

Kwel en Waternood

In opdracht van DWK programma 395; Basis- en kerngegevens van de bovengrond.

Kwel en Waternood

Ontwikkeling van een methode voor kartering van kwel en de evaluatie van de gevolgen van peilbeheer voor kwelpatronen

R.H. Kemmers

S.P.J van Delft

J.W.J. van der Gaast

Alterra-rapport 1034

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, J.W.J. van der Gaast, 2005. *Kwel en Waternood; ontwikkeling van een methode voor kartering van kwel en de evaluatie van de gevolgen van peilbeheer voor kwelpatronen*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1034. 77 blz.; 26 fig.; 11 tab.; 12 ref

In aanvulling op de waternoodmethodiek is onderzocht of een veldinventarisatiemethode voor de waterkwaliteit ontwikkeld kon worden waarmee ruimtelijke kaartbeelden van ecologisch relevante kwel tot in het maaiveld kunnen worden gegenereerd. Als hulpinformatie om puntgegevens over de waterkwaliteit te extrapoleren naar ruimtelijke patronen maakt de methodiek gebruik van gebiedsdekkende kwelfluxen die door het hydrologische model SWAP worden berekend. In de ontwikkelde methodiek is daardoor een koppeling aanwezig tussen peilbeheer en kwelkwaliteit. Geconcludeerd wordt dat voorspelling van het watertype aan de hand van eenvoudige veldinformatie nog niet geheel bevredigend is in gebieden waar overwegend agrarisch grondgebruik plaatsvindt. De met het model berekende kwelfluxen worden nog overschat, door een onbevredigende modelformulering van drainage. De ruimtelijke extrapolatie van de voorspelde grondwaterverwantschap met gebiedsdekkende hulpinformatie over kwelfluxen levert een beeld op dat op hoofdlijnen voldoet aan de verwachting, maar nog voor verbetering vatbaar is.

Trefwoorden: Waternood, natuur, peilbeheer, kwel, elektrisch geleidingsvermogen, waterkwaliteit, kartering.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 19,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1034. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Aanpak en achtergronden	15
2.1 Globale werkwijze	15
2.2 Theoretische concepten waterkwaliteitsmethode	17
2.3 Concepten waterkwantiteitsmethode	22
3 Watertypering	25
3.1 De eliminatiemethode	25
3.1.1 Toetsing methodiek	25
3.1.2 Resultaten en conclusies	26
3.2 Aanpassing methode	28
3.2.1 Werkwijze	29
3.2.2 Resultaten en conclusies	30
3.3 Optimalisatie veldmetingen EGV	35
3.3.1 Probleem	35
3.3.2 Aanpak probleem	36
3.3.3 Resultaten en conclusies	38
3.4 Ruimtelijke extrapolatie watertypen	40
3.4.1 Voorspelling van de watertypen in boorpunten	41
3.4.2 Ruimtelijk voorspellingsmodel	43
3.4.3 Resultaten en conclusies	44
4 De waterkwantiteitsmethode	49
4.1 Werkwijze	49
4.1.1 Schematisatie	49
4.1.2 Parametrisatie	50
4.1.3 Kalibratie	51
4.2 Resultaten	52
4.2.1 Kwel- en wegzijgingsfluxen	52
4.2.2 Ruimtelijke patronen	52
4.3 Discussie en conclusies	56
5 Integratie watertypen en kwelfluxen	57
5.1 Ruimtelijk voorspellingsmodel met kwelflux	57
5.2 Resultaten van de modelselectie	57
5.3 Conclusie	60
5.4 Slotbeschouwing en hoe nu verder	63
Literatuur	65

Bijlagen

Bijlage 1 Basisgegevens Brabant, Onderlaatsse Laak en Strijper Aa	67
Bijlage 2 Basisgegevens voor de ontwikkeling van het regressiemodel	69
Bijlage 3 Analyseresultaten watermonsters en MAION berekeningen	75

Woord vooraf

In een programmeringstudie Waternood in 2002 is vastgesteld dat er behoefte is aan een operationele methode om de ecologisch relevante kwel te karteren. De mate waarin ecologisch relevante (basenrijke) kwel de wortelzone kan bereiken, is een belangrijk criterium bij de vaststelling van de doelrealisatie van kwelafhankelijke natuur in de situatie van het Actuele Grondwater Regime (AGR). Bovendien is een indicatie gewenst van de kans op herstel van deze basenrijke kwel via aangepast waterbeheer. Tot op heden wordt binnen Waternood hoofdzakelijk gebruik gemaakt van (al dan niet neergeschaalde) kwelfluxen uit waterkwantiteitsmodellen.

Daarnaast was reeds eerder uit een interne workshop bij Alterra (mei 2001) gebleken, dat er een dringende behoefte bestond aan ruimtelijke informatie over de grondwaterkwaliteit om kansen voor natuurontwikkeling te kunnen inschatten. Immers naast substraateigenschappen en kwantitatief hydrologische informatie is de waterkwaliteit een van de belangrijkste ecosysteemvormende factoren. Het bodemkundig informatiesysteem (BIS) omvat landsdekkende informatie van de eerste twee factoren, maar zelfs geen enkele puntinformatie van de laatste factor. De inzetbaarheid van het BIS voor de beoordeling van natuurontwikkelingsmogelijkheden in een gebied zou belangrijk aan kracht winnen als ook over ecologische relevante aspecten van de waterkwaliteit informatie beschikbaar zou zijn.

Het onderhavige project vormde een uitstekende gelegenheid om beide hiaten op te vullen en een koppeling tot stand te brengen tussen waterkwaliteitsinformatie en een eenvoudig dynamisch waterkwantiteitsmodel in een ruimtelijke context zoals in Waternood wordt toegepast.

Samenvatting

Aanleiding en doel

De waternoodmethodiek is een instrumentarium om te komen tot een optimale hydrologische inrichting van een gebied met verschillende vormen van grondgebruik die afhankelijk zijn van het grond- en oppervlaktewaterregime. Deze methodiek maakt alleen gebruik van kwantitatief hydrologische informatie. Bij het waterbeheer van natuurgebieden is het al dan niet aanwezig zijn van kwel en de kwaliteit van het kwelwater van essentieel belang. Weliswaar kan kwel worden berekend met hydrologische modellen, maar vaak blijft onduidelijk of de kwel tot in het maaiveld reikt. Bovendien blijft de kwaliteit van het kwelwater onbekend. Voor het waternoodinstrumentarium is er behoefte aan een aanvullende methode waarmee gevolgen kunnen worden geëvalueerd van peilmaatregelen voor de ruimtelijke verdeling van kwel tot in het maaiveld. Er bestaat echter geen veldmethode om 'kwel' in kaart te brengen, die nodig is om modelresultaten te verifiëren.

Het doel van het project was een veldinventarisatiemethode te ontwikkelen voor de waterkwaliteit waarmee ruimtelijke kaartbeelden van ecologisch relevante kwel tot in het maaiveld kunnen worden gegenereerd. In de te ontwikkelen methodiek diende een koppeling aanwezig te zijn tussen peilbeheer en kwelkwaliteit.

Aanpak

Hiertoe werd onderzocht in hoeverre het mogelijk was een veldinventarisatiemethode voor de waterkwaliteit te ontwikkelen, die geïntegreerd kon worden met kwelberekeningen door een kwantitatief hydrologisch model. Met een hydrologisch model werden ruimtelijke patronen van kwel- en infiltratiefluxen berekend voor een studiegebied dat ruimtelijk was geschematiseerd naar bodemtypen en hydrotypen en voorkomende drainagekarakteristieken. Het model werd gekalibreerd op Gt-informatie. Voor de veldinventarisatiemethode werden somparameters van de waterkwaliteit en gegevens over de kritieke stijghoogte van het grondwater verzameld. Via regressiemethoden werd onderzocht in hoeverre de veldmetingen een voorspeller kunnen zijn van ecologisch relevante watertypen. De kritieke stijghoogte werd daarbij bepalend geacht voor de vraag of het betreffende watertype tot in het maaiveld kan reiken. Onderzocht werd in hoeverre de kaart met berekende kwel- en infiltratiefluxen kon worden gebruikt voor neerschaling van de verzamelde puntgegevens van de waterkwaliteit. Voor de integratie van beide onderzoekslijnen is het 'Strijper-Aa-gebied' als testgebied geselecteerd.

Concepten

Bij de methodeontwikkeling is ervan uitgegaan dat voor natuurontwikkeling de waterkwaliteit het best te typeren is met behulp van de somparameters ionenratio en elektrisch geleidingsvermogen (EGV). Deze laatste parameter kan eenvoudig in het veld met een sonde worden bepaald. In de hydrologische kringloop kunnen daarmee vier hoofdwatertypen worden onderscheiden: regenwater, zacht grondwater, hard grondwater en zeewater. Tussen deze hoofdtypen kunnen allerlei mengtypen voorkomen. Door menselijke beïnvloeding neigt de differentiatie tussen het regen-

en grondwatertype te vervagen. De oorspronkelijke waterkwaliteitskenmerken in het landelijk gebied zijn hierdoor vervaagd.

Een belangrijk probleem was de vraag of het elektrisch geleidingsvermogen voldoende onderscheidend zou zijn om de hoofdwatertypen in het landelijk gebied te kunnen onderscheiden. Uit eerder onderzoek was gebleken dat dit probleem kon worden opgelost, door naast EGV ook pH en redoxpotentiaal te gebruiken als voorspeller voor het hoofdwatertype. Met die ervaringen werd een beslissleutel opgesteld, waarmee, op basis van de genoemde variabelen, de aanwezigheid van mogelijke watertypen kan worden uitgesloten, totdat het definitieve watertype overblijft. Deze zgn. eliminatiemethode is als uitgangspunt gekozen voor de ontwikkelingsfase van de waterkwaliteitsmethode.

Bij de waterkwantiteitsmethode is het concept van het model SWAP gebruikt voor berekening van kwel- en infiltratiefluxen. Daarbij werd een sinusvormig verlopende diepe potentiaal en een c-waarde als calibratieparameters gebruikt. Er werd gecalibreerd op Gt.

Waterkwaliteitsvoorspelling

Gegevens uit gebieden in Brabant met kalkloze of kalkarme sedimenten en in Gelderland met kalkrijke sedimenten zijn gebruikt om een voorspellingsmodel voor waterkwaliteitstypen op basis van EGV af te leiden. De waterkwaliteit werd daarbij uitgedrukt in het percentage verwantschap met het harde grondwatertype. Daartoe werd naast een EGV bepaling een volledige analyse van elk watermonster uitgevoerd om de verwantschap met het harde grondwatertype te kunnen berekenen (%rLiA). Met een calibratieset waterkwaliteitsgegevens bleek slechts 58% van de variatie in watertypen door het EGV te kunnen worden verklaard. Bij toepassing van het voorspellingsmodel op een validatieset bleek vrijwel geen relatie tussen de door het model voorspelde watertypen en de gemeten watertypen.

Besloten werd de methode uit te breiden met GLG, bodemgebruik en grondsoort als veldinformatie bij de methodeontwikkeling en de gegevensverzameling uit te breiden tot over een grotere range van gebieden met verschillende grondsoorten en vormen van grondgebruik. De verzamelde watermonsters werden in twee subsets verdeeld. Een set (n=221) werd gebruikt voor het afleiden van het regressiemodel, de andere voor de validatie (n=117). De watermonsters werden gecontroleerd op betrouwbaarheid door theoretisch berekende EGV en gemeten EGV te vergelijken. Met als selectie criterium een afwijking van max. 10% tussen gemeten en berekende EGV kon uiteindelijk een model worden afgeleid waarmee 67,6 % van de gevonden variatie kon worden verklaard. Met het model kan van een watermonster de grondwaterverwantschap worden berekend als functie van EGV, pH, GLG en drie vormen van bodemgebruik: bos, korte natuur en agrarisch. Bij de validatie bleek dat er een 1:1 relatie bestaat tussen voorspelde verwantschap en gemeten verwantschap. De verklaarde variantie is echter vrij laag en de betrouwbaarheid (95%) van de voorspellingen is matig en blijkt voor bos een nauwkeurigheid van gemiddeld 18% voor korte vegetaties 20% en voor agrarisch gebied 15% te bezitten. De voorspelde verwantschap kan via een eenvoudige vuistregel vertaald worden naar de

aanwezigheid van de belangrijkste ecologisch relevante watertypen regenwater, basenarm grondwater, matig basenrijk grondwater en basenrijk grondwater.

Betrouwbaarheid veldmetingen

Bij het veldwerk ter ontwikkeling van de waterkwaliteitsmethode deed zich een onverwacht probleem voor. EGV-bepalingen in het laboratorium bleken systematisch een factor 2 hoger te zijn dan de veldwaarnemingen. Een betrouwbare veldmeting is echter essentieel. Uit een gericht onderzoek bleek dat veldmetingen van het EGV in een boorgat zeer gevoelig zijn voor temperatuur en de aanwezigheid van een suspensie van zandkorrels, waar een isolerende werking van uitgaat. Zowel temperatuurcorrectie, als het meten in een filter leveren een significante verbetering op van de overeenkomst van de veldmetingen met de laboratoriummeting.

Ruimtelijke extrapolatie

Alvorens een ruimtelijk extrapolatiemodel te ontwikkelen is eerst op 78 locaties de grondwaterverwantschap van watermonsters vastgesteld in een bovenstrooms deelgebied van de Strijper Aa. Volgens het voorspellingsmodel komt in het Strijper Aa gebied bij agrarisch grondgebruik bijna alleen basenarm en matig basenrijk grondwater voor en in bos voornamelijk regenwater en basenarm grondwater. Bij 'korte natuur' komt ook voornamelijk regenwater voor. Hoewel de gevonden resultaten in eerste instantie niet altijd even logisch lijken, kunnen zij bij nader inzien wel worden verklaard uit ofwel de onvolkomenheden van het model ofwel uit het lokale waterbeheer. Zo kan de aanwezigheid van regenwater in broekbossen, die afhankelijk zijn van grondwater, worden verklaard uit een hydrologisch beheer gericht op vernatting door (regen)waterconserveringsmaatregelen.

Vervolgens is onderzocht in hoeverre de op een puntlocatie voorspelde waterkwaliteit ruimtelijk kan worden geëxtrapoleerd door gebruik te maken van gebiedsdekkende informatie van bodemkaart, grondgebruik, Gd-informatie en (relatieve) maaiveldhoogte. Onderzocht werd welke combinatie van deze hulpvariabelen de spreiding in de verwantschappen het beste beschrijft met als uitgangspunt, dat met zo min mogelijk verklarende variabelen, zo'n groot mogelijk percentage verklaarde variantie bereikt moet worden. Uiteindelijk werd een model geselecteerd waarmee de grondwaterverwantschap voor de verschillende vormen van grondgebruik voor ruim 65% kan worden verklaard uit de 'kwelkans' en de GHG. De grondwaterverwantschap neemt volgens dit model toe naarmate de kwelkans groter is (behalve bij agrarisch grondgebruik) en de GHG dieper is.

Tot slot is dit model gebiedsdekkend toegepast. De landbouwgronden springen er duidelijk uit, met hoge grondwaterverwantschappen, ongeacht de positie in het landschap. Binnen de natuurgebieden komen alleen gronden voor met verwantschap <55%. De hoogste waarden binnen de natuurgebieden (45-55%) komen voor in de broekbossen en de moerassen. De natte delen van de hei en de bovenloop van de Strijper Aa hebben een verwantschap van 35-45%. Voor de hogere delen van de natuurterreinen geldt een verwantschap lager dan 35%.

Waterkwantiteitsmethode

Voor de bepaling van de kwel/wegzijging werden vier fasen doorlopen: schematisatie, parametrisatie, kalibratie en berekening kwel/infiltratie. Bij de gebiedschematisatie is gebruik gemaakt van karteerbare kenmerken, gebaseerd op combinaties van geohydrologie en bodemfysica. Geohydrologisch is de ondergrond geschematiseerd naar eigenschappen van het topsysteem. Daarbij werden 4 profieltypen onderscheiden naar opbouw van de deklaag en eventuele weerstandbiedende lagen. Bodemfysisch werden 4 van de 21 bodemprofielen onderscheiden zoals gebruikt bij de generalisatie van de bodemkaart 1 : 250 000. Voor de parametrisatie van het model werden meteogegevens gebruikt en de dichtheden aan waterlopen in het Top10-vector bestand voor de bepaling van de drainagekarakteristieken. Bij de kalibratieprocedure werd de berekende grondwaterstand vergeleken met informatie van 4 Gt's die veel in het gebied voorkomen. Deze Gt's werden zodanig gekozen dat het gehele Gt-traject beschreven wordt. De resultaten van de berekeningen zijn vervolgens vertaald naar een kennistabel waarin per schematisatie-eenheid en Gt een kwel/wegzijgingsflux is weergegeven. Om de kwel/wegzijging vlakdekkend in te vullen is gebruik gemaakt van de GHG als noodzakelijke vlakdekkende hulpinformatie.

Integratie kwelflux voor ruimtelijke extrapolatie

Tenslotte is op identieke wijze een ruimtelijk voorspellingsmodel afgeleid, waarbij naast de eerder genoemde hulpvariabelen ook de berekende kwelflux als verklarende hulpvariabele is gebruikt. Uiteindelijk kon door integratie van de kwelflux een model worden geselecteerd waarmee de grondwaterverwantschap voor de verschillende vormen van grondgebruik voor 66,3% kan worden verklaard uit de kwelflux, de GHG en kwelkans. De relatie tussen de kwelflux en de grondwaterverwantschap verschilt sterk per grondgebruikklasse, maar geen van de gevonden relaties is significant. De grondwaterverwantschap neemt voor elk van de grondgebruiklassen af bij een diepere GHG, maar alleen voor korte vegetaties is deze relatie significant. Een toenemende kwelkans gaat in de natuurgebieden gepaard met een grotere grondwaterverwantschap. Ook hierbij geldt dat de relatie alleen voor korte vegetaties significant is.

De verbreiding van de verwantschappen op basis van het model met de kwelflux als verklarende variabele wijkt niet sterk af van de verbreiding van de verwantschappen op basis van een model zonder kwelflux. In het grootste deel van het gebied is het verschil in verwantschap kleiner dan 10%.

Conclusie

In zijn algemeenheid kan worden geconcludeerd dat voorspelling van het watertype aan de hand van eenvoudige veldinformatie nog niet geheel bevredigend mogelijk is in gebieden waar overwegend agrarisch grondgebruik plaatsvindt. De ruimtelijke extrapolatie van de voorspelde grondwaterverwantschap met gebiedsdekkende hulpinformatie over kwelfluxen levert met uitzondering van de agrarische enclaves een beeld op dat op hoofdlijnen voldoet aan de verwachting. Er bestaat een duidelijk perspectief dat het vervolgen van de ingeslagen wel zal leiden tot een betrouwbare methodiek waarmee gevolgen van waterbeheersscenario's voor ruimtelijke patronen van de ecologisch relevante waterkwaliteit kunnen worden beoordeeld.

1 Inleiding

Aanleiding

Bij de waterhuishoudkundige inrichting van gebieden vormt de afweging van belangen van grondgebruikers die van water afhankelijk zijn vaak een moeilijk probleem. De waternoodmethodiek (van Bakel et al. 2003) is een instrumentarium om te komen tot een optimale hydrologische inrichting van een gebied met verschillende vormen van grondgebruik (landbouw, natuur, recreatie) die afhankelijk zijn van het grond- en oppervlaktewaterregime. Deze methodiek maakt gebruik van een peilgestuurd grondwaterbeheer, door middel waarvan een gewenste grond- en oppervlaktewaterrelatie (GGOR) kan worden gerealiseerd. Een van de aspecten die bij waterbeheer van natuurgebieden een rol speelt is het al dan niet aanwezig zijn van kwel. Voor realisatie van natuurdoelen is informatie over de actuele verdeling van 'kwel' en de gevolgen van peilbeheer voor de kwelverdeling noodzakelijk.

Ruimtelijke patronen en de intensiteit van de kwel kunnen worden berekend met hydrologische modellen. Naast het feit dat dergelijke modelstudies kostbaar zijn, blijft daarbij vaak onduidelijk of de kwel tot in het maaiveld komt dan wel door drainerende sloten wordt weggevangen. Kwelfluxen worden nl. meestal berekend aan de 'onderrand' van het systeem, waarbij onduidelijk blijft of wellicht een deel van de kwel over de zijrand wordt afgevoerd naar drainagemiddelen zoals sloten. Bovendien blijft de kwaliteit van het kwelwater (zacht, hard kwelwater) onbekend. Aanvullende informatie hierover is gewenst.

De mate waarin kwel het maaiveld/de wortelzone haalt en de kwaliteit van deze kwel zijn een belangrijk criterium bij het vaststellen van realisatiemogelijkheden van kwel-afhankelijke natuur in de situatie van het Actuele Grondwater Regime (AGR). Voor gebiedsdekkende analyses is daarom een ruimtelijk beeld van de kwelsituatie noodzakelijk. Daarnaast is een indicatie gewenst van de effecten van peilbeheersmaatregelen op de mate van kwel en de verdeling daarvan indien tot herinrichting van een gebied wordt over gegaan om bijvoorbeeld kansen voor 'kwel-natuur' te optimaliseren.

Probleem- en doelstelling

Tot op heden wordt binnen Waternood hoofdzakelijk gebruik gemaakt van (al dan niet neergeschaalde) kwelfluxen uit waterkwantiteitsmodellen. Onduidelijk is of deze aanpak volstaat om te kunnen beoordelen of de kwel daadwerkelijk tot in het maaiveld komt of wordt weggevangen door drainagesystemen. Daarom bestaat er behoefte aan een aanvullende methode waarmee ruimtelijke beelden kunnen worden verkregen van kwel tot in het maaiveld. Er bestaat echter geen veldmethode om 'kwel' in kaart te brengen.

In de te ontwikkelen methodiek moet dus een koppeling tot stand kunnen worden gebracht in de trits grondwaterdynamiek – peilbeheer – kwelkwaliteit nabij maaiveld.

Het doel van het project is een inventarisatiemethode te ontwikkelen voor de waterkwaliteit waarmee ruimtelijke kaartbeelden van ecologisch relevante kwel tot in het maaiveld kunnen worden gegenereerd. In de te ontwikkelen methodiek moet een koppeling aanwezig zijn tussen peilbeheer en kwelkwaliteit om de gevolgen van aangepast peilbeheer voor de mate en verdeling van kwel zichtbaar te kunnen maken.

Hiertoe werden twee onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Is het mogelijk een (snelle) veldmethode te ontwikkelen waarmee ruimtelijke informatie kan worden verkregen over de ecologische relevante waterkwaliteit in relatie tot opkwellend grondwater of wegzijgend regenwater (kwelkartering)?
2. Kan de kwelfluxenkaart gebruikt worden als hulpinformatie om puntinformatie over de waterkwaliteit ruimtelijk te extrapoleren?

In hoofdstuk 2 wordt de aanpak van het onderzoek op hoofdlijnen beschreven en worden de gehanteerde concepten en uitgangspunten toegelicht. Het onderzoek verliep langs twee sporen, waarlangs methodieken werden ontwikkeld voor resp. bepaling van de waterkwaliteit met eenvoudige veldmetingen en een methode om gebiedsdekkende kwelfluxen te genereren met modelberekeningen. Deze twee sporen kwamen werden later weer geïntegreerd voor het ontwikkelen van een methode om puntinformatie over de waterkwaliteit te kunnen extrapoleren naar gebiedsdekkende informatie. In hoofdstuk 3 wordt in meer detail beschreven hoe de verwantschap met grondwater werd vastgesteld aan de hand van eenvoudige veldmetingen en welke methode uiteindelijk werd gevonden om verwantschap van een watermonster met grondwater te kunnen vaststellen. Speciale aandacht wordt in dit hoofdstuk besteed aan de betrouwbaarheid van de veldmetingen. Tenslotte wordt in hoofdstuk 3 beschreven hoe en met welke betrouwbaarheid puntinformatie over de waterkwaliteit ruimtelijk kan worden geëxtrapoleerd. In hoofdstuk 4 wordt beschreven hoe met een hydrologisch model voor het onderzoeksgebied kwelfluxen werden berekend. Hierbij wordt ingegaan op de gebiedsschematisatie, drainagekarakteristieken en calibratiemethode. In hoofdstuk 5 komt het waterkwaliteit- en het waterkwantiteitspoor weer bij elkaar en wordt de kwelfluxenkaart gebruikt als neerschalingveld om puntinformatie over de waterkwaliteit ruimtelijk te extrapoleren. Beide extrapolatiemethoden om ruimtelijke beelden van de waterkwaliteit te genereren worden tenslotte vergeleken.

2 Aanpak en achtergronden

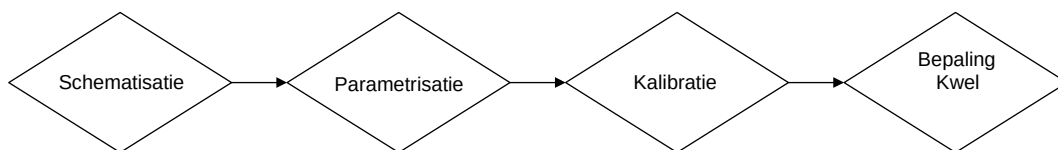
2.1 Globale werkwijze

De werkwijze bestaat uit de ontwikkeling van een veldinventarisatiemethode voor de waterkwaliteit (waterkwaliteitsmethode) en de integratie daarvan met kwelberekeningen die via een hydrologisch model (waterkwantiteitsmethode) worden gegenereerd. Toepassing van beide methoden afzonderlijk is mogelijk maar integratie moet tot een meerwaarde leiden. Integratie moet leiden tot een instrument waarmee ruimtelijke patronen van kwel gekarteerd kunnen worden op basis van de waterkwaliteit van het bovenste freatische grondwater en waarmee de effecten van peilbeheer op deze patronen kunnen worden geëvalueerd.

Het project werd modulair opgezet, waarbij vanuit beide deelmethoden werd toegewerkt naar een integratie.

De waterkwantiteitsmethode

De globale werkwijze voor de bepaling van de kwel/wegzijging bestaat uit 4 hoofdonderdelen (Figuur 1). Voordat de kwel/wegzijging bepaald kan worden, moet er een gebiedschematisatie worden opgesteld aan de hand van karteerbare kenmerken.



Figuur 1 Hoofdonderdelen van de werkwijze bij de waterkwantiteitsmethode ter bepaling van de maatgevende afvoer

Per schematisatie-eenheid wordt het model SWAP geparametriseerd en vervolgens gekalibreerd. Bij de kalibratie is de onderrand van het model in de vorm van een diepe sinusvormige potentiaal en een c-waarde gekalibreerd op de Gt. Binnen de schematisatie-eenheden kan vervolgens gerekend worden met dezelfde onderrand. De overige invoergegevens zoals bodem, kenmerken van het oppervlaktewatersysteem en de drainageweerstand worden karteerbaar of berekenbaar verondersteld en worden direct of indirect in de gebiedschematisatie opgenomen. Aan de hand van de modelberekeningen worden vervolgens reprofuncties gegenereerd, die de relatie weergeven tussen de GHG en de kwel/wegzijging per schematisatie-eenheid. Voor de bepaling van de kwel/wegzijging zijn de reprofuncties toepast op de GHG-kaart, rekening houdend met de schematisatie-eenheden. Het resultaat is een ruimtelijk patroon van kwel- en infiltratiefluxen.

Het blijft met deze methode onduidelijk of via de kwelflux de gewenste waterkwaliteit daadwerkelijk het maaiveld bereikt.

De waterkwaliteitsmethode; testfase

De methode borduurt voort op resultaten van een studie in Brabant (Jansen, 2001) en is gebaseerd op lokaal verzamelde gegevens, die bewerkt worden volgens een algemeen theoretisch concept.

De methode maakt gebruik van somparameters van de waterkwaliteit (veldmetingen zoals elektrisch geleidingsvermogen, pH en redoxpotential), die in het veld makkelijk en snel zijn te verzamelen en de kritieke stijghoogte van het grondwater. Via regressiemodellen wordt onderzocht in hoeverre de veldmetingen een voorspeller zijn van ecologisch relevante watertypen (regenwater, zacht-, hard kwelwater), waarvan de samenstelling bepaald wordt door een veelvoud aan parameters. Indien toekenning van het watertype met veldmetingen mogelijk is, dan is de kritieke stijghoogte bepalend voor de vraag of het betreffende watertype tot in het maaiveld kan reiken. Het resultaat is een kaart met puntgegevens over de waterkwaliteit.

Bij de waterkwaliteitsmethode dienden een aantal problemen te worden opgelost:

1. Toetsing van de via veldmeting vastgestelde watertypen aan complete labanalyses van grondwater dat in hetzelfde boorgat is verzameld.
2. Toetsing van veldmetingen van de waterkwaliteit met behulp van veldsondes (EGV, pH) aan uitkomsten van laboratoriummetingen.
3. Ruimtelijke extrapolatie van watertypen om te komen tot ruimtelijk patronen van de waterkwaliteit. Naar verwachting levert het AHN- en het top 10-vector bestand goede hulpvariabelen voor ruimtelijke extrapolaties.
4. Temporele variatie watertypen. In hoeverre wijken patronen voor een wintersituatie af van de zomersituatie
5. Verticale stratificatie watertypen. Indien er sprake is van een verticale gelaagdheid in de waterkwaliteit, dan is de diepte van monsternamen sterk bepalend voor het toegekende watertype.

Voor de operationalisering van de waterkwaliteitsmethode werd een testfase ingebouwd waarin een aantal veronderstellingen die aan de methode ten grondslag liggen zijn getoetst. Deze testfase is uitgevoerd met data uit het natuurontwikkelingsgebied Strijper Aa en Onderlaatse Laak.

Aanpassing waterkwaliteitsmethode

Tijdens de testfase in de genoemde proefgebieden bleek dat met eenvoudig in het veld te bepalen waterkwaliteitsvariabelen (EGV, redox en pH) ecologisch relevante watertypen niet betrouwbaar zijn te voorspellen (maximaal 56% verklaarde variantie).

Op basis van ervaringen in de testfase werd besloten ook andere veldinformatie bij de methode te betrekken dan uitsluitend somparameters voor de waterkwaliteit: GLG, bodemgebruik en grondsoort. Om de toepasbaarheid van de methode te vergroten werd voor de calibratie van het aangepaste model tevens gebruik gemaakt van beschikbare data uit een holoceen proefgebied (Langbroekerwetering) en van archiefdata uit gebieden waar in het verleden door Alterra onderzoek werd gedaan.

Van alle gebieden zijn dezelfde basisdata beschikbaar. Subdatasets van deze deelgebieden werden gebruikt ter validatie van de te ontwikkelen methode.

Integratie van methoden

De waterkwantiteitsmethode genereert een kwelfluxenkaart op pixelniveau. Via de waterkwaliteitsmethode wordt een kwelkwaliteitskaart gegenereerd. De kwelkwaliteitskaart kan worden gebruikt voor de validatie van de kwelfluxenkaart. Daarnaast zal worden onderzocht of de kwelfluxenkaart als neerschalingveld kan worden gebruikt om de volgens de waterkwaliteitsmethode aan boorpunten toegekende (en gevalideerde) watertypen ruimtelijk te extrapoleren. Indien watertypen inderdaad ruimtelijk gecorreleerd zijn met de kwelfluxen, dan is in principe een relatie gelegd tussen kwantitatieve berekeningen (kwelflux) en waterkwaliteitskenmerken.

Voor de integratie van beide onderzoekslijnen is het ‘Strijper-Aa-gebied’ als testgebied geselecteerd. Van het gebied is informatie over Gd en drainage karakteristieken beschikbaar zodat een kwelfluxenkaart vrij eenvoudig kon worden afgeleid. Niet alleen is generieke Gd-informatie aanwezig (1:50 000) maar is ook Gd-informatie verzameld op een schaal 1 : 10 000 (Van Delft et al., 2002). In het gebied komen tevens veel grondwaterbuizen voor waaruit extra hydrologische informatie kan worden herleid.

2.2 Theoretische concepten waterkwaliteitsmethode

Hydrologisch bepaalde bodemvariatie

In natuurlijke ecosystemen is kalkrijkdom (en dus de bodemzuurgraad) een van de belangrijkste differentiërende factoren voor de vegetatieontwikkeling. De kalkrijkdom wordt bepaald door:

1. de aard van het moedermateriaal (kalkrijk vs. kalkloos) dan wel
2. hydrologische differentiatie tussen kwel- en wegzijgingsgebieden in het landschap als gevolg van ‘hydrologisch’ relief.

Via neerwaartse grondwaterstroming worden basen afgevoerd en ontstaan regenwater-afhankelijke ecosystemen. Tijdens stroming door de diepere ondergrond neemt het grondwater voornamelijk calcium- en bicarbonaationen op door oplossing van vast kalk, dat in aquifers rijkelijk voorkomt. Via opwaartse stroming wordt vervolgens basenrijk grondwater aangevoerd naar het maaiveld. Aanvoer van basische kationen zorgt voor aanvulling van het kationenadsorptiecomplex van de bodem. Een hoge basenverzadiging van het adsorptiecomplex impliceert:

- een hoge pH waarde van de bodem
- een grotere biologische activiteit (decompositie)
- een grote zuurbuffercapaciteit (ionenwisseling), waardoor de pH tijdens perioden met zuurinput (bv. zomerse perioden) of een groot neerslagoverschot (uitspoeling!) kan worden gebufferd op een hoog niveau.

Door kwel wordt de basenverzadiging van de bodem dus op een hoog peil gehouden. Kwel is in dit opzicht te beschouwen als een vervanger van kalkrijk substraat.

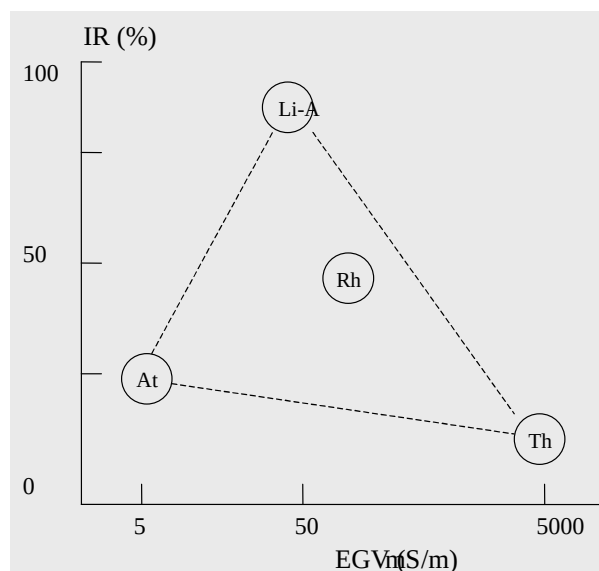
Waterkwaliteit, regionale en lokale kwel

In natuurgebieden is de waterkwaliteit het best te typeren met behulp van de somparameters Ionenratio ($IR = [Ca^{2+}] / \{[Ca^{2+}] + [Cl]\}$ in meq/meq) en Elektrisch geleidingsvermogen (EGV). In de hydrologische kringloop kunnen daarmee vier hoofdwatertypen worden onderscheiden. Vaak wordt bovendien een door menselijke invloed verontreinigd type onderscheiden (Rijnwater), waarmee we in het landelijk gebied vaak te maken hebben. Bij benadering zijn de referentietypen te karakteriseren zoals in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1. Belangrijkste watertypen uit de hydrologische kringloop met hun kenmerken

Watertype	IR	EGV (mS/m)	Code
Regenwater (atmocl.)	0,19	5	At
Hard grondwater (lithocl.)	0,95	65	Li-A
Zacht grondwater	0,83	22	Li-D
Zeewater (thallassocl.)	0,04	5200	Th
Rijnwater	0,45	100	Rh

Deze watertypen kunnen als hoekpunten worden weergegeven in een referentiediagram: het zgn. IR-EGV diagram (Figuur 2). Het Lithocliene, Atmocliene en Thalassocliene referentiepunt vormen een driehoek in een assenstelsel met IR en EGV als variabelen (het LAT-raamwerk). Oppervlaktewater (Rh) ligt in het zwaartepunt van deze driehoek en wordt wel als referentietype beschouwd voor verontreinigd water.



Figuur 2 IR-EGV diagram met de positie van de referentiemonsters voor regenwater (At), grondwater (Li-A), zeewater (Th) en Rijnwater (Rh)

Vaak wordt in de ecologische literatuur onderscheid gemaakt tussen ‘regionale of diepe’ kwel en ‘lokale of ondiepe’ kwel. Dit is uiterst verwarrend zolang hydrologische procesinformatie ontbreekt. Zowel water afkomstig van regionale als lokale kwel kunnen eenzelfde samenstelling aannemen, afhankelijk van de kalkrijkdom van het doorstroomde sediment. In het kader van dit project is het niet relevant om onderscheid te maken naar herkomst, juist ook omdat hydrologische procesinformatie niet expliciet in beschouwing wordt genomen. In dit project zullen we onderscheid maken op basis van uitsluitend kwaliteitscriteria. Wij zullen drie hoofdtypen onderscheiden:

1. Hard grondwater gekenmerkt door volledige verzadiging met kalk, wat zich uit in een hoge waarde van de EGV en de IR. Omdat het referentiemonster nabij Angeren is verzameld wordt dit watertype ook wel aangeduid als Li-A.
2. Zacht grondwater is onverzadigd met kalk en heeft een lagere EGV, maar wel een hoge IR waarde. Water dat bemonsterd is in de diepe ondergrond van de Veluwe nabij de Hoge Duvel wordt hiervoor als referentie genomen (Li-D).
3. Regenwater, gekenmerkt lage waarden van EGV en IR en aangeduid als At.

Tussen deze hoofdtypen kunnen allerlei mengverhoudingen ontstaan. De hoofdwatertypen kunnen eveneens door verontreiniging van karakter veranderen.

Uit vooronderzoek van Jansen (2001) bleek het elektrisch geleidingsvermogen een goede voorspeller voor het watertype. Bovendien bleek dat ook de combinatie van ijzer- en sulfaatconcentraties naar voren kwam als voorspeller van watertypen uit het IR-EGV diagram. Als gevolg van het sterk anaërobe en reducerende karakter blijkt de samenstelling van kwelwater samen te gaan met hoge ijzer en lage sulfaatconcentraties. Infiltratiewater bevat daarentegen nog veel zuurstof en bevat daardoor lage ijzer en hoge sulfaatconcentraties. De bevindingen van Jansen (2001) openen perspectieven om zowel de EGV als de redoxpotentiaal (Eh) als indicator voor het watertype te kunnen gebruiken. Beide variabelen zijn eenvoudig in het veld met sondes te meten.

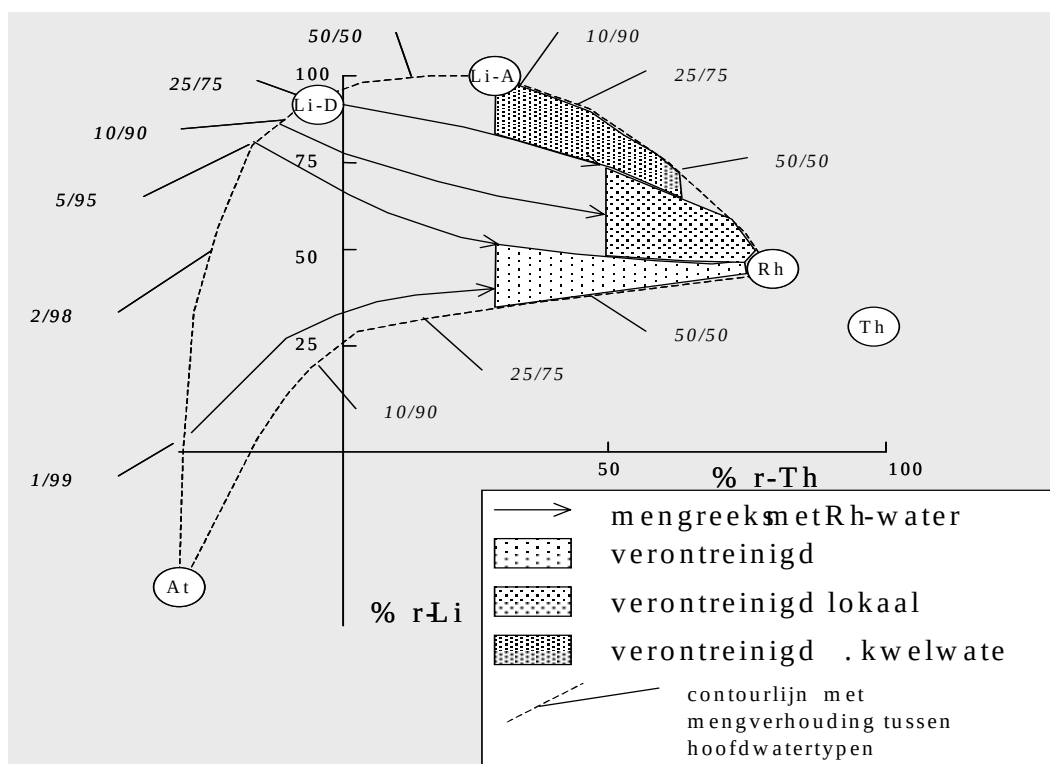
Similariteitsdiagram

Voor de interpretatie van watermonsters ontwierp van Wirdum (1991) een similariteitsdiagram. Aan dit diagram ligt een correspondentieanalyse ten grondslag, waarbij de similariteit van individuele watermonsters met elk van de referentiemonsters uit de hydrologische kringloop (grondwater: Li; regenwater: At en Zeewater: Th) kan worden vergeleken. Het blijkt dat de variatie tussen watermonsters het duidelijkst tot uiting komt in een assenstelsel met de similariteitsas van grondwater (% rLi-A) en zeewater (% rTh). De referentiepunten nemen in dit assenstelsel de uiterste posities in. Door toepassing van een mengconcept kunnen contourlijnen in het diagram worden aangegeven waarop alle denkbeeldige mengverhoudingen tussen twee referentiemonsters zijn gelegen: de zgn Mix-contouren (Figuur 3).

Zo blijkt het referentiemonster voor zacht grondwater (Li-D) op de mixcontour At--Li-A te liggen. De samenstelling van Li-D water kan dus worden begrepen uit een menging van 25% kalkverzadigd grondwater (Li-A) met 75% regenwater (At). Uit

het mixconcept kan worden geconcludeerd dat een zeer groot volumeaandeel regenwater nodig is om een grondwatermonster een regenwater karakter te kunnen laten aannemen. Zo blijkt ook dat bijmenging van 25% Rijnwater het oorspronkelijke regenwatermonster (At) veel sterker beïnvloedt dan het oorspronkelijke grondwatermonster Li-A. In alle gevallen neigen monsters die op de oorspronkelijke At---LiA contour liggen op te schuiven in de richting van het Rh-referentiepunt bij verontreiniging.

Het similariteitsdiagram is een krachtig hulpmiddel bij de interpretatie van watermonsters. Tevens kan aan de hand van kwaliteitsgegevens een indruk worden verkregen van de volume-aandelen van verschillende watertypen in een kwantitatieve waterbalans. Het nadeel van de interpretatiemethode is dat een volledige set analysegegevens van de macro-ionen beschikbaar moet zijn.



Figuur 3 Similariteitsdiagram dat de verwantschap aangeeft van watermonsters met grondwater (%r-LiA) en zeewater (%r-Th) met de positie van de hoofdwatertypen uit de hydrologische kringloop en lijnen met mengverhoudingen tussen de hoofdwatertypen

Vervaging watertypen door verontreiniging

Door menselijke beïnvloeding (bemesten, bekalken, ontwateren) neigt de differentiatie tussen het regen- en grondwatertype (Li en At) te vervagen, doordat zich een uniform watertype ontwikkelt dat sterke gelijkenis met het Rh-type vertoont (zie figuur 3). Dit Rh-type heeft zich op ruime schaal verspreid in het landschap. De oorspronkelijke waterkwaliteitskenmerken in het landelijk gebied zijn hierdoor vervaagd.

Uit onderzoek van Jansen (2001) is gebleken dat dit probleem kan worden opgelost, omdat het EGV in combinatie met enkele andere variabelen een goede voorspeller blijkt te zijn voor de bepaling van het ecologische watertype in het landelijk gebied. Uit het onderzoek blijkt dat er een goede relatie bestaat tussen de EGV en de mate van verwantschap met het referentiemonster voor zeewater (% rTh). Het blijkt dat monsters met $EGV > 62,5$ als verontreinigd konden worden beschouwd. Bij monsters met een $EGV < 62,5$ bleek de EGV redelijk gecorreleerd te zijn met de verwantschap voor Li-A (%rLi-A). Het bleek dat monsters met $22,5 < EGV < 62,5$ meer dan 75% verwantschap hadden met Li-A. en konden worden beschouwd te behoren tot het harde Li-A watertype. Monsters met waarden $12 < EGV < 22,5$ bleken tot het zachte Li-D watertype te behoren. Monsters met $EGV < 12$ konden als regenwatertype worden beschouwd. Zij bezaten minder dan 50% verwantschap met Li-A.

Eliminatiemethode

De door Jansen (2001) gevonden relaties zijn als vuistregels gebruikt om een theoretisch model voor een beslissleutel op te stellen waarin de EGV, in combinatie met de redoxpotential (Eh) en de GLG als voorspeller wordt gebruikt voor ecologische relevante watertypen. In deze zogenaamde eliminatiemethode wordt op basis van de genoemde variabelen de aanwezigheid van mogelijk watertypen uitgesloten volgens een beslissleutel, totdat het definitieve watertype overblijft (tabel 2). Deze eliminatiemethode is als uitgangspunt gekozen voor de testfase van de waterkwaliteitsmethode.

Tabel 2. Beslisregels volgens eliminatiemethode

1:	Vaststellen GLG via boorgat			
1a	> 150 cm-mv:		Regenwatertype	
1b	< 150 cm-mv:		EGV bepaling:	Ga naar 2
2:	EGV meting op GLG/GVG niveau (gestandaardiseerd naar 25 °C)			
2a	EGV < 12 mS/m		Regenwaterlens	
	Ga naar 6			
2b	$12 < EGV < 22,5$	Eh meting	Schoon grondwater	
	Ga naar 3			
2c	$22,5 < EGV < 62,5$	Eh meting	Schoon grondwater	
	Ga naar 4			
2d	$EGV > 62,5$	Eh meting	Vervuild grondwater	
	Ga naar 5			
3:	Meting redoxpotential op GLG/GVG-niveau			
3a	Eh > 0 mV		'Lokaal' basenarm grondwater	
3b	Eh < 0		'Regionaal' basenarm grondwater	
				Ga naar 7
4:	Meting redoxpotential op GLG/GVG-niveau			
4a	Eh > 0		'Lokaal' basenrijk grondwater	
4b	Eh < 0		'Regionaal' basenrijk grondwater	
				Ga naar 7
5:	Meting redoxpotential op GLG/GVG-niveau			
5a	Eh > 0 en $EGV > 100$		Potentieel lokaal grondwater	
5b	Eh < 0 en $EGV < 100$		Potentieel regionaal grondwater	
6:	Vaststellen kritieke stijghoogte profiel ($q=2\text{mm/etm}$)			

6a	GLG < kritieke stijghoogte	Grondwater met periodieke vorming van regenwaterlenzen	
6b	GLG > kritieke stijghoogte	Permanent regenwaterprofiel in voormalig kwelsysteem.	
			Ga naar 8
7:	Vaststellen kritieke stijghoogte profiel ($q=2\text{mm/etm}$)		
7a	GLG < kritieke stijghoogte	Kwel reikt tot in maaiveld	
7b	GLG > kritieke stijghoogte	Alleen kwel tot in maaiveld bij aanpassing waterbeheer	
			Ga naar 8
8:	Vaststellen kwelpotentiaal in sloot/beekbodem		
8a	Kwelpotentiaal afwezig	Kwel niet meer te herstellen	
8b	Kwelpotentiaal aanwezig		
	EGV < 12,5	Kwel niet meer te herstellen	
	EGV > 12,5	Kwel te herstellen via aangepast waterbeheer.	

2.3 Concepten waterkwantiteitsmethode

De waterkwantiteitsmethode maakt gebruik van kwel- en infiltratiefluxen die door het model SWAP (van Dam et al., 1997) worden berekend. Bij SWAP wordt voor de onderrand veelal gebruik gemaakt van kwel/wegzijging volgens een bepaalde periodiciteit en amplitude per schematisatie eenheid. Dit voldoet echter niet in dit project, omdat de kwel/wegzijging hierdoor vastligt terwijl lokale maaiveldverschillen juist lokale verschillen in kwel/wegzijging veroorzaken.

Het bovenstaande probleem kan worden opgelost indien de onderrand van het SWAP-model wordt gekalibreerd op grondwaterstandreeksen. Indien als kalibratieparameter voor de onderrand gebruik gemaakt wordt van een diepe sinusvormige potentiaal en een c-waarde, kan de kwel/wegzijging afhankelijk gemaakt worden van de freatische grondwaterstand (zie ook kader). Op deze manier kunnen de effecten van maaiveldverschillen wel in beeld gebracht worden.

Bij het model in dit project is de onderrand echter niet gekalibreerd op grondwaterstandreeksen maar op de Gt. Hierbij is gebruik gemaakt van de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG), gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). De GHG is bepaald aan de hand van de drie hoogste standen (HG3) op de 14^e en de 28^e van elke maand tijdens het winterhalfjaar dat loopt van 1 oktober tot 1 april. De GVG is bepaald met de grondwaterstanden op 14 en 28 maart en 14 april (VG3). De GLG is op analoge wijze als voor de winter, voor het zomerhalfjaar berekend van 1 april tot 1 oktober. Uit eerder onderzoek is gebleken dat de kalibratie op de Gt grotendeels overeenkomt met de kalibratie op een tijdreeks. Vooral het grondwaterstandverloop komt goed overeen met de kalibratie op tijdreeksen.

De kalibratie van de onderrand in de vorm van een diepe sinusvormige potentiaal met een c-waarde blijkt een krachtige methodiek voor de kalibratie van SWAP. De simulatie van de grondwaterstand (Gt) is met deze methodiek in alle gevallen acceptabel. Bij het gebruik van deze methodiek is het echter van belang om naast de

resultaten van de gesimuleerde grondwaterstanden ook de gesimuleerde afvoer en kwel/wegzijging te controleren. Alleen bij controle van al deze gegevens is het mogelijk om te controleren of het gekalibreerde model is opgezet met een reële parameterset. Vooral bij kalibratie op de Gt is het mogelijk om te controleren of de gebruikte parameterset reëel is.

Onderrand

Voor de berekeningen met SWAP (Van Dam e.a., 1997) is voor deze toepassing gekozen voor de Cauchy onderrandvoorwaarde, waarbij de flux over de onderrand afhankelijk is van de grondwaterstand (figuur a).

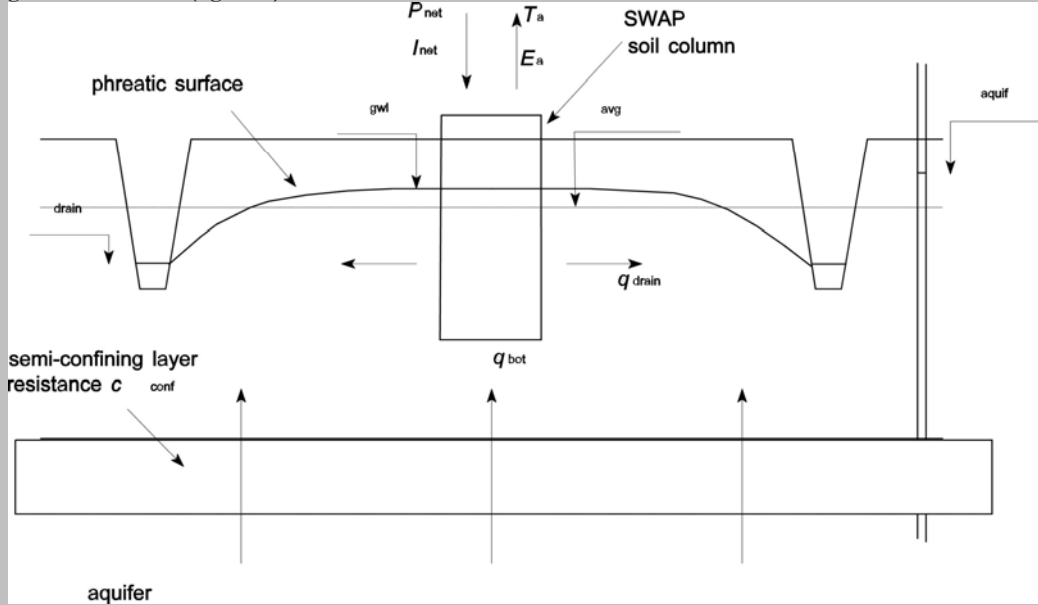


fig. a Pseudo twee-dimensionale Cauchy onderrandvoorwaarde.

De onderrandflux (q_{bot}) wordt berekend als een functie van de grondwaterstand. De gemiddelde freatische grondwaterstand ϕ_{avg} (cm), wordt met behulp van de volgende formule berekend:

$$\phi_{avg} = \phi_{drain} + \beta_{gwl} (\phi_{gwl} - \phi_{drain}) \quad (1)$$

Waarin:

ϕ_{drain} : Drainniveau (m)

ϕ_{gwl} : Grondwaterstand (m)

β_{gwl} : Vormfactor (-). (0.66 (parabolic), 0.64 (sinusoidal), 0.79 (elliptic) and 1.00 (no drains)).

De onderrand flux q_{bot} wordt berekend met behulp van de volgende formule:

$$q_{bot} = \frac{\phi_{aquif} - \phi_{avg}}{c_{conf}} \quad (2)$$

Waarin:

ϕ_{aquif} : De stijghoogte in het eerste watervoerend pakket (m)

c_{conf} : De verticale weerstand van de scheidende laag (d)

In de aquifer wordt een sinus-vormig verloop van de potentiaal verondersteld, welke wordt berekend met behulp van de volgende formule:

$$\phi_{aquif} = \phi_{aquif,m} + \phi_{aquif,a} \cos\left(\frac{2\pi}{\phi_{aquif,p}}(t - t_{max})\right) \quad (3)$$

Waarin:

$\phi_{aquif,m}$: Gemiddelde stijghoogte in het diepe pakket (m)

$\phi_{aquif,a}$: Amplitude van de stijghoogte in het diepe pakket (m)

$\phi_{aquif,p}$: De periodelengte (d)

t_{max} : De dag waarop de diepe stijghoogte maximaal is (d)

3 Watertypering

3.1 De eliminatiemethode

Als basis voor een methode voor waterkwaliteitskartering moest een veldmethode ontwikkeld worden om watertypen te kunnen vaststellen op puntlocaties. Als basis hiervoor diende het concept van de eliminatiemethode. Dit concept werd in de testfase gecalibreerd aan en gevalideerd met gegevens uit het stroomgebied van de Onderlaatste Laak.

3.1.1 Toetsing methodiek

Voor de verdere ontwikkeling van de waterkwaliteitsmethode en de daarop gebaseerde eliminatiemethode is de dataset uit Helvoirts Broek en Brand (Jansen, 2001), aangevuld met gegevens uit een gebied met een geohydrochemisch afwijkend karakter. Onderlaatste Laak in de nabijheid van Vorden in Gelderland (Van Delft, 2004) wordt gekenmerkt door kalkrijke sedimenten in de ondergrond. In Onderlaatste Laak komen daardoor ‘harde’ watertypen voor in tegenstelling tot de ‘zachte’ watertypen in Brabant. Gegevens uit Brabant en de Onderlaatste Laak zijn gebruikt als calibratieset om te onderzoeken of EGV waarden een goede voorspeller zijn voor de basenrijkdom van het grondwater (c.q. het grondwatertype). Basisgegevens zijn opgenomen in bijlage 1.

Hiertoe werden EGV-veldmetingen verricht ($n=22$) en werden op dezelfde locaties grondwatermonsters genomen ter bepaling van de concentraties van de belangrijkste kationen en anionen, de pH en het EGV in het laboratorium.

De analyseresultaten van het laboratorium werden gebruikt om met het programma MAION (van Wirdum, 1991) per monsterpunt de verwantschap met een kalkverzadigd watermonster ($\%r\text{-LiA}$) en de overige referentiewatertypen (regenwater, zeewater etc.) te berekenen. Watermonsters met een $r\text{-Th}>35\%$ werden als te sterk verontreinigd beschouwd en verder buiten beschouwing gelaten.

De in boorgaten gemeten EGV-waarden werden gebruikt als voorspeller voor de berekende waarden van $\%r\text{-LiA}$ in een regressiemodel. Het regressieonderzoek werd uitgevoerd met het statistisch softwarepakket Genstat (Payne, 2000).

Ter validatie werd met een onafhankelijke set gegevens ($n=8$) uit Onderlaatste Laak het $\%r\text{-LiA}$ voorspeld met in het laboratorium gemeten EGV-waarden en vergeleken met het $\%r\text{-LiA}$ dat werd berekend met MAION op basis van een volledige analyse.

Het gevalideerde voorspellingsmodel voor de waterkwaliteit werd tenslotte toegepast in het gebied van de Strijper Aa in Brabant. Strijper Aa wordt gekenmerkt door kalkloze afzettingen in de ondergrond. Voor de Strijper Aa zijn in de voorjaarperiode

in ca. 70 buizen EGV-veldbepalingen uitgevoerd. Uit een subset van 18 buizen zijn monsters verzameld voor uitgebreide wateranalyse in het lab.

3.1.2 Resultaten en conclusies

Voorspelling watertype

Het regressieonderzoek leverde als beste resultaat een niet-lineair model waarmee de verwantschap van grondwater (%r-LiA) kan worden voorspeld uit in het laboratorium gemeten EGV- waarden volgens:

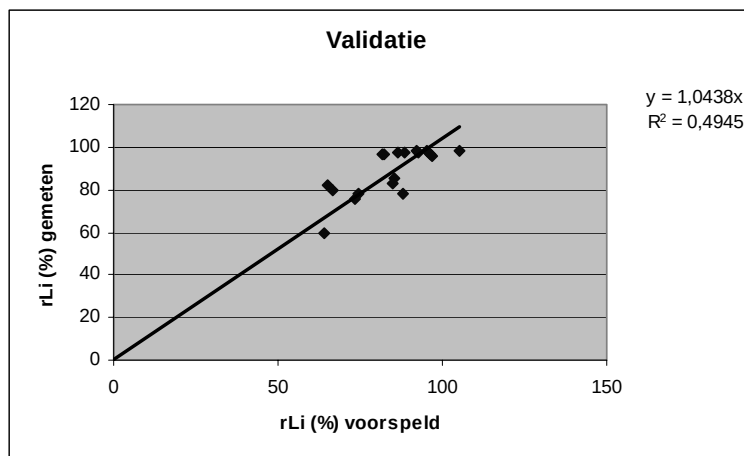
$$rLi = 5,168 \ln(EGV) + 31,196 \quad (r^2=0,58) \quad (1)$$

De gevonden relatie geeft aan dat de gelijkensis met grondwater groter is naarmate het EGV hoger is.

Multiple regressie door toevoeging van andere eenvoudig in het veld te meten parameters zoals redoxpotentiaal (Eh) of pH als voorspeller leidt niet tot een verbetering van het resultaat.

Validatie

Bij de validatie met een onafhankelijke dataset wordt een 1:1 verhouding berekend tussen voorspelde en 'gemeten' waarden van %r-LiA. De voorspelde %r-LiA waarden (vgl 1) geven een slechte fit met de gemeten rLi-waarden ($r^2=0,5$). Het resultaat van de validatie is weergegeven in figuur 4.



Figuur 4 Relatie tussen voorspelde verwantschap met grondwater (% rLi) en op basis van analyses gemeten verwantschap van watermonsters in Onderlaatsse Laak.

Hoewel de voorspelling van de verwantschap met grondwater uit de EGV-waarde tot maximaal 15% kan afwijken van de meetwaarden, zijn de EGV-waarden gebruikt om watertypen te voorspellen. Deze voorspelling leidde tot een bijstelling van de EGV-klassegrenzen voor watertypen (tabel 3) die volgens de oorspronkelijke eliminatiemethode werden onderscheiden (zie tabel 2). Watertypen zijn onderscheiden op basis van verwantschap met grondwater: zo duidt bijv. een lage

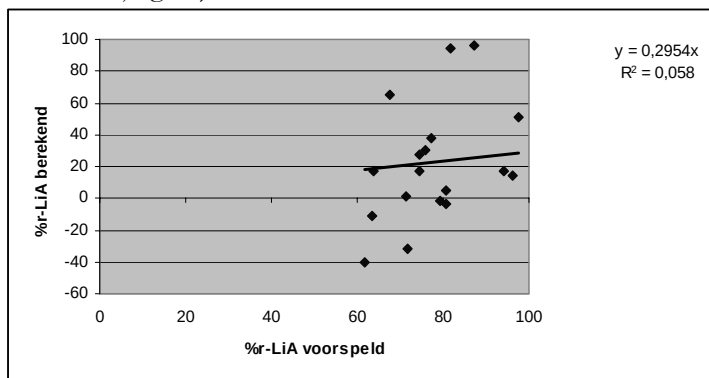
verwantschap met grondwater op een regenwatertype. Daartoe zijn eerst klassegrenzen voor %r-LiA vastgesteld, die de overgang markeren tussen een aantal relevante watertypen en die vervolgens met de inverse van de regressieformule 1 zijn omgerekend naar EGV-klassegrenzen.

Tabel 3. Na validatie van de eliminatiemethode vastgestelde watertypen en bijbehorende klassegrenzen van de EGV

Code type	Klassegrenzen	Omschrijving watertype
I	$EGV < 6$	Regenwater
II	$6 < EGV < 18$	Licht verrijkt regenwater (max 15 % grondwater)
III	$18 < EGV < 35$	Basenarm, zacht grondwater (max. 25% grondwater)
IV	$35 < EGV < 68$	Matig basenrijk grondwater (max. 50% grondwater)
V	$68 < EGV < 77$	Basenrijk, gerijpt grondwater(max.100% grondwater)
VI	$77 < EGV$	Vervuild (hard grond)water

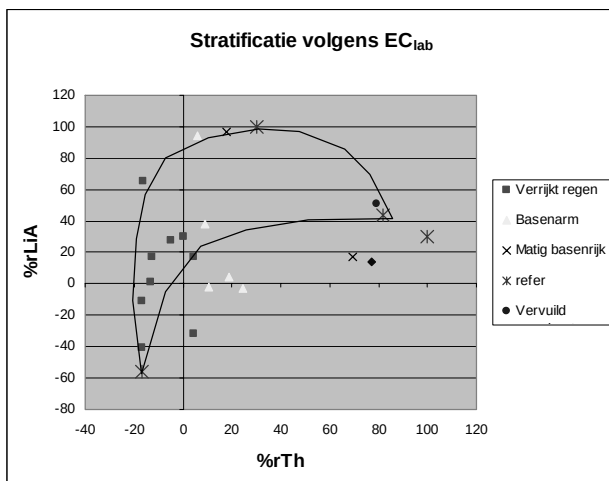
Toepassing

Op basis van de EGV_{lab} waarden zijn in het stroomgebied van de Strijper Aa de monsterpunten volgens het schema van tabel 3 toegewezen aan watertypen. Ter toetsing of het met de EGV_{lab} voorspelde en toegewezen watertype juist is zijn de resultaten van de laboratoriumanalyses gebruikt voor berekening van het %r-LiA volgens MAION en vergeleken met de voorspelde waarden van %r-LiA (Figuur 5, zie ook bijlage 1).



Figuur 5 Toetsing van voorspelde waarden van %r-LiA met gemeten waarden in het gebied van de Strijper Aa

Uit figuur 5 blijkt dat voorspelde waarden en gemeten waarden van de verwantschap met grondwater nauwelijks overeenkomen. Figuur 6 geeft de positie van de monsterpunten in het similariteitsdiagram, waarbij de punten zijn gestratificeerd naar de toegekende watertypen op basis van de voorspelling.



Figuur 6 Positie van monsterpunten uit Strijper Aa in een similariteitsdiagram, gestratificeerd naar voorspelde watertypen

Het probleem zit hem vooral in de categorie monsters die op basis van EGV-voorspelling als basenarm grondwatertype moeten worden getypeerd (Type III), terwijl ze volgens de berekeningen als verontreinigde regenwatermonsters moeten worden beschouwd. Bovendien blijkt het type VI (vervuild grondwater) volgens berekeningen eerder 'Vervuild regenwater' zou moeten zijn. Het is nog niet duidelijk hoe het type 'Vervuild regenwater' met veldkenmerken kan worden onderscheiden van het type 'Vervuild grondwater'.

Conclusies

- Op basis van de elektrische geleidbaarheid van grondwater kunnen een aantal ecologisch relevante watertypen worden onderscheiden. De betrouwbaarheid van deze voorspeller is echter gering.
- De methode werd ontwikkeld in gebieden met multifunctioneel bodemgebruik met infiltratiezones en kwelzones, waar water opkwelt dat zowel kalkhoudende als kalkvrije sedimenten doorstroomde, zodat een grote variatie aan ecologisch relevante watertypen verwacht mocht worden.
- Weliswaar kon op basis van EGV waarden een aantal watertypen worden onderscheiden volgens de zgn. eliminatiemethode, maar toepassing van deze methode in een niet eerder onderzocht gebied leidde tot onbevredigende resultaten.

3.2 Aanpassing methode

De eliminatiemethode op basis van regressie met uitsluitend somparameters voor de waterkwaliteit, zoals afgeleid met gegevens uit landbouwkundig gebruikte zandgebieden in de Achterhoek (Onderlaatsse Laak) en Brabant (Helvoirts Broek, 't Broek, Brand en Strijper Aa) blijkt nog niet erg betrouwbaar.

Om de toepasbaarheid en betrouwbaarheid van de methode te vergroten werd voor de calibratie van een aangepast model tevens gebruik gemaakt van beschikbare data uit een holocene deelgebied (Langbroekerwetering) en van archiefdata uit gebieden waar in het verleden door Alterra onderzoek werd gedaan. Van alle gebieden zijn dezelfde basisdata beschikbaar. Subdatasets van deze deelgebieden werden gebruikt ter validatie van de te ontwikkelen methode.

3.2.1 Werkwijze

Uitbreiding predictorvariabelen en verbreding

Op basis van ervaringen in de testfase werd besloten ook andere veldinformatie (GLG, bodemgebruik en grondsoort) bij de modelontwikkeling te betrekken dan uitsluitend somparameters voor de waterkwaliteit. Tevens werd verwacht dat door uitbreiding van de dataset over een bredere range van omstandigheden mogelijk betere resultaten konden worden verkregen. Daartoe werd de dataset uitgebreid met gegevens afkomstig van gebieden met een ander landgebruik (bos, korte natuur) en met andere bodemtypen (klei en veen). Besloten werd een regressiemodel te ontwikkelen waarbij naast EGV ook de pH en de andere veldinformatie als voorspellers voor de waterkwaliteit zijn betrokken:

- GLG
- drie categorieën bodemgebruik:
 - 1 = bos,
 - 2 = kort-niet-agrarisch,
 - 3 = agrarisch
- drie categorieën grondsoort (monsterdiepte als referentie):
 - 1 = zand,
 - 2 = klei,
 - 3 = veen

Het databestand werd aangevuld met archiefgegevens die eerder door Alterra in een ander kader verzameld zijn (zie bijlage 2). Deze gegevens voor de afleiding van het aangepaste model zijn afkomstig uit:

- Langbroekerwetering (LB) in Utrecht; holocene klei en veen, vnl. landbouwkundig gebruik.
- Zandbrink (ZB) in Utrecht; natuurgebied op zandgrond.
- Meeuwenkampje (MK) in Gelderland; natuurgebied op zand en veengrond.
- Dinkeldal (Dink) en enkele Twentse natuurgebieden (Vlthbr, Hzbk, Klbl, Strh) op verschillende grondsoorten.
- Gooren, Oetert (Gor, Oet) in Oost Brabant; natuurgebieden met zand en veen.
- Strijper Aa (SA) in Zuid Brabant; zand en veen, multifunctioneel gebied.
- Onderlaats Laak (OL) in Gelderland; klei en zand, multifunctioneel gebied.
- Helvoirts Broek (HB) in West Brabant; zand en veen extensieve landbouw en natuur.
- 't Brand (Br) in West Brabant; zand en veen extensieve landbouw en natuur.

Dataselectie

Om een gebalanceerd databestand te krijgen werden van maximaal twee willekeurige tijdstippen de gegevens van alle in een gebied aanwezige buizen verzameld. Monsters waren afkomstig van zowel ondiepe filters (bovenste waterschijf van freatisch water) als van diepere filters (onderste waterschijf van het freatisch grondwater). Watermonsters die afkomstig waren uit de bovenste freatische waterschijf zijn gebruikt voor het afleiden van het regressiemodel (n=221). De dataset die afkomstig was van de onderste waterschijf (n=117) werd geselecteerd ter validatie van de methode (zie bijlage 2).

De grondsoort waarin het filter stak waaruit het watermonster werd genomen (filterdiepte) vormde het criterium voor toekenning van een grondsoort aan een watermonster.

Voor gebruik werden de in het laboratorium geanalyseerde watermonsters gecontroleerd op kwaliteit door gemeten EGV waarden te vergelijken met theoretische EGV waarden die door het model MAION worden berekend op basis van de concentratie van de belangrijkste kat- en anionen. Als criteria werden afwijkingen gehanteerd van resp. <20%, <10% en <5%. Bij een streng criterium bestond het risico dat te weinig monsters overbleven voor de modelontwikkeling, zodat gezocht moest worden naar een balans tussen kwaliteit en kwantiteit van data

Dataverwerking en modelontwikkeling

Van de geselecteerde monsters werd met het model MAION de verwantschap met grondwater (%r-LiA) berekend. De in het laboratorium bepaalde waarden van EGV en pH werden als predictor variabelen bepaald, omdat veldbepalingen bij de meerderheid van de monsterpunten ontbraken.

Met Genstat (Payne, 2000) werd een multiple lineair regressiemodel afgeleid. De predictorvariabele EGV werd daarbij logaritmisch getransformeerd om een normale verdeling te verkrijgen.

3.2.2 Resultaten en conclusies

Calibratie

In tabel 4 zijn de regressiemodellen afgeleid die werden ontwikkeld met waterkwaliteitsmonsters waarvan gemeten en berekende EGV waarden minder dan 20% afweken.

Tabel 4 Modellen ter voorspelling van de verwantschap van watermonsters (n=221) met grondwater (%r-LiA), voor watermonsters met een maximale afwijking tussen berekende en gemeten EGV waarden van 20%.

Respons variabele	Verklarende variabelen			Groep	R ²
% rLiA	LnEGV			-	16,6
% rLiA	Ln EGV			Grondsoort	25,3
% rLiA	LnEGV			Bodemgebruik	32,3
% rLiA	LnEGV	GLG		-	21,8
% rLiA	LnEGV		pH	-	37,0
% rLiA	LnEGV		pH	Grondsoort	46,1
% rLiA	LnEGV		pH	Bodemgebruik	51,2
% rLiA	LnEGV	GLG	pH	-	40,3
% rLiA	LnEGV	GLG	pH	Bodemgebruik	53,5

De grootste verklaarde variantie wordt gevonden in een model waarbij EGV, GLG, pH en bodemgebruik als voorspellers worden geselecteerd. Niettemin is de verklaarde variantie laag.

Vervolgens is een model afgeleid volgens het criterium dat berekende en gemeten EGV waarden niet meer dan 10% mochten afwijken (tabel 5). Hierdoor werd het databestand gereduceerd tot een aantal n=169 waarnemingen. Tenslotte werden 5 outliers uit het databestand verwijderd. Een kwaliteitscriterium waarbij berekende en gemeten EGV waarden minder dan 5% afweken, leidde niet tot een verbetering van het voorspellingsmodel.

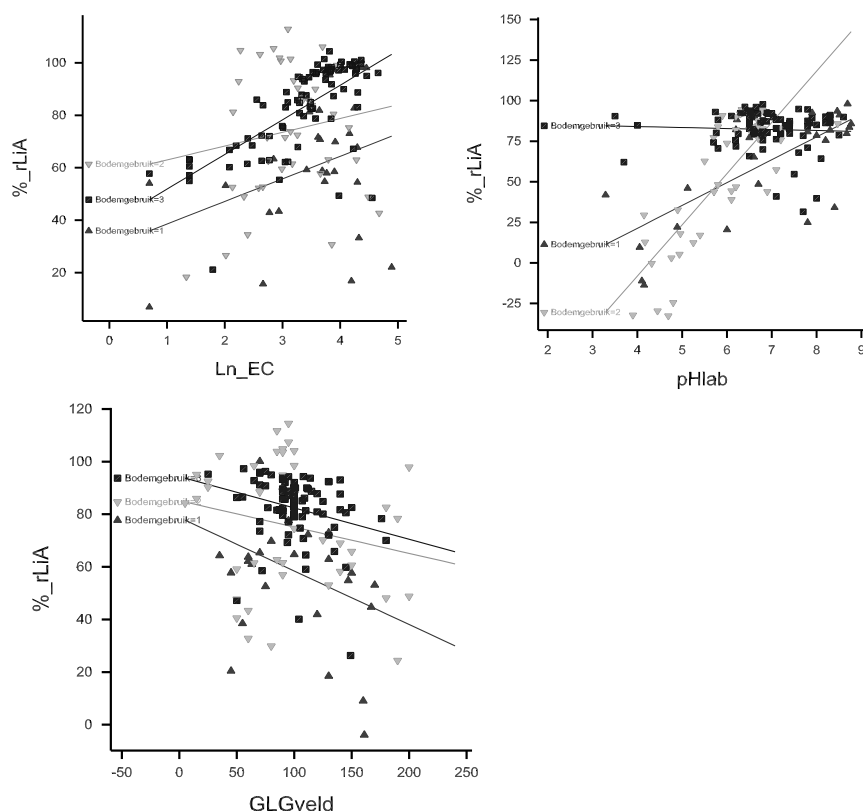
Tabel 5 Modellen ter voorspelling van de verwantschap van watermonsters (n=169) met grondwater (%r-LiA), voor watermonsters met een maximale afwijking tussen berekende en gemeten EGV waarden van 10%. Parameters met een * leveren een significante bijdrage aan het model (P<0,05)

Respons variabele	Verklarende variabelen			Groep	R ²	Commentaar
% rLiA	LnEGV*	GLG	pH*	bodemgebruik*	54,1	
% rLiA	LnEGV*	GLG*	pH*	bodemgebruik*	67,6	Excl. 5 outliers

Het uiteindelijke model blijkt 67,6 % van de gevonden variantie te kunnen verklaren. Het geparametriseerde model ziet er als volgt uit:

Bosnatuur: % r-LiA = 8,6LnEGV* - 0,2033GLG* + 14,08pH** - 43,2⁰
Korte natuur: % r-LiA = 5,26LnEGV⁰ - 0,1002GLG⁰ + 31,57pH** - 141,8**
Agrarisch: % r-LiA = 13,2LnEGV** - 0,1189GLG⁰ - 0,61pH⁰ + 54,6**

Voor de verschillende groepen leveren de verschillende variabelen een verschillende mate van significantie in de bijdrage aan de verklaarde variantie: ⁰ niet significant, * zwak significant (p<0,05), ** sterk significant (p<0,001). De relaties tussen de predictorvariabelen en de responsvariabelen zijn weergegeven in figuur 7.

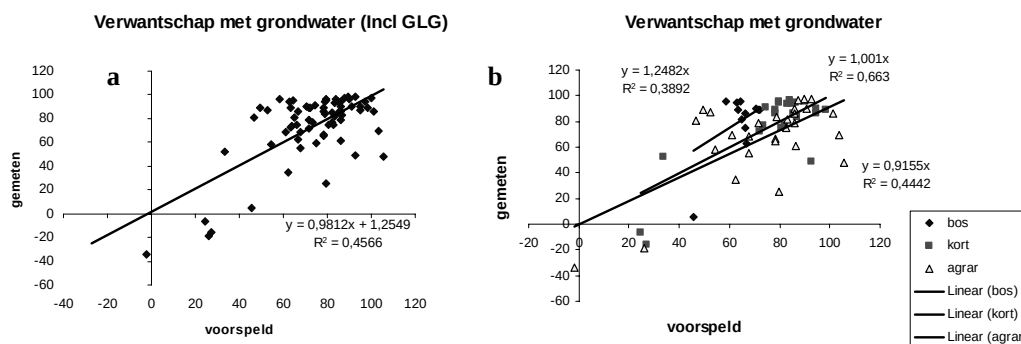


Figuur 7. Verwantschap met grondwater (% rLiA) zoals voorspeld door een multiple lineair regressiemodel uit het Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) pH van watermonsters en GLG bij verschillende vormen van bodengebruik

Uit figuur 7 blijkt dat de predictor variabelen bij de verschillende vormen van landgebruik in verschillende mate bijdragen aan de voorspelling van het watertype (% rLiA). Zo blijkt de pH in korte natuurlijke vegetaties sterk bij te dragen aan de voorspelling, maar in landbouwgebieden nauwelijks. De EGV levert daarentegen in korte natuurlijke vegetaties nauwelijks een bijdrage, terwijl in landbouwgebied een sterke bijdrage wordt geleverd aan de voorspelling van het watertype. De GLG draagt in bos iets sterker bij aan de voorspelling dan die in korte vegetaties en agrarisch gebied.

Validatie

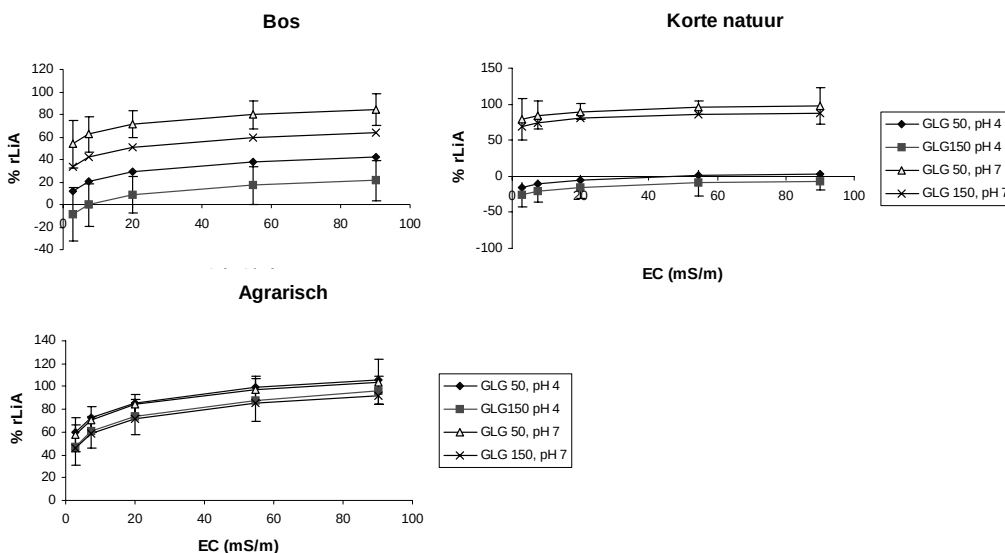
De modelvoorspelling werd gevalideerd met een dataset van de onderste freatische waterschijf (n=70). Het blijkt dat er een 1:1 relatie bestaat tussen voorspelde verwantschap en gemeten verwantschap (figuur 8a). Er is echter een lage verklaarde variantie ($R^2=0,46$). Als de groepen afzonderlijk worden bekeken (figuur 8b) dan wordt bij agrarisch gebruik de verwantschap iets hoger voorspeld dan in werkelijkheid. Bij bos wordt vaak een geringere verwantschap voorspeld dan in werkelijkheid. Bij korte vegetaties komen afwijkingen in beide richtingen voor. Hieruit wordt geconcludeerd dat de relatie tussen voorspelde en gemeten verwantschap goed is maar niet zeer betrouwbaar.



Figuur 8. Toetsing van voorspelde aan gemeten waarden voor de verwantschap met grondwater van watermonsters uit een testbestand. a: alle data; b: data gespecificeerd naar bodemgebruik

De betrouwbaarheid van het model kan worden ontleend door de standaardfout, die het model berekent voor toekomstige voorspellingen, met 2 te vermenigvuldigen. Deze betrouwbaarheid van de voorspelde verwantschap (%rLiA) blijkt dan slechts weinig te variëren over de gehele range van EGV, pH en GLG waarnemingen en bedraagt voor bos gemiddeld 18% voor korte vegetaties 20% en voor agrarisch gebied 15%.

In figuur 9 is het model en het 95% betrouwbaarheidsgebied van de voorspellingen gevisualiseerd met de EGV als voorspeller op de X-as voor enkele extreme waarden van de pH en GLG. Bij agrarisch landgebruik draagt de pH nauwelijks en de GLG iets bij aan het model. Naarmate de GLG dieper is, wordt de verwantschap met grondwater minder. Bij bos neemt de verwantschap met grondwater af naarmate de GLG dieper en de pH lager is. Bij korte natuur levert vooral de pH een sterke bijdrage aan de verwantschap.



Figuur 9 Model voor het voorspellen van de verwantschap van een watermonster met grondwater (% rLiA) en het 95% betrouwbaarheidsgebied met behulp van het elektrische geleidingsvermogen (EGV) en pH van het grondwater en de GLG als veldkenmerken bij verschillende vormen van landgebruik

Interpretatie

Het model voorspelt de mate van verwantschap van een watermonster met een referentiemonster, uitgedrukt in %-rLiA. In de ecologie wordt de waterkwaliteit vaak vertaald in een aantal typen: regenwater, basenarm water, basenrijk water etc. Er is gekozen voor de voorspelling van een variabele met een continu karakter in plaats van met een discontinu karakter om de problematiek van klassegrenzen te voorkomen. Deze keus vergemakkelijkt het zoeken naar correlaties met variabelen voor de ruimtelijke extrapolatie van de puntgegevens.

Wel kan het voorspelde percentage verwantschap (%-rLiA) achteraf worden geïnterpreteerd naar watertype. Omdat het %-rLiA slechts een van de 2 componenten is, waardoor een watertype wordt bepaald is een directe doorvertaling naar watertype op basis van slechts één component in principe problematisch. De tweede component (%-rTh) vertegenwoordigt de mate van verontreiniging via een niet-lineair verband. Door ruime klassegrenzen per watertype te kiezen kan deze mogelijke verontreinigingscomponent enigszins worden verdisconteerd. Dit leidt dan tot toekenning van vier ecologisch relevante watertypen op basis van de voorspelde %-rLiA volgens onderstaande grenzen.

0	< %-rLiA < 25	Regenwater
25	< %-rLiA < 55	Zeer basenarm grondwater
55	< %-rLiA < 85	Basenarm grondwater
85	< %-rLiA < 95	Matig basenrijk grondwater
95	< %-rLiA	Basenrijk grondwater

Consequenties voor eliminatiemethode

Het oorspronkelijke idee om via een beslissleutel grondwatertypen uit te sluiten totdat uiteindelijk een watertype overblijft (eliminatiemethode) moet door de resultaten van het onderzoek worden losgelaten.

Het ontwikkelde regressiemodel vormt echter een beter alternatief. Dit model kan desnoods worden ingebouwd in veldcomputer, waarna de verwantschap met grondwater kan worden berekend op basis van gemeten EGV, pH en GLG waarden en vorm van landgebruik.

De vraag of kwelwater ook tot in de wortelzone reikt kan beantwoord worden door de GLG in relatie tot de max. capillaire stijghoogte te bepalen. Daartoe kan een eenvoudig rekenmodel worden toegepast ofwel vuistregels worden toegepast. (bv. GLG < 60, 80 of 100cm voor veen, zand resp. klei dan kwel tot in maaiveld).

Conclusies

- Via regressieonderzoek kon een model worden ontwikkeld waarmee op basis van veldmetingen in boorgaten de aanwezigheid van kwelwater kan worden voorspeld.
- Het model voorspelt in een boorgat de verwantschap van het freatische water met grondwater op basis van somparameters voor de waterkwaliteit (EGV en pH) en informatie over GLG en landgebruik.
- Met dit model kan ongeveer 67% van de variantie worden verklaard. Het model voorspelt de verwantschap met een nauwkeurigheid van tussen 15 en 20% voor het 95% betrouwbaarheidsinterval.
- Het model is toepasbaar over een brede range van landgebruik en geohydrochemische condities.
- De voorspelde verwantschap kan via een eenvoudige vuistregel vertaald worden naar de aanwezigheid van de belangrijkste ecologisch relevante watertypen regenwater, basenarm grondwater, matig basenrijk grondwater en basenrijk grondwater.

3.3 Optimalisatie veldmetingen EGV

3.3.1 Probleem

Bij het veldwerk ter ontwikkeling van de waterkwaliteitsmethode deed zich een onverwacht probleem voor.

In de boorgaten waaruit watermonsters van Onderlaatste Laak zijn verzameld voor chemische analyse zijn tijdens bemonstering tevens EGV-waarden bepaald met een veldsonde. De EGV_{lab} waarden blijken systematisch bijna een factor 2 hoger te zijn dan de veldwaarnemingen: $EGV_{lab} = 1,99 EGV_{veld}$ ($r^2 = 0,654$). De EGV_{lab} waarden zijn met MAION gecontroleerd door de waarden ook te berekenen uit de gemeten individuele ion-species en wijken dan niet af van de gemeten labwaarden. Naast de gemeten maior-ionen kunnen in principe ook nog andere ionen (Fe-, Al-, N-, P-species) in oplossing zijn en het EGV bepalen. Kennelijk dragen deze restionen niet sterk bij aan het EGV, want het uit de maior-ionen (door MAION) berekende EGV wijkt niet sterk af van de gemeten EGV.

De geschetste problematiek deed zich in het gebied van de Strijper Aa in mindere mate voor dan in het gebied van de Onderlaatse Laak.

Omdat de individuele ion-species ook ten grondslag liggen aan de verwantschapsberekeningen die bij de methodeontwikkeling zijn gebruikt (MAION), moeten de EGV_{lab} waarden als meest betrouwbaar worden aangemerkt. Voor de kartering van de waterkwaliteit wordt het Elektrisch GeleidingsVermogen (EGV) gebruikt als een van de belangrijkste parameters. Een betrouwbare veldmeting is daarom essentieel.

Mogelijke verklaringen probleem

De veldmetingen werden in boorgaten gedaan, nadat deze 1 dag open hadden gelegen. De sonde werd in het boorgat gestoken, waarna een meting gedaan werd. De gebruikte sonde had geen automatische temperatuurcorrectie. Bij de meting bleek in een aantal gevallen dat het boorgat deels was dichtgelopen, waardoor de sonde in een waterig mengsel (suspensie) van zand en water terecht kwam. Voor de afwijkingen werden twee mogelijke oorzaken verondersteld:

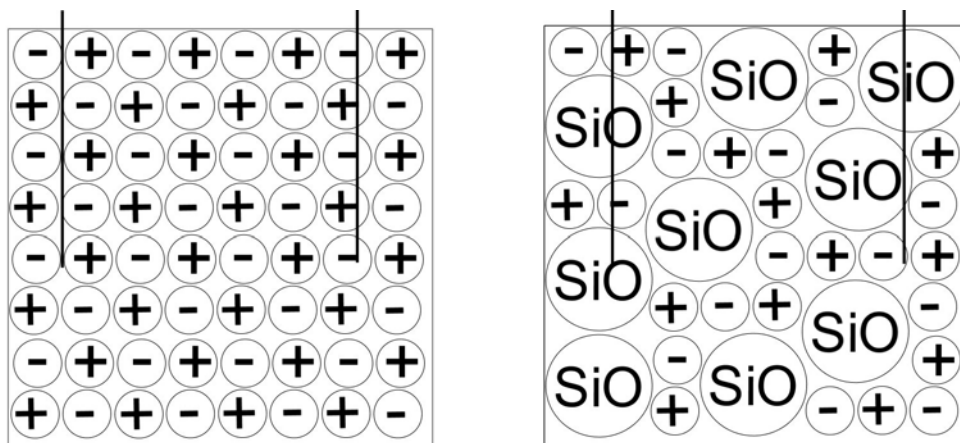
1. Het ontbreken van een correctie voor de temperatuur van het grondwater;
2. De isolerende werking van zand bij het meten in een suspensie van zand en water

ad 1

Het EGV wordt door de meetapparatuur omgerekend naar een waarde bij 25 °C. Hiervoor is echter een temperatuurmeting nodig die bij voorgaande metingen ontbrak. Bij lagere temperaturen wordt daardoor een lagere EGV gemeten.

ad 2

Metingen in het laboratorium worden gedaan in een gefilterd watermonster, waarin alleen water met opgeloste ionen voorkomen. Dit is in het veld vrijwel nooit het geval. In het boorgat komt altijd een zekere hoeveelheid minerale en/of organische deeltjes voor. Deze kunnen een isolerende werking hebben, waardoor een te laag EGV gemeten wordt. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 10. Links is de situatie weergegeven met alleen opgeloste ionen. Het EGV wordt bepaald door de hoeveelheid ionen tussen de polen van de meter. Bij een suspensie met zand wordt een deel van de ruimte ingenomen door zandkorrels (rechts), waardoor zich minder ionen tussen de polen bevinden. Dit geeft een lagere EGV.



Figuur 10 Schematische weergave van EGV-meting in waterige oplossing (links) en in suspensie met zand (rechts)

3.3.2 Aanpak probleem

Om het effect van beide afwijkingen te kunnen beoordelen hebben we in Onderlaatste Laak in 10 boorgaten metingen gedaan met verschillende methoden en

de resultaten daarvan vergeleken met de resultaten van laboratorium metingen aan watermonsters.

Veldmetingen

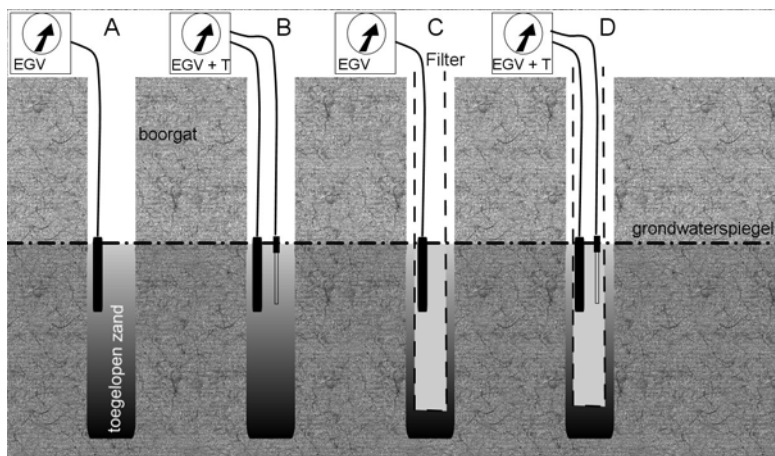
Bij de veldmetingen zijn vier methoden om de EGV in een boorgat te meten vergeleken (Figuur 11). Voorafgaande aan de metingen zijn op 30 maart 2004 op 10 locaties boorgaten uitgeboord. Per locatie zijn 2 boringen gedaan tot 150 cm – mv met een onderlinge afstand van ca 1 meter. De boorgaten zijn 1 dag open gelaten. Op 31 maart is in één van de boorgaten een filter geplaatst, bestaande uit een geperforeerde PVC buis, zoals ook voor peilbuizen gebruikt wordt, en zijn de volgende metingen verricht:

- de grondwaterstand
- de diepte van het boorgat (hoever is het boorgat dichtgelopen)
- de temperatuur van het grondwater
- de EGV zonder temperatuurcorrectie in het boorgat (Figuur 2A)
- de EGV met temperatuurcorrectie in het boorgat (Figuur 2B)
- de EGV zonder temperatuurcorrectie in het filter (Figuur 2C)
- de EGV met temperatuurcorrectie in het filter (Figuur 2D)

Tevens is uit het filter een watermonster genomen voor analyse in het laboratorium.

Analyse watermonsters

In het laboratorium zijn de watermonsters gefiltreerd over een 0,45 µm filter. Daarna zijn de zuurgraad (pH) en de gehalten bepaald van Ca, K, Mg, Na, S, Cl en IC (anorganisch koolstof $\approx$ koolzuur). Uit de hoeveelheid S is het sulfaatgehalte berekend.



Figuur 11 De EGV in boorgaten is met vier methodes gemeten

Koolzuur komt in het water voor, als H_2CO_3 , HCO_3^- en CO_3^{2-} . De verdeling over deze species hangt af van de zuurgraad. Uit deze relatie is, afhankelijk van de pH en IC het gehalte van deze species berekend.

Met MAION is de verwantschap met verschillende watertypen en de theoretische EGV berekend (bijlage 3).

3.3.3 Resultaten en conclusies

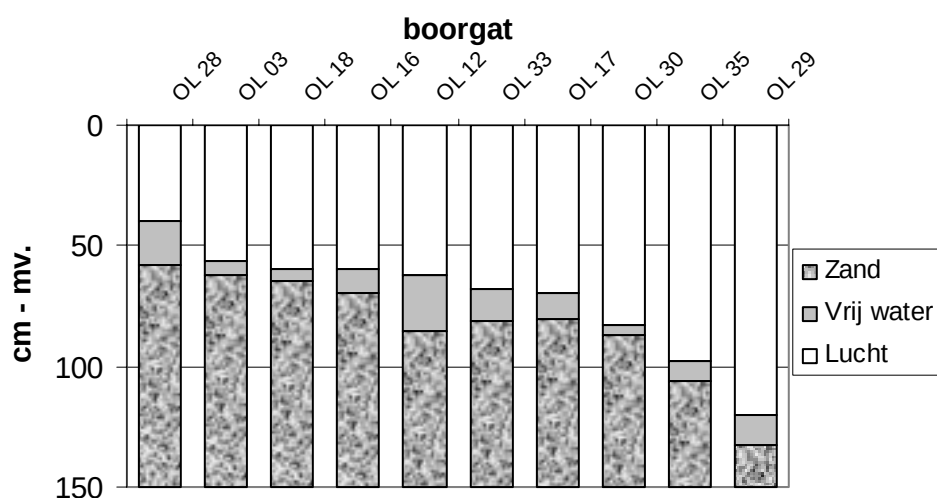
Veldmetingen

In tabel 6 staan de resultaten van de veldmetingen. De grondwaterstanden variëren van 40 tot 120 cm – mv. Alle boorgaten zijn na 1 dag tot dicht bij de grondwaterspiegel dichtgelopen met zand (kolom ‘bodem’). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 12. In alle boorgaten komen grote verschillen voor in de gemeten EGV tussen de verschillende methoden. Deze loopt meestal op in de volgorde $A < B < C < D$. Dit geeft aan dat zowel de temperatuurcorrectie (A vs. B en C vs. D), als het meten in een filter (A vs. C en B vs. D) een effect heeft. De hoogste waarden worden gemeten in het filter, met een temperatuurcorrectie. De enige uitzondering is boorgat OL12, waar in het filter juist lagere waarden gemeten worden dan in het boorgat. Een duidelijke verklaring hebben we hiervoor niet kunnen vinden. Omdat in alle andere locaties de verschillen heel consistent zijn, gaan we er van uit dat er een fout is ontstaan bij de meting. Bij de verwerking wordt deze locatie weggelaten.

De verschillen tussen de metingen zijn getest met een paarsgewijze T-toets. In tabel 7 is de overschrijdingskans of P-waarde voor de paarsgewijze verschillen weergegeven. Een P-waarde $\leq 0,05$ duidt op een significant verschil tussen twee methoden, bij $P \leq 0,01$ is het verschil sterk significant. Temperatuurcorrectie (A vs. B en C vs. D) leidt tot een sterk significante verhoging van de gemeten EGV. Het verschil tussen metingen in het boorgat en in een filter (A vs. C en B vs. D) is significant. Ook vergelijking van de niet gecorrigeerde meting in het boorgat met de gecorrigeerde meting in de filter (A vs. D) geeft een significant verschil. De spreiding bij de laatste methode is groot, waardoor het verschil niet sterk significant is, zoals misschien verwacht zou worden omdat de temperatuurcorrectie alleen al een sterk significant verschil oplevert.

Tabel 6 Resultaten van de veldmetingen in boorgaten

Dieptes (cm – mv.)					EGV (µS/cm)				
punt	boring	GWS	bodem	T (°C)	boorgat		filter	D	Opmerking
					A	B	C		
OL 28	150	40	58	7,2	39	63	58,3	91,8	grof zand, loopt snel toe
OL 03	150	56	62	7,1	108	175	352	535	
OL 18	150	60	65	7,1	51	83	170	260	
OL 16	150	60	70	7,3	89,1	146	340	514	
OL 12	150	62	85	7,3	311	490	176	270	T in buis 6.9: menging met ondiep water?
OL 33	150	68	81	7	60	96,1	71,7	118	
OL 17	150	70	80	6,9	53,9	88,9	161	247	
OL 30	150	83	87	7,3	14,3	23,2	50,9	78,1	
OL 35	150	98	106	7,6	27,3	47,6	63,9	98,2	
OL 29	150	120	133		22,7		110		te diep voor T



Figuur 12 Verdeling van lucht, water en zand in de boorgaten

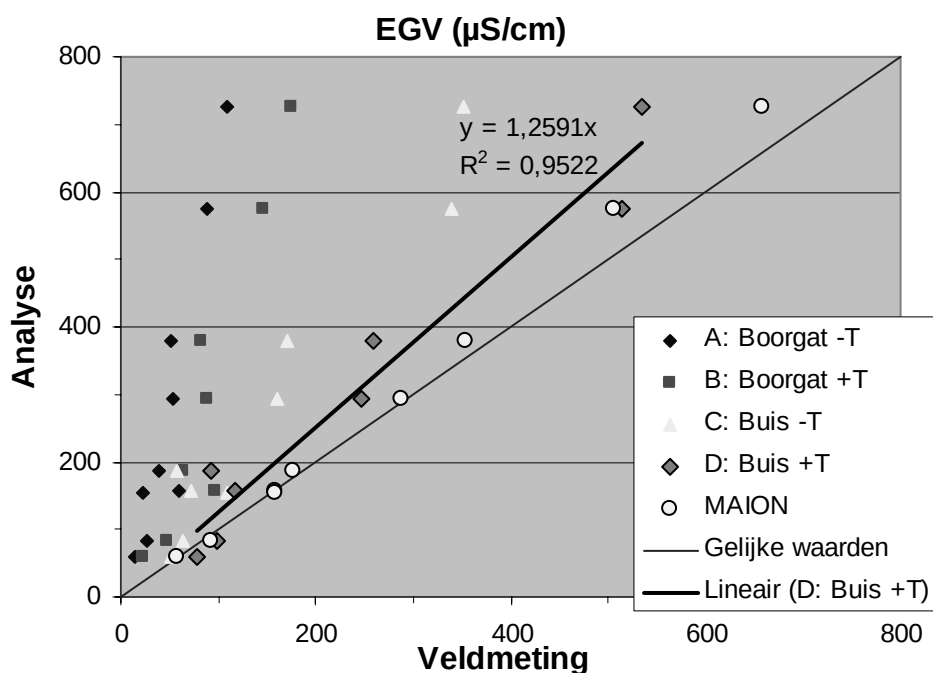
Watermonsters

De analyseresultaten zijn opgenomen in bijlage 3. De ionenbalans laat een licht scheve verdeling zien, waarbij de kationen enigszins in de meerderheid zijn. In bijlage 3 zijn tevens de resultaten van de MAION berekeningen opgenomen. Hierbij is ook op basis van de ionconcentraties een theoretische EGV berekend (EGV_{25}). Deze verschilt niet significant van de in het laboratorium gemeten EGV (zie Tabel 7).

Tabel 7. P-waarden voor gepaarde t-toets voor de veldmethoden en analyse met 9 punten

Methode	A	B	C	D	Analyse
B	0,001				
C	0,010	0,050			
D	0,013	0,019	0,007		
Analyse	0,007	0,015	0,008	0,034	
MAION	0,005	0,012	0,005	0,054	0.107

De veldmetingen volgens de vier verschillende methoden zijn in Figuur 13 uitgezet tegen de in het laboratorium gemeten EGV. Als de veldmetingen precies overeen zouden komen met de laboratoriummetingen, zouden ze samenvallen met de dunne doorgetrokken lijn die gelijke waarden aangeeft. Dit is bij geen van de veldmetingen het geval. Afgezien van twee metingen met methode D, op locaties met een lage EGV, zijn de veldmetingen altijd lager dan de laboratoriummetingen. De metingen volgens methode D (temperatuurcorrectie in het filter) komen het beste overeen met de laboratoriummetingen. Hoewel ook hierbij de verschillen significant zijn ($P = 0,034$; Tabel 7), is de relatie behoorlijk goed. Voor deze relatie hebben we een regressieanalyse uitgevoerd (zwarte lijn in Figuur 13) die met $R^2 = 0,95$ de laboratoriummeting voorspelt op basis van de veldmeting. Een dergelijke relatie kan gebruikt worden om binnen het gebied de ‘werkelijke’ EGV te voorspellen op locaties, waar geen wateranalyse van beschikbaar is, maar wel een veldmeting. Deze relatie is in deze vorm waarschijnlijk alleen geldig voor het studiegebied.



Figuur 13 Vergelijking van de veldmetingen met de in het laboratorium gemeten EGV

Conclusies

- De veldmetingen van het Elektrisch GeleidingsVermogen (EGV) zijn zeer gevoelig voor de gebruikte methode
- Zowel temperatuurcorrectie, als het meten in een filter leveren een significante verbetering op van de overeenkomst van de veldmetingen met de laboratoriummeting.
- Een combinatie van temperatuurcorrectie en meten in een filter geeft de beste resultaten
- Door een regressieanalyse uit te voeren voor EGV op de locaties waar monsters van genomen zijn, kan de bepaling van de EGV op niet bemonsterde locaties verbeterd worden.

3.4 Ruimtelijke extrapolatie watertypen

Op basis van een grote, onafhankelijke dataset, is een regressiemodel afgeleid, waarmee doormiddel van veldwaarnemingen van EGV en pH van het grondwater, de GLG en het grondgebruik een voorspelling gedaan kan worden van de verwantschap van het grondwater met een referentiemonster uit Angeren (zie 3.2). Als voor een voldoende aantal boorgaten deze informatie beschikbaar is, kan de verwantschap voor die punten berekend worden en ruimtelijk geëxtrapoleerd worden. Onderzocht is of het mogelijk is voor deze extrapolatie gebruik te maken van gebiedsdekkende informatie van bodemkaart, grondgebruik, Gd-informatie en (relatieve) maaiveldhoogte. Hiervoor is eerst de verwantschap met het referentiemonster berekend per boorpunt op 78 locaties en vervolgens een

regressiemodel afgeleid dat in die punten de verwantschap voorspelt uit de genoemde hulpinformatie. Tot slot is dit model gebiedsdekkend toegepast.

3.4.1 Voorspelling van de watertypen in boorpunten

Voor 78 locaties is de verwantschap met het referentiemonster berekend op basis van het regressiemodel (zie tabel 5). Hiervoor is in de boorgaten de EGV en de pH gemeten in het voorjaar van 2003. Omdat niet overal pH-metingen gedaan zijn, werden deze aangevuld met metingen uit de zomer van 2001 in boorgaten op dezelfde locaties (Van Delft et al., 2002). Het grondgebruik is tijdens het veldwerk genoteerd. Voor het onderscheid tussen 'agrarisch' en 'korte vegetatie natuur' in grasland is als uitgangspunt genomen dat agrarisch grondgebruik gepaard gaat met bemesting en natuurbeheer niet. In het gebied komen graslanden voor, waar vee wordt ingeschaard. Volgens deze definitie vallen die onder 'natuur', ook al hebben ze soms nog een vrij hoge voedselrijkdom als gevolg van voormalig agrarisch gebruik.

In figuur 14 zijn de voorspelde verwantschappen per grondgebruiksklasse uitgezet tegen EGV, pH en GLG. Bij agrarisch grondgebruik is volgens het model vooral de EGV en in mindere mate GLG bepalend, bij bos vooral de pH en in mindere mate de EGV en GLG, terwijl bij korte vegetaties vrijwel alleen de pH bepalend is, samen met de GLG. Dit komt duidelijk tot uiting in figuur 14. Opvallend is, dat volgens de voorspelling de verwantschap met basenrijk grondwater bij agrarisch grondgebruik over het algemeen veel hoger is dan bij natuur. Volgens de in 3.2.2 afgeleide grenswaarden komt bij agrarisch grondgebruik bijna alleen basenarm en matig basenrijk grondwater voor en in bos voornamelijk regenwater en basenarm grondwater. Bij 'korte natuur' komt ook voornamelijk regenwater voor, maar in 4 gevallen ook basenarm of matig basenrijk grondwater. Hiervoor zijn twee verklaringen te geven:

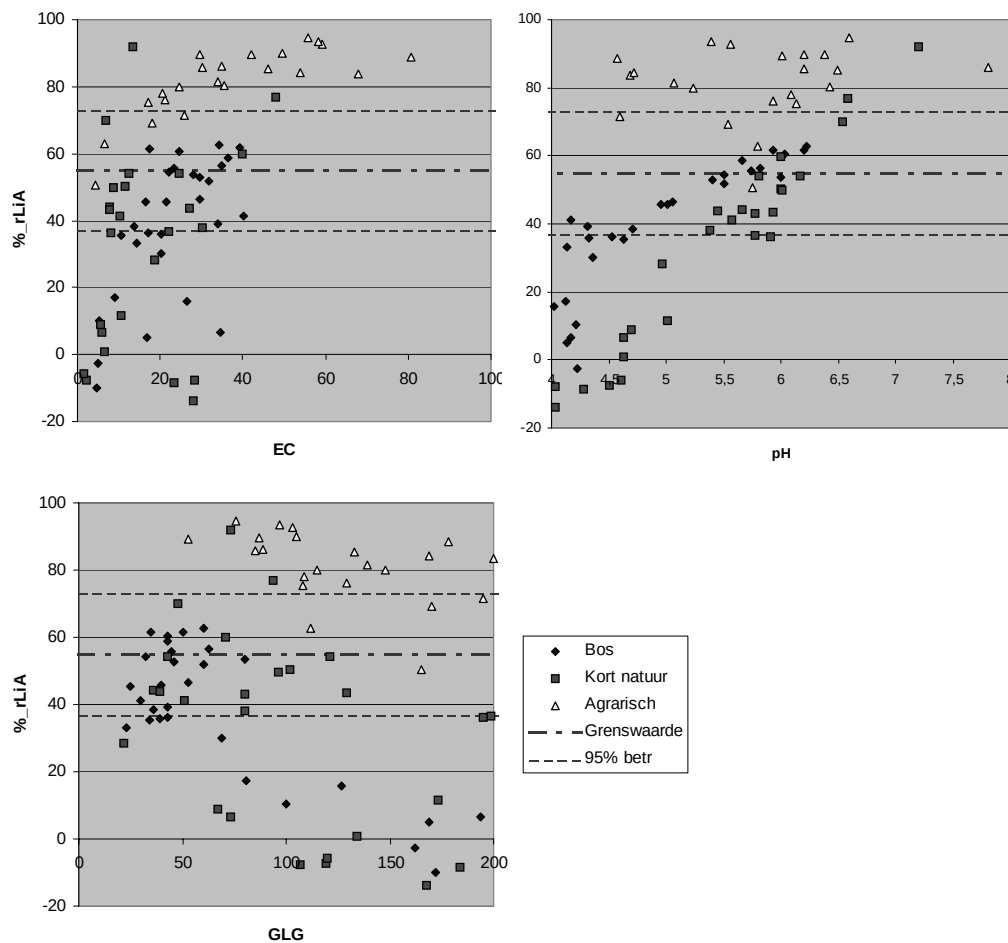
1. Bij de validatie van het regressiemodel (zie figuur 8) is gebleken dat de afwijkingen tussen de voorspelde en de werkelijke verwantschap verschilt per grondgebruiksklasse. Bij agrarisch grondgebruik is de voorspelde verwantschap in ongeveer de helft van de gevallen hoger dan de werkelijke. Bij bos wordt vaak een geringere verwantschap voorspeld dan in werkelijkheid. Bij korte vegetaties komen afwijkingen in beide richtingen voor. Het model geeft voor agrarisch grondgebruik ook een vrij hoog intercept aan (54,6), waardoor geringe verwantschappen alleen voorspeld kunnen worden bij zeer diepe GLG. Voor natuur is het intercept vrij sterk negatief, hetgeen gecompenseerd wordt door een vrij steil verloop van de relatie voor pH. Op basis van de validatieresultaten kan verondersteld worden dat voor agrarisch grondgebruik in een aantal gevallen een te hoge verwantschap wordt voorspeld en voor bos een te lage.
2. Een lage verwantschap met grondwater wordt ook voorspeld in broekbossen, die in de grondgebruiksklasse 'bos' voorkomen. Het is mogelijk dat hier door waterconserveringsmaatregelen, relatief veel regenwater wordt vastgehouden, waardoor het grondwater in deze oorspronkelijke kwelmilieus wordt verdrongen. In landbouwgebieden in vergelijkbare posities, wordt door

ontwatering regenwater afgevoerd, waardoor kwelwater hoger in het profiel kan doordringen. Bij de waterkwantiteitsmethode in hoofdstuk 4 wordt met het verschil in waterhuishouding tussen natuur- en landbouwgebieden rekening gehouden.

Beide verklaringen voor verschillen in de grondgebruiksklassen kunnen een rol spelen.

De standaardfout van het model bedraagt ongeveer 9%. De werkelijke verwantschap zal met een betrouwbaarheid van 95% gelijk zijn aan de voorspelde waarde + of – 18% (= 2 x standaardfout). Voor de grenswaarde van 25% tussen regenwater en zeer basenarm grondwater betekent dit dat ook punten met een voorspelde verwantschap > 7% een verwantschap > 25% zouden kunnen hebben en daarmee nog net tot zeer basenarm grondwater gerekend kunnen worden.

Bij alle grondgebruiksklassen neemt de verwantschap af met de GLG, maar bij ‘agrarisch’ en ‘korte natuur’ is deze relatie vrij zwak. Voor de punten in bos is de verwantschap met het referentiemonster overal laag waar $GLG > 80$ cm – mv. is (figuur 14). Bij nattere standplaatsen komen zowel lage als relatief hogere verwantschappen voor. Punten met een relatief hoge verwantschap kunnen gerelateerd zijn aan kwelmilieu's. Bij agrarisch beheer is de verwantschap overal hoog, ook bij diepere GLG waarden. Mogelijk is hier de voorspelling van de verwantschap beïnvloed door een hogere EGV, die het gevolg is van verontreiniging door bemesting.



Figuur 14 Voorspelde verwantschap met het referentiemonster. De horizontale streepjeslijnen geven het 95 % betrouwbaarheidsinterval weer voor de grens tussen regenwater en basenarm grondwater ($\%rLiA = 55\% \pm 20\%$)

3.4.2 Ruimtelijk voorspellingsmodel

Om de voorspelde verwantschappen ruimtelijk te kunnen extrapoleren is een regressiemodel afgeleid, waarbij de relatie van de verwantschap met vlakdekkende relevante variabelen is onderzocht. Hiervoor zijn modellen afgeleid met combinaties van de volgende variabelen:

- Bodemgebruik (Bos, natuur kort, agrarisch)
- Kwelkans voor het Referentie Grondwater Regime¹
- Maaiveldhoogte (AHN)
- Relatieve maaiveldhoogte binnen 50, 100, 150 en 200 meter
- GHG, GVG, GLG en het logaritme hiervan (LnGHG, LnGVG, LnGLG)

¹ De kwelkans is afgeleid van de eenheden van de bodemkaart, volgens een vertaalsleutel (Jansen et al. 1999). Op een schaal van 1 (infiltratie) tot 5 (overduidelijke kwelinvloed) wordt de kans op het voorkomen van kwel *tijdens de bodemvorming* afgeleid uit de bodemeenheid. Dit hoeft niet overeen te komen met de huidige situatie.

In Genstat (Payne 2000) is met ‘All subsets regression’ onderzocht welke combinatie van deze variabelen de spreiding in de verwantschappen het beste beschrijft. Uitgangspunt is, dat met zo min mogelijk verklarende variabelen, zo’n groot mogelijk percentage verklaarde variantie (R^2) bereikt moet worden. Hiervoor worden afzonderlijke modellen afgeleid voor alle mogelijke combinaties van variabelen. Bij de modelselectie is opgelegd dat de kwelkans in elk model opgenomen moet worden, om te voorkomen dat voor natte podzolgronden op de heide een hoge verwantschap met grondwater berekend wordt.

3.4.3 Resultaten en conclusies

De belangrijkste resultaten van de modelselectie staan in tabel 8. Met kwelkans, bodemgebruik, GHG en relatieve maaiveldhoogte binnen 150 meter is R^2 maximaal, als meer variabelen worden toegevoegd neemt R^2 weer af. Het model wordt daar dus niet beter van.

Tabel 8 Resultaten modelselectie voor de ruimtelijke voorspelling van de verwantschap met het referentiemonster (%rLiA)

Verklarende variabelen					R^2
Kwelkans	Bodemgebruik				57,85
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG			63,72
Kwelkans	Bodemgebruik	GVG			63,58
Kwelkans	Bodemgebruik	GLG			63,39
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	RelH100		64,15
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	RelH150		64,25
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	RelH200		64,15
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	GLG	RelH150	63,84
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	RelH050	RelH100	63,82
Kwelkans	Bodemgebruik	GHG	AHN	RelH150	63,78

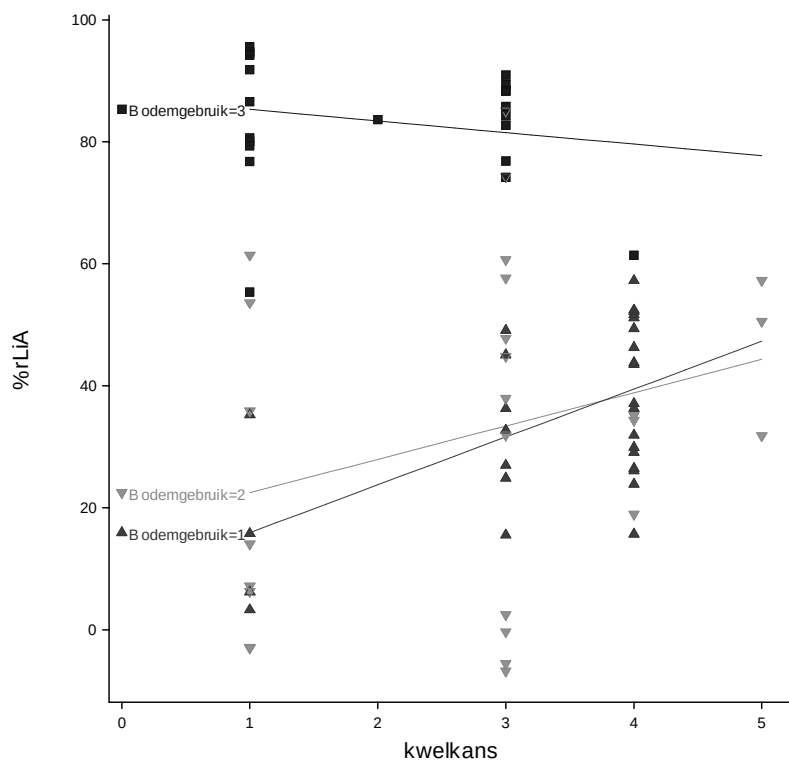
Om de verwantschap te kunnen schatten voor de verschillende vormen van grondgebruik is een regressiemodel met groepen afgeleid voor kwelkans, GHG en relH150 ($R^2 = 64,0\%$). De bijdrage van RelH150 is hierbij niet significant. Een model zonder deze variabele ziet er als volgt uit ($R^2 = 65,1\%$):

Bosnatuur: $\%rLiA = 17,4^0 + 7,85Kwelkans^0 - 0,320GHG^0$

Korte natuur: $\%rLiA = 26,4^* + 5,46Kwelkans^0 - 0,321GHG^*$

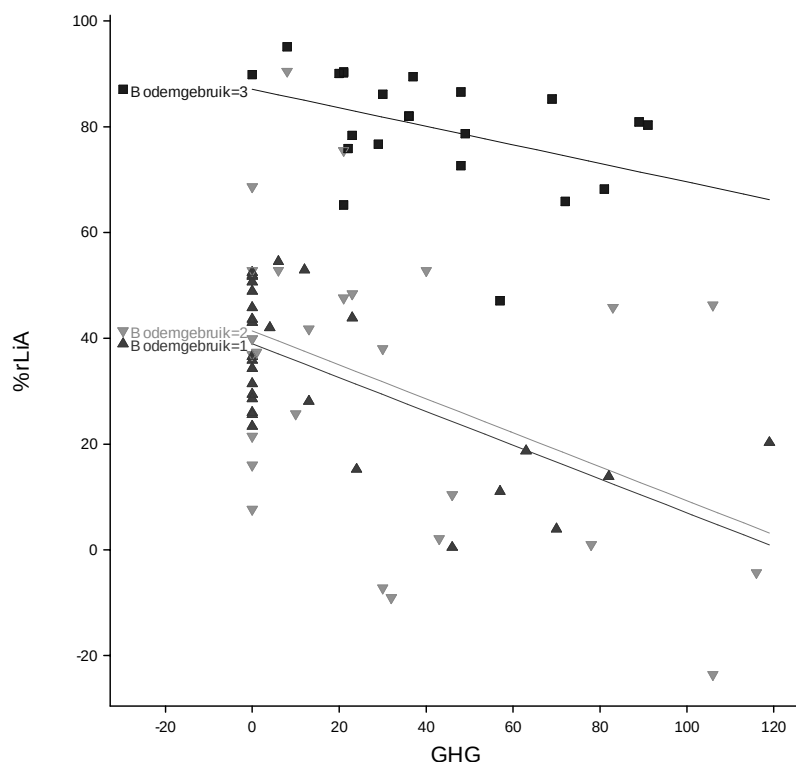
Agrarisch: $\%rLiA = 92,4^{**} - 1,91Kwelkans^0 - 0,175GHG^0$

Voor de verschillende groepen leveren de verschillende variabelen een verschillende mate van significantie in de bijdrage aan de verklaarde variantie: ⁰ niet significant, * zwak significant ($p < 0,05$), ** sterk significant ($p < 0,001$). De relatie tussen de predictorvariabelen en de responsvariable (%rLiA) zijn weergegeven in figuur 15 en 16.



Figuur 15 Grafische weergave van de relatie tussen %r-LiA en de kwelkans voor de grondgebruiksklassen: 1=bos, 2= korte natuur, 3=agrarisch

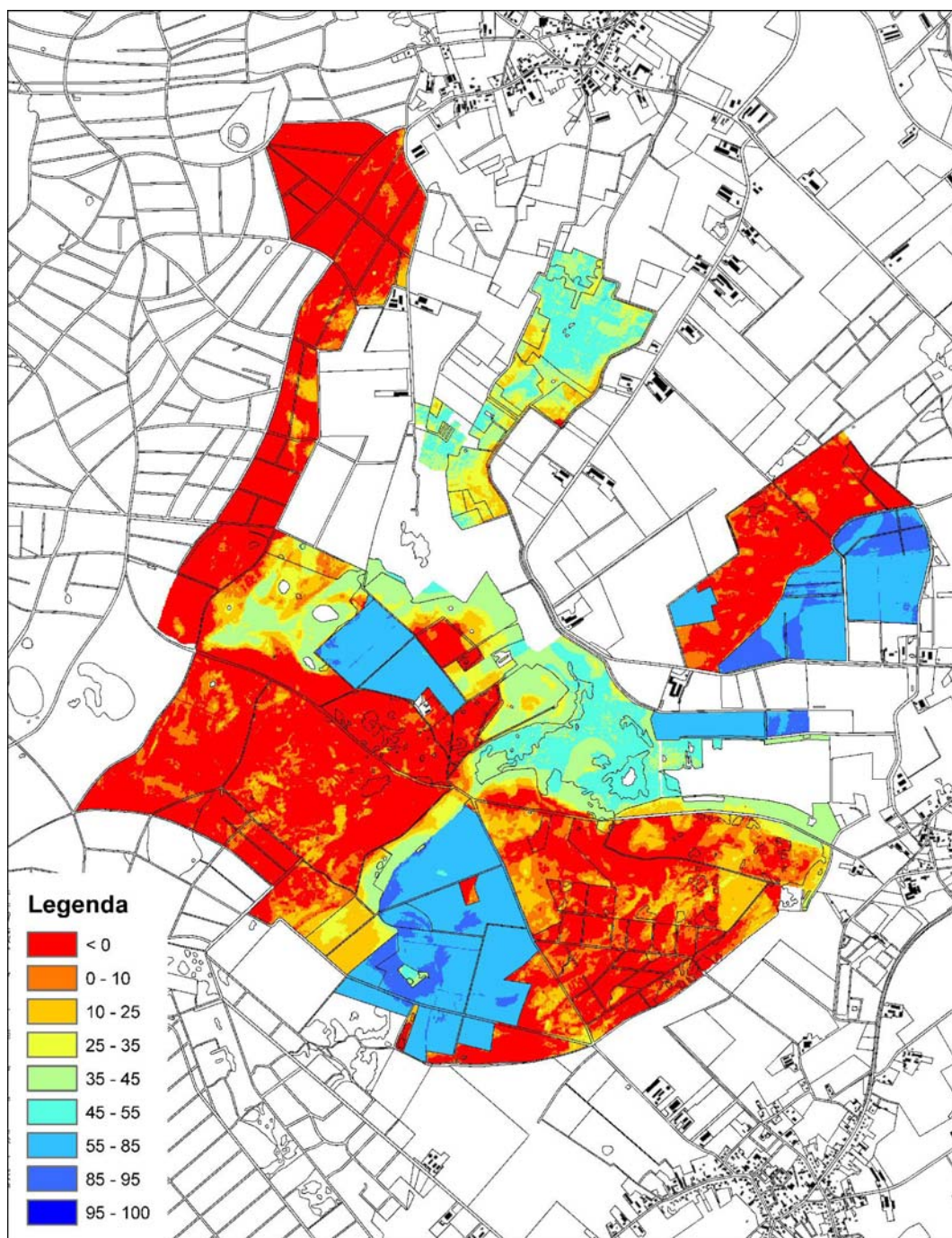
Hoewel de significantie van de bijdrage van kwelkans niet groot is (er is vrij veel spreiding), neemt voor de natuurgebieden de verwantschap duidelijk toe met de kwelkans. Bij agrarisch grondgebruik neemt de verwantschap licht af. Voor deze klasse komen ook vrijwel alleen punten voor met een hoge verwantschap. Een relatie met de kwelkans lijkt daardoor ook minder waarschijnlijk.



Figuur 16 Grafische weergave van de relatie tussen %rLiA en GHG voor de grondgebruiksklassen: 1=bos, 2=korte natuur, 3=agrarisch

Zoals te verwachten is, neemt de verwantschap af met een diepere GHG. Dit geldt voor alle grondgebruiksklassen.

In figuur 17 is de verwantschap met grondwater ruimtelijk weergegeven op basis van het hiervoor afgeleide model. De landbouwgronden springen er duidelijk uit, met hoge verwantschappen, ongeacht de positie in het landschap. Dat lijkt niet erg aannemelijk, hetgeen reeds is vastgesteld bij het afleiden van het verwantschapsmodel. Binnen de natuurgebieden komen eigenlijk alleen gronden voor met verwantschap < 55%. Dat komt overeen met regenwater (<25%) en zeer basenarm grondwater (25-55%, zie 3.2.2). De hoogste waarden binnen de natuurgebieden (45-55%) komen voor in de broekbossen van de Riesten en de moerassen bij Soerendonks Goor. De natte delen van de hei en de bovenloop van de Strijper Aa (Rioolbeek) hebben een verwantschap van 35-45%. Voor de hogere delen van de natuurterreinen geldt een verwantschap lager dan 35%



Figuur 17 Voorspelling van de verwantschap met grondwater (%r_LiA) op basis van bodemgebruik, kwelkans en GHG

Conclusies

- Gebiedsdekkende informatie over grondgebruik, GHG en de 'kwelkans' blijken de belangrijkste hulpvariabelen te zijn waarmee puntinformatie over de grondwaterverwantschap ruimtelijk het best kan worden geëxtrapoleerd.
- Uiteindelijk blijkt niet meer dan 65% van de variatie in grondwaterverwantschap met deze hulpvariabelen te kunnen worden verklaard.
- Het ruimtelijk model leidt tot overschatting van de grondwaterverwantschap in gebieden met agrarisch grondgebruik en een lichte onderschatting bij bos, waardoor daar onbevredigende kaartbeelden ontstaan.
- Met uitzondering van de agrarische enclaves levert de kaart met grondwaterverwantschap een beeld dat op hoofdlijnen voldoet aan de verwachting: overwegend regenwater op de hogere bos- en heidegronden en een basenarm grondwatertype in de beekdalen.

4 De waterkwantiteitsmethode

4.1 Werkwijze

De werkwijze voor de bepaling van de kwel/wegzijging bestaat uit 4 hoofdonderdelen (zie ook Figuur 1): schematisatie, parametrisatie, kalibratie en berekening kwel/infiltratie en maatgevende afvoer.

4.1.1 Schematisatie

Voor de bepaling van de kwel/wegzijging met het model SWAP is een gebiedschematisatie noodzakelijk. De volgende factoren zijn van invloed op de kwel/wegzijging:

- Geohydrologie;
- Bodem;
- Waterhuishoudkundige inrichting (dichtheid en afmetingen van waterlopen);
- Peilbeheer;
- Topografie;
- Grondgebruik.

Bij de gebiedschematisatie is het van belang om het gebied in te delen naar karteerbare kenmerken. Het merendeel van de bovengenoemde factoren zijn direct of indirect te beschouwen als karteerbare kenmerken. De belangrijke factor kwel is echter niet meet- en karteerbaar. De kwel, of wegzijging, kan alleen met model- of balansberekeningen worden bepaald. Bij de gebiedsindeling naar karteerbare kenmerken is zoveel mogelijk getracht relevante kenmerken voor de modellering op te nemen. De ruimtelijke schematisatie is gebaseerd op de geohydrologie en bodemfysica. Uit eerder onderzoek is gebleken dat de waterhuishoudkundige inrichting van een gebied gerelateerd is aan eerdergenoemde kenmerken van de onder- en bovengrond. Om rekening te houden met topografische verschillen is er binnen dit onderzoek gerekend voor verschillende Gt's.

Hydrotypen

De geohydrologische eigenschappen van de ondiepe ondergrond (topsysteem) zijn vooral bepalend voor de drainageweerstand (Massop e.a., 1997). Bij het samenstellen van een afgeleide kaart met een geohydrologische indeling (voor de eigenschappen van het topsysteem) is ernaar gestreefd om zoveel mogelijk de Geologische Overzichtskaart van Nederland (schaal 1:600 000) (Zagwijn e.a., 1975) als uitgangspunt te nemen. Deze kaart geeft op landelijke schaal een goede afspiegeling van de ondiepe ondergrond, het topsysteem, met o.a. de samenstelling van de Holocene deklaag en het ondiep voorkomen van lemlagen. Daarnaast is vooral voor het Pleistocene gebied gebruik gemaakt van aanvullende informatie uit de studie “Kwetsbaarheid van het grondwater” (Boumans e.a., 1987). In deze studie is de ondergrond geschematiseerd in een aantal profieltypen op basis van de opbouw van de deklaag en eventuele weerstandbiedende lagen in de ondergrond, zoals

Brabantleem (Centrale Slenk). In figuur 18 zijn de geohydrologische profielen die voorkomen in het studiegebied weergegeven

Slenk Nuenen Zuid	Slenk Nuenen Midden	Slenk Singrave
Twente $d = 3.3 / kD = 5$	Twente $d = 2.8 / kD = 4$	Singrave $d = 2 / \epsilon = 200$
Nuene beekleem $d = 1.25 / \epsilon = 125$	Nuene beekleem $d = 2.3 / \epsilon = 230$	Twente $d = 1 / kD = 1.5$
Nuene grof Sterksel/Veghel/ Kreft. $d = 50 / kD = 1600$	Nuene grof Sterksel/Veghel/ Kreft. $d = 70 / kD = 2000$	Nuene beekleem $d = 2 / \epsilon = 200$
		Kreft./Veghel/ Sterksel $d = 75 / kD = 1800$
Reuven/Branssum	Kedichem / Tegelen	Kedichem / Tegelen

Figuur 18 Geohydrologische profielen, die in de modelberekeningen van het gebied Strijper Aa zijn toegepast

Bodemtypen

Voor de schematisatie op basis van de bodem zijn voornamelijk de bodemfysische kenmerken van belang. Bij de bepaling van de bodemfysische kenmerken worden de bodems volgens de bodemkaart 1:50 000 geclassificeerd naar een beperkt aantal van 21 bodemprofielen. Hiervoor zijn dezelfde 21 bodemprofielen onderscheiden als bij de generalisatie van de bodemkaart 1 : 250 000 (Wösten et al, 1988) ten behoeve van de PAWN-studie. Voor deze 21 bodems is de profielopbouw alsmede de omschrijving van het materiaal bekend.

4.1.2 Parametrisatie

Meteo en bodemfysica

Voor de meteorologische invoergegevens is gebruik gemaakt van het KNMI-meetstation Eindhoven (Vliegbasis; Vb). Het betreft de neerslaggegevens en de referentie gewasverdamping volgens Makkink voor de periode 1971-2000. Voor de bodemfysische kenmerken van de bodem is gebruik gemaakt van de 21 bodemprofielen die door Wösten et al. (1988) zijn onderscheiden voor de PAWN-studie. Van deze 21 bodems is de profielopbouw en de omschrijving van het materiaal bekend. Op basis van de omschrijving van het materiaal worden bodemfysische bouwstenen toegekend (Staringreeks). Voor het grondgebruik is uitgegaan van gras.

Oppervlaktewater gegevens

Als bron voor de bepaling van de dichtheden aan waterlopen is het Top10-vector bestand gebruikt. Binnen dit digitale bestand worden 4 klassen van waterlopen onderscheiden, nl:

- greppels en droogvallende waterlopen;
- sloten smaller dan 3 m;
- sloten 3-6 m;
- sloten breder dan 6m.

Voor de berekeningen met SWAP worden 4 drainagesystemen onderscheiden. Hierbij is gebruik gemaakt van de indeling volgens tabel 9.

Tabel 9 Indeling van de drainagesystemen voor de SWAP-berekeningen

Niveau	Drainagesysteem	Omschrijving
1	Primair	Waterlopen 3 - 6 meter en waterlopen breder dan 6 meter
2	Secundair	Waterlopen smaller dan 3 meter
3	Tertiair	Greppels en droogvallende waterlopen
4	Maaiveld drainage	Gehele gebied

¹ De buisdrainage kan op het 3^e niveau liggen indien deze dieper ligt dan het tertiaire systeem

Voor de drainageweerstand voor de afzonderlijke ontwateringsystemen is gebruik gemaakt van de formule van Ernst. De maaiveld drainage heeft een weerstand van 30 dagen, welke afneemt naar 15 dagen indien de grondwaterstand tot in maaiveld komt.

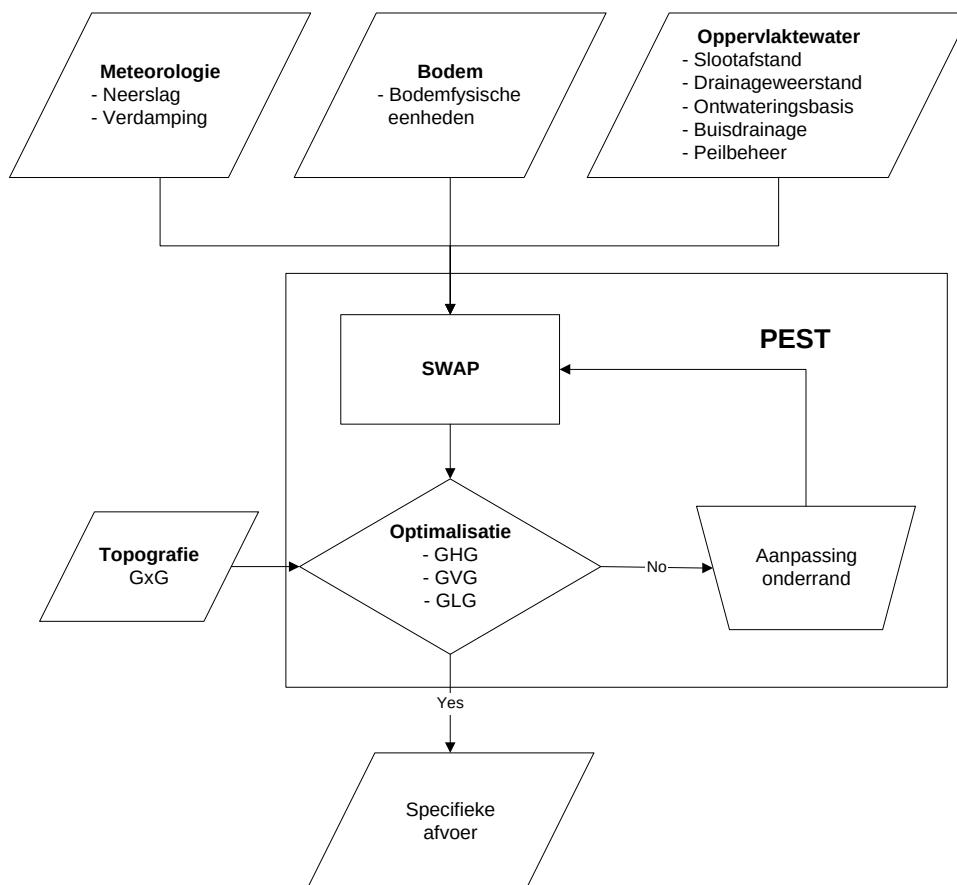
Naast de slootafstand en de drainageweerstand zijn gegevens over de ontwateringbasis en de drooglegging nodig voor de SWAP simulaties. De diepte van de waterlopen zal afhankelijk zijn van het bodemtype en de Gt.

4.1.3 Kalibratie

Kalibratieprocedure

De kalibratie van de onderrand heeft plaatsgevonden met het programma PEST (Figuur 19) . Voordat de kalibratie kan plaatsvinden wordt het model SWAP voor de schematisatie-eenheden opgezet. Bij de kalibratieprocedure vindt er een modelberekening plaats, waarna de berekende grondwaterstand wordt vergeleken met de Gt. Indien de berekende grondwaterstanden te veel afwijken van de gemeten waarden wordt de onderrandvoorwaarde (sinusvormige potentiaal of c-waarde) van het model aangepast en vindt er opnieuw een berekening plaats. Het herhalen en aanpassen van de onderrandvoorwaarde gaat door totdat de berekende waarden voldoen aan het gestelde criterium.

De optimalisatieprocedure is opgezet voor verschillende Gt's. Om het aantal berekeningen te beperken zijn 4 Gt's geselecteerd. Bij de selectie van de 4 Gt's is gekeken naar grondwatertrappen die veel voorkomen. Daarnaast zijn de Gt's zodanig gekozen dat het gehele Gt-traject beschreven wordt. De optimalisatie is uitgevoerd voor een periode van 10 jaar (1990-2000).



Figuur 19 Schema van de kalibratieprocedure

4.2 Resultaten

4.2.1 Kwel- en wegzijgingsfluxen

Voor het bepalen van de kwel/wegzijging is uitgegaan van de gekalibreerde modellen. Met deze gekalibreerde modellen is een tijdreeks van 30 jaar doorgerekend om een langjarig gemiddelde van de kwel/wegzijgingsflux te kunnen berekenen. De resultaten van deze berekeningen zijn vervolgens vertaald naar een kennistabel waarin per schematisatie-eenheid en Gt een kwel/wegzijgingsflux is weergegeven (tabel 10).

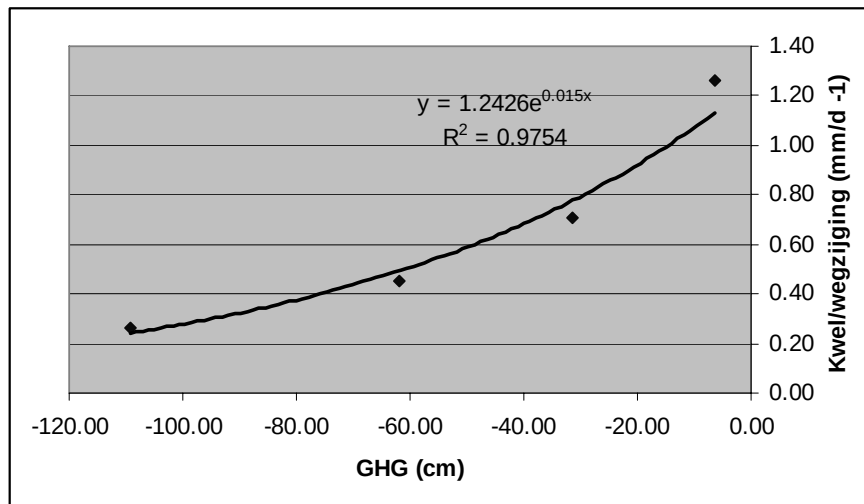
4.2.2 Ruimtelijke patronen

Om de kwel/wegzijging vlakdekkend in te vullen is gebruik gemaakt van de GHG als noodzakelijke vlakdekkende hulpinformatie. Binnen een schematisatie-eenheid is er een geleidelijk afname van de kwel te zien naarmate de Gt droger wordt (tabel 10). De mate waarin de specifieke afvoer afneemt kan per schematisatie-eenheid sterk verschillen. De bovenstaande aspecten hebben er toe geleid dat er per schematisatie-eenheid een specifiek eenvoudig metamodel is opgesteld waarin de relatie is

weergegeven tussen de specifieke afvoer en de vlakdekkend bekende GHG (Figuur 20). Dit betekent echter niet dat er een directe (oorzakelijke) relatie bestaat tussen de GHG en de kwel/wegzijging. Het gebruik van de GHG als hulpinformatie voor de kwel/wegzijging is alleen mogelijk doordat er voor elke combinatie van hydrotipe en bodemfysische eenheid een metamodel wordt opgesteld.

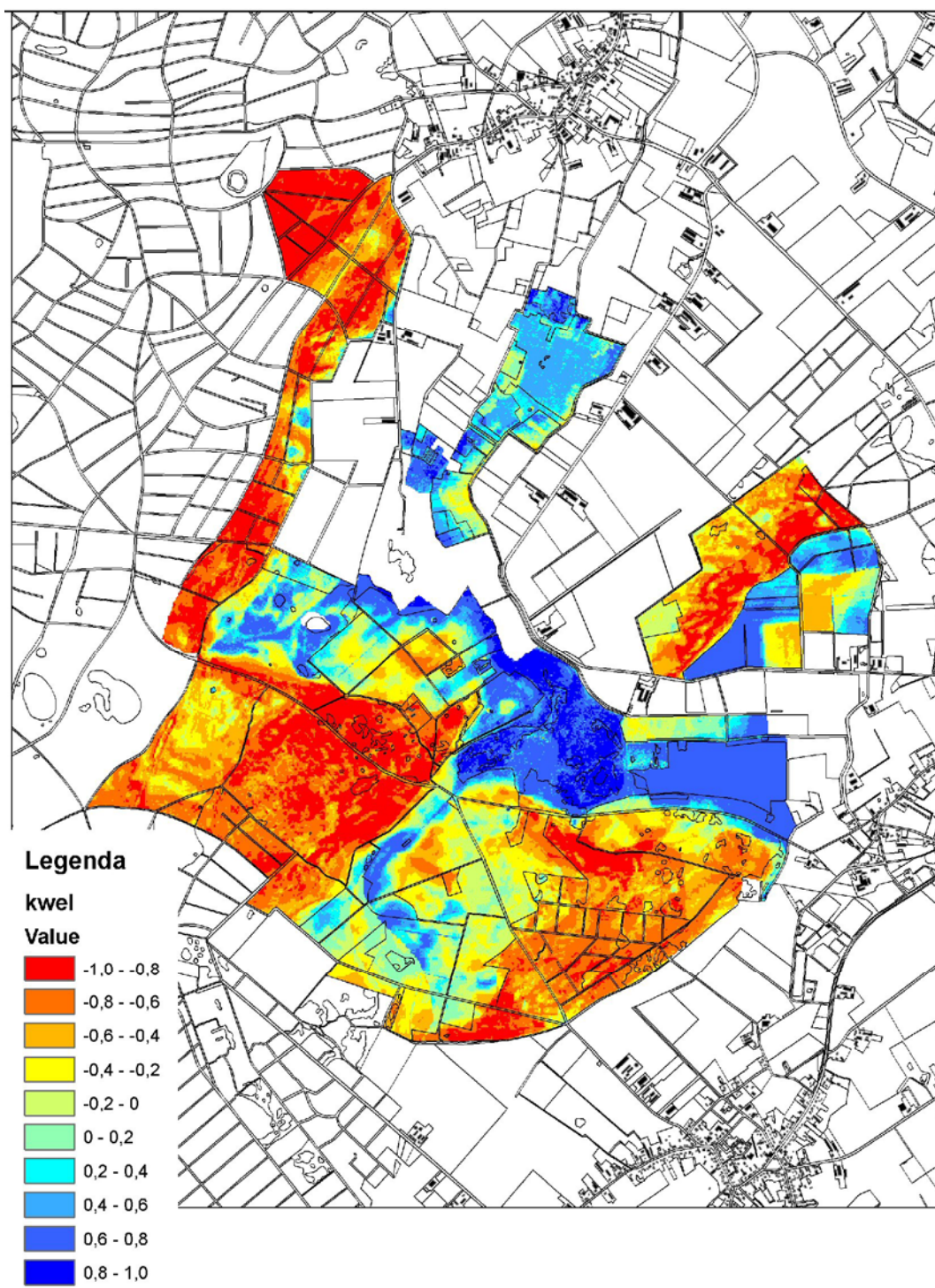
Tabel 10 Kwel- (positieve getallen) en wegzijgingsfluxen (mm/d)

Bodemtypen		Grondwatertrap		Hydrotypen		
				Slenk zuid	Slenk midden	Singraven
				Kwel/wegzijging		
2 Veengronden met veraarde bovengrond op zand	IIa	GHG < 25	GLG 50-80			1.23
	IIIb	GHG 25-40	GLG 80-120			0.50
	VIo	GHG 40-80	GLG 120-180			0.23
	VIIId	GHG 80-140	GLG > 180			-0.03
7 Stuifzandgronden	IIa	GHG < 25	GLG 50-80	0.26	0.21	
	IIIb	GHG 25-40	GLG 80-120	-0.29	-0.30	
	VIo	GHG 40-80	GLG 120-180	-0.55	-0.53	
	VIIId	GHG 80-140	GLG > 180	-0.74	-0.63	
8 Podzolgrond in leemarm, fijn zand	IIa	GHG < 25	GLG 50-80	0.19	0.51	
	IIIb	GHG 25-40	GLG 80-120	-0.27	-0.24	
	VIo	GHG 40-80	GLG 120-180	-0.43	-0.39	
	VIIId	GHG 80-140	GLG > 180	-0.61	-0.54	
9 Podzolgrond in zwak lemig, fijn zand	IIa	GHG < 25	GLG 50-80		0.83	0.91
	IIIb	GHG 25-40	GLG 80-120		0.16	0.25
	VIo	GHG 40-80	GLG 120-180		-0.25	-0.12
	VIIId	GHG 80-140	GLG > 180		-0.56	-0.45
12 Enkeerdgrond in zwak lemig, fijn zand	IIa	GHG < 25	GLG 50-80		0.65	1.09
	IIIb	GHG 25-40	GLG 80-120		0.15	0.49
	VIo	GHG 40-80	GLG 120-180		-0.28	0.12
	VIIId	GHG 80-140	GLG > 180		-0.45	-0.27



Figuur 20 Voorbeeld van het metamodel voor de relatie tussen de GHG en de kwel/wegzijging, dat is gebruikt voor de combinatie van het hydrotipe 'Slenk zuid' en de bodemfysische eenheid 'Stuifzandgronden'

Toepassing van de metamodellen, uitgaande van de gekarteerde GHG, resulteert in een kwel/wegzijgingskaart zoals weergegeven in figuur 21. De kwel/wegzijging varieert van bijna 1 mm/dag wegzijging tot ongeveer 0.85 mm/dag kwel. De overgangen van wegzijging naar kwel en andersom lijken in de kaart redelijk abrupt. Dit is het gevolg van de GHG die op korte afstand sterk kan variëren als gevolg van maaiveldverschillen. Grenzen van de ruimtelijke schematisatie-eenheden zijn in de kwelfluxenkaart nauwelijks te herkennen.



Figuur 21 Ruimtelijk patroon van kwel- en wegzijgingsfluxen in het gebied van de Strijper Aa (positieve waarden zijn kwelfluxen, negatieve waarden infiltratiefluxen)

4.3 Discussie en conclusies

De patronen in de kaart met de berekende fluxen komen over het algemeen goed overeen met de waterkwaliteitskaart. Het voordeel van de fluxenkaart is dat deze een gradatie in kwel/wegzijging geeft in plaats van een klassenindeling.

Van kwel is bekend dat deze afneemt onder natte omstandigheden als gevolg van een hoge tegendruk. Vooral in natuurgebieden is het ontwateringniveau vaak ondiep, waardoor de kwel gedeeltelijk wordt tegengegaan. Bij de modellering van kwel is het belangrijk het ontwateringniveau goed in te schatten. Bij de ruimtelijke schematisatie dient men hiermee rekening te houden. Voor het toepassen van het model is het vervolgens van belang onderscheid te maken tussen landbouw en natuur.

In het model SWAP kan de tegendruk als gevolg van natte omstandigheden maar ten dele worden gemodelleerd. Indien bij de modellering wordt uitgegaan van natte omstandigheden vindt er relatief veel afvoer plaats. In het model wordt alleen het primaire ontwateringsstelsel gemodelleerd in de vorm van een 'bakje' met een bepaald ontwateringniveau en een afvoerrelatie. De ondieper gelegen secundaire en tertiaire ontwateringsstelsels staan in het model direct in verbinding met het primaire stelsel. Tussen de stelsels zit geen afvoerrelatie die de afvoer kan vertragen.

Conclusies

Er kan worden geconcludeerd dat:

- Toepassing van de metamodellen, uitgaande van de gekarteerde GHG, resulteert in een ruimtelijk patroon van kwel en wegzijging, dat varieert van bijna 1 mm/dag wegzijging tot ongeveer 0.85 mm/dag kwel.
- Volgens de modelformulering de kwel wordt overschat.
- De kwel/wegzijgingskaart en de kwelkaart op basis van een geïnventariseerde veldkenmerken (van Delft et al., 2002; zie Fig. 17) qua patroon redelijk goed overeen blijken te komen.

5 Integratie watertypen en kwelfluxen

5.1 Ruimtelijk voorspellingsmodel met kwelflux

Er is een ruimtelijk voorspellingsmodel afgeleid, waarbij naast de variabelen uit 3.4.2 ook de berekende kwelflux als verklarende variabele is gebruikt. De methode is verder gelijk aan die voor het afleiden van het ruimtelijk voorspelling

Om de voorspelde verwantschappen ruimtelijk te kunnen extrapoleren is een regressiemodel afgeleid, waarbij de relatie van de verwantschap met vlakdekkende relevante variabelen is onderzocht. Hiervoor zijn modellen afgeleid met combinaties van de volgende variabelen:

- Bodemgebruik (Bos, natuur kort, agrarisch)
- Kwelkans voor het Referentie Grondwater Regime
- Maaiveldhoogte (AHN)
- Relatieve maaiveldhoogte binnen 50, 100, 150 en 200 meter
- GHG, GVG, GLG en het logaritme hiervan (LnGHG, LnGVG, LnGLG)
- Berekende kwelflux (zie hoofdstuk 4)

In Genstat (Payne 2000) is met 'All subsets regression' onderzocht welke combinatie van deze variabelen de spreiding in de verwantschappen het beste beschrijft. Uitgangspunt is, dat met zo min mogelijk verklarende variabelen, zo'n groot mogelijk percentage verklaarde variantie (R^2) bereikt moet worden. Hiervoor worden afzonderlijke modellen afgeleid voor alle mogelijke combinaties van variabelen. Bij de modelselectie is opgelegd dat de kwelflux in elk model opgenomen moet worden.

5.2 Resultaten van de modelselectie

De belangrijkste resultaten van de modelselectie staan in tabel 11. Met kwelkans, bodemgebruik, GHG en relatieve maaiveldhoogte binnen 150 meter is R^2 maximaal, als meer variabelen worden toegevoegd neemt R^2 weer af. Het model wordt daar dus niet beter van.

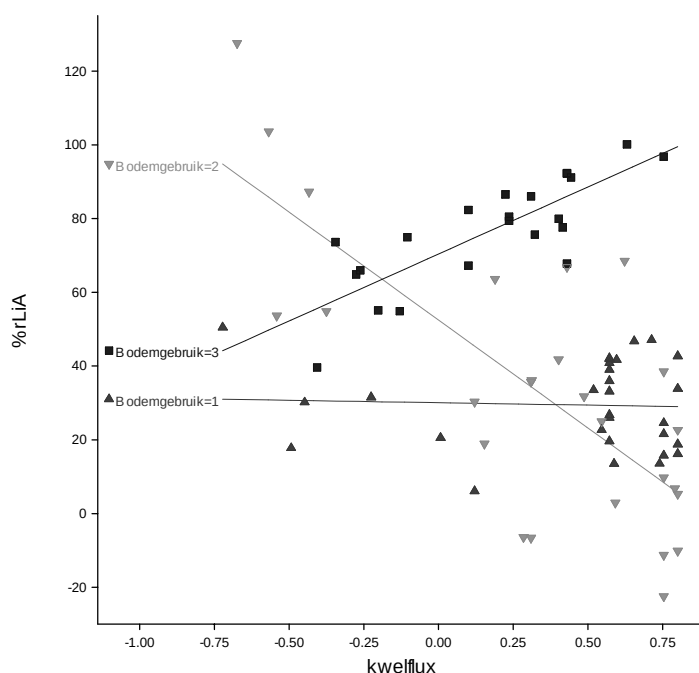
Om de verwantschap te kunnen schatten voor de verschillende vormen van grondgebruik is een regressiemodel met groepen afgeleid voor kwelflux, GHG en kwelkans ($R^2 = 66,3\%$). Dit model ziet er als volgt uit:

$$\begin{aligned}\text{Bosnatuur:} \quad \%r\text{-LiA} &= 18,0^0 - 1,3\text{Kwelflux}^0 - 0,335\text{GHG}^0 + 7,92\text{Kwelkans}^0 \\ \text{Korte natuur:} \quad \%r\text{-LiA} &= 63,3^* - 58,6\text{Kwelflux}^0 - 1,024\text{GHG}^* + 6,90\text{Kwelkans}^* \\ \text{Agrarisch:} \quad \%r\text{-LiA} &= 70,5^* + 36,4\text{Kwelflux}^0 + 0,232\text{GHG}^0 - 2,50\text{Kwelkans}^0\end{aligned}$$

Tabel 11 Resultaten modelselectie voor de ruimtelijke voorspelling van de verwantschap met het referentiemonster (%rLiA)

Verklarende variabelen					R ²
Kwelflux	Bodemgebruik				61,54
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG			62,34
Kwelflux	Bodemgebruik	GVG			62,34
Kwelflux	Bodemgebruik	GLG			62,80
Kwelflux	Bodemgebruik	Kwelkans			62,61
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	Kwelkans		63,21
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	RelH150		63,20
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	RelH100		63,11
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	Kwelkans	RelH150	63,79
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	Kwelkans	RelH100	63,71
Kwelflux	Bodemgebruik	GHG	Kwelkans	RelH200	63,68

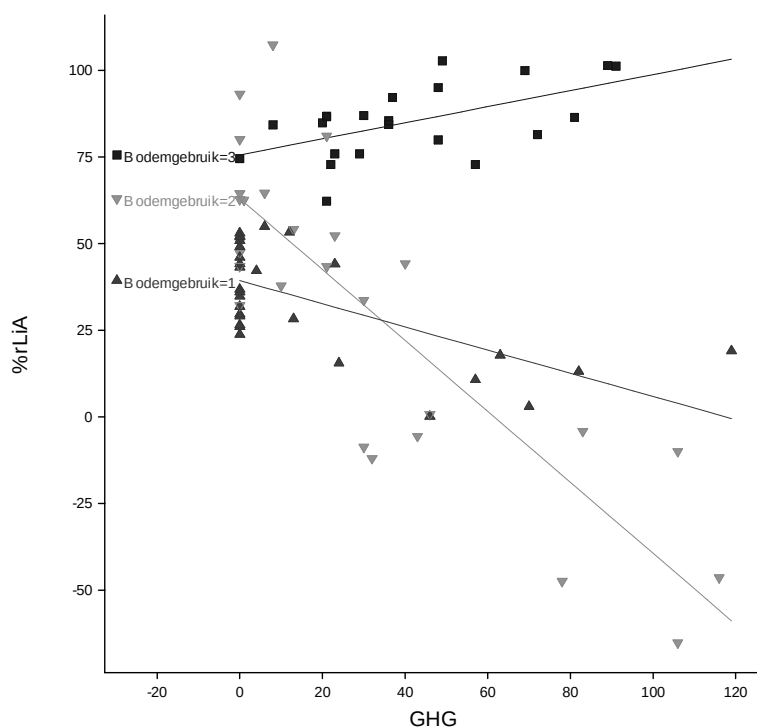
Voor de verschillende groepen leveren de verschillende variabelen een verschillende mate van significantie in de bijdrage aan de verklaarde variantie: ⁰ niet significant, * zwak significant ($p < 0,05$), ** sterk significant ($p < 0,001$). De relatie tussen de predictorvariabelen en de responsvariable (%r-LiA) zijn weergegeven in figuur 22, 23 en 24.



Figuur 22 Grafische weergave van de relatie tussen %r-LiA en de kwelflux voor de grondgebruiksklassen: 1=bos, 2= korte natuur, 3=agrarisch

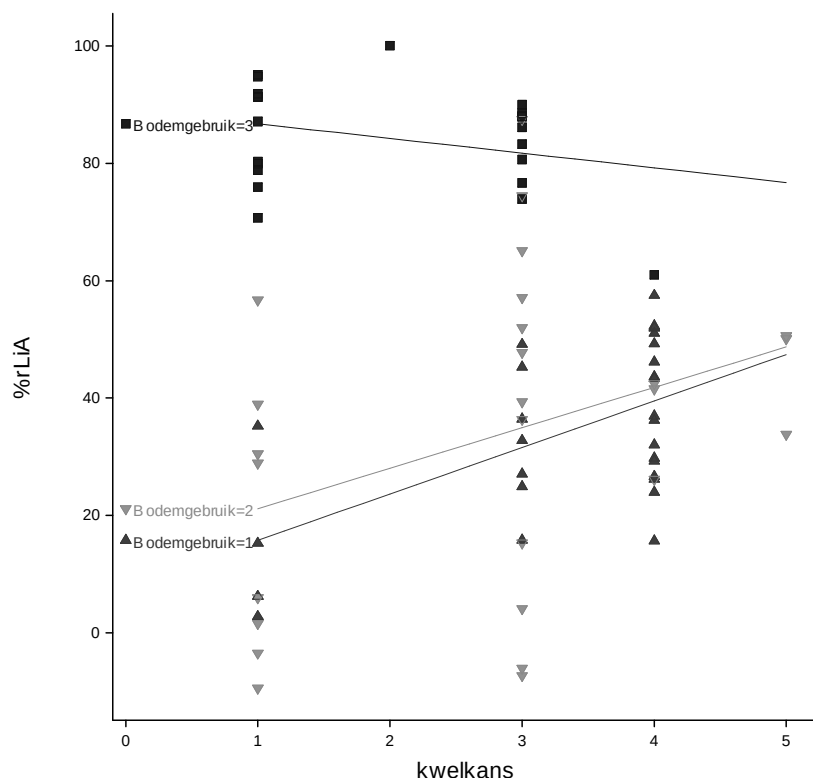
De relatie tussen de kwelflux en de verwantschap met grondwater verschilt enorm per grondgebruiksklasse. Voor bos wordt geen relatie gevonden. Bij korte vegetaties lijkt de verwantschap, tegen de verwachting in, af te nemen bij een grotere kwelflux.

Alleen bij agrarisch grondgebruik wordt een positieve relatie gevonden. Geen van de gevonden relaties is significant.



Figuur 23 Grafische weergave van de relatie tussen %rLiA en de GHG voor de grondgebruiksklassen: 1=bos, 2= korte natuur, 3=agrarisch

Binnen de natuurgebieden neemt de verwantschap met grondwater, volgens verwachting, af met een diepere GHG, bij agrarisch grondgebruik is een licht toename te zien. Alleen voor de korte vegetaties is deze relatie significant.



Figuur 24 Grafische weergave van de relatie tussen %rLiA en de kwelkans voor de grondgebruiksklassen: 1=bos, 2= korte natuur, 3=agrarisch

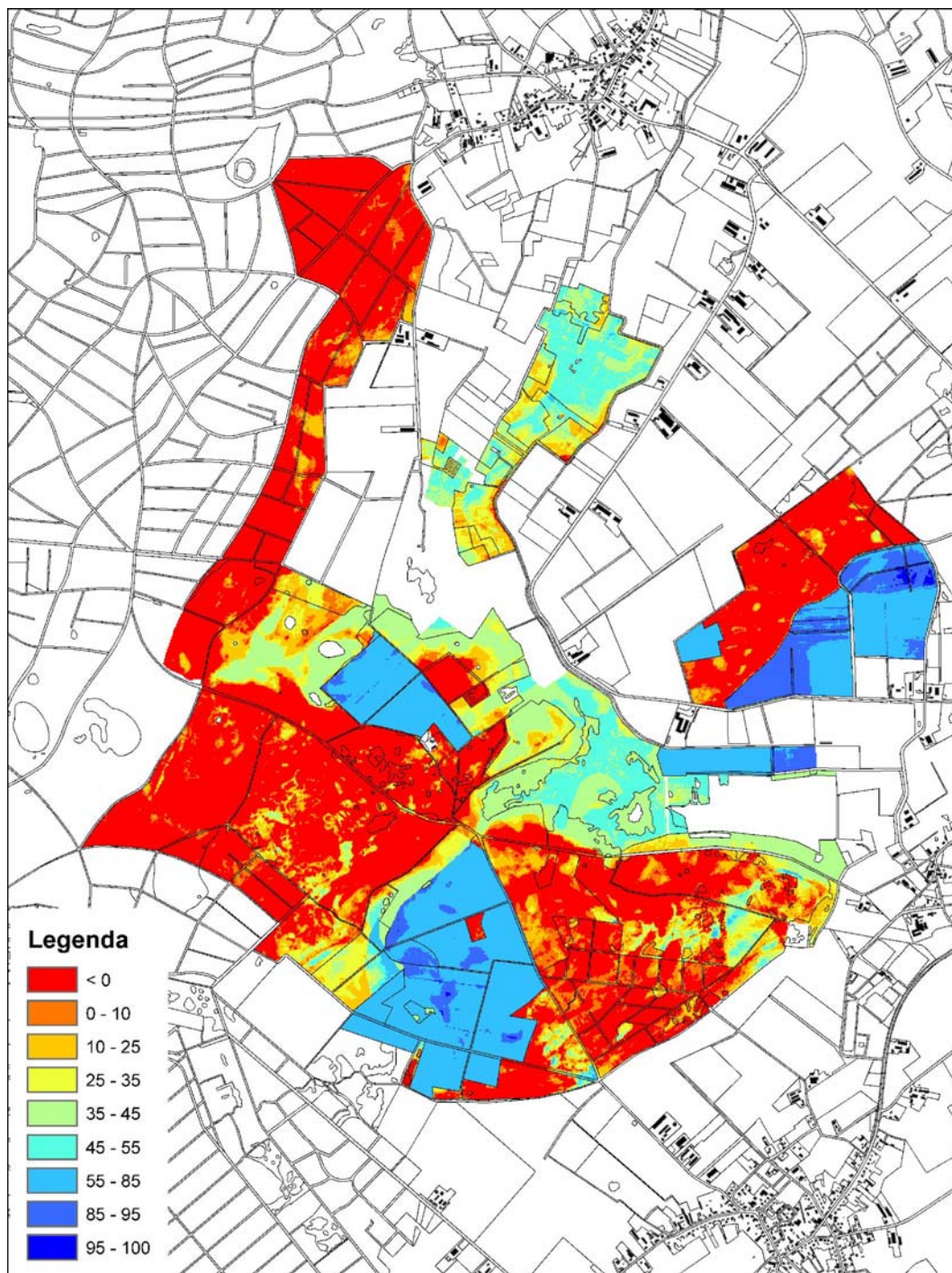
Een toenemende kwelkans gaat in de natuurgebieden gepaard met een grotere verwantschap met grondwater. Bij agrarisch grondgebruik is de relatie licht negatief. Ook hierbij geldt dat de relatie alleen voor korte vegetaties significant is.

De verbreiding van de verwantschappen op basis van het model met kwelflux als verklarende variabele is weergegeven in figuur 25. In figuur 26 zijn de verschillen tussen beide modellen weergegeven. In het grootste deel van het gebied is het verschil in verwantschap kleiner dan 10%. Binnen de droge heide wordt de verwantschap met grondwater door het model met kwelflux duidelijk lager (> 20%) ingeschat dan door het model zonder kwelflux. In beide gevallen is de verwantschap echter zeer laag, waardoor dit verschil weinig invloed heeft. Met name in het zuidelijk deel komen ook vlakken voor met een hogere verwantschap op basis van kwelflux, dan zonder.

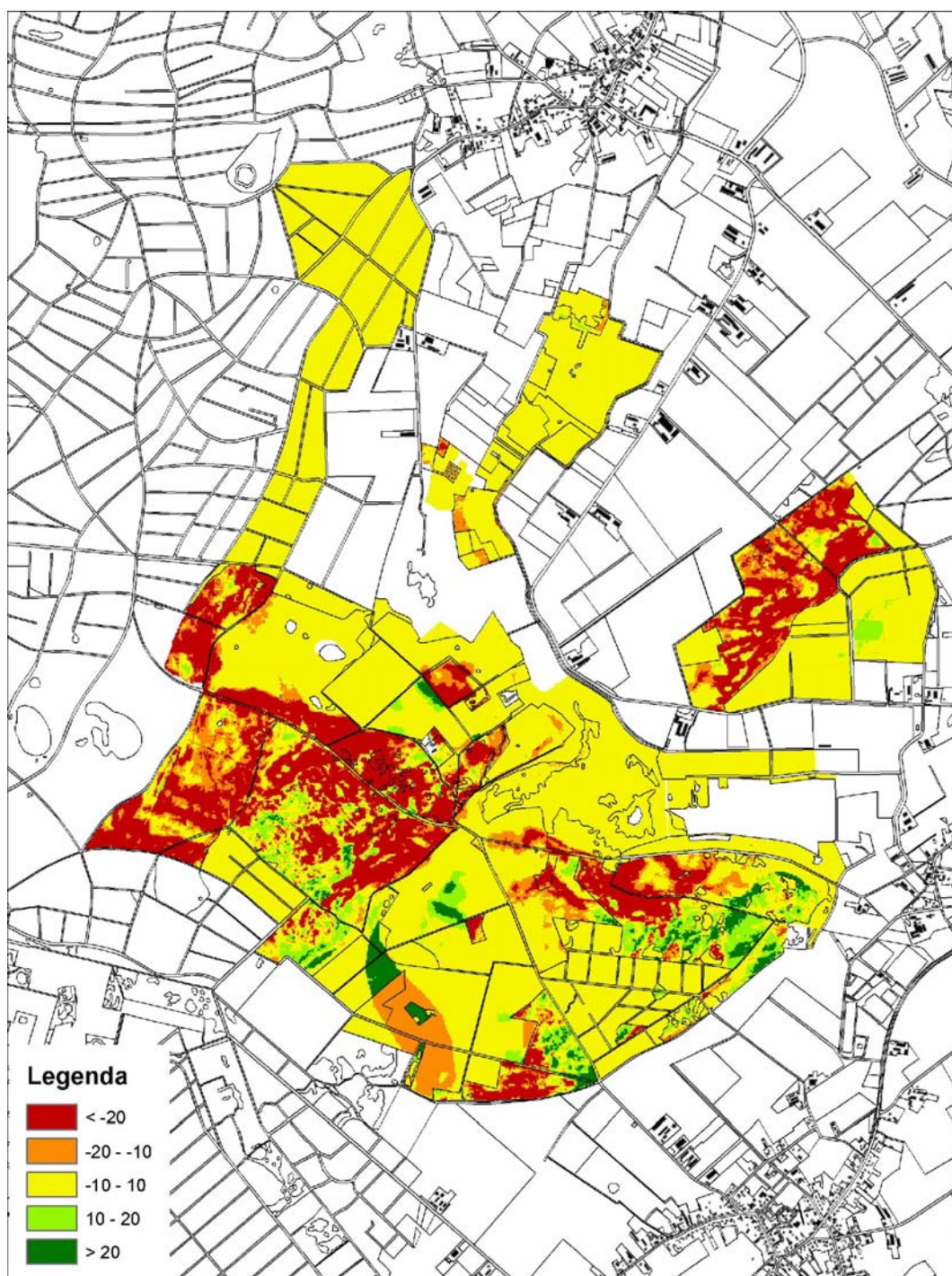
5.3 Conclusie

- Door integratie van de kwelflux als hulpvariabele voor ruimtelijke extrapolatie kan tezamen met de GHG en de kwelkans de grondwaterverwantschap voor de verschillende vormen van grondgebruik voor ruim 66% worden verklaard.
- De relatie tussen de kwelflux en de grondwaterverwantschap verschilt sterk per grondgebruiksklasse.

- Het model met integratie van de kwelflux voorspelt de verbreiding van de verwantschappen op basis van het model zonder kwelflux nauwelijks beter. In het grootste deel van het gebied is het verschil in verwantschap dat door de twee extrapolatiemethoden wordt berekend kleiner dan 10%.



Figuur 25 Voorspelling van de verwantschap met grondwater (%r_LiA) op basis van kwelflux, bodemgebruik, kwelkans en GHG



Figuur 26 Verschil tussen de modellen zonder en met kwelflux als verklarende variabele

5.4 Slotbeschouwing en hoe nu verder

Aan het begin van het onderzoek werden twee onderzoeksvragen geformuleerd:

- Is het mogelijk een (snelle) veldmethode te ontwikkelen waarmee ruimtelijke informatie kan worden verkregen over de ecologische relevante waterkwaliteit in relatie tot opkwellend grondwater of wegzijgend regenwater (kwelkartering)?
- Kan de kwelfluxenkaart gebruikt worden als hulpinformatie om puntinformatie over de waterkwaliteit ruimtelijk te extrapoleren?

Aan het eind van het onderzoek kunnen beide vragen nog slechts ten dele positief worden beantwoord. De voorspelling van de waterkwaliteit met eenvoudige veldmetingen is vooral in agrarische enclaves nog onbetrouwbaar en de kwelfluxen kunnen nog niet tot volle tevredenheid worden berekend. Wel is er een duidelijk perspectief dat het vervolgen van de ingeslagen wel zal leiden tot een betrouwbare methodiek waarmee gevolgen van waterbeheersscenario's voor ruimtelijke patronen van de ecologisch relevante waterkwaliteit kunnen worden beoordeeld.

De hamvraag is of we nu met de ontwikkelde methoden een realistische kaart kunnen produceren met verspreiding van ecologisch relevante watertypen in het studiegebied. Enerzijds hebben we daarvoor hydrologische modelberekeningen ingezet, waarmee een kwelfluxenkaart berekend kon worden. Anderzijds hebben we een waterkwaliteitskaart gegenereerd. Welke van beide kaarten geeft het beeld van de realiteit het beste weer, of zijn beiden nog gebrekkig? We kunnen hierover nog geen oordeel geven.

Zijn de kwelfluxen een weerspiegeling van de fysieke werkelijkheid of zijn het (deels) artefacten. Het gebruikte hydrologische model SWAP is nog steeds niet goed in staat om te gaan met de 'hoogte' van de verschillende drainagesystemen. Door drainage ondieper te lokaliseren dringt kwel weliswaar hoger in het profiel door maar wordt tevens een tegendruk opgebouwd (door regenwater) die de kwel terugdringt met als gevolg een verminderde kwelflux. Door drainage dieper te lokaliseren wordt er geen tegendruk opgebouwd, waardoor de kwelflux weliswaar groter wordt maar tevens minder hoog in het profiel doordringt. Met deze paradoxale situatie kan SWAP maar ten dele uit de voeten. Hierdoor is de kwelfluxenkaart maar ten dele een weerspiegeling van de fysieke werkelijkheid. Daarentegen is er wel een ontwikkeling in de modellering gaande waardoor deze problemen in de nabije toekomst zullen kunnen worden opgelost.

Anderzijds blijkt de aanwezigheid van kwelwater nog niet zeer betrouwbaar te voorspellen met eenvoudig te meten somparameters voor de waterkwaliteit. Met name onder landbouwkundig gebruikte gronden wordt de grondwaterverwantschap overschat. Dientengevolge zijn ook de ruimtelijk geëxtrapoleerde kaartbeelden van de waterkwaliteit nog gebrekkig. Ook deze waterkwaliteitskaarten zijn dus waarschijnlijk geen weerspiegeling van de fysieke realiteit. De oorzaak van deze onbetrouwbare voorspelling van de waterkwaliteit is zeer waarschijnlijk wel aan te geven. De natuurlijke differentiatie in de waterkwaliteit kan het best worden beschreven in een ordinatiediagram met 2 assen. Eén as voor

grondwaterverwantschap en één as voor zeewaterverwantschap. De as voor grondwaterverwantschap beschrijft de differentiatie tussen regen- en grondwater. De as voor zeewaterverwantschap kan in het landelijk gebied worden beschouwd als een verontreinigingsas (bijv. door landbouwkundige invloeden zoals bemesting), die haaks op de regen- grondwatergradiënt staat. Bij de methodeontwikkeling is vooral gezocht naar relaties tussen EGV en de grondwateras en is de zeewateras veronachtzaamd, waardoor verontreinigingsinvloeden ten onrechte worden toegeschreven aan een grotere grondwaterinvloed. Door beide assen in de methodeontwikkeling te betrekken kan dit probleem waarschijnlijk worden opgelost. De tijd daartoe ontbrak in het lopende project.

Hoewel bij de afronding van het lopende project een nog wat onbevredigend resultaat is bereikt, is er een duidelijk perspectief dat met betrekkelijk weinig meerwerk alsnog een beter product kan worden geleverd. Voorgesteld wordt hiertoe bij het programma nog een beroep te doen op de reserve van het programma voor 2005.

Literatuur

Bakel, P.J.T. et al., 2003. Waternoodinstrumentarium. STOWA- rapport 2002-02. STOWA. Utrecht.

Boumans, L., A. Breeuwsma, W. van Duyvenbooden, D.J. Groot Obbink, S. Jelgersma, H. van Straten en J.H.M. Wösten, 1987. Kwetsbaarheid van grondwater. Kartering van de Nederlandse bodem in relatie tot de kwetsbaarheid van grondwater voor verontreiniging. Rapport 840387003, RIVM, Bilthoven.

Dam, J.C. van, J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk, C.A. van Diepen, 1997. SWAP version 2.0, Theory. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Technical Document 45, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, 1997. Report 71, Department Water Resources, Wageningen Agricultural University, 1997.

Delft, S.P.J. van, 2004. Randvoorwaarden natuurontwikkeling Onderlaatsse Laak; bodemkundige en hydrologische kansen en beperkingen voor de realisatie van natuurdoelen. Wageningen. Alterra. Alterra-rapport 799.

Delft, S.P.J. van, J. Runhaar, T. Hoogland en P.C. Jansen, 2002. Verdrogingskartering in natuurgebieden: Proefkartering Strijper Aa. Wageningen. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-Rapport 566-1

Jansen, P.C., F. de Vries en J. Runhaar, 1999. *Grondwaterkarakteristieken van bodemeenbeden; Het oorspronkelijke grondwaterregime ontleend aan bodemkenmerken*. Wageningen. DLO-Staring Centrum. SC-DLO rapport 694.

Jansen, P.C., 2001. Inventarisatie van waterkwaliteit voor ecologische doeleinden. Wageningen. Alterra. Alterra-rapport 185.

Massop, H.Th.L., L.C.P.M. Stuyt, P.J.T. van Bakel, J.M.M. Bouwmans en H.Prak, 1997. Invloed van de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. Leidraad voor de kwantificering van de effecten van veranderingen in de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. SC-Rapport 527.1, DLO Staring Centrum. Wageningen.

Payne, R.W. (Ed), 2000. The guide to GenStat®; part 2: Statistics. VSN International Ltd. Oxford, UK.

Wirdum G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Datawyse. Maastricht.

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1: 250 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Rapport 2055, Stiboka. Wageningen.

Zagwijn, W.H. en C.J. van Staalduinen, 1975. Toelichting bij de geologische overzichtskaart van Nederland. RGD, Haarlem.

Bijlage 1 Basisgegevens Brabant, Onderlaatse Laak en Strijper Aa

Regio	Filterdiepte	EC ₂₅	LnEC ₂₅	pH-lab	%r-LiA	outliers	%r-Th
Brabant	1	10,0	2,30	6,7	55		-31
Brabant	1	5,0	1,61	3,7	69		-27
Brabant	1	15,0	2,71	3,6	59		-25
Brabant	1	6,0	1,79	4,6	73		-22
Brabant	1	11,0	2,40	7,2	68,1		-21,7
Brabant	1	21,0	3,05	6,5		25,3	-21,5
Brabant	1	7,0	1,95	7,3	74		-21
Brabant	1	18,0	2,89	6,5	65		-19
Brabant	1	18,0	2,89	6,7	79,2		-11,5
Brabant	1	22,0	3,09	6,8	81,8		-7,8
Brabant	1	28,0	3,33	7,6	85		-1
Brabant	1	22,0	3,09	7	75,1		1,5
Brabant	1	30,0	3,40	7,1	81,8		2,9
Brabant	1	28,0	3,33	6,4	83,7		9,8
Brabant	1	26,0	3,26	5,6	66,5		15,1
Brabant	1	34,0	3,53	6,5	78,5		18,4
Brabant	1	34,0	3,53	6,5	90,3		24,9
Brabant	1	34,0	3,53	7	89,8		25,9
Brabant	1	36,0	3,58	6,4	95,9		27,6
Brabant	1	36,0	3,58	7,1	96,5		32,2
Brabant	1	38,0	3,64	6,5	73,8		34,9
Brabant	1	46,1	3,83	6,8	97,9		45,2
Brabant	2	2,0	0,69	6	7		-39,2
Brabant	2	2,0	0,69	6,8	57,3		-37,6
Brabant	2	6,0	1,79	7,1	26,8		-36,5
Brabant	2	4,0	1,39	6,5	56		-35
Brabant	2	4,0	1,39	6,5	55,2		-34,3
Brabant	2	2,0	0,69	7	61,1		-32,6
Brabant	2	4,0	1,39	6,9	60,7		-30,8
Brabant	2	8,0	2,08	7,1	63,5		-28,3
Brabant	2	8,0	2,08	7,1	60,5		-27,7
Brabant	2	19,0	2,95	6,6	56		-27
Brabant	2	4,0	1,39	7,2	67		-26,4
Brabant	2	16,0	2,77	6,7	48,8		-24,9
Brabant	2	9,0	2,20	4	70		-24
Brabant	2	14,0	2,64	6,2	63,5		-22,4
Brabant	2	11,0	2,40	7,1	68,5		-21,3
Brabant	2	16,0	2,77	6,6	67,9		-18,5
Brabant	2	21,0	3,05	6,5	61		-18
Brabant	2	14,0	2,64	6,6	77,6		-15,5
Brabant	2	20,0	3,00	6,7	77		-12
Brabant	2	16,0	2,77	5,8	59,2		-11,6
Brabant	2	33,0	3,50	7,2	82		-5
Brabant	2	27,0	3,30	6,6	82		-4
Brabant	2	34,0	3,53	7,2	84		-4
Brabant	2	27,0	3,30	7,3	84,3		-1
Brabant	2	29,0	3,37	7,7	79		0
Brabant	2	28,0	3,33	6,6		23,7	9,9
Brabant	2	26,0	3,26	6,5	86,4		15,6
Brabant	2	28,0	3,33	5,8	91,9		16
Brabant	2	32,0	3,47	6,6	82,7		24,5
Brabant	2	53,1	3,97	7,1	98		41
Brabant	2	4,0	1,39	3,5	59		-35
Brabant	2	4,0	1,39	4,5	54		-34
Brabant	2	12,0	2,49	3,5	58		-30
Brabant	2	20,0	3,00	6,8	69,3		-12,2

Regio	Filterdiepte	EC ₂₅	LnEC ₂₅	pH-lab	%r-LiA	outlyers	%r-Th
Onderl Laak	2	11,4	2,43			-15,8	-9,8
Onderl Laak	2	26,0	3,26	7,5	82,7		-4,4
Onderl Laak	2	67,7	4,22	7,84	98,0		45,1
Onderl Laak	2	64,3	4,16	7,80	98,7		38,4
Onderl Laak	2	44,4	3,79	6,30	98,6		25,7
Onderl Laak	2	45,7	3,82	6,56	96,5		35,5
Onderl Laak	2	21,2	3,05	6,74	78,2		3,6
Onderl Laak	2	36,1	3,59	6,88	97,4		12,1
Onderl Laak	2	54,9	4,01	7,03	99,0		33,8
Onderl Laak	2	72,6	4,28	7,34	97,3		46,1
Onderl Laak	2	20,3	3,01	6,25	75,5		-4,4
Onderl Laak	2	32,7	3,49	6,58	85,0		28,2
Onderl Laak	2	31,8	3,46	6,55	96,9		14,5
Onderl Laak	2	58,9	4,08	6,88	98,4		32,0
Onderl Laak	2	32,3	3,48	6,80	83,2		21,6
Onderl Laak	2	29,3	3,38	6,69	96,4		8,9
Onderl Laak	2	14,3	2,66	5,74	79,6		-14,7
Onderl Laak	2	25,9	3,25	5,81		46,0	28,0
Onderl Laak	2	35,9	3,58	6,35	97,1		11,5
Onderl Laak	2	28,4	3,35	6,47	96,8		7,2
Onderl Laak	2	11,9	2,47	5,76	59,5		-18,9
Onderl Laak	2	35,6	3,57	6,19	78,4		33,6
Onderl Laak	2	33,9	3,52	6,52	97,1		16,8
Onderl Laak	2	46,8	3,85	6,50	95,8		40,4
Onderl Laak	2	105,1	4,65	6,77	97,2		50,5
Onderl Laak	2	40,7	3,71	6,91	98,3		14,6
Onderl Laak	2	12,9	2,55	6,40	82,5		-13,3
Onderl Laak	2	41,4	3,72	6,65	97,8		20,6
Onderl Laak	2	45,3	3,81	6,80	99,5		23,2

Validatiegegevens Strijper Aa

	EC _{25lab}	%r-LiA	%rLiA-pred	%r-Th	pHveld
Strijper Aa	7,5	-40,4	44,8	-16,8	4,63
Strijper Aa	8,4	-11	-3,2	-16,7	4,91
Strijper Aa	8,5	17,4	46,5	-12,4	5,01
Strijper Aa	10,9	65,6	73,2	-16,2	5,66
Strijper Aa	14,3	0,9	12,6	-13,1	5,2
Strijper Aa	14,3	-31,6	-15,0	4,6	3,91
Strijper Aa	17,2	27,7	10,0	-4,8	4,96
Strijper Aa	17,2	16,9	-25,2	4,3	4,08
Strijper Aa	18,9	29,9	40,6	0,2	4,36
Strijper Aa	21,0	38,3	67,9	9,1	4,03
Strijper Aa	23,8	-1,8	17,2	10,7	4,8
Strijper Aa	26,0	-3,2	-4,3	24,3	3,8
Strijper Aa	26,2	4,5	-18,7	18,6	4,03
Strijper Aa	28,1	94,4	65,3	5,8	5,6
Strijper Aa	40,2	96,4	74,8	17,9	6,35
Strijper Aa	63,5	17,3	34,9	69,3	5,56
Strijper Aa	73,5	13,9	-12,5	77,2	3,4
Strijper Aa	80,5	51	32,7	79,2	4

Bijlage 2 Basisgegevens voor de ontwikkeling van het regressiemodel

Gebied	Code	Filter	DATUM	NAP	Bodem50	Gt	GLG _{veld}	Bodem-gebruik	Grond-soort	pH _{lab}	EGV _{lab}	%-rLiA	%-rTh	Ln-Ec
OL	OL25	b	10-mrt-03	10,76	Hn21v F	Vld	190	1	1					
OL	OL27	b	03-mrt-03	11,38	Hn21 F	Vlld	215	1	1					
SA	B204	b	01-mei-03	25,76	pZn23	IIIb	100	1	1	3,3	80,5	51	79,2	4,39
SA	B206g	b	08-mei-03	26,01	Hn21	Vlo	120	1	1	4,1	73,5	13,9	77,2	4,30
SA	B216	b	08-mei-03	27,25	Hn21 F	Vllo	170	1	1	5,1	17,2	27,7	-4,8	2,84
SA	B226	b	09-mei-03	26,12	Zn21 F	Vlo	160	1	1	4,2	14,3	-31,6	4,6	2,66
Br	3.2	b	22-mei-00	6,95	pZn23	II	55	1	1	6,0	2	7	-39,2	0,69
Br	11.2	b	22-mei-00	7,14	pZn23	III	75	1	1	6,7	16	48,8	-24,9	2,77
Br	14.2	b	22-mei-00	7,45	pLn5	III	90	1	1	6,6	32	82,7	24,5	3,47
Br	20.2	b	22-mei-00	7,57	pZn23	III	95	1	1	6,8	2	57,3	-37,6	0,69
Br	21.1	b	22-mei-00	7,63	pZn23	V	130	1	1	6,5	38	73,8	34,9	3,64
Br	22.2	b	22-mei-00	7,33	pZn23	III	80	1	1	6,6	64	76,5	70,5	4,16
LB	25	b	1-okt-03	4,9	pZg21		167	1	1	8,3	30,5	69	10	3,42
LB	43	b	9-okt-03	4,66	cHd1		147	1	1	7,8	7,5	60	-28	2,01
LB	109	b	16-okt-03	5,67	zEZ21		182	1	1	7,7	77,7	-11	57	4,35
Zbr	3B2	b	790718	4,45	Hn21	V	130	1	1	3,4	107,7	25	73,9	4,68
ZBr	19B2	b	801015	4,3	Hn23	V	130	1	1	4,1	75,5	-8,6	36,8	4,32
ZBr	AB2	b	800226	3,8	pZg23	III	100	1	1	6,6	45,5	94,8	18	3,82
ZBr	CB2	b	800226	3,6	pZg23	III	100	1	1	6,8	40	96,2	3,2	3,69
LB	15	b	26-sep-03	3,3	Rn47C		63	1	2	8,2	49,3	88	28	3,90
LB	31	b	1-okt-03	3,01	Rv01C		70	1	2	8	73,4	93	42	4,30
LB	32	b	1-okt-03	3,37	Rn44C		112	1	2	7,9	69,6	98	32	4,24
LB	37	b	9-okt-03	2,63	Rn44C		74	1	2	7,9	61,6	7	37	4,12
LB	48	b	9-okt-03	2,95	Rn94C		161	1	2	7,8	133	26	80	4,89
SA	B209g	b	09-mei-03	25,85	vWz	Ila	70	1	3	6,2	28,1	94,4	5,8	3,34
SA	B269	b	08-mei-03	24,96	aVz	Ia	45	1	3	4,9	18,9	29,9	0,2	2,94
Br	10.1	b	22-mei-00	7,31	Wg	II	90	1	3	6,2	86	93,9	75,6	4,45
SA	B208g	b	09-mei-03	25,91	pZn21	Vllo	140	2	1	4,8	23,8	-1,8	10,7	3,17
SA	B210g	b	08-mei-03	25,8	Hn21	Vlo	125	2	1	4,3	26,0	-3,2	24,3	3,26
SA	B211g	b	12-mei-03	27,58	Zd21	Vlld	180	2	1	4,2	26,2	4,5	18,6	3,27
SA	B214g	b	08-mei-03	27,2	sHn21	Vlld	200	2	1	4,9	8,4	-11	-16,7	2,13
SA	B217	b	09-mei-03	27,21	pZn21t	Vllo	150	2	1	5,0	63,5	17,3	69,3	4,15
SA	B218g	b	09-mei-03	27,49	Zd21v	Vllo	140	2	1	5,7	21,0	38,3	9,1	3,04
SA	B227x	b	01-mei-03	25,05	EZg21m	Ivu	100	2	1	6,3	40,2	96,4	17,9	3,69
SA	B228g	b	08-mei-03	26,88	Hn21	Vlld	190	2	1	4,8	7,5	-40,4	-16,8	2,02
SA	B229A	b	09-mei-03	27,07	sZn21	Vlld	200	2	1	4,2	17,2	16,9	4,3	2,85
SA	B231g	b	08-mei-03	27,22	Hn21	Vlld	180	2	1	5,3	14,3	0,9	-13,1	2,66
SA	B234g	b	12-mei-03	27,9	pZn21	Vlld	190	2	1	4,9	8,5	17,4	-12,4	2,14
MK	5B2	b	1986XXXX	6,18	pZn21	III	100	2	1	5,5	9,4	57	-21,4	2,24
MK	7B2	b	1986XXXX	5,95	pZg21	III	85	2	1	5,8	9,7	79,8	-24,4	2,27
MK	8B2	b	1986XXXX	5,78	zVz	II	75	2	1	5,7	16,4	87,8	-12	2,80
MK	13B2	b	1986XXXX	6,23	cZn23	III	100	2	1	5,8	15,4	45,1	-20,5	2,73
MK	14B2	b	1986XXXX	6,06	cZn23	III	95	2	1	5,7	13,6	74,1	-24,8	2,61
MK	15B2	b	1986XXXX	5,85	zWz	III	90	2	1	6,2	22,5	5,9	-0,8	3,11
MK	16B2	b	1986XXXX	6,0	zWz	III	95	2	1	5,9	22,1	90,1	-6,4	3,10
MK	17B2	b	1986XXXX	6,24	zWz	III	90	2	1					
MK	18B2	b	1986XXXX	6,04	pZn23	III	90	2	1	6	24,4	74,1	-4,1	3,19
MK	19B2	b	1986XXXX	6,06	zWz	III	100	2	1					
MK	20B2	b	1986XXXX	5,80	zVz	II	65	2	1	5,8	12,6	70,4	-17,7	2,53
MK	21B2	b	1986XXXX	6,02	pZn21	III	85	2	1	6,1	19,9	44,1	-11,8	2,99
Zbr	6B2	b	791112	4,05	Zn	V	130	2	1	5,4	13,3	10,2	-11,7	2,59
ZBr	10B2	b	790312	3,95	pZg23	III	90	2	1	6,1	38,8	41,8	16,2	3,66
ZBr	10B2	b	791112	3,95	pZg23	III	90	2	1	6,2	44,4	50,3	17,6	3,79
ZBr	11B2	b	791112	4,25	pZn23	III	110	2	1	5	10	-4,3	-15,9	2,30
ZBr	12B2	b	801015	3,8	pZg23	III	100	2	1	6,8	35,5	95,1	-0,3	3,57
Zbr	BB2	b	791210	3,65	pZg	III	100	2	1	6,9	45,5	51,9	18,7	3,82
MK	1B2	b	1986XXXX	6,27	hVc	III	90	2	3	6,2	19,1	89,1	-12,3	2,95
MK	2B2	b	1986XXXX	6,05	zVc	III	90	2	3	6,3	19,5	91,1	-7,4	2,97
MK	3B2	b	1986XXXX	6,0	zVc	III	85	2	3	6,3	23,1	92,3	-5,4	3,14
MK	6B2	b	1986XXXX	5,93	zVc	II	70	2	3	6,3	24,6	81,8	-8,6	3,20
MK	9B2	b	1986XXXX	5,68	Vc	I	35	2	3	6,2	51,4	91,8	21,9	3,94
MK	10B2	b	1986XXXX	5,82	Vz	II	65	2	3	5,6	15,6	80	-13,8	2,75
MK	11B2	b	1986XXXX	5,88	Vz	II	70	2	3	6,5	20,1	83,6	-14,1	3,00
MK	12B2	b	1986XXXX	5,98	Vz	III	75	2	3					
OL	OL01	b	26-feb-03	10,22	fcHn21	Vlo	175	3	1	5,1	11,4	-15,8	-9,8	2,43
OL	OL03	b	26-mrt-03	8,96	kpZg21	IIIb	100	3	1	7,8	64,3	98,7	38,4	4,16
OL	OL04	b	12-mrt-03	9,22	fkpZg23	IIIb	100	3	1	6,3	44,4	98,6	25,7	3,79
OL	OL05	b	12-mrt-03	10,17	pZn21	Vlld	200	3	1					
OL	OL06	b	26-mrt-03	9,21	kpZg21	IIla	100	3	1	6,6	45,7	96,5	35,5	3,82
OL	OL07	b	26-mrt-03	9,02	fkpZg21A	IIla	90	3	1	7,4	71,7	98,0	40,4	4,27
OL	OL08	b	12-mrt-03	10,47	cHn23	Vlld	220	3	1					
OL	OL09	b	12-mrt-03	9,83	Hn21 G	Vlo	140	3	1	6,7	21,2	78,2	3,6	3,05
OL	OL10	b	27-feb-03	9,44	fpZg23	IIla	90	3	1	6,9	36,1	97,4	12,1	3,59
OL	OL11	b	12-mrt-03	10,75	zEZ21	Vlld	230	3	1					
OL	OL13	b	10-mrt-03	9,82	fpZg23g F	IIIb	100	3	1					
OL	OL15	b	27-feb-03	10,51	zEZ21	Vlld	240	3	1					
OL	OL17	b	27-feb-03	9,62	pZn23	IIIb	100	3	1	6,3	20,3	75,5	-4,4	3,01
OL	OL18	b	10-mrt-03	9,34	fkpZg23g	IIla	100	3	1	6,6	32,7	85,0	28,2	3,49

Vervolg bijlage 2

Gebied	Code	Filter	DATUM	NAP	Bodem50	Gt	GLG _{veld}	Bodem-gebruik	Grond-soort	pH _{lab}	EGV _{lab}	%-rLiA	%-rTh	Ln-Ec
OL	OL20	b	10-mrt-03	9,63	fkpZg23A F	IIlb	90	3	1	6,9	58,9	98,4	32,0	4,08
OL	OL21	b	03-mrt-03	9,87	fkpZg23	IIlb	100	3	1	6,8	32,3	83,2	21,6	3,48
OL	OL22	b	10-mrt-03	9,66	fkpZg23g	IIa	70	3	1	6,7	29,3	96,4	8,9	3,38
OL	OL23	b	10-mrt-03	10,23	pZn23	Vbo	140	3	1	5,7	14,3	79,6	-14,7	2,66
OL	OL24	b	03-mrt-03	10,61	cHn21	Vlo	150	3	1	5,8	25,9	46,0	28,0	3,25
OL	OL29	b	03-mrt-03	10,64	cHn23	Vld	180	3	1	5,8	11,9	59,5	-18,9	2,47
OL	OL30	b	10-mrt-03	10,3	fkpZg23	IIlb	105	3	1	6,2	35,6	78,4	33,6	3,57
OL	OL32	b	04-mrt-03	10,43	fkpZg23	IIlb	115	3	1	6,5	46,8	95,8	40,4	3,85
OL	OL33	b	04-mrt-03	10,44	fkpZg23	IIla	90	3	1	6,8	105,1	97,2	50,5	4,65
OL	OL35	b	04-mrt-03	10,87	pZn21	Vb	130	3	1	6,4	12,9	82,5	-13,3	2,55
OL	OL36	b	04-mrt-03	11,33	cHn21	Vld	185	3	1					
OL	OL37	b	05-mrt-03	10,8	fkpZg23g	Vb	130	3	1	6,7	41,4	97,8	20,6	3,72
OL	OL38	b	05-mrt-03	11,04	fkpZg23	Vb	140	3	1	6,8	45,3	99,5	23,2	3,81
SA	B212g	b	12-mei-03	26,19	pZg23	IIa	70	3	1	5,7	10,9	65,6	-16,2	2,39
Br	1.2	b	22-mei-00	7,96	Zd21	VI	135	3	1	5,8	16	59,2	-11,6	2,77
Br	4.2	b	22-mei-00	7,63	pZn23	III	95	3	1	6,5	26	86,4	15,6	3,26
Br	6.2	b	22-mei-00	7,58	pZn23	III	95	3	1	7,1	8	60,5	-27,7	2,08
Br	7.2	b	22-mei-00	7,21	pZn23	II	65	3	1	7,2	4	67	-26,4	1,39
Br	8.2	b	22-mei-00	6,97	pZn23	II	50	3	1	7,1	6	26,8	-36,5	1,79
Br	12.1	b	22-mei-00	7,68	pLn5	V	125	3	1	6,8	22	81,8	-7,8	3,09
Br	13.2	b	22-mei-00	7,96	pLn5	V	135	3	1	6,6	16	67,9	-18,5	2,77
Br	26.2	b	22-mei-00	7,10	pZn23	III	70	3	1	5,8	28	91,9	16	3,33
Br	B1.2	b	22-mei-00	7,67	pZn23	III	120	3	1	6,1	46	94,9	65,9	3,83
Br	B2.2	b	22-mei-00	7,71	pLn5	V	120	3	1	7,1	11	68,5	-21,3	2,40
Br	B3.2	b	22-mei-00	7,51	pZn23	III	100	3	1	7,3	27	84,3	-1	3,30
Br	B4.2	b	22-mei-00	7,63	pZn23	V	125	3	1	7,1	8	63,5	-28,3	2,08
Br	B5.2	b	22-mei-00	7,80	pZn23	V	145	3	1	6,5	4	55,2	-34,3	1,39
Br	B6.2	b	22-mei-00	7,35	pZn23	III	95	3	1	6,2	14	63,5	-22,4	2,64
HB	1.2	b	23-mei-00	4,33	pZg23	III*	90	3	1	6,6	27	82	-4	3,30
HB	2.2	b	23-mei-00	4,53	pZg23	III*	110	3	1	6,5	21	61	-18	3,04
HB	3.2	b	23-mei-00	4,27	pZg23	III*	90	3	1	6,7	20	77	-12	3,00
HB	6.2	b	23-mei-00	4,59	pZg23	III*	110	3	1	6,5	4	56	-35	1,39
HB	7.2	b	23-mei-00	4,79	zEZ23	VI	130	3	1	6,8	74	85	83	4,30
HB	13	b	23-mei-00	5,14	pZg23	V*	150	3	1	3,5	4	59	-35	1,39
LB	8	b	16-okt-03	5,41	EZg21		104	3	1	8	53,3	48	23	3,98
LB	12	b	1-okt-03	5,43	pZn21		176	3	1	8,3	67	89	47	4,20
LB	29	b	1-okt-03	3,74	Zn21		112	3	1	8,2	55,8	98	26	4,02
LB	40	b	9-okt-03	3,88	pZg21		138	3	1	7,8	51,9	-12	44	3,95
LB	41	b	1-okt-03	3,42	pZg21		107	3	1	8	78,2	98	45	4,36
LB	44	b	9-okt-03	4,5	zEZ21		149	3	1	7,7	95	42	72	4,55
LB	108	b	16-okt-03	4,85	pZg21		138	3	1	7,6	55,5	51	37	4,02
OL	OL02	b	26-feb-03	9,03	fpRn59A	IIla	100	3	2	7,8	67,7	98,0	45,1	4,22
OL	OL12	b	27-feb-03	9,44	fpRn59C	IIlb	100	3	2	7,0	54,9	99,0	33,8	4,01
OL	OL14	b	12-mrt-03	9,43	fpRn59A F	IIlb	100	3	2	7,4	71,0	95,4	50,4	4,26
OL	OL16	b	10-mrt-03	9,42	fpRn59Ag	IIlb	100	3	2	7,3	72,6	97,3	46,1	4,28
OL	OL19	b	05-mrt-03	9,41	fpRn59c	IIla	80	3	2	6,6	31,8	96,9	14,5	3,46
OL	OL26	b	03-mrt-03	9,61	fpRn59Cg	IIla	90	3	2	6,4	35,9	97,1	11,5	3,58
OL	OL28	b	10-mrt-03	9,82	fpRn59C	IIa	75	3	2	6,5	28,4	96,8	7,2	3,35
OL	OL31	b	04-mrt-03	9,94	fpRn59Cg	IIla	95	3	2	6,5	33,9	97,1	16,8	3,52
OL	OL34	b	04-mrt-03	10,48	fpRn59C	IIla	90	3	2	6,9	40,7	98,3	14,6	3,71
LB	1	b	26-sep-03	3,62	Rn44C		92	3	2	8,6	43,9	97	10	3,78
LB	2	b	26-sep-03	2,89	Rv01C		72	3	2	7,5	68,4	70	58	4,23
LB	3	b	26-sep-03	3,35	Rn47C		56	3	2	8,3	21,5	93	-6	3,07
LB	4	b	26-sep-03	4,28	Rn67C		75	3	2	7,4	42,4	96	15	3,75
LB	5	b	26-sep-03	4,6	Rn67C		107	3	2	7,4	36,9	84	23	3,61
LB	14	b	26-sep-03	3,8	Rn67C		87	3	2	7,4	57,9	91	41	4,06
LB	16	b	26-sep-03	2,84	Rn44C		25	3	2	7,4	30,3	96	3	3,41
LB	17	b	26-sep-03	3,65	Rn47C		107	3	2	8,5	86,4	93	53	4,46
LB	18	b	26-sep-03	3,72	Rn47C		95	3	2	8,3	69,7	100	27	4,24
LB	26	b	1-okt-03	4,46	Rn67C		145	3	2	8,1	22,1	56	-5	3,10
LB	27	b	1-okt-03	3,73	Rn67C		75	3	2	8,1	46,5	85	40	3,84
LB	28	b	1-okt-03	3,9	Rn62C		111	3	2	8,3	46,9	96	18	3,85
LB	30	b	1-okt-03	3,26	Rn44C		87	3	2	8,2	39,9	96	6	3,69
LB	33	b	1-okt-03	3,26	Rn47C		109	3	2	8,2	78,5	99	34	4,36
LB	34	b	9-okt-03	2,94	Rn44C		137	3	2	7,8	26,1	74	6	3,26
LB	35	b	9-okt-03	2,88	Rn44C		114	3	2	7,6	36,9	97	7	3,61
LB	36	b	9-okt-03	2,68	Rn44C		77	3	2	6,6	48,6	90	23	3,88
LB	38	b	9-okt-03	3,03	Rn47C		101	3	2	7,9	42,6	95	16	3,75
LB	46	b	9-okt-03	2,98	Rn62C		94	3	2	7,6	26,2	68	-1	3,27
LB	47	b	9-okt-03	3,08	Rn62C		108	3	2	7,8	26,3	93	0	3,27
LB	49	b	9-okt-03	2,55	Rn47C		92	3	2	7,8	47	92	15	3,85
LB	50	b	9-okt-03	2,62	Rn44C		113	3	2	7,2	36,5	72	23	3,60
LB	105	b	16-okt-03	3,26	Rn47C		71	3	2	7,6	33,9	41	17	3,52
LB	106	b	16-okt-03	4	Rn67C		108	3	2	7,8	46,6	77	21	3,84
LB	107	b	16-okt-03	4,12	Rn67C		104	3	2	7,6	49,9	80	17	3,91
Br	2.2	b	22-mei-00	6,88	Vk	I	45	3	3	6,6	28	23,7	9,9	3,33
Br	9.2	b	22-mei-00	7,14	Wg	II	70	3	3	7,0	2	61,1	-32,6	0,69
Br	23.2	b	22-mei-00	6,70	Vk	II	50	3	3	6,9	4	60,7	-30,8	1,39

Vervolg bijlage 2

Gebied	Code	Filter	DATUM	NAP	Bodem50	Gt	GLG _{veld}	Bodem-gebruik	Grond-soort	pH _{lab}	EGV _{lab}	%-rLiA	%-rTh	Ln-Ec
Br	24.1	b	22-mei-00	7,12	Vk	II	70	3	3	6,8	74	86,5	77,5	4,30
Br	25.2	b	22-mei-00	6,92	Wg	II	55	3	3	6,6	14	77,6	-15,5	2,64
HB	4.2	b	23-mei-00	4,23	vWz	III	85	3	3	7,2	34	84	-4	3,53
HB	5.2	b	23-mei-00	4,30	vWz	III	90	3	3	7,1	53	98	41	3,97
HB	8.2	b	23-mei-00	4,37	vWz	III	100	3	3	7,7	29	79	0	3,37
HB	9.2	b	23-mei-00	4,28	vWz	III	100	3	3	7,2	33	82	-5	3,50
HB	10.2	b	23-mei-00	4,28	vWz	III	100	3	3	4,0	9	70	-24	2,20
HB	11.2	b	23-mei-00	4,37	vWz	III	110	3	3	3,7	19	56	-27	2,94
vlthbr	Vo2	b	20021029	0	Ln5	III	85	1	2	4,1	16,8	45,9	-7,5	2,82
vlthbr	Vo7	b	20021029	0	Ln5	III	100	3	2	7,2	7,8	74	-26	2,05
hzbk	H202	b	20021101	0	KT	V	150	1	2	8,5	38,5	86,2	11	3,65
hzbk	H203	b	20021101	0	zKX	V	45	1	2	8,4	66,3	52,8	29,3	4,19
hzbk	H207	b	20021101	0	KX	III	90	2	2	5,1	22,1	-12,6	4,2	3,10
kibl	Klop2	b	20021030	0	pZg21	VI	185	2	1	8,7	38,5	95	7,6	3,65
kibl	Klop3	b	20021030	0	Wg	II	60	1	2	8,8	40	97	8,3	3,69
kibl	Klop4	b	20021030	0	aVz	I	35	1	1	8,7	41,7	96,5	9,3	3,73
kibl	Klop7	b	20021030	0	Zn23	V	130	1	1	8,7	37,2	94,4	5,1	3,62
kibl	Klop9a	b	20021030	0	Wg	II	60	1	2	8,7	43,2	95,5	13,7	3,77
kibl	Klop10	b	20021030	0	pZg23	III	100	1	1	8,5	50	96,2	11,8	3,91
dink	Lut01	b	20021102	0	Hn21	V	150	1	1	4,2	44,1	8,2	35,3	3,79
dink	Lut02	b	20021102	0	pRn59	V	150	2	2	7,2	15,7	75,1	-14,2	2,75
dink	Lut04	b	20021102	0	kpZg23	III	80	2	1	8,5	47,2	90,6	26,1	3,85
dink	Lut05	b	20021102	0	pZn23	V	220	2	1	7,7	23,9	67,1	-1,6	3,17
strh	Stro01	b	20021031	0	Hn21	VI	150	2	1	4,6	5,1	5,7	-40,4	1,63
strh	Stro03	b	20021031	0	Hn21	II	60	2	1	4,5	11	-30,5	-23	2,40
strh	Stro04	b	20021031	0	Hn21	III	85	2	1	5,3	4,4	-38,2	-26,8	1,48
strh	Stro06	b	20021031	0	Hn21	VI	140	2	1	4,6	4,3	-36,9	-33,5	1,46
strh	Stro07	b	20021031	0	zWp	II	50	2	1	3,9	10,3	-32,4	-16,4	2,33
strh	Stro08	b	20021031	0	Zn21	I	15	2	1	6,7	20,9	14	-6,6	3,04
strh	Stro11	b	20021031	0	Zn21	II	60	2	1	4,7	3,8	-39,1	-31,9	1,34
Oet	2B2	b	830119	21,10	zVz	I	45	2	3	6,7	38,0	95,9	4,5	3,64
Oet	2B2	b	830509	21,10	zVz	I	45	2	3	6,8	30,5	94,1	-3,4	3,42
Oet	4B2	b	830509	21,36	EZg23	I	35	1	1	6,7	28,7	91,4	-2,1	3,36
Oet	4B2	b	830914	21,36	EZg23	I	35	1	1	7,9	24,5	84,2	-0,8	3,20
Oet	6B2	b	830509	20,95	Vc	I	15	2	3	6,8	48,6	94,1	21,2	3,88
Oet	8B2	b	830119	21,40	zVz	II	50	2	3	6,7	104,3	54,9	63,9	4,65
Oet	8B2	b	830509	21,40	zVz	II	50	2	3	6,9	107,2	56,0	75,0	4,67
Oet	8B2	b	830914	21,40	zVz	II	50	2	3	7,1	88,7	68,5	64,0	4,49
Oet	10B2	b	830119	21,69	pZn23	II	70	2	1	6,6	28,9	85,0	-2,2	3,36
Oet	10B2	b	830509	21,69	pZn23	II	70	2	1	6,7	28,4	90,6	-0,9	3,35
Oet	10B2	b	830914	21,69	pZn23	II	70	2	1	6,8	27,9	89,0	-3,2	3,33
Oet	14B2	b	830509	20,90		I	5	2	3	6,7	23,1	85,3	-7,3	3,14
Oet	16B2	b	830509	21,17	zVz	I	25	2	3	6,7	33,5	93,3	4,2	3,51
Oet	16B2	b	830914	21,17	zVz	I	25	2	3	6,6	31,5	92,1	1,0	3,45
Oet	18B2	b	830914	21,21	aVz	I	30	2	3	6,7	33,0	85,1	4,8	3,50
Oet	20B2	b	830914	21,57	aVz	I	15	2	3	6,5	28,1	90,9	-1,1	3,34
gor	30B2	b	830516	18,98	Vz	I	45	2	3	6,5	29,4	94,3	-3,4	3,38
gor	32B2	b	830126	19,44	hEV	I	45	2	3	6,4	35,0	85,4	4,6	3,56
gor	32B2	b	830516	19,44	hEV	I	45	2	3	6,5	30,3	79,3	1,0	3,41
gor	34B2	b	830126	19,66	aVz	I	20	2	3	6,5	51,6	93,0	19,9	3,94
gor	34B2	b	830516	19,66	aVz	I	20	2	3	6,6	50,0	92,7	21,1	3,91
gor	34B2	b	830906	19,66	aVz	I	20	2	3	6,8	-	63,9	-2,1	
gor	36B2	b	830516	19,15	Vc	I	40	2	3	6,5	31,1	90,4	-0,9	3,44
gor	38B2	b	830126	19,17	Vc	II	60	2	3	6,9	50,5	97,0	5,0	3,92
gor	38B2	b	830516	19,17	Vc	II	60	2	3	6,8	44,2	97,1	6,6	3,79
gor	40B2	b	830126	19,22	Vc	II	65	2	3	6,5	48,5	97,1	10,3	3,88
gor	40B2	b	830516	19,22	Vc	II	65	2	3	6,7	48,3	97,7	12,9	3,88
gor	42B2	b	830126	19,40	zVz	II	65	2	3	7,2	72,4	84,3	36,7	4,28
gor	42B2	b	830516	19,40	zVz	II	65	2	3	7,1	55,4	96,3	19,8	4,01
gor	44B2	b	830126	19,25	Vc	II	50	2	3	6,7	43,6	96,6	4,8	3,78
gor	44B2	b	830516	19,25	Vc	II	50	2	3	6,7	41,8	96,8	5,1	3,73
gor	44B2	b	830906	19,25	Vc	II	50	2	3	7,0	-	77,5	-14,0	
gor	46B2	b	830516	19,46	aVz	II	70	2	3	6,5	-	83,8	19,6	
gor	48B2	b	830906	19,38	Hn25	II	60	2	1	7,6	-	11,5	17,0	
Br	3.1	o	22-mei-00	6,95	pZn23	II	55	1	1	6,5	48	89,9	54	3,87
Br	11.1	o	22-mei-00	7,14	pZn23	III	75	1	1	6,5	50	62,4	85,4	3,91
Br	14.1	o	22-mei-00	7,45	pLn5	III	90	1	1	6,4	79	74,8	79,6	4,37
Br	20.1	o	22-mei-00	7,57	pZn23	III	95	1	1	6,4	36	95,9	27,6	3,58
Br	22.1	o	22-mei-00	7,33	pZn23	III	80	1	1	6,3	62	81,2	59,2	4,13
Zbr	3B1	o	801015	4,45	Hn21	V	130	1	1	5,2	15,5	-16,2	-8,6	2,74
Zbr	4B1	o	790718	3,65	pZg23	III	100	1	1	7,4	38,8	96,3	3,6	3,66
ZBr	7B1	o	780509	4	pZg23	III	110	1	1	7,4	45,5	88,9	10,1	3,82
Zbr	9B1	o	791112	4	zWp	III	100	1	1	6,7	31