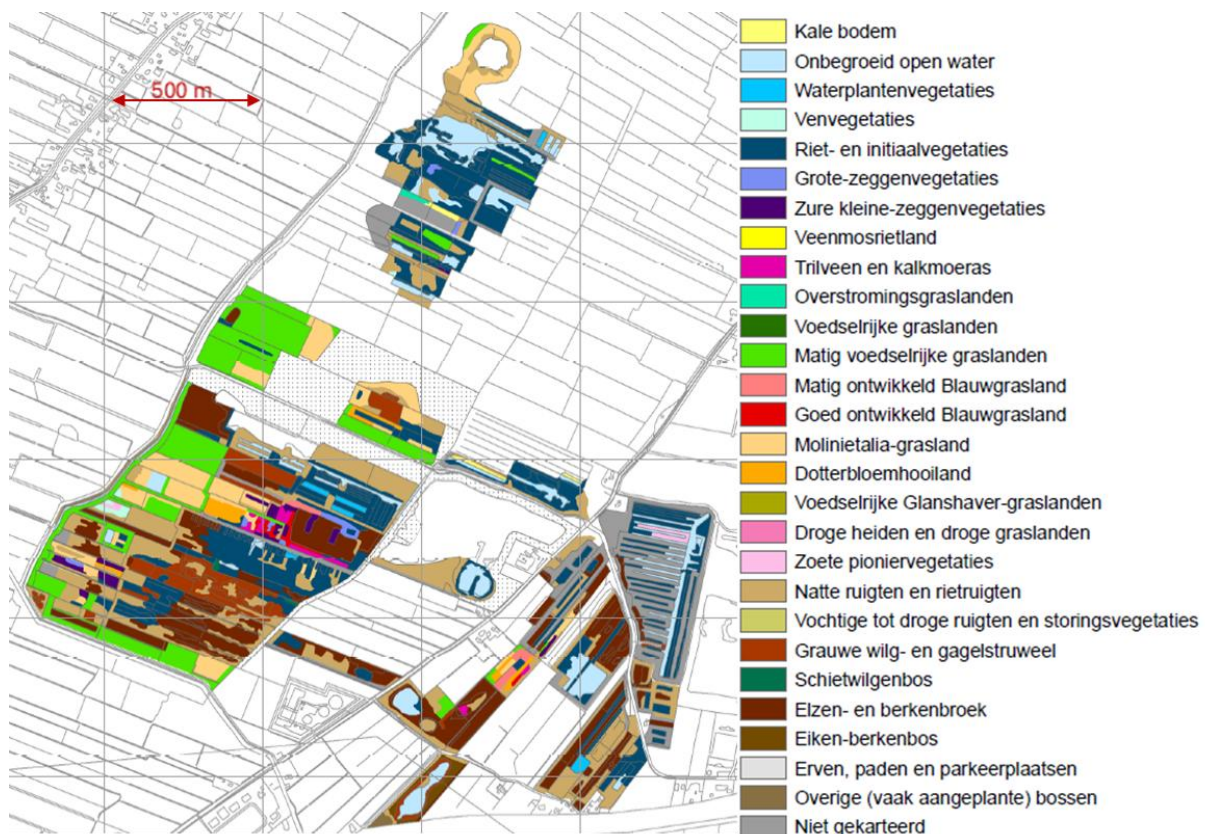
- Kwel van brak water naar diepe ontwatering, m.n. in de lage kern van het gebied; dit water is vanuit het vroegere kreekstelsel geïnfiltreerd in de ondergrond; het wordt gedraineerd door watergangen met laag peil, zoals een deel van de Buitenposter Vaart en diepe poldersloten in de omgeving daarvan;
- Kwel van zoet, hard water (F2/3-CaHCO₃) vanuit de regionale zandpakketten onder de Peelo-klei, dit watertype is onder een groot deel van het lage gebied aanwezig;
- Toestroming van aangerijkt (F0/1-CaHCO₃) grondwater dat vanuit omliggende zandruggen door de Peelo-zanden en dekzanden boven de Peelo-klei toestroomt; dit watertype komt voor bij de overgangen naar omliggende dekzandruggen (Twijzelermieden-west, Drogehamstermieden-zuid en oost);
- Laterale toestroming van grondwater door de dekzanden boven de keileem; dit betreft van nature zacht, voedselarm en weinig gebufferd water; mogelijk is het lokaal licht aangerijkt aan de keileem; het kan ook anthropogeen zijn beïnvloed door het landgebruik in het intrekgebied (bemesting, bekalking e.d.), in dat geval kunnen gehalten aan nutriënten, sulfaat, chloride, maar ook calcium hoger zijn;

- Stagnatie van neerslagwater bovenin (holle) percelen (dit blijkt o.a. uit de EGV-profielen op perceelschaal, opgenomen in Janssen en Lammerts, 1988)

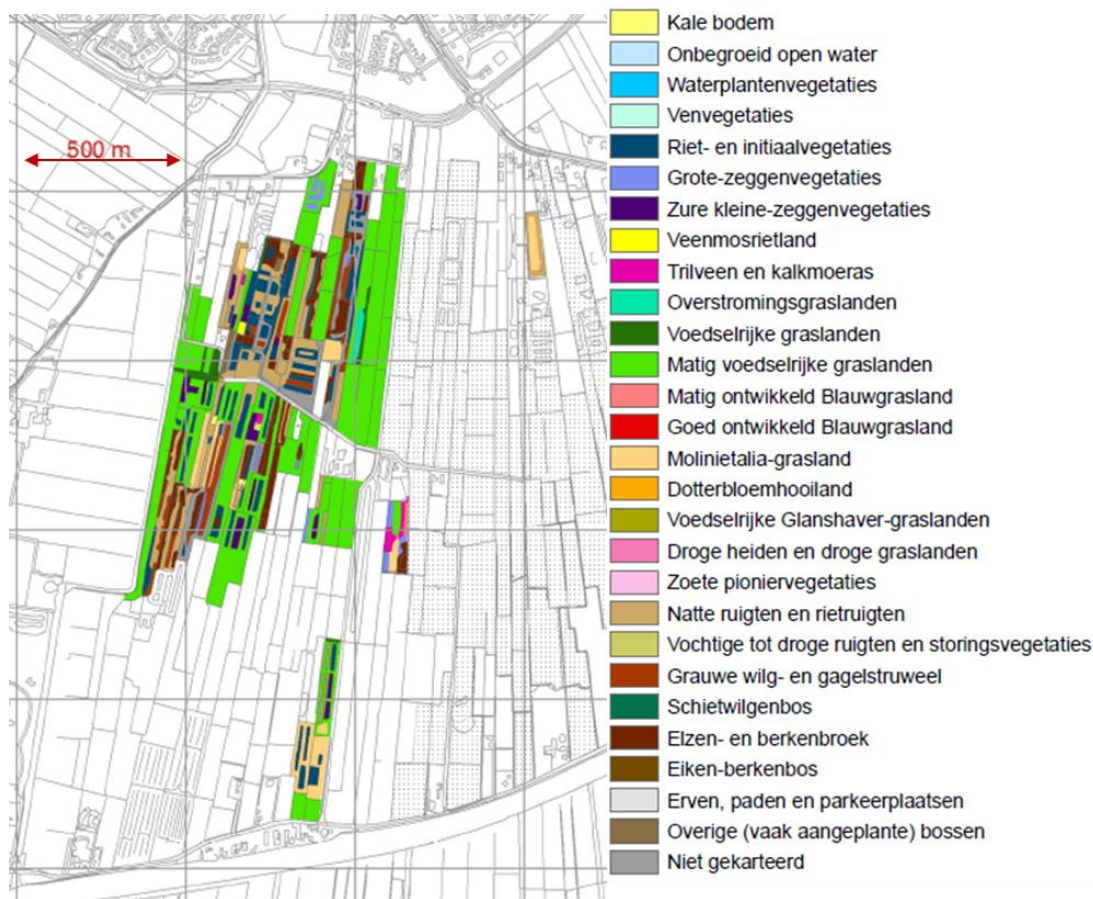
De invloed van deze watertypen in de wortelzone is mede afhankelijk van peilbeheer, maaiveldhoogten en bodemweerstand, en daarmee van inrichtingsmaatregelen (plaggen, afgraven) en waterbeheer. Gezien de vele aanpassingen daarin kan de waterkwaliteit op de locaties van de beschikbare freatische watermonsters inmiddels zijn veranderd.

Vegetatie

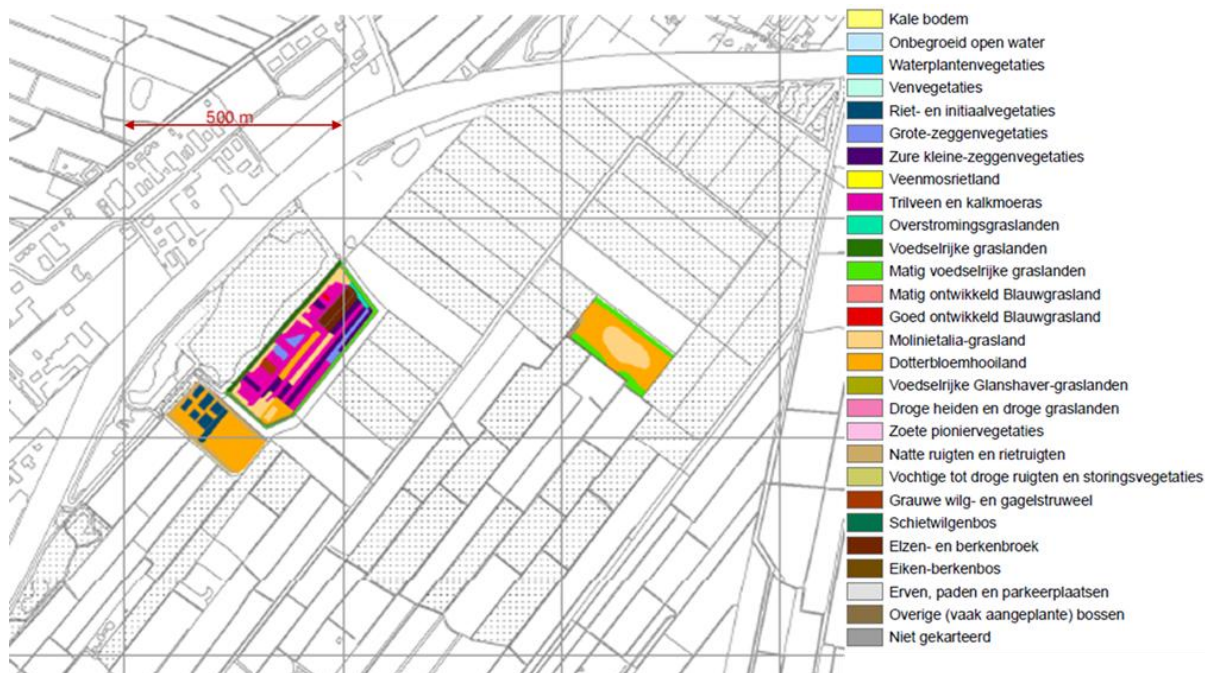
De vegetatie weerspiegelt de situatie in de wortelzone. De meest recente vegetatiekartering is die van 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). Figuur 12.21 t/m Figuur 12.23 tonen deze voor resp. de Twijzelermeden, Polder Rohel en de Drogehamstermeden. Op de gekleurde delen zijn vegetatietypen gekarteerd, op de gestippelde alleen soorten. Dit laatste betreft meestal percelen die betrekkelijk recent vanuit agrarisch gebruik zijn overgegaan in (agrarisch) natuurbeheer, en dan bedekt zijn met matig voedselrijke graslanden (diverse rompgemeenschappen uit de klasse Molinio-Arrhenateretea). Met name in de oude reservaatpercelen waren zeer waardevolle vegetatietypen aanwezig (blauwgrasland, trilveen en kalkmoeras). Dit betreft enkele percelen, voorheen sterk verdroogd blauwgrasland, die dankzij herstelmaatregelen inmiddels sterk verbeterd waren.



Figuur 12.21 Vereenvoudigde vegetatiekaart van de Twijzelermeden 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). De gestippelde delen waren al in natuurbeheer, maar er is (vanwege nog beperkte vegetatiekwaliteit) alleen een soortenkartering uitgevoerd



Figuur 12.22 Vereenvoudigde vegetatiekaart van Polder Rohel 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). De gestippelde delen waren al in natuurbeheer, maar er is (vanwege nog beperkte vegetatiekwaliteit) alleen een soortenkartering uitgevoerd



Figuur 12.23 Vereenvoudigde vegetatiekaart van de Drogehamstermieden 2016 (Bakker en Bijkerk, 2017). De gestippelde delen waren al in natuurbeheer, maar er is (vanwege nog beperkte vegetatiekwaliteit) alleen een soortenkartering uitgevoerd

Sinds 2016 is er veel veranderd in het gebied. Delen zijn geplagd of vergraven als petgat, stuwen zijn verplaatst en peilen opgezet. De vegetatie is daardoor op veel plekken sterk veranderd en de kaart geeft op die plekken geen actueel beeld.

De inrichtings- en vernattingsmaatregelen hebben geleid tot toegenomen soortenrijkdom van het gebied. Vooral soorten van natte, voedselarme, basenrijke standplaatsen zijn in aantal en bedekking toegenomen (Fokkema et al., 2019). Er is zelfs een ontwikkeling van veenmosrietland en blauwgrasland naar basenrijk trilveen opgetreden. En in voormalige landbouwpercelen breiden soorten van Dotterbloemgraslanden zich uit.

In de laagste delen komt plaatselijk open water voor met o.a. Krabbenscheer en diverse fonteinkruiden, maar vooral grote oppervlakten Rietland en Grote zeggenmoeras met Stijve zegge, Scherpe zegge, Moeraszegge en Oeverzegge. Veel voormalige landbouwpercelen kunnen inmiddels als Dotterbloemhooiland worden benoemd. Een deel van het voormalig Blauwgrasland en Veenmosrietland is ontwikkeld naar basenrijke trilvenen, o.a. met Waterdrieblad, Ronde zegge, Draadzegge, Paddenrus, Schorpioenmossen en plaatselijk Tweehuizige zegge. Er zijn overigens ook veel plekken waar de ontwikkeling lijkt te stikken, doordat wel veenmossen zijn afgestorven, maar nog geen basenminnende mossen daarvoor in de plaats gekomen. Op hogere delen binnen deze natte percelen gaat de vegetatie over in Blauwgrasland met Spaanse ruiter, Blauwe en Blonde zegge en soms Vlozegge, op de hoogste delen in de heischrale variant van het blauwgrasland met Blauwe knoop, Borstelgras en Hondsviooltje.

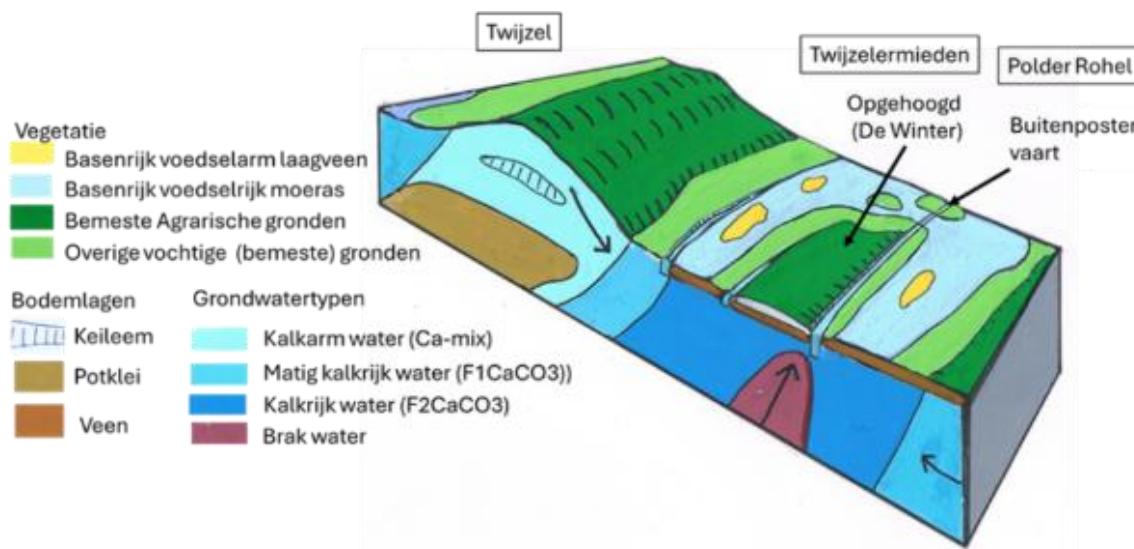
Waar het maaiveld begint op te lopen tegen de zandruggen, komen Veldrusvegetaties voor, deels als Ass. van Gevlekte orchis en Veldrus, deels als aspect binnen de zuurdere Ass. van Moerasstruisgras en Zwarte zegge, of in rompgemeenschappen, vaak is er veel veenmos in de moslaag. Verder komen in laagten in deze zone zwak gebufferde ven-achtige vegetatietypen voor met o.a. dominanties van Vlottende bies en Moerashertshooi. Daarnaast komt Wilgenstruweel en Elzenbroekbos voor, vooral in natte laagten.

Hogere delen zijn meestal niet vergraven en zijn nog begroeid met een voedselminnender graslandvegetatie.

Synthese per deelgebied

Twijzelermieden en Polder Rohel

Dit betreft twee reservaatgebieden ten noorden van het Prinses Margrietkanaal.



Figuur 12.24 Schematische ecohydrologische doorsnede van west naar oost over de Twijzeler Mieden en polder Rohel, situatie ca. 2016 (naar Grootjans et al., 2016).

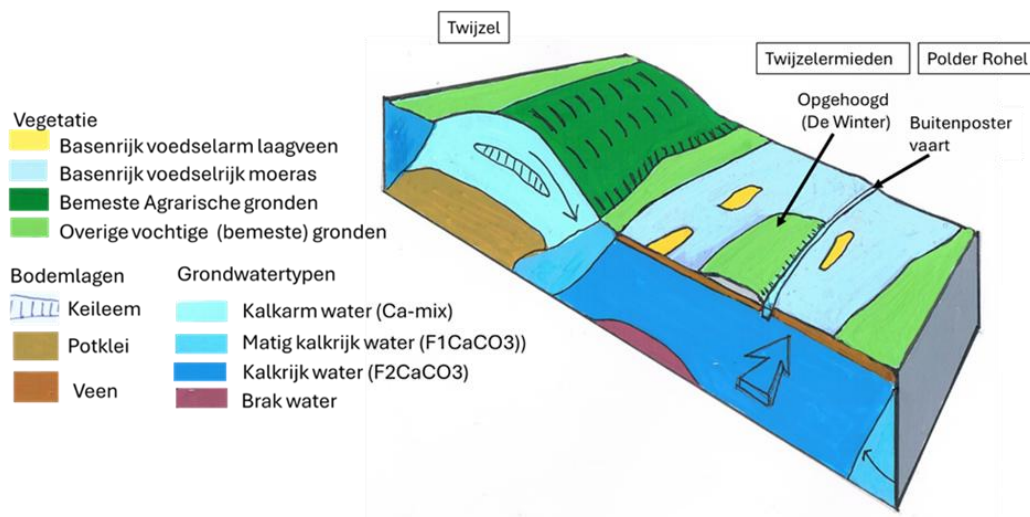
Figuur 12.24 (Grootjans et al., 2016) toont schematisch de gradiënten in de nog sterk ontwaterde situatie met ook nog een sterk versnipperd landgebruik. In het lage deel treedt grootschalig kwel op van zuiver, (zeer) basenrijk grondwater ($F2/3\text{-CaHCO}_3$) uit het regionale systeem van het Drents-Friese Plateau. Langs de overgangen naar de zandruggen rond het gebied treedt kwel op van matig basenrijk ($F1\text{-CaHCO}_3$) grondwater, dat in deze hogere gronden is geïnfiltreerd en waarschijnlijk is aangerijkt in de (glimmerrijke, kalkhoudende) Peelo-zanden. Nog wat hoger op de gradiënt is het grondwater van (zeer) lokale afkomst (vaak boven de keileem) en van nature arm aan bufferstoffen ($F^*/O\text{-CaMix}$). Afhankelijk van het landgebruik kan dit lokale kwelwater verrijkt zijn met meststoffen (kalium, stikstof, fosfor) of daarmee gecorreleerde stoffen (chloride, sulfaat). En als bekalking is toegepast kan het lokale grondwater ook sterker gebufferd zijn, dan van nature. De grondwaterkwaliteit in deze zone kan daardoor sterk variëren. Door het lage peil ter hoogte van de Buitenposter Vaart (lager dan het regionale boezempeil) wordt in deze zone op geringe diepte ook brak water aangetrokken. Dit water is tijdens perioden met veel zee-invloed vanuit de getijdegeulen naar de ondergrond geïnfiltreerd. Het lijkt niet van invloed binnen percelen, maar wordt aangetrokken door diep drainerende watergangen.

In de jaren '1980 waren in het gebied alleen enkele percelen blauwgrasland (voedselarm laagveen) als reservaat begrensd. Ze werden zo goed mogelijk nat gehouden met een hoger reservaatpeil in een overigens sterk ontwaterde omgeving. De kwel werd afgevangen door sloten en in het reservaat was het aandeel van regenwater in het nat houden extra groot en trad geleidelijk verzuring op.

De situatie in Figuur 12.25 is al vanuit een latere periode, toen in het lage deel van het gebied al veel landbouwgronden werden vernat en omgevormd naar natuur, hier aangegeven als basenrijk, voedselrijk moeras. Denk bijvoorbeeld aan rietlanden of grote zeggenmoeras. Diepe ontwatering en onderbemalingen (Buitenposter Vaart) hebben in die situatie nog steeds veel effect op de omliggende percelen. De grondwaterstand wordt erdoor verlaagd en daardoor kan de bodem veel

regenwater bergen en komt kwelwater niet tot in de wortelzone. Dit werd met EGV-profielen en grondwatermonsters duidelijk aangetoond in veldonderzoek door Janssen en Lammerts (1988). Bij het veldbezoek (augustus 2024) was dit effect ook zichtbaar langs de Buitenposter Vaart.

Een deel van de gronden is in het verleden opgehoogd met zand afkomstig van de verbreding en verdieping van het kanaal (gronden De Winter) en nog in landbouwgebruik. Het grondwater uit zulke lokale hoogten zal zijn vermest en lateraal afstromen (over de verdichte veenlaag) naar lager liggende natuurgronden. Zulke zeer lokale gradiënten zijn in de doorsnede niet gevisualiseerd, maar kunnen natuurlijk bepalend zijn voor de natuurbelangen in de lokale 'kwelgebieden'.

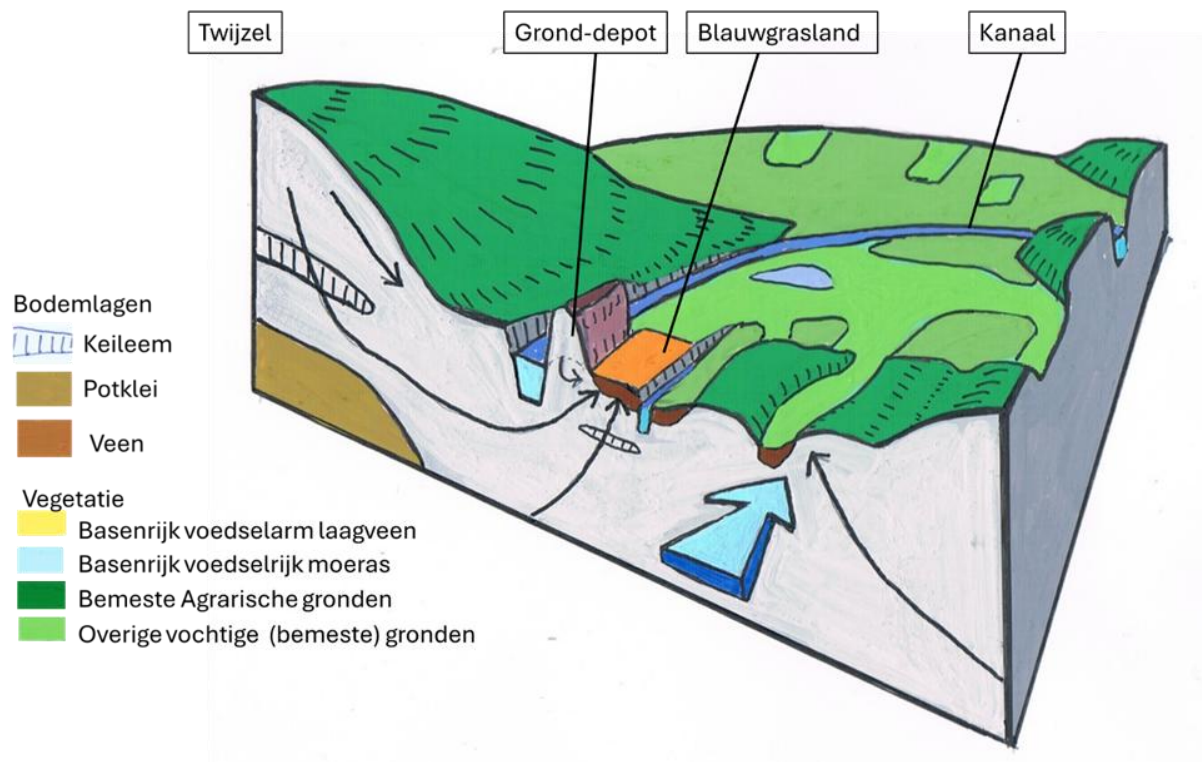


Figuur 12.25 Schematische ecohydrologische doorsnede van west naar oost over de Twijzeler Mieden en polder Rohel, natuurgericht toekomstbeeld voor 'over 30 jaar' (ca 2045) (naar Grootjans et al., 2016).

Figuur 12.25 toont een natuurgerichte toekomstvisie (Grootjans et al., 2016), zonder diepe ontwatering en met extensiever landgebruik. Het brakke water wordt niet meer aangetrokken en zal geleidelijk worden weggedrukt door het regionale kwelwater uit het Drents-Friese Plateau. Een deel van de vochtige gronden is veranderd in moeras. De gradiënt op de overgang naar de dekzandruggen zal niet wezenlijk veranderen, maar mogelijk wel wat hoger op komen te liggen. Wat destijds nog niet voorzien is, is de toename van trilveenvegetatie (basenrijk, voedselarm laagveen), zeker op plekken waar de voedselrijke toplaag is afgeplagd. Op tal van plekken komen nu grondwaterafhankelijke 'kwelindicatoren' voor en in veel percelen is te zien dat ijzerhoudend grondwater opkwelt.

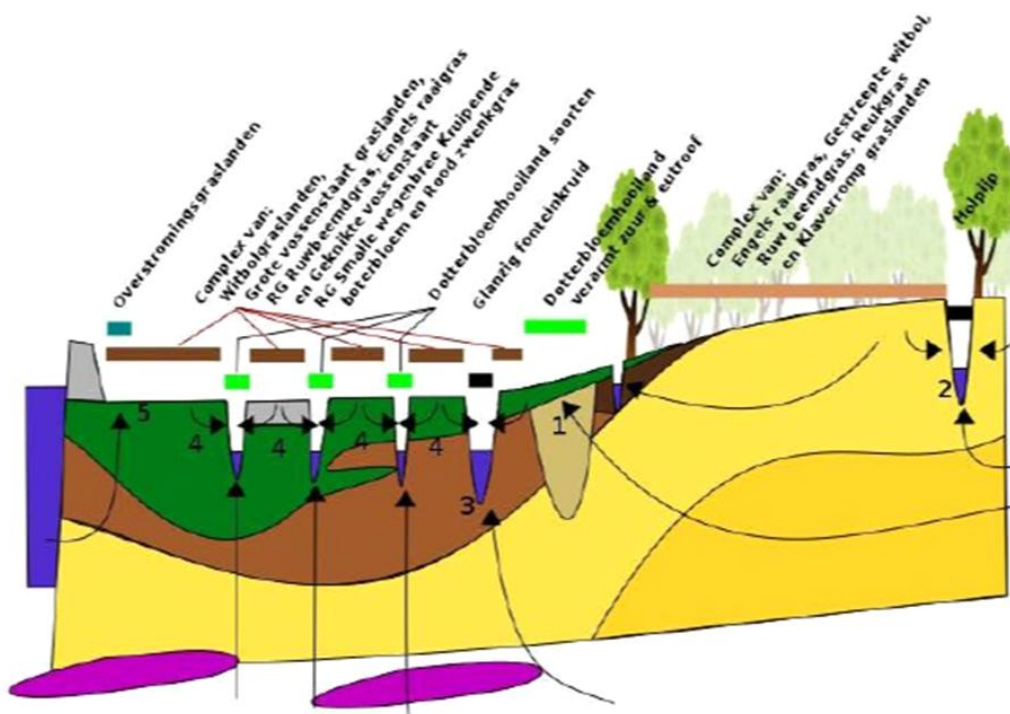
Drogehamster Mieden

In de Drogehamstermieden is in 2016 gedetailleerder onderzoek uitgevoerd door studenten van Hogeschool Van Hall-Larenstijn (Looijenga en Bruin, 2016). Daarbij zijn gradiënten in bodemopbouw, grondwaterstanden, -stijghoogten en -kwaliteit en soortenverspreiding opgesteld. Mede op basis daarvan hebben Grootjans et al. (2016) een subregionale systeendoorsnede opgesteld. Uit het rapport van Looijenga en Bruin (2016) zijn twee lokale ecohydrologische doorsneden overgenomen.



Figuur 12.26 Schematische ecohydrologische doorsnede over de Drogehamster Mieden, situatie begin jaren 2000 (naar Grootjans et al., 2016)

Figuur 12.26 toont een subregionaal beeld van de ecohydrologie van de Drogehamster Mieden. In het lage deel trad kwel op van hard ($F2CaHCO_3$) grondwater uit het regionaal systeem, een groot deel nog naar de diepe ontwatering. Daarnaast was er toestroming van matig basenrijk ($F1-CaHCO_3$) grondwater, vanuit de omliggende hoge zandgronden, deels onder het kanaal door. Verder was er wat kwel vanuit het kanaal naar watergangen in onderbemalen gebied. En vanuit de gronddepots (opgeworpen materiaal bij het verbreden en uitdiepen van het kanaal) was er een zeer lokaal systeem naar de percelen aan de voet ervan. Getuige de waterkwaliteitsmetingen van Looijenga en Bruin (2016) was dit sterk gebufferd, maar ook wel zwavelrijk grondwater. Figuur 12.27 toont de situatie op lokaal schaalniveau voor de nog ontwaterde situatie.

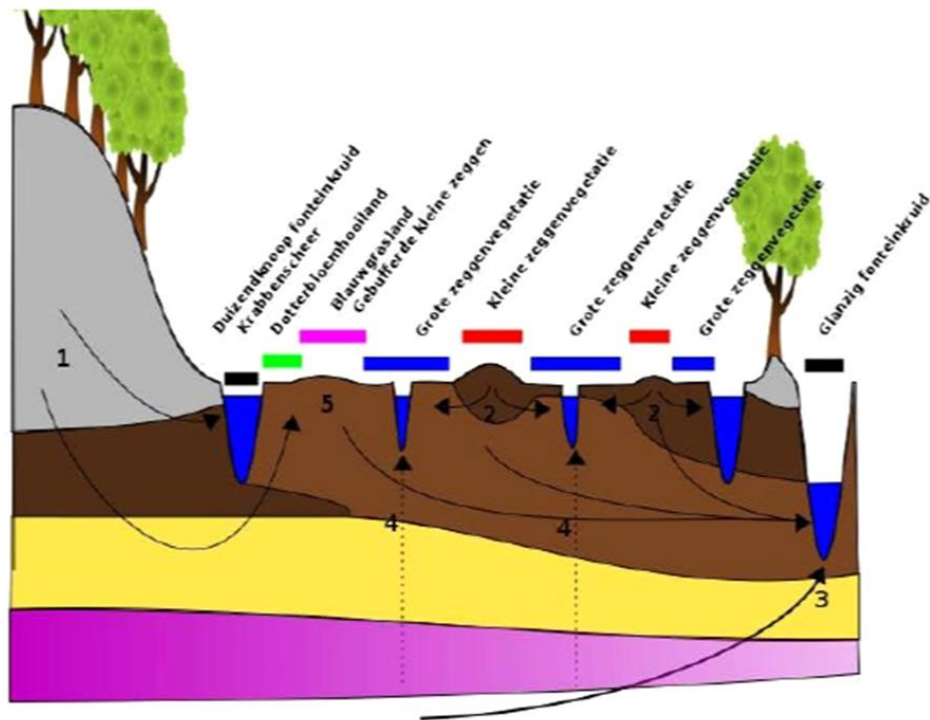


FIGUUR 3.17 ECO-HYDROLOGISCH SYSTEEM VAN DE DEKZAND RUG, DE DRAINAGE EN HET KANAAL.

- 1= LOKALE KWELSTROOM MET LOKALE GRONDWATERKWALITEIT DIT WATER TREEDT UIT EN IS RIJK AAN AMMONIUM.
- 2=DE SLOOT OP DE ZUIDGRENZ VANGT LOKALE KWEL AF.
- 3=DE HOOFDWATGANG VANGT SUB-REGIONALE KWEL AF EN WERKT DRAINEREND OP DE OMGEVING.
- 4= DE SLOTEN VANGEN SUB-REGIONALE KWEL AF EN IN DE PERCELEN VORMEN ZICH REGENWATERLENZEN.
- 5= DE EERSTE PAAR METER LANGS HET KANAAL STAAN ONDER INVLOED VAN KANAALKWEL.

Figuur 12.27 Doorsnede van zuid naar noord (van Drogeham naar kanaal) over de nog ontwaterde polder (Uit: Looijenga en Bruin, 2016)

Het Blauwgraslandreservaat was lange tijd het enige natuurgrasland in de Drogehamstermieden. Om het nat te houden werd het peil hoog gehouden. Nadeel daarbij was dat ook veel regenwater werd vastgehouden, wat oppervlakkige verzuring versterkte. Maar er was ook wat kwel vanuit de gronddepots en vermoedelijk ook vanuit de zandrug van Twijzel. Inmiddels is een groter areaal natuurgebied verworven en zijn de peilen deels opgezet. Figuur 12.28 geeft een beeld van de lokale gradiënt met (deels) opgezette peilen (situatie 2016). Er was inmiddels herstel van verdroogd blauwgrasland naar basenrijk trilveen met o.a. Tweehuizige zegge. En op een deel van de voormalige bemeste vochtige graslanden ontwikkelden zich grote zeggevegetaties, dotterbloemhooiland en kleine zeggevegetaties.



FIGUUR 3.18 ECO-HYDROLOGISCH SYSTEEM VAN HET GRONDDEPOT EN VAN TWIJZEL.

- 1= AMMONIUM EN SULFAATRIJK WATER ZIJGEN IN; SULFAAT REDUCEERT TOT SULFIDE EN ZORGT VOOR VERAARDING WAARBIJ VOEDINGSSTOFFEN VRIJKOMEN.
- 2= IN DE HOGERE DELEN ONTSTAAN REGENWATERLENZEN EN IN DEZE ZONE VINDT ER WEGZIJGING PLAATS NAAR DE HOOFDWATERGANG.
- 3= DE HOOFDWATERGANG VANGT SUB-REGIONALE KWEL AF VANUIT TWIJZEL.
- 4= BIJ LAGERE WATERSTANDEN VINDT ER KWEL NAAR DE GREPPELS EN NAAR DE LAGER GELEGEN DELEN PLAATS.
- 5= OP DE OVERGANG TUSSEN TOESTROOM VANUIT HET GRONDDEPOT EN WEGZIJGING NAAR DE HOOFDWATERGANG VINDT ER MENGING PLAATS VAN GRONDDEPOT WATER EN REGENWATER.

Figuur 12.28 Doorsnede van west naar oost, van de gronddepots langs het kanaal, over het oude blauwgraslandreservaat naar de dieper ontwaterde delen van de Drogehamster Mieden (Uit: Looijenga en Bruin, 2016).

Ambitiekaart

De nog aanwezige ontwatering in en om het gebied zal van invloed zijn op de kwel naar de percelen, doordat een deel door deze watergangen wordt afgevangen. Daarnaast is niet duidelijk in hoeverre de stijghoogte onder de potklei wordt beïnvloed door de omgeving (ontwatering, onttrekkingen). Uit de ontwikkelingen in het gebied is gebleken dat hydrologisch herstel kansrijk is. Nadere modelberekeningen kunnen uitwijzen wat kansrijke maatregelen zijn.

De ontwikkelingen door beheer en watermaatregelen sinds de kartering van 2016 laten zien, dat de ontwikkeling van grondwaterafhankelijke vegetatietypen in het gebied kansrijk is. De provinciale ambitiekaart (Figuur 12.29 bovenste deel) bleek in 2024 al ingehaald door de ontwikkelingen sinds 2016: de doelen mogen naar boven worden bijgesteld. Staatsbosbeheer (Jakob Hanenburg en Willem Molenaar) heeft op basis van deze ervaringen de ambitiekaart bijgesteld (Figuur 12.29 onderste deel). Op veel plekken is het doel N12.02 Kruiden- en faunairijk grasland, N13.01 Vochtig weidevogelgrasland en of N10.02 Vochtig hooiland bijgesteld naar N10.02 Vochtig hooiland of N10.01 Nat schraalland of zelfs N06.02 Trilveen. Op basis van de LESA en ervaringen van

Staatsbosbeheer zijn deze ambitietypen vertaald naar de Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid (16Ab04), Blauwgrasland (16Aa01) resp. de Ass. van Schorpioenmos en Ronde zegge (09Ba01). Voor N14.01 Hoog- en laagveenbos is het Elzenzegge-Elzenbroek typische subass. (39Aa02a) aangehouden, voor N05.03 Veenmoeras de Ass. van Scherpe zegge (08Bc02) en voor het resterende N12.02 Kruiden- en faunarijck grasland de Glanshaver-ass. (16Bb01).



Figuur 12.29 De ambitiekaart volgens de website van de Provincie Friesland en de door Staatsbosbeheer in 2024 bijgestelde ambitiekaart.

12.1.1 Vegetatietypen en vochtindicatie

Tabel 12-1. De in de Mieden aangetroffen vegetatietypen en de daarvoor van N opnamen uit DVN afgeleide vochtindicatie F_{type} en GVG_{type} , de laatste met de standaardafwijkingen uit DVN (σ_{DVN}) en de gecombineerde standaardafwijking van de vegetatie (σ_{veg}) waarbij is uitgegaan van een standaardafwijking voor de empirische relatie tussen vochtindicatie en GVG van $\sigma_{opn} = 12.5 \text{ cm}$.

Code	Wetenschappelijke naam	N	F_{DVN}	GVG_{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
300	Niet gekarteerd	0				
400	Bosaanplant	0				
05B3b	Myriophyllo-Nupharetum inops	13	1.08			
05D-a	RG Potamogeton pusillus en Elodea nuttallii-[Parvopotamion]	78	1.19			
06C1	Pilularietum globuliferae	56	1.65			
06-d	RG Juncus bulbosus-Sphagnum-[Littorelletea/Scheuchzerietea]	1	1.60			
08-a	RG Glyceria maxima-[Phragmitetea]	93	1.68			
08B3a	Typho-Phragmitetum typicum	49	1.69			
08B3b	Typho-Phragmitetum calthetosum	51	2.14	9	8	15
08B3d	Typho-Phragmitetum typhetosum angustifoliae	56	1.44			
08C2a	Caricetum gracilis typicum	119	1.87	-1	7	14
08C6b	Caricetum elatae inops	7	1.61			
08C6c	Caricetum elatae typicum	85	1.83	-3	6	14
08C-a	Caricetum ripariae	228	1.92	1	9	16
08C-d	RG Carex disticha-[Magnocaricion]	80	1.89	0	7	14
08C-f	RG Calamagrostis canescens-[Magnocaricion]	32	1.95	2	5	14
08-d	RG Typha latifolia-[Phragmitetea]	31	1.70			

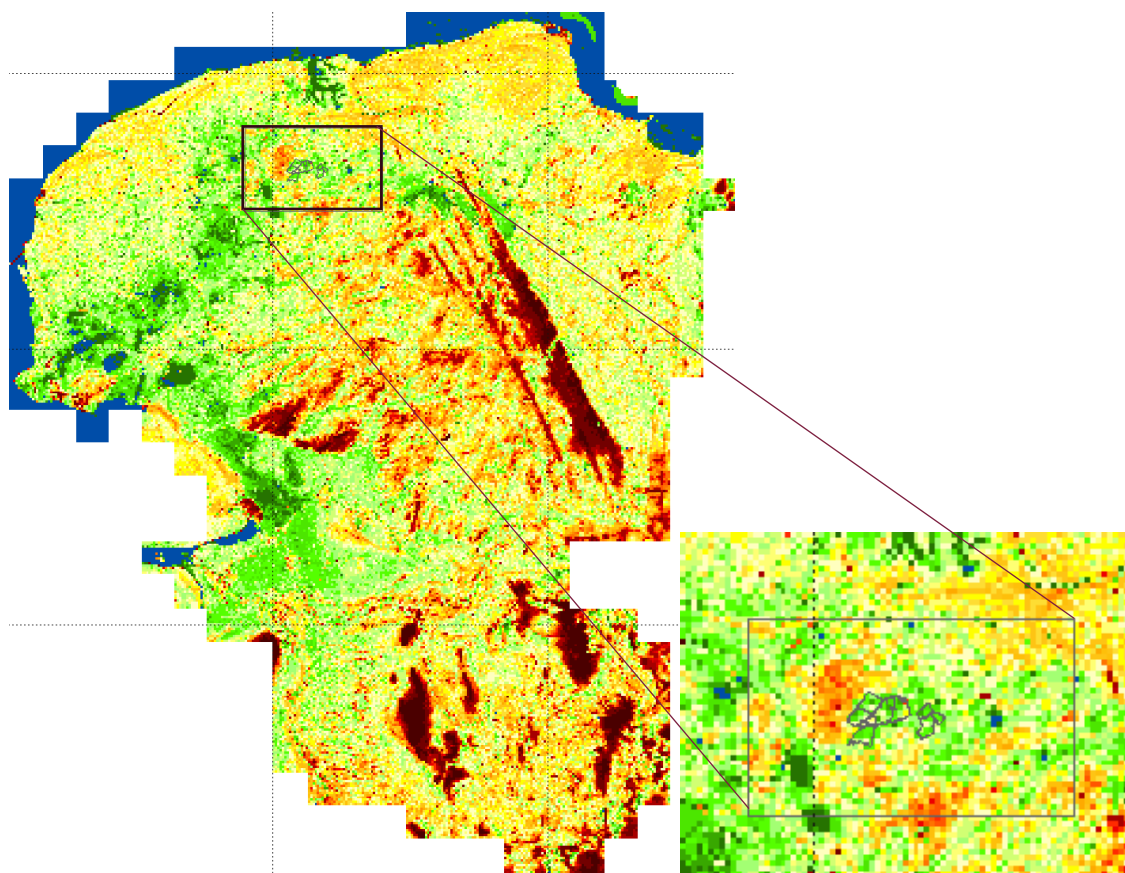
Code	Wetenschappelijke naam	N	F _{DVN}	GVG _{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
08-f	Typho-Phragmitetum typicum	5	1.94	2	9	15
08-h	RG Sparganium erectum-[Phragmitetia]	11	1.47			
08-k	RG Equisetum fluviatile-[Phragmitetalia]	34	1.36			
09/a	DG Salix species-[Parvocaricetia]	0				
09A2a	Pallavicinio-Sphagnetum typicum	72	2.11	8	5	14
09A3a	Carici curtae-Agrostietum typicum	69	1.87	-1	5	13
09A-a	RG Carex nigra-Agrostis canina-[Caricion nigrae]	87	2.14	9	14	19
09B2a	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae typicum	39	1.60			
09B2c	Eriophoro-Caricetum lasiocarpae inops	14	1.55			
09B3a	Scorpidio-Caricetum diandrae	46	1.78	-5	4	13
09B-b	RG Menyanthes trifoliata-[Caricion lasiocarpae]	25	1.53			
09-e	RG Equisetum fluviatile-[Phragmitetalia]	34	1.36			
09-f	RG Carex rostrata-Potentilla palustris-[Parvocaricetia]	16	1.78	-5	5	13
09-g	RG Calamagrostis canescens-[Caricion nigrae]	19	2.14	9	10	16
09-k	RG Juncus effusus-[Parvocaricetia]	15	1.91	0	5	13
12B-k	RG Glyceria fluitans-[Nasturtio-Glycerietalia]	53	2.11	8	12	17
16/a	DG Rumex obtusifolius-[Molinio-Arrhenatheretia]	0				
16-a	RG Holcus lanatus-Lychnis flos-cuculi-[Molinietalia]	25	2.61	27	6	14
16A1a	Cirsio dissecti-Molinietum typicum	58	2.32	16	5	13
16A1c	Cirsio dissecti-Molinietum peucedanetosum	25	2.19	11	4	13
16A1e	Cirsio dissecti-Molinietum inops	32	2.32	16	6	14
16A-a	RG Carex panicea-Succisa pratensis-[Junco-Molinion]	39	2.49	23	7	14
16A-g	RG Carex oederi-[Oxycocco-Sphagnetia/Junco-Molinion]	31	2.43	20	9	16
16B1a	Ranunculo-Senecionetum typicum	34	2.43	20	5	13
16B1d	Ranunculo-Senecionetum potentilletosum palustri	24	2.20	12	4	13
16B1e	Ranunculo-Senecionetum caricetosum paniceae	30	2.35	17	6	14
16B-b	Crepido-Juncetum acutiflori	33	2.42	20	5	14
16B-d	RG Carex acutiformis-Carex acuta-[Calthion palustris]	73	2.37	18	5	14
16B-e	RG Carex disticha-[Calthion palustris]	40	2.32	16	7	14
16-e	RG Deschampsia cespitosa-Alopecurus geniculatus-[Lolio-Potentillion anserinae/Molinio-Arrhenatheretia]	42	2.58	26	6	14
16-g	RG Holcus lanatus-Lychnis flos-cuculi-[Molinietalia]	13	2.58	26	11	17
16-l	RG Holcus lanatus-Lolium perenne-[Molinio-Arrhenatheretia]	22	2.90	38	5	13
16-m	RG Poa trivialis-Lolium perenne-[Plantagineta majoris/Cynosurion cristati]	20	2.84	36	6	14
16-r	RG Juncus effusus-[Molinietalia/Lolio-Potentillion]	23	2.38	18	11	16
29-c	Polygono-Bidentetum	41	2.49	23	12	17
32-a	RG Eupatorium cannabinum-[Convolvulo-Filipenduletea]	23	2.46	22	12	18
32A1	Valeriano-Filipenduletum	59	2.31	16	7	14
32-c	RG Calystegia sepium-Phragmites australis-[Convolvulo-Filipenduletea]	29	2.28	15	9	15
32-e	RG Phalaris arundinacea-[Convolvulo-Filipenduletea]	38	2.34	17	7	14
32-f	RG Urtica dioica-[Convolvulo-Filipenduletea]	27	2.63	28	6	14
33-c	RG Petasites hybridus-[Galio-Urticetia]	34	3.00	42	5	13
36A1	Salicetum auritae	55	2.34	17	9	15
36A2	Alno-Salicetum cinereae	264	2.24	13	12	17
36A-b	RG Myrica gale-[Salicion cinereae]	24	2.30	15	14	18
38A-a	RG Urtica dioica-[Salicion albae]	26	2.76	33	4	13
39A1a	Thelypterido-Alnetum typicum	32	2.16	10	6	14
39A-a	RG Calamagrostis canescens-[Alnion glutinosae]	22	2.30	15	8	15
39A-b	RG Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]	17	2.65	29	6	14
39A-d	RG Urtica dioica-[Alnion glutinosae]	19	2.50	23	7	14
39A-e	RG Urtica dioica-[Alnion glutinosae]	5	2.55	25	10	16
39A-f	Carici curtae-Betuletum peucedanetosum	17	2.48	22	7	15
42-d	RG Rubus fruticosus-[Quercion roboris]	23	3.20	50	6	14
43A-c	RG Urtica dioica-[Ulmion carpinifoliae]	9	3.00	42	7	14
50A	Open water	0				

Code	Wetenschappelijke naam	N	F_{DVN}	GVG_{DVN}	σ_{DVN}	σ_{veg}
50C	Onbegroeid	0				

12.2 Beschrijving grondwatermodel

Voor de modellering van het gebied Mieden maken we gebruik van een uitsnede van het MIPWA model, versie 4.1.2 (Royal Haskoning, 2021; Berendrecht Consultancy, 2022).

Het MIPWA model is het regionale grondwater- en onverzadigde zone model van Noord-Nederland. Het rekent met iMODFLOW als grondwater- en MetaSWAP als onverzadigde zone model, de gebruikte versie is 5.2. De gebruikte modelperiode is 2000-2018 en de modelresultaten zijn geanalyseerd voor de periode 2010-2017, deze analyseperiode is gekozen zodat de droge zomer van 2018 niet gebruikt wordt voor de GxG-bepaling en zodat de inspeelperiode lang genoeg is. Voor sommige scenario's is een kortere modelperiode gehanteerd vanwege een lange rekentijd van het model. De tijdstaplenkte is 1 dag, waarvan iedere 14 dagen uitvoer wordt gedraaid. Het model is een quasi-3D model, met horizontale stroming in de watervoerende lagen en verticale stroming in de scheidende lagen.



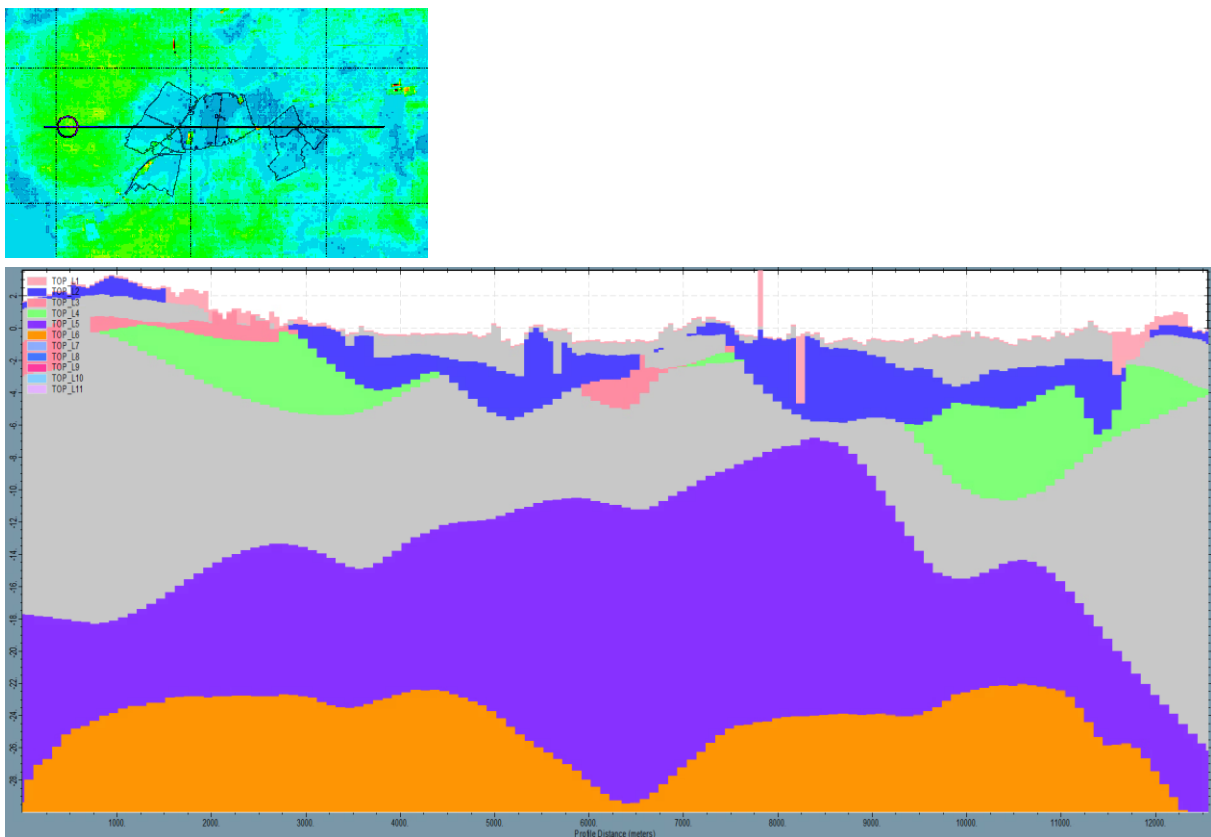
Figuur 12.30 Maaiveldhoogte in het hele MIPWA model. De zwarte omranding geeft de modeluitsnede weer die gebruikt is voor deze modelstudie van De Mieden.

12.2.1 Ondergrond

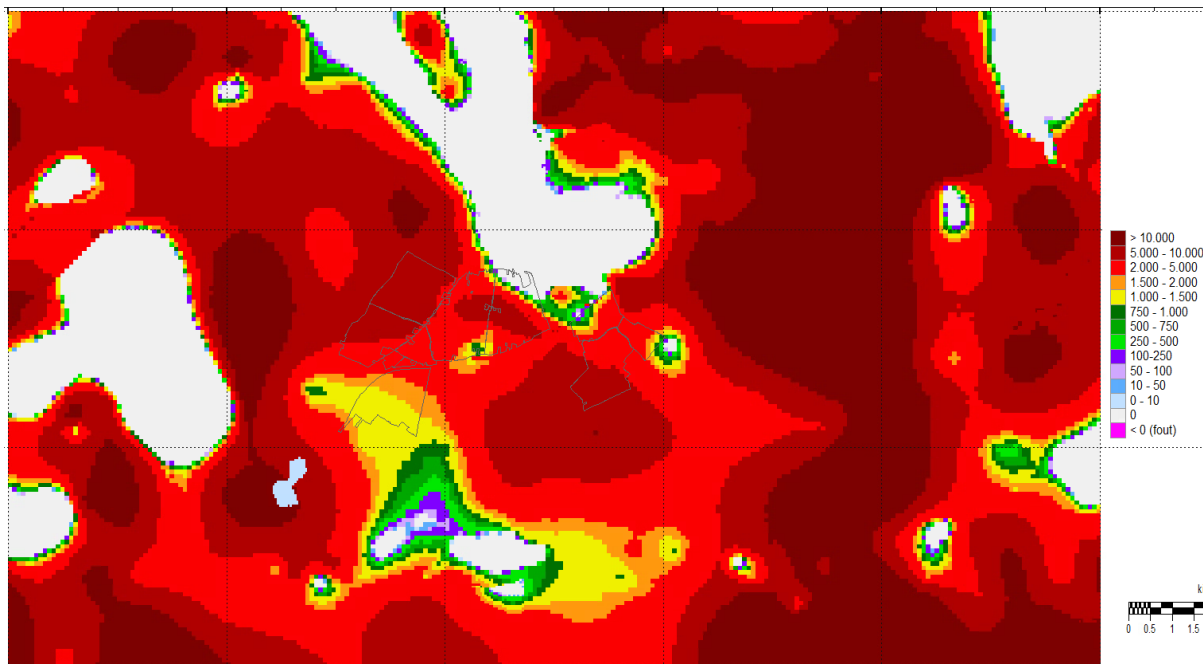
De ondergrond van MIPWA v4.1.2 is gebaseerd op REGISII V2.2, waarbij de modellagen gekoppeld zijn aan REGIS-eenheden. Per deelgebied kan een uitsnede uit het lagenmodel gemaakt worden, waarbij een lagenmodel wordt opgesteld (door middel van automatische workflows van MIPWA v4) voor het gewenste modelgebied. Voor de Mieden bestaat het model uit 11 modellagen, een doorsnede van de bovenste 30m staat in Figuur 12.31. De bovenste modellaag (modellaag 1) is grotendeels een dunne maaiveldeenheden van 10 cm dik. Aan deze eenheid is ter hoogte van de Mieden ook al een slecht doorlatende laag toegekend (grijze laag in Figuur 12.31) met een weerstand variërend tussen de 0 en 2000 dagen.

De doorlatendheden van het topsysteem zijn hoog, met een transmissiviteit ter hoogte van de Mieden die oploopt tot 30m²/d.

De Peelo-klei zit verwerkt als weerstand van modellaag 4. Deze is niet overal aanwezig, maar ter hoogte van het natuurgebied is deze wel bijna overal aanwezig met een weerstand variërend tussen ongeveer 1000-8000 dagen.



Figuur 12.31 Oost - west doorsnede van de bovenste 30 m van het lagenmodel. De aquitards zijn grijs gekleurd.



Figuur 12.32 Weerstand (dagen) van modellaag 4 (Peelo formatie)

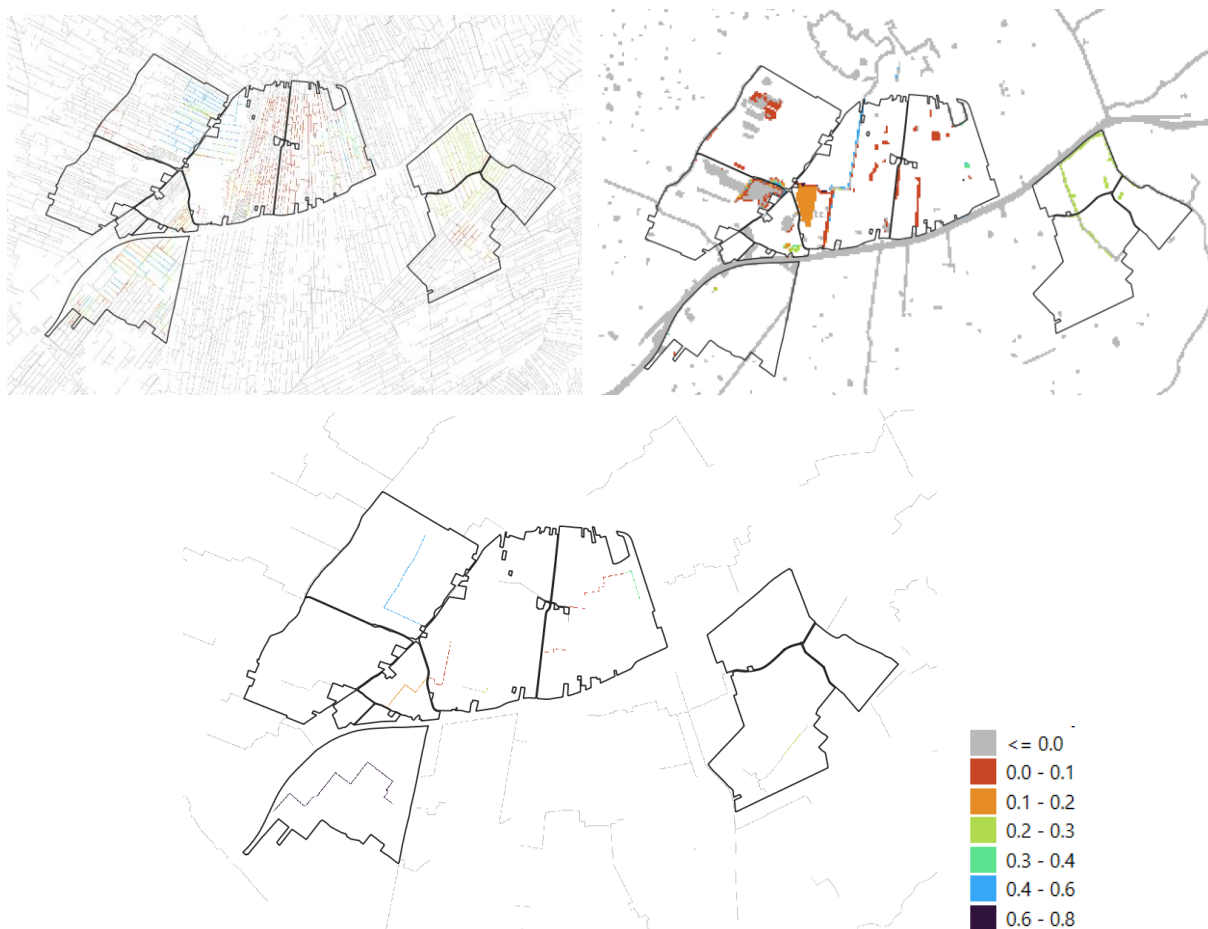
12.2.2 Maaiveld

Het maaiveld van MIPWAv4.1.2 is nog gebaseerd op AHN2, dit is ongeveer de situatie uit 2014. De hoogte van AHN2 is nog verder bewerkt voor MIPWA, waarbij rekening is gehouden met afwijkingen van het maaiveld in het AHN bij waterlopen.

12.2.3 Ontwatering

Er zijn meerdere ontwateringssystemen aanwezig in het model:

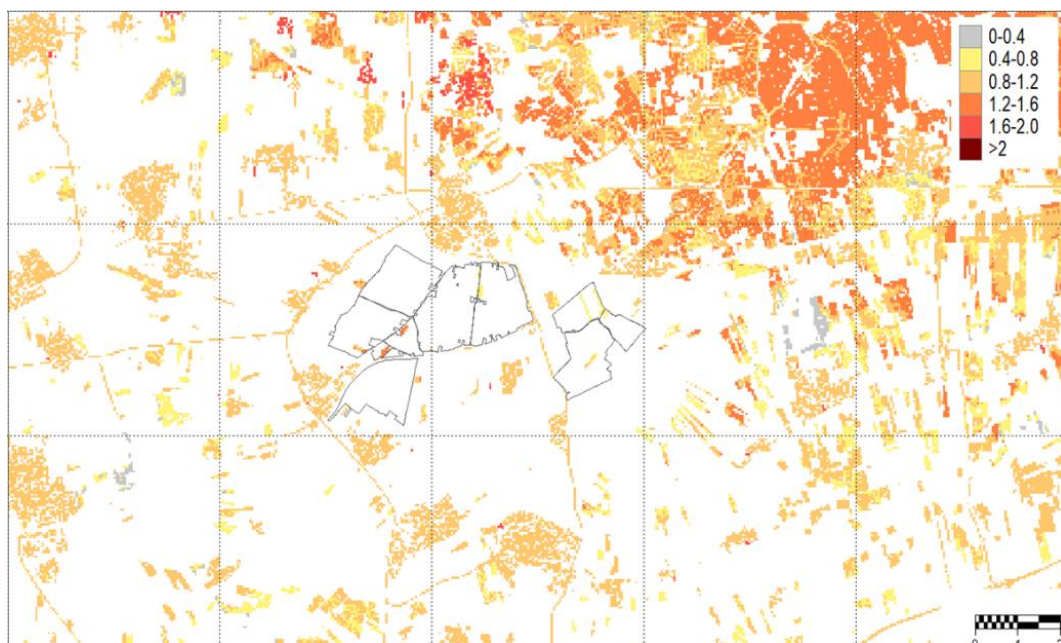
- Leggerwaterlopen (Figuur 12.33)
- Top10-lijn waterlopen (Figuur 12.33)
- Top10-vlak water. Hierin zitten ook de grote boezemwateren verwerkt. (Figuur 12.33)
- Buisdrainage (Figuur 12.35)
- Greppels (Figuur 12.34)



Figuur 12.33 Waterlopen in het model in de buurt van het natuurgebied. Rechtsboven: Top10-waterlopen (sloten), linksboven: Top10-watervlakken (o.a. boezemwater, meren en grote waterlopen), onder: leggerwaterlopen. De kleuren geven de verandering in zomerpeil (m) als gevolg van de huidige hydrologische veranderingen weer (toegelicht in paragraaf 12.3)



Figuur 12.34 De greppels in het model in de buurt van het natuurgebied. De kleuren geven de verandering in peil als gevolg van de huidige hydrologische veranderingen weer (toegelicht in paragraaf 12.3)



Figuur 12.35 De buisdrainage in het modelgebied in m-mv.

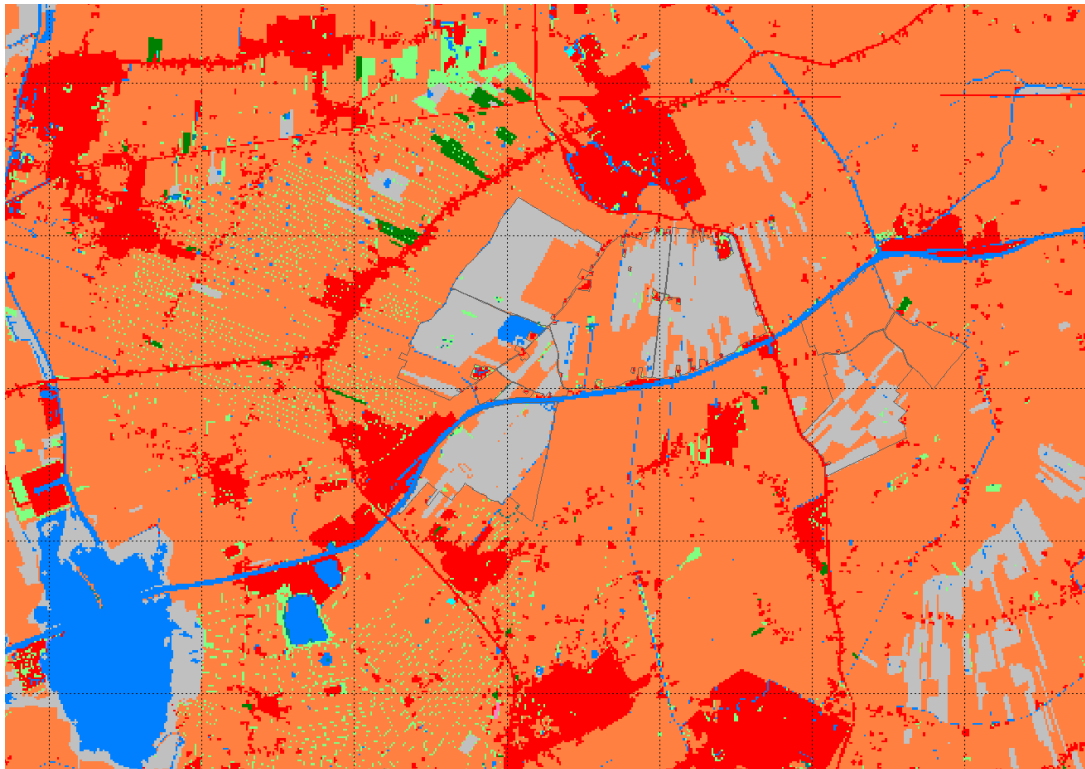
De waterlopen worden in het model toegekend aan de bijbehorende modellagen op basis van de bodemhoogte en peil. Daardoor snijden veel waterlopen door de bovenste modellaag heen en draineren/infiltreren in modellaag 2. Op enkele locaties liggen de waterlopen zelfs nog tot in modellaag 3 of 4. Vanwege deze ontwateringssituatie kan het dat de kwel/wegzijgingsflux door de onderkant van modellaag 1 een neerwaartse flux laat zien, namelijk richting de waterloop die in modellaag 2 ligt. Om deze reden wordt ook in de analyse de kwel/wegzijgingsflux door de onderkant van modellaag 2 geanalyseerd en wordt de flux door de onderkant van modellaag 1 buiten beschouwing gelaten.

Sommige waterlopen kunnen zowel draineren als infiltreren. Hierbij wordt volgens enkele rekenregels bepaald of een waterloop ook mag infiltreren (zie MIPWA rapportage). Een waterloop die ook mag infiltreren krijgt een infiltratiefactor van 0.33, wat betekent dat de drainerende conductance van de waterloop drie keer zo groot is als de infiltrerende conductance omdat infiltratie moeilijker gaat dan drainage.

Top10-lijn waterlopen en leggerwaterlopen zijn in MIPWA als 'ISG'-package (iMOD segment) geschematiseerd. Deze zijn omgezet naar IDF bestanden op 5m resolutie en worden toegekend aan de 'RIV'-package (river). Met behulp van IDF bestanden kunnen namelijk gemakkelijker scenario's met peilwijzigingen geïmplementeerd worden. Er is gekozen voor IDF bestanden op 5 meter resolutie om ervoor te zorgen dat zo min mogelijk lijnsegmenten in dezelfde modelcel vallen.

12.2.4 Landgebruik

Het landgebruik zoals gebruikt in MIPWA 4.1.2 (gebaseerd op LGN6) wordt getoond in Figuur 12.36. In deze figuur zijn de verschillende landbouwtypes samengevoegd. Binnen de begrenzing van natuurgebied de Mieden komt voornamelijk landgebruiksklasse ‘natte natuur’ voor en op sommige locaties ‘agrarisch grasland’.

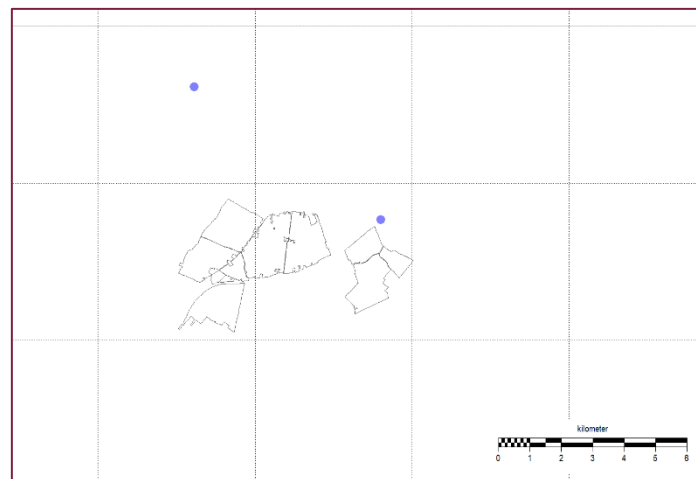


Figuur 12.36 Oranje = landbouwgrond (grasland en akkerbouw), in het natuurgebied is dat grasland. Rood = bebouwd gebied, grijs = natte natuur, lichtgroen=loofbos, donkergroen=boomteelt. Er zitten wat cellen met naaldbos in het natuurgebied

12.2.5 Onttrekkingen

In het model komen voornamelijk grondwateronttrekkingen voor industrie en landbouw voor. Er is expres voor een modeluitsnede gekozen waarbij alle drinkwaterwinningen buiten het modelgebied liggen. Dit is gedaan zodat het scenario met het stopzetten van drinkwaterwinningen volledig via de randvoorwaarden van het model geïmplementeerd kan worden. Er zijn nu alleen nog twee industriële winningen aanwezig (Figuur 12.37) die in een volume onttrekken variërend tussen de 0-500 m³/d.

De drinkwaterwinningen direct ten westen van het modelgebied (zie Figuur 12.38) liggen op ongeveer -50 - -70 mNAP en dus ver onder de potklei. De winningen verder naar het noorden liggen op ongeveer -20 mNAP en de winning richting het zuiden op -40m NAP.

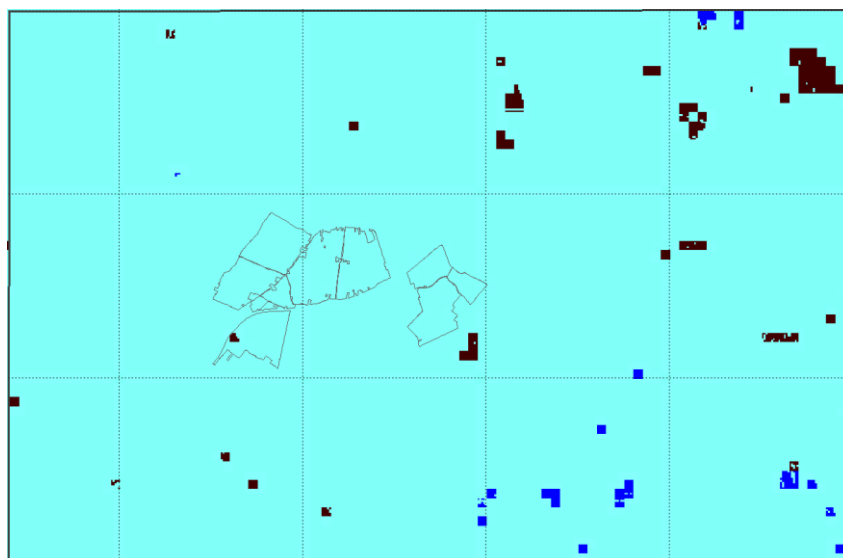


Figuur 12.37 De twee industriële winningen in het modelgebied.



Figuur 12.38 Drinkwaterwinningen in de buurt van het modelgebied

Er komt weinig beregening voor in het model, zie Figuur 12.39: er wordt alleen grondwater onttrokken (donkerblauwe vlakken) voor beregening op enkele locaties in het zuidoosten en noordoosten. De diepte van de onttrekkingen voor beregening klopte niet in MIPWA v4.1.2. Daarom is op basis van een vergelijking tussen het lagenmodel van MIPWA v3.0 en het huidige lagenmodel bepaald uit welke modellaag het grondwater voor beregening onttrokken moet worden.



Figuur 12.39 Locaties van berekening in modelgebied. Lichtblauw = geen berekening, donkerblauw = berekening uit grondwater, zwart = berekening uit oppervlaktewater.

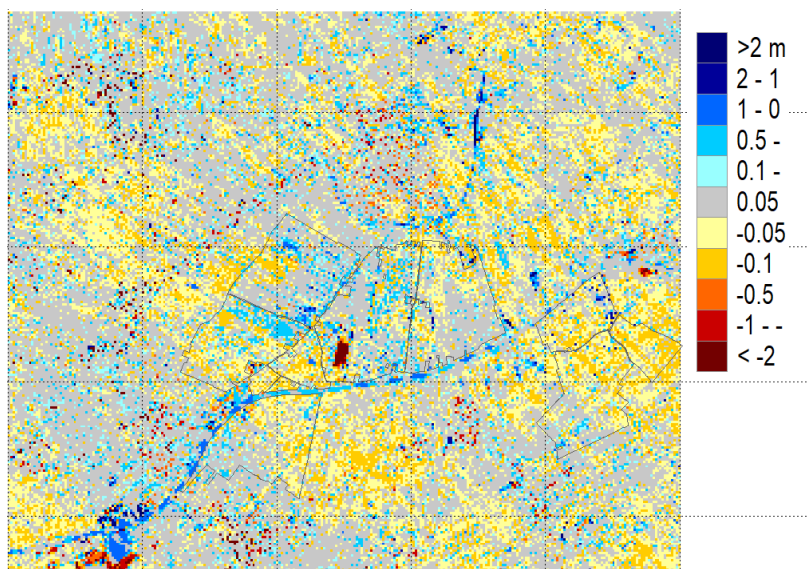
12.3 Nulsituatie

In de vorige paragraaf zijn de modelinstellingen besproken zoals deze in het standaard MIPWA model zitten. In de huidige hydrologische situatie van de Mieden zijn de laatste jaren veel aanpassingen gedaan ter bevordering van de natuur. Daarom zijn enkele wijzigingen doorgevoerd in het model om zo goed mogelijk de huidige hydrologische situatie weer te geven. Er zijn wijzigingen doorgevoerd in de ontwatering, het landgebruik en de maaiveldhoogte, welke in de volgende alinea's besproken worden. Deze huidige situatie wordt gebruikt als nulsituatie voor het toetsen van de effectiviteit van verschillende scenario's.

Voor de ontwatering zijn in de peilvakken van de Hamstermieden, Rohel en Surhuizumermieden peilverhogingen in het model doorgevoerd (zie Figuur 12.33), omdat hier recent/binnenkort hogere peilen gehanteerd worden. Daarnaast is alle buisdrainage verwijderd uit het natuurgebied. De nieuwe peilen zijn doorgevoerd in het model door peilverhoging van peilen van de greppels, sloten en waterlopen. Er is alleen een verhoging van de peilen in het model toegepast, oftewel de nieuwe peilen zijn alleen opgelegd aan waterlopen met een oorspronkelijk lager modelpeil. Daarnaast wordt de mogelijkheid tot infiltratie ook aangepast volgens vergelijkbare rekenregels die in MIPWA gehanteerd worden. De waterlopen waarvan het peil wordt opgehoogd kunnen ook infiltreren. Voor sloten waarvan het peil niet verhoogd wordt, maar de bodemhoogte lager ligt dan het peilvakpeil en het peil lager is dan 25cm boven het peilvakpeil kunnen ook infiltreren.

Het landgebruik binnen de grenzen van het natuurgebied is aangepast. Alle gebieden binnen het natuurgebied die een agrarisch landgebruik hebben, zijn aangepast naar landgebruikstype 'droge natuur' (dit is een foutieve aanpassing, dit had beter 'natte natuur' kunnen zijn). Op basis van het

natuurbeheerplan Fryslan⁴ is vastgesteld dat voor de locaties met ‘agrarisch grasland’ het landgebruik ook omgezet wordt naar ‘natte natuur’, aangezien deze locaties nu een natuurbeheertype hebben of het natuurbeheertype ‘N00.01 Nog om te vormen naar natuur’. Het maaiveld is aangepast op basis van een analyse van de verandering in maaiveldhoogte tussen AHN2 en AHN5 (situatie 2023). Uit deze analyse blijkt één gebied binnen het natuurgebied duidelijk afgegraven te zijn, op deze locatie is in voor de huidige nulsituatie in het modelmaaiveld de AHN5 toegepast.

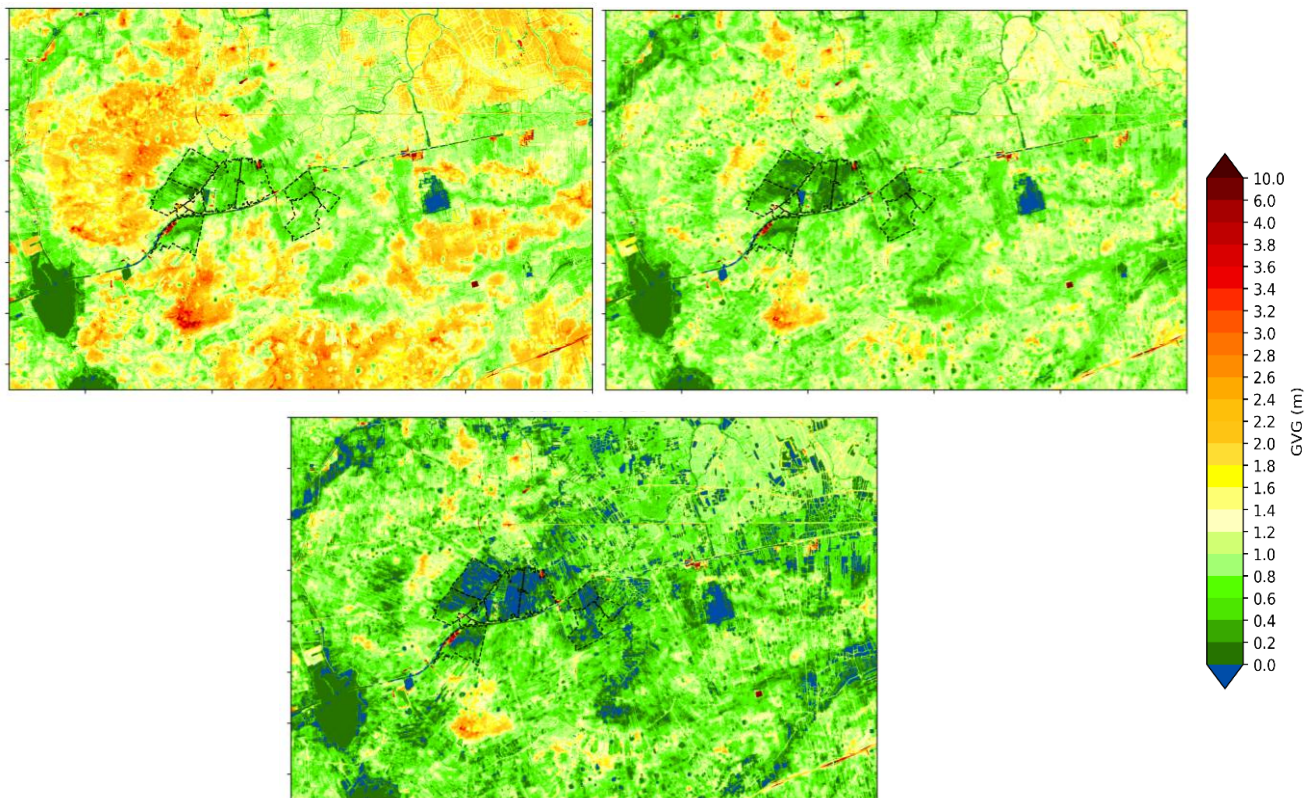


Figuur 12.40 Verschil (m) tussen maaiveldhoogte volgens AHN2 en AHN5. Negatieve waarden geven een verlaging aan van AHN2 naar AHN5. Het model maaiveld is alleen gewijzigd op de locatie in de Mieden waar een duidelijke afgraving heeft plaatsgevonden (2 m verlaging, in midden van figuur).

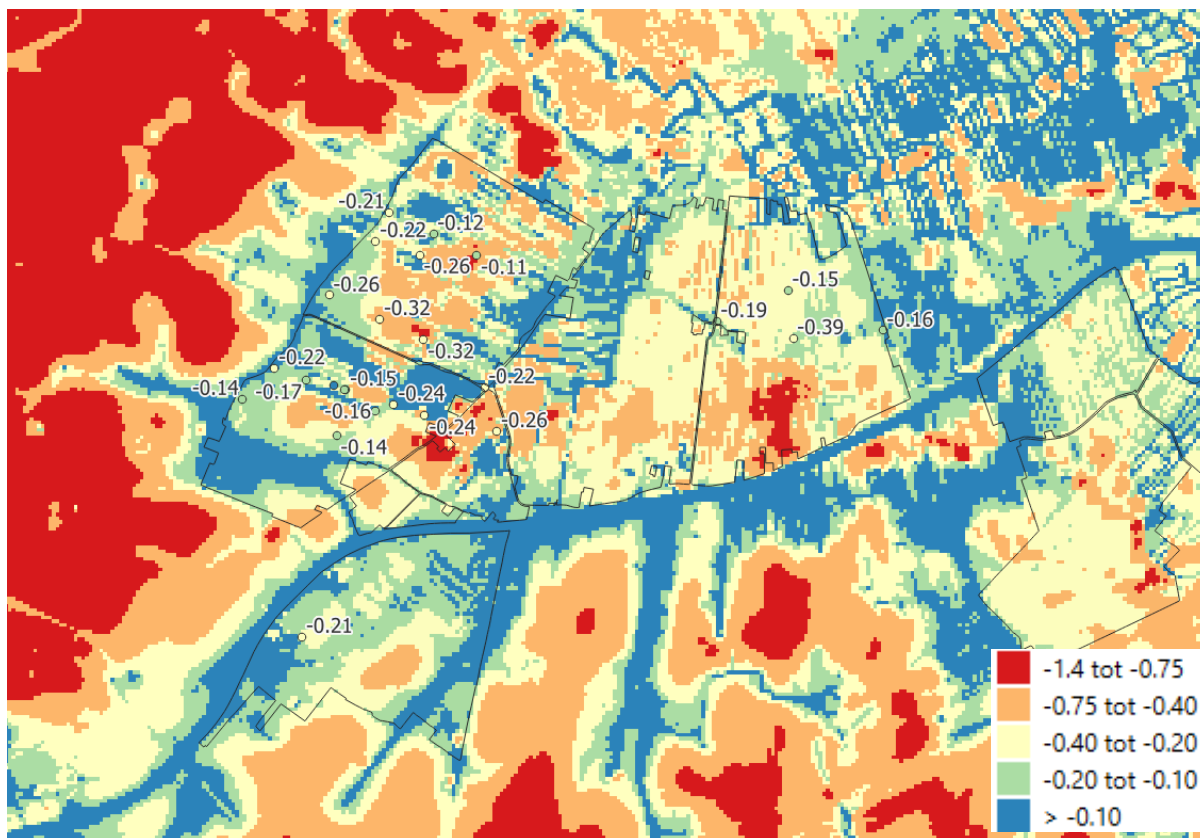
12.3.1 Modelresultaten nulsituatie

In Figuur 12.41 worden de GxG van de huidige hydrologische situatie die in het model gehanteerd wordt getoond. Te zien is dat de GHG in veel delen van het natuurgebied tot aan het maaiveld komt en ook de GVG is voor een groot deel van het natuurgebied kleiner dan 20cm-mv. In de zomer zakt de grondwaterstand wel ver weg, met in de Twijzelermieden en Surhuizumermieden een GLG die tot dieper 100cm-mv gaat. Het uitzakken van de model-GLG varieert wel per locatie, wat ook duidelijk wordt uit de verschillen in grondwaterdynamiek in het natuurgebied (Figuur 12.42). Je ziet dat naar het midden van het perceel de dynamiek groter wordt (en richting de hoofdwaterlopen kleiner). Deze dynamiek is onrealistisch hoog. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de ontwatering in het model te groot is, waarbij de grote waterlopen een te grote invloed hebben. Het grondwater in het midden van het perceel wordt te snel afgevoerd waardoor de grondwaterstand te snel daalt en de GLG te laag wordt.

⁴ <https://fryslan.maps.arcgis.com/home/webmap/viewer.html?webmap=a45409072f524fac8f31fb8ca613db6e>

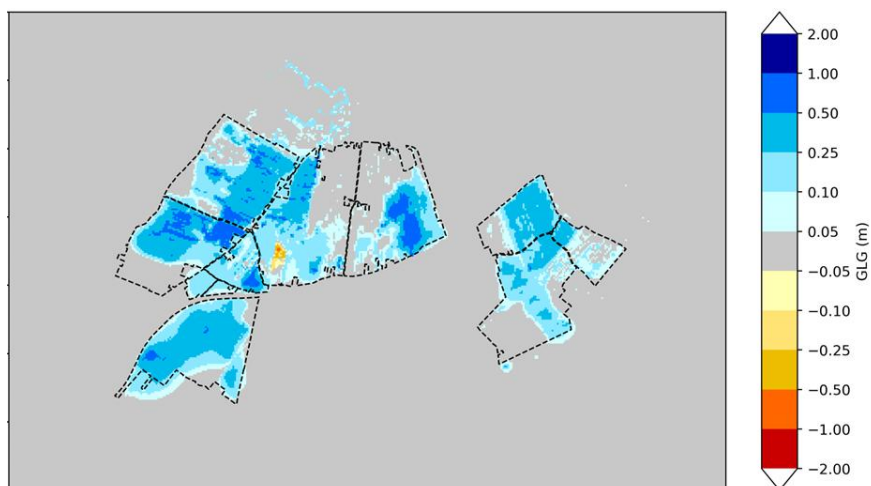


Figuur 12.41 Gemodelleerde GLG (linksboven), GVG (rechtsboven) en GHG (onder) in de periode 2010-2017 (m-mv) volgens de meest recente hydrologische situatie.



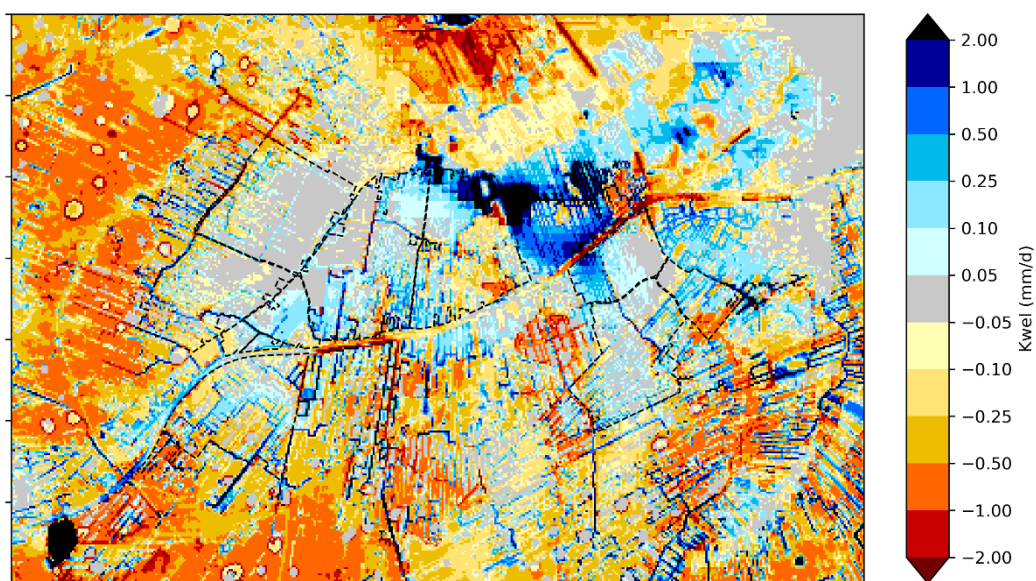
Figuur 12.42 Dynamiek van het grondwatermodel (verschil tussen GVG en GLG, in meters) volgens de meest recente hydrologische situatie. De punten met een label geven de dynamiek volgens de grondwaterstandmetingen weer (in meters).

Het effect op de GLG van de aanpassingen in de lokale waterhuishouding die zo veel mogelijk aansluit op de huidige situatie wordt getoond in Figuur 12.43. Deze aanpassingen leiden tot een grote verhoging van de GLG, in het grootste deel van het natuurgebied is dit een verhoging van meer dan 10cm en op sommige locaties zelfs meer dan 50cm.

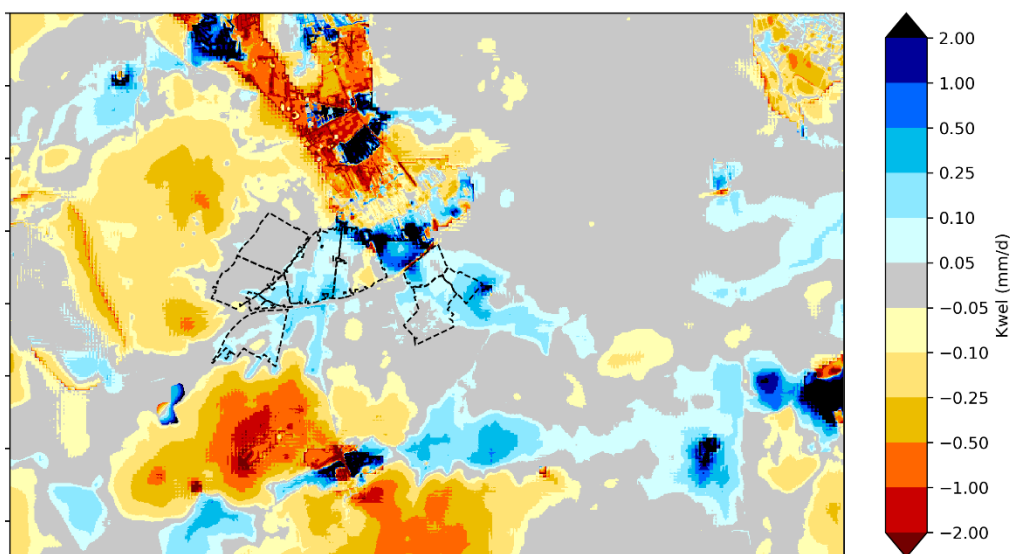


Figuur 12.43 Verschil tussen gemodelleerde GLG in het oorspronkelijke MIPWA model en het model met de meest actuele hydrologische situatie ('situation 2024').

De jaarrond gemiddelde kwel/wegzijgingsflux wordt getoond in Figuur 12.44. Dit zijn de fluxen door de onderkant van modellaag 2. Er is voor modellaag 2 gekozen omdat veel waterlopen aangrijpen op deze modellaag. De jaarrond gemiddelde flux is zeer laag in grote delen van het modelgebied (kleiner dan 0.05 mm/d). Net buiten het natuurgebied (ten oosten van polder Rohel uit het natuurgebied) komt een gebied met hoge kwelfluxen voor. Dit wordt veroorzaakt doordat de Peelo potklei op deze locatie niet aanwezig is in het grondwatermodel, waardoor een sterke opwaartse stroming op deze locatie ontstaat. In Figuur 12.45 is de flux door de onderkant van modellaag 4 weergegeven. De onderkant van deze modellaag is de potklei. Op de locaties waar de potklei dun of niet aanwezig is, treden grotere fluxen op. De flux door modellaag 4 geeft ook de regionale kwel weer, met grofweg een neerwaartse flux in de infiltratiegebieden ten westen en zuiden van het natuurgebied en een opwaartse flux in de lager gelegen gebieden.

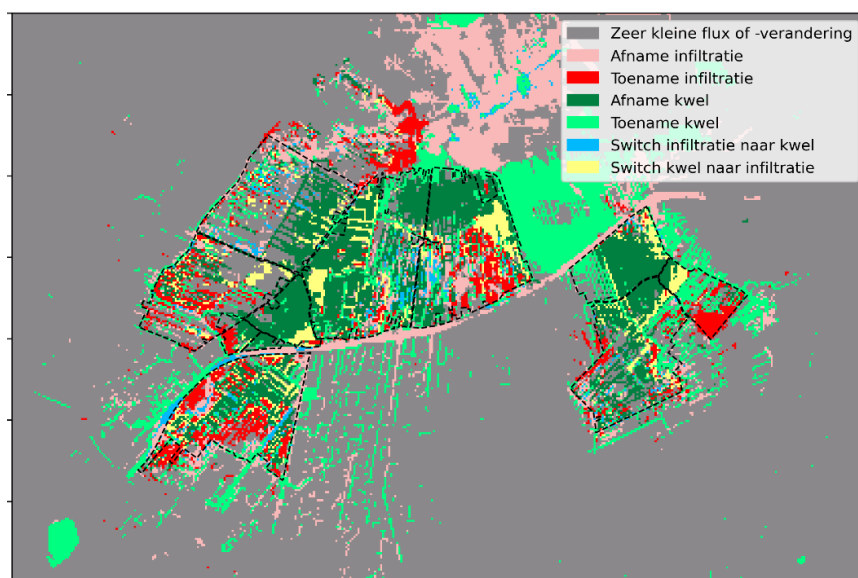


Figuur 12.44 Kwel/wegzijgingsflux (mm/d) (jaarrond gemiddeld, 2000-2017). Blauwe kleuren geven een kwelflux weer, geel/rode kleuren een wegzijgingsflux. De figuur is ingezoomd op het natuurgebied (aangegeven met zwarte stippellijn)

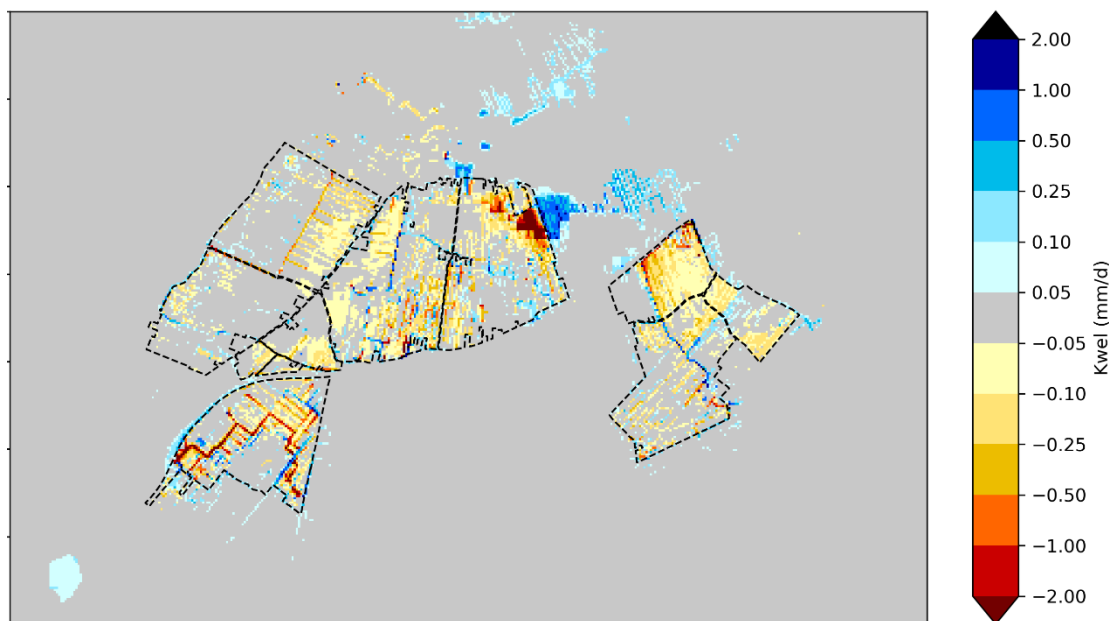


Figuur 12.45 Flux door de onderkant van modellaag 4 (mm/d) (jaarrond gemiddeld, 2000-2017). Blauwe kleuren geven een opwaartse flux weer, geel/rode kleuren een neerwaartse flux. De figuur is ingezoomd op het natuurgebied (aangegeven met zwarte stippellijn)

Het effect van de aanpassingen in de lokale waterhuishouding die zo veel mogelijk aansluit op de huidige situatie op de flux door de onderkant van modellaag 2 wordt getoond in Figuur 12.46 en Figuur 12.47. Door de peilverhogingen en de daarmee gepaard gaande stijging in de grondwaterstanden, neemt de kwelflux in veel delen van het natuurgebied af. Ook neemt het gebied in omvang toe waarin jaarrond gemiddeld netto een wegzijgingsflux plaatsvindt.



Figuur 12.46 Verandering in flux door de onderkant van modellaag 2 in het model met de meest actuele hydrologische situatie ten opzichte van het oorspronkelijke MIPWA model

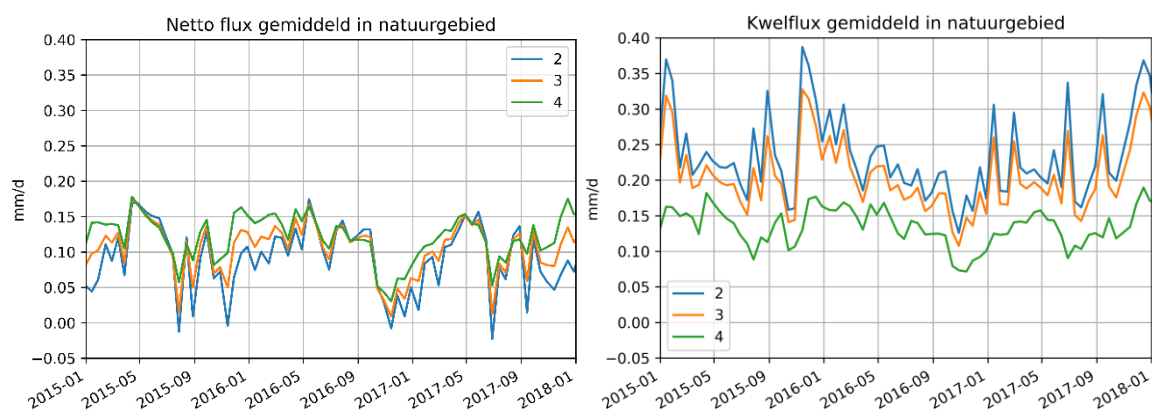


Figuur 12.47 Verandering in jaarrond gemiddelde kwelflux (mm/d) door de onderkant van modellaag 2 in het model met de meest actuele hydrologische situatie ten opzichte van het oorspronkelijke MIPWA model. Hierbij zijn alleen de jaarrond gemiddelde kwelfluxen vergeleken, waarbij een wegzijgingsflux als een kwelflux van 0 mm/d geldt.

12.3.2 Analyse herkomst water

Om op een simpele manier vast te stellen wat de herkomst is van het water dat in het natuurgebied terecht komt, is een analyse gedaan op de modelfluxen door de onderkant van de bovenste modellagen. Hierbij is modellaag 1 achterwege gelaten, omdat deze modellaag veelal een heel dunne laag is en veel waterlopen aangrijpen op een diepere modellaag. Figuur 12.48 toont zowel de gemiddelde nettoflux, waarbij zowel een neerwaartse als opwaartse flux wordt meegerekend, en de gemiddelde kwelflux (opwaartse flux), waarbij een neerwaartse flux wordt meegerekend als een kwelflux van 0 mm/d. Beide figuren laten een vergelijkbare opwaartse flux door de onderkant van modellaag 4 (dus door de potklei) zien. Dat geeft aan dat de flux door de potklei ter hoogte van het natuurgebied voornamelijk een opwaarts gerichte flux is. Voor modellaag 2 en 3 zit er wel een groot verschil in de netto flux en de kwelflux/opwaartse flux. Dat geeft aan dat er naast een opwaartse kwelflux ook een grote neerwaartse flux is.

Bij de afzonderlijke kwelflux/opwaartse flux (rechter figuur) valt op dat de flux toeneemt van modellaag 4 naar modellaag 2. Dat betekent dat er ook lokale grondwaterstroming is die zorgt voor de totale opwaartse flux in het natuurgebied. Dit is gedeeltelijk afkomstig uit zeer lokale stroombanen, er is immers te zien dat er ook binnen het natuurgebied een grote neerwaartse gerichte flux is (welke voor het verschil tussen beide figuren zorgt).



Figuur 12.48 Gemiddelde fluxen in het gehele natuurgebied voor de laatste drie modeljaren door de onderkant van modellaag 2 t/m 4. Een positieve waarde betekent een opwaartse (kwel)flux. Links: netto flux (zowel een opwaartse als neerwaartse flux). Rechts: kwelflux (wegzijing is meegenomen als kwelflux van 0 mm/d)

12.4 Modelinstellingen hydrologische herstelmaatregelen

In de modelscenario's zijn verschillende aanpassingen gedaan aan de nulsituatie om systematisch meer inzicht te krijgen in de hydrologische effecten van verschillende hydrologische herstelmaatregelen. Een overzicht van alle scenario's staat in Tabel 12-2. De scenario's verschillen in welke maatregelen zijn genomen en waar de maatregelen zijn toegepast. De belangrijkste uitgangspunten zijn hieronder opgesomd. In de paragrafen die volgen is per maatregel beschreven hoe de modelinvoer is aangepast.

- Zoals beschreven in hoofdstuk 2 en toegepast in de Dommelbeemden en Buurserzand, zijn de maatregelen gericht op aanpassingen in onttrekkingen voor drinkwater en industrie (scenario 2), beregening (scenario 3), landgebruik (scenario 4), en de ontwatering (scenario's 5, 6, 7). De bijbehorende individuele maatregelen staan in de kolommen Tabel 12-2.
- De maatregelen zijn toegepast in het hele gebied buiten het natuurgebied. Scenario's 6 en 7 zijn ook gedraaid met aanpassingen voor verschillende afstanden, bufferzones, van 250, 500 en 1000 meter rondom het natuurgebied.
- De maatregelen en toepassingsgebieden zijn ook gecombineerd toegepast (scenario 1). Door een combinatie van alle herstelmaatregelen toe te passen, kan bepaald worden wat de 'maximaal haalbare vernatting is'.

Tabel 12-2 Modelscenario's. De scenario's zijn voor ieder scenario toegepast in het gehele gebied buiten het natuurgebied, indien er een bufferzone-afstand vermeld staat is er een apart scenario met maatregelen binnen die bufferzone gedraaid.

	Scenario naam	Maatregelen buiten natuurgebied								Bufferzones (m)
		Ontwaterings-basis primair & secundair	Boezem-waterlopen	Sloten	Greppels	Buis-drainage	Winningen (drinkwater & industrie)	Berekening	Land-gebruik	
1	Maximaal	0.3m-mv	Ongewijzigd	gedempt	gedempt	weg	uit	uit	100 mm/j minder verdamping	
2	Winningen						uit			
3	Berekening							uit		
4	Landgebruik								100 mm/j minder verdamping	
5	Ontwatering max	0.3m-mv	Ongewijzigd	gedempt	gedempt	weg				
6	Ontwatering 0.3	0.3m-mv	Ongewijzigd	0.3m-mv	0.3m-mv	weg				250, 500, 1000
7	Ontwatering 0.5	0.5m-mv	Ongewijzigd	0.5m-mv	0.5m-mv	weg				250, 500, 1000

12.4.1 Ontwateringsbasis: primaire en secundaire waterlopen en sloten

In deze maatregel is de ontwateringsbasis van de primaire en secundaire waterlopen verhoogd tot 0,3 of 0.5 m-mv. Boezemwaterlopen (met een peil van 0.52 mNAP, o.a. Knillesdijp & Twizelerfeart) worden niet aangepast, aangezien deze waterlopen geen groot drainerend effect hebben en het onrealistisch wordt geacht dat deze peilen worden aangepast. Sloten en greppels kunnen worden opgehoogd tot 0,3 of 0.5 m-mv of worden gedempt (verwijderd uit het model). Doordat veel sloten in het modelgebied ook kunnen infiltreren, zal bij het dempen van sloten ook een grondwaterstandsaling veroorzaakt kunnen worden omdat er dan geen water meer infiltreert. Een watergang die al een ondiepere ontwateringsdiepte heeft, wordt niet aangepast. De ophoging van de ontwateringsbasis t.o.v. maaiveld zorgt ervoor dat een sloot een variërend peil krijgt, omdat de maaiveldhoogte per cel verschilt. Dit is geen realistische voorstelling van de werkelijkheid, maar voor een verkennende studie zoals deze is dat voldoende. Net als bij de Dommelbeemden zijn sloten die op de rand van het natuurgebied liggen ook meegenomen bij toepassing van de maatregelen.

12.4.2 Woningen drinkwater & industrie

Met deze maatregel wordt het effect bepaald van het volledig stopzetten van alle drinkwater- en industriële winningen. Over het algemeen hebben deze diepe winningen over een grote afstand effect op de grondwaterstanden. Winningen op een grotere afstand dan het modelgebied zullen daarom mogelijk invloed hebben op het natuurgebied. Daarom is er voor gekozen om het effect van de winningen met behulp van een groter model te bepalen. Dit grote model is ongeveer 65x75 km en is gedraaid met een modelresolutie van 100x100 m (een fijnere resolutie op deze schaal is niet mogelijk in verband met rekentijden en benodigde computergeheugen voor de berekening). De gemodelleerde grondwaterstanden van dit grote model zijn toegepast als tweewekelijkse variërende randvoorwaarde op het kleine model met een resolutie van 25m. Omdat de effecten via de randvoorwaarden van het model worden toegepast, is het belangrijk dat er geen grote winningen meer aanwezig zijn in het kleine model. Als dat namelijk wel zo is, dan zal het effect van een winning dubbel meegerekend worden. Daarom is een modeluitsnede gekozen waarbij alle drinkwaterwinningen buiten het kleine model liggen. Wel zijn er nog industriële onttrekkingen aanwezig in het kleine model. Het effect van het stopzetten van deze winningen wordt daarom wel dubbel meegeteld, maar aangezien deze onttrekkingen aanzienlijk kleiner zijn dan de drinkwaterwinningen is dit effect waarschijnlijk relatief klein.

Bij het stopzetten van winningen is de verwachting dat het meerdere jaren duurt voordat het maximale effect bereikt wordt. Daarom wordt dit model langer ingespeeld, namelijk vanaf 2000. De winningen zijn dan al 10 jaar gestopt voorafgaand aan de analyseperiode van het model (2010-2017).

12.4.3 Landgebruik

Met deze maatregel wordt het effect bepaald van een aanpassing van het landgebruik waarbij 100mm/jaar minder verdampt. Dit is vergelijkbaar met de vermindering in verdamping die voor hetzelfde scenario in de Dommelbeemden gehanteerd is. Daarbij geldt dat het landgebruik rondom de Mieden voornamelijk grasland is en volgens Witte et al. (2019) is de afname in verdamping tussen 1950 en 2010 93 mm/jaar (dat onderzoek richtte zich op Noord-Brabant, maar er wordt aangenomen dat een vergelijkbaar proces op de rest van de zandgronden plaatsvond).

De gemiddelde actuele verdamping in het modelgebied buiten natuurgebied de Mieden (en buiten het stedelijk gebied) is 519 mm/jaar en moet dus met 19% afnemen om tot een afname van 100 mm/jaar te komen. Er was geen modeluitvoer beschikbaar van de actuele verdamping in het MIPWA model, daarom is de actuele verdamping volgens het Landelijk Hydrologisch Model (LHM 4.3 periode 2011-2018) (gedownload via <https://data.nhi.nu>) gebruikt.

Dit is geïmplementeerd door in MetaSWAP voor alle landbouw landgebruikstypes (1-gras, 2-mais, 3-aardappelen, 4-bieten, 5-granen, 6-overig landbouw, 7-boomteelt, 8-glastuinbouw, 10-bollen) de vegetatiefactor gedurende het hele jaar met 19% te verlagen. Hierdoor wordt de potentiële verdamping verlaagd. Dit betekent nog niet dat de actuele verdamping daadwerkelijk met 19% daalt. In tijden van vochttekort, waarbij de actuele verdamping lager is dan de potentiële verdamping, kan een afname van de gewasfactor er ook voor zorgen dat voor een langere periode de verdamping op het niveau van de potentiële verdamping kan blijven. Aangezien deze aanpassing direct voor alle locaties met hetzelfde landgebruikstype wordt toegepast, kan deze aanpassing alleen gedaan worden voor het gehele modelgebied.

12.5 Gevoeligheidsanalyses

Er zijn enkele gevoeligheidsanalyses gedaan om beter te kunnen inschatten wat de consequenties van de afwijkende actuele modelsituatie heeft op de berekening van effecten van de maatregelen. Er zijn twee analyses uitgevoerd, waarbij de volgende wijzingen zijn gedaan met het model van scenario 6 (ontwateringsbasis op 0.3 m-mv).

- Aangepaste weerstand Peelo-klei. De Peelo-klei zit verwerkt als verticale doorlatendheid in modellaag 4, welke op veel locaties zeer laag is. Als gevoeligheidsanalyse wordt de verticale doorlatendheid van deze laag verhoogd met een factor 10. Voor andere gebieden is bekend dat de Peelo-klei in werkelijk veel minder wijdverbreid voorkomt dan in REGIS II v2.2 wordt aangenomen, zoals bijvoorbeeld is vastgesteld met behulp van elektromagnetische helikoptermetingen van het Drentse Aa gebied (TNO, 2020). Een verlaging van de weerstand met een factor 10 is ook toegepast in een modelstudie met Simgro voor het Drentsche Aa gebied (Querner & Sweco, 2021). In deze studie is de verlaging van de weerstand niet toegekend aan gebieden met een weerstand > 20.000 dagen (dikke potklei schollen waarvan is

aangenomen dat in REGIS II v2.2 de weerstand wel goed wordt ingeschat), maar dit onderscheid is in de gevoeligheidsanalyse van het dit project niet gehanteerd.

- Verlaagde doorlatendheid (Kh) in modellaag 1 t/m 3. De doorlatendheid van deze modellagen is in het grootste deel van het modelgebied tussen de 5 en 7 m/d. Als gevoeligheidsanalyse wordt de doorlatendheid verlaagd met een factor 10 van de oorspronkelijke doorlatendheid.

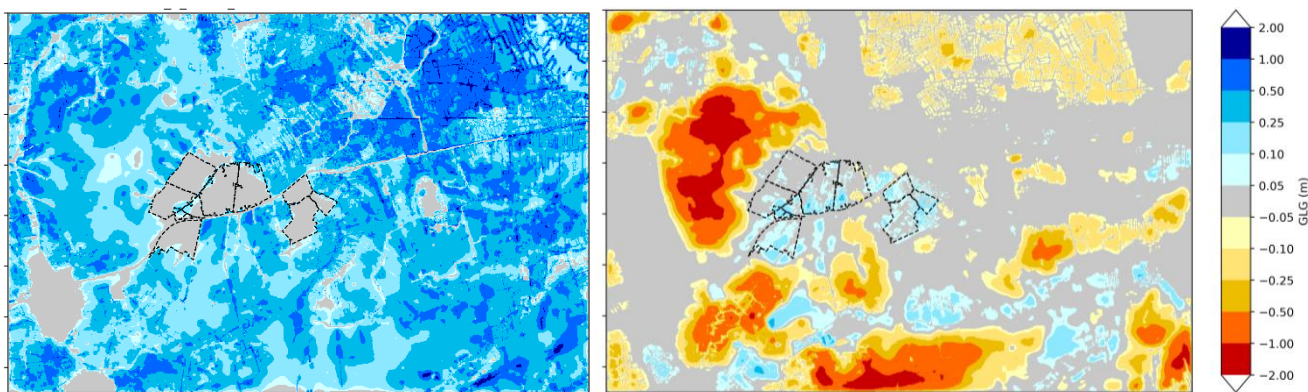
Tabel 12-3 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux ten opzichte van de nulsituatie, gemiddeld in het gehele natuurgebied. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de nulsituatie weer, de rijen daaronder is de verandering per scenario.

	Scenario naam	GLG (m - mv)	GVG (m - mv)	Kwel (mm/d)
	Nulsituatie	0.70	0.44	0.22
6	Ontwatering 0.3	0.02	0.02	0.15
6	Scenario 6 + Verlaagde weerstand Peelo potklei	0.07	0.06	0.71
6	Scenario 6 + Verlaagde horizontale doorlatendheid	0.02	0.05	0.17

Verlaagde weerstand Peelo potklei

Het verlagen van de weerstand van de Peelo potklei, oftewel een verhoging met een factor 10 van de verticale doorlatendheid van modellaag 4, heeft een groot effect. Het effect van een verhoging van de ontwateringsbasis tot 0.3 m-mv buiten het natuurgebied op de grondwaterstand en kwelflux in het natuurgebied is in dit scenario veel groter dan hetzelfde scenario maar met een ongewijzigde potkleiweerstand (vergelijk links en rechts in Figuur 12.49). In het natuurgebied komen er hogere grondwaterstanden voor bij een verlaagde potkleiweerstand, terwijl in de hogere infiltratiegebieden juist een afname in de grondwaterstanden te zien is (Figuur 12.49 rechts). De kwelflux in het natuurgebied neemt ook sterk toe. In Tabel 12-3 is het gemiddelde effect in het hele natuurgebied samengevat. Het effect op de GLG van deze maatregel bij een verlaagde weerstand van de potklei is in het hele natuurgebied gemiddeld 11 cm, terwijl het effect bij de originele potklei 6 cm was. Dat betekent dat er gemiddeld gezien een 5 cm groter effect is op de GLG wanneer de potklei een lagere weerstand heeft. Bij de GVG en GHG is dit verschil kleiner, respectievelijk 3 en 2 cm extra stijging. De kwelflux neemt ook sterk toe, namelijk met 0.57 mm/d, oftewel van een gemiddelde kwelflux van 0.36 mm/d naar een gemiddelde kwelflux van 0.93 mm/d bij een lagere potklei weerstand.

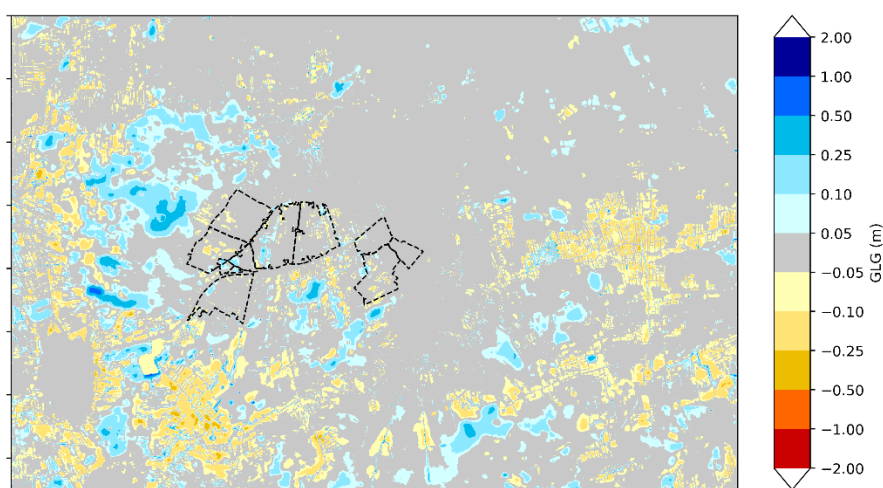
Het effect op de grondwaterstand is dus bijna twee keer zo groot bij een aangepaste potklei weerstand en het effect op de kwel is zelfs vijf keer zo groot. Dit laat zien dat het juist inschatten van de weerstand van de potklei erg belangrijk is voor de modellering van de mogelijke effecten op de grondwaterstand en kwelflux in het natuurgebied van maatregelen buiten het natuurgebied.



Figuur 12.49 Verandering van de GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie als gevolg van het verhogen van de ontwateringsbasis naar 0.3 m-mv buiten het natuurgebied (scenario 6) met een ongewijzigde potklei weerstand (links) en een 10 keer verhoogde weerstand (rechts).

Verlaagde horizontale doorlatendheid

Het verlagen van de horizontale doorlatendheid zorgt ervoor dat de invloed van waterlopen op de grondwaterstand vermindert. De GVG stijgt op de meeste plekken, maar bij de GLG treed er zowel vernatting als verdroging op, ook binnen het natuurgebied (zie Figuur 12.50). Gemiddeld voor het hele natuurgebied blijft de GLG gelijk ten opzichte van de situatie zonder verlaagde horizontale doorlatendheid (zie Tabel 12-3). De lokale daling van de GLG wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat het effect van infiltratie vanuit waterlopen minder ver reikt dan in de originele situatie met een hogere horizontale doorlatendheid. De kwelflux neemt over een groot deel van het natuurgebied iets verder toe, lokaal neemt de kwelflux ook af. Gemiddeld over het hele natuurgebied gezien heeft het aanpassen van de horizontale doorlatendheid geen grote invloed op de inschatting van de effecten van deze maatregel.



Figuur 12.50 Verandering van de GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie als gevolg van het verhogen van de ontwateringsbasis naar 0.3 m-mv buiten het natuurgebied (scenario 6) met een 10 keer verlaagde horizontale weerstand in modellagen 1 t/m 3.

12.6 Modelresultaten scenario's hydrologische herstelmaatregelen

In deze paragraaf worden de resultaten van de modelscenario's getoond. Om de resultaten snel met elkaar te vergelijken worden eerst de gemiddelde effecten op de grondwaterstanden en kwel getoond in een tabel. Hierbij wordt gemiddeld voor het hele natuurgebied (NNN De Mieden).

12.6.1 Gemiddelde effecten op de grondwaterstanden en kwel

De modelresultaten van de scenario's zijn ter vergelijking samengevat in Tabel 12-4. De waarden in de tabellen zijn gebaseerd op de gemiddelde verandering in kwelflux en grondwaterstand in het hele natuurgebied (NNN de Mieden). Voor de overzichtelijkheid zijn in deze tabel alleen de belangrijkste scenario's getoond waarbij geen toepassing in bufferzones is meegenomen. In Figuur 12.51 is in boxplots voor alle scenario's aangegeven hoe de spreiding van de verandering in GLG in het natuurgebied is, zowel voor modellaag 1 (freatisch) als modellaag 5 (onder de Peelo potklei). Dit geeft een indicatie van de ruimtelijke variatie in verandering en het laat zien dat hoe groter het gemiddelde effect is, hoe groter de spreiding in effect is.

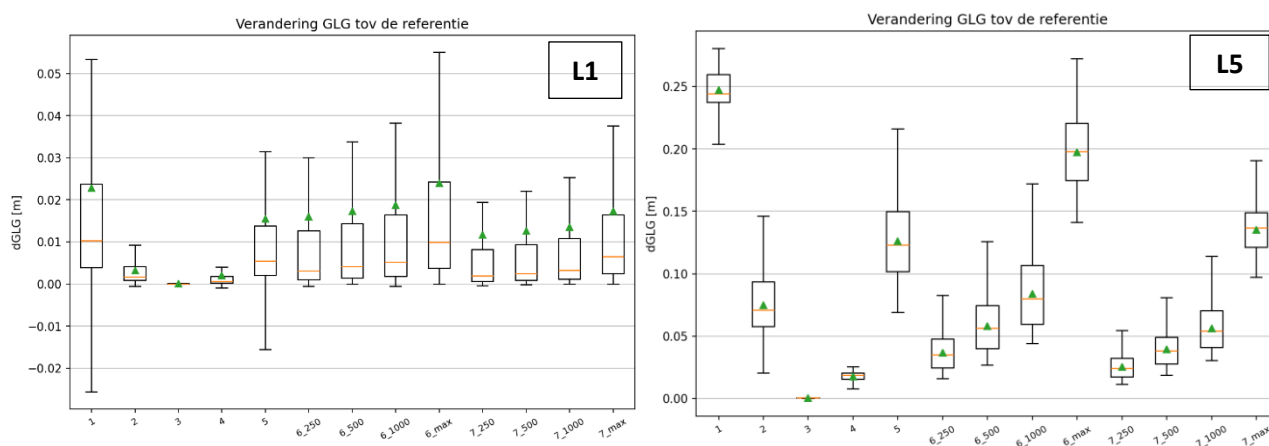
Tabel 12-4 Veranderingen in gemiddelde GLG, GVG en kwelflux ten opzichte van de referentie gemiddeld in het gehele natuurgebied. De bovenste rij geeft de absolute waarden in de referentiesituatie weer, de rijen daaronder is de verandering per scenario ten opzichte van de referentiesituatie. Een positieve waarde bij de GLG en GVG betekent een verlaging van de GxG, oftewel een grondwaterstandstijging.

	Scenario naam	GLG (m - mv)	GVG (m - mv)	Kwel (mm/d)
	Nulsituatie	0.70	0.44	0.22
1	Maximaal vernatten	0.02	0.02	0.20
2	Winningen	0	0	0.02
3	Beregening	0	0	0
4	Landgebruik	0.00	0.00	0.01
5	Ontwatering max	0.01	0.02	0.16
6	Ontwatering 0.3	0.02	0.02	0.15
7	Ontwatering 0.5	0.01	0.01	0.10

De resultaten laten zien dat de effecten van de verschillende maatregelen op de grondwaterstand en de kwelflux vrij laag zijn. In de boxplots (Figuur 12.51) is wel duidelijk te zien dat de effecten op het watervoerend pakket onder de Peelo potklei groter zijn. De grootste effecten (buiten het maximaal vernatten scenario) op de GLG, GVG en kwelflux treden op bij een grote aanpassing van de ontwatering, namelijk in scenario 5 en scenario 6, met een gemiddelde stijging van de GLG van 1-2 cm en een gemiddelde stijging van de jaarronde kwelflux van 15-16 mm/d. Het effect van scenario 5 (aanpassing ontwatering maximaal) is kleiner dan scenario 6 (aanpassing ontwatering naar 0.3m-mv). Dit wordt veroorzaakt doordat het dempen van sloten in scenario 5 ook zorgt voor een vermindering

van infiltratie vanuit sloten. De kleine effecten van alle scenario's op de grondwaterstand zijn te verklaren doordat het gebied een sterke ontwatering kent, waarbij de grondwaterstand dus sterk beïnvloed wordt door het gehanteerde oppervlaktewaterpeil en die een sterke stijging van de grondwaterstand verhindert. Ook is er in de winter nog maar weinig effect mogelijk, omdat de grondwaterstanden dan al dichtbij het maaiveld staan en ook de GVG is op veel plekken kleiner dan 20 cm-mv.

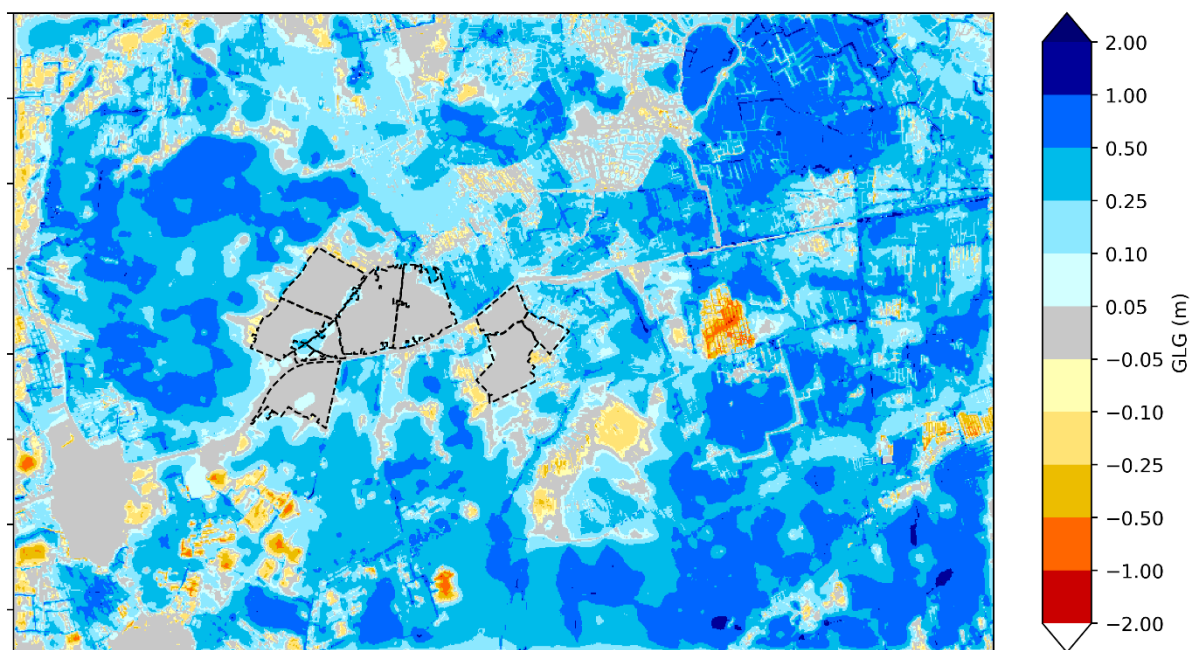
Zoals in de volgende paragraaf getoond zal worden, treedt de stijging van GxG en kwel voornamelijk op aan de rand van het natuurgebied. Het stopzetten van winningen heeft minimaal effect op het natuurgebied, omdat de winningen grondwater onttrekken onder de potklei. Ook de kwelflux wordt weinig beïnvloed, en neemt alleen toe op de locaties waar de potkleiweerstand laag is. Het stopzetten van beregening uit grondwater heeft nagenoeg geen effect, omdat er in de huidige situatie al weinig grondwater onttrokken wordt voor beregening en veel van deze onttrekkingen daarnaast ook grondwater van onder de potkleilaag onttrekken.



Figuur 12.51 Boxplots met veranderingen in GLG van modellaag 1 (links) en modellaag 5 (rechts) (m) ten opzichte van de referentie in het hele natuurgebied. De blokken geven de 25-75 percentiel aan, waarbij het oranje streepje de mediaan aangeeft en het groene driehoekje het gemiddelde. De 'whiskers' geven de 5-95 percentiel aan.

12.6.2 Scenario maximaal vernatten

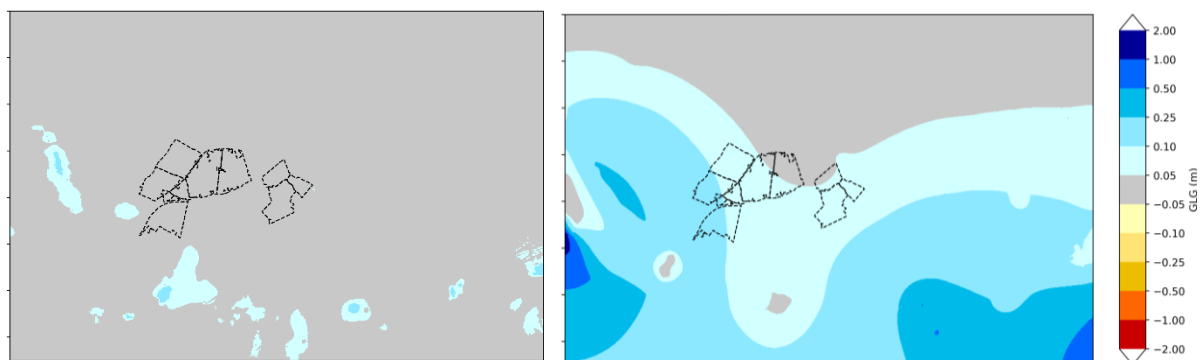
Binnen het maximale scenario zijn alle externe maatregelen (van scenario's 2, 3, 4 en 5) gezamenlijk toegepast, dus zijn de winningen voor drinkwater en beregening stopgezet, treedt er minder verdamping op en is de ontwatering maximaal aangepast (ontwateringsbasis op 0.3 m-mv en sloten en greppels gedempt). Ondanks deze grote set aan maatregelen stijgt de GLG en GVG in dit scenario nauwelijks, namelijk ongeveer 2 cm (zie Figuur 12.52). De grondwaterstandstijging is iets groter of gelijk aan het opgetelde effect van de afzonderlijke scenario's. De kwelflux stijgt gemiddeld met 0.2 mm/d, dit is de hoogste stijging van alle doorgerekende scenario's en bijna een verdubbeling van de jaarrond gemiddelde kwel in de referentiesituatie. Deze stijging is ook ongeveer gelijk aan het opgetelde effect van de afzonderlijke maatregelen.



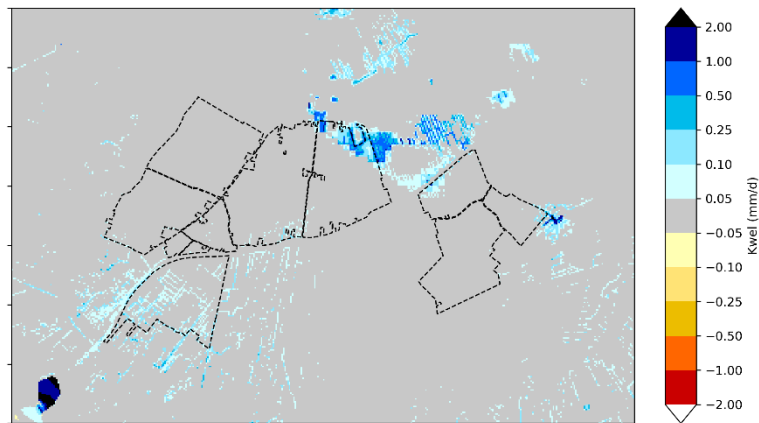
Figuur 12.52 Verandering van de GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie als gevolg van het toepassen van alle maatregelen buiten het natuurgebied (scenario 1).

12.6.3 Effect van stopzetten winningen

Zoals eerder aangegeven, is het effect van het stopzetten van de drinkwaterwinningen in het modelgebied erg laag. Dit komt omdat de drinkwaterwinningen onder de potklei grondwater onttrekken. In Figuur 12.53 wordt het effect op de GLG in modellaag 1 en modellaag 5 (onder de potklei) getoond. Hieruit wordt duidelijk dat het stopzetten van de winningen lokaal voor een stijging van de stijghoogte zorgt van maximaal 1m, en ter hoogte van het natuurgebied stijgt de stijghoogte (onder de potklei) met ongeveer 5-15 cm. De kwelflux stijgt vrijwel niet in het natuurgebied, vanwege de hoge weerstand van de potklei. Er is alleen een stijging in de kwelflux te zien waar de potkleiweerstand laag is.



Figuur 12.53 Effect van stopzetten grondwaterwinningen op de GLG in modellaag 1 (links) en modellaag 5 (rechts). Modellaag 5 is de modellaag onder de potklei.



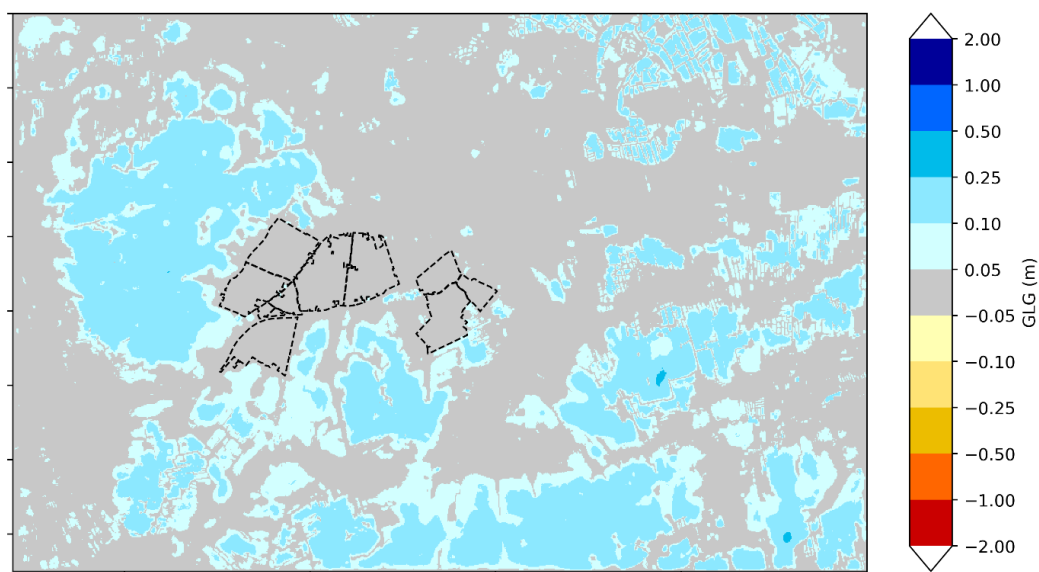
Figuur 12.54 Stijging van de kwelflux door het stopzetten van de winningen.

12.6.4 Effect van beregening uitzetten

Het stopzetten van de beregeningsonttrekkingen in het modelgebied heeft nagenoeg geen effect op de GxG en kwel. De locaties voor beregening vanuit grondwater zijn immers beperkt (zie Figuur 12.39) en er wordt grotendeels van onder de Peelo potkleilaag onttrokken.

12.6.5 Effect van landgebruik aanpassen

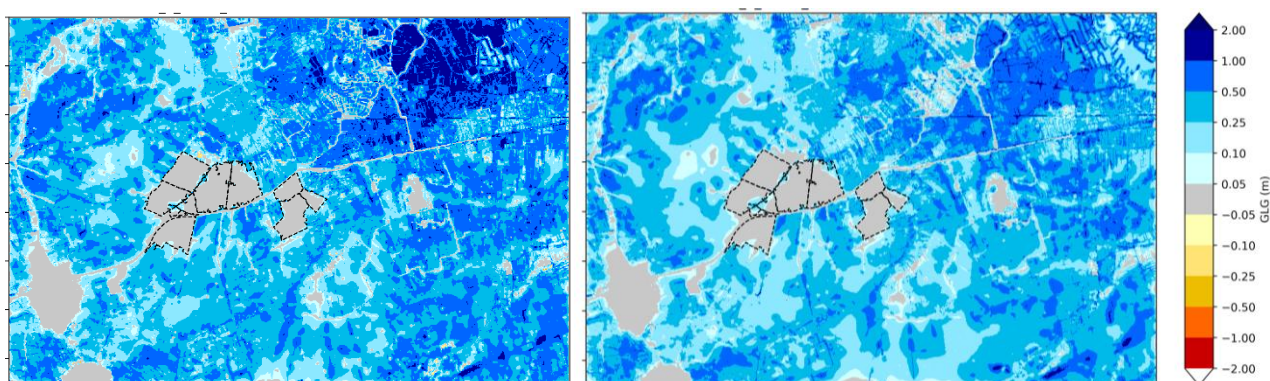
Figuur 12.55 laat het effect op de GLG zien wanneer de potentiële verdamping wordt verlaagd door de vegetatiefactor met 19% te verlagen (met als doel de actuele verdamping met ongeveer 100 mm/jaar te verlagen). De grootste verandering vindt plaats in de hoger gelegen infiltratiegebieden waar de grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld dieper liggen. De infiltratie neemt daar dan ook licht toe. Door een toename van de freatische grondwaterstanden en niet de stijghoogte, neemt de kwelflux buiten het gebied dan ook iets af (tot 0.1 mm/dag). In het natuurgebied is echter nauwelijks verandering te zien wat betreft grondwaterstanden en kwelflux.



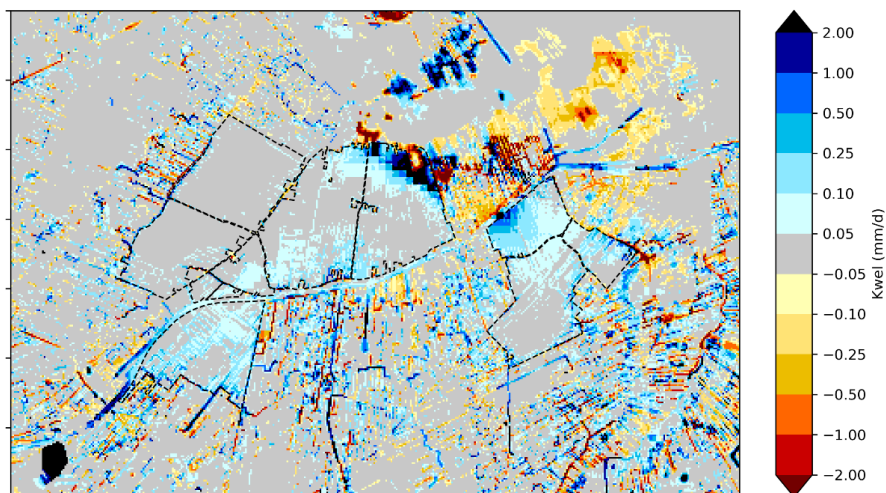
Figuur 12.55 Stijging van de GLG (m) ten opzichte van de nulsituatie door het verminderen van de verdamping.

12.6.6 Effect van aanpassing van ontwatering

Het aanpassen van de ontwatering buiten het natuurgebied heeft nauwelijks effect in het natuurgebied, terwijl het effect buiten het natuurgebied (waar de maatregel is toegepast) erg groot is (zie Figuur 12.56). Dit komt doordat het natuurgebied sterk ontwaterd wordt, met veel greppels en sloten waarvan het peil niet gewijzigd is. Deze ontwatering zorgt ervoor dat de grondwaterstanden niet veel verder kunnen stijgen. Het effect op de kwelflux is wel iets hoger (Figuur 12.57). In het noorden van polder Rohel en het noorden van de Surhuizumermieden treed een hoge stijging als gevolg van de maatregel op, in de rest van het natuurgebied is de stijging grotendeels lager dan 0.05 mm/d.

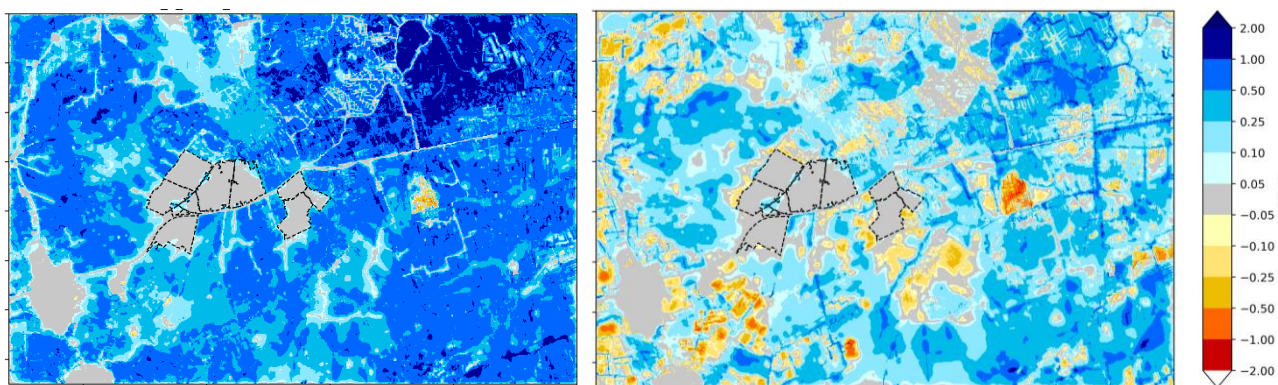


Figuur 12.56 Verandering van de GVG (links) en GLG (rechts) als gevolg van het aanpassen van de drainagebasis naar 0.3m-mv in het gehele modelgebied buiten het natuurgebied (scenario 6-max).



Figuur 12.57 Verandering van jaarrond gemiddelde kwelflux als gevolg van het aanpassen van de drainagebasis naar 0.3m-mv in het gehele modelgebied buiten het natuurgebied (scenario 6-max).

In het scenario aanpassing ontwatering maximaal (scenario 5, zie Figuur 12.58) worden ook sloten gedempt wat ook zorgt voor daling van de grondwaterstand, vooral in de GLG. Dit komt omdat deze sloten in veel delen van het modelgebied ook kunnen infiltreren.



Figuur 12.58 Verandering van de GVG (links) en GLG (rechts) als gevolg van het aanpassen van de drainagebasis naar 0.3m-mv en het dempen van de sloten in het gehele modelgebied buiten het natuurgebied (scenario 5-max).



Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit



OBN Natuurkennis wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12.



Alle publicaties en producten van OBN Natuurkennis zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl

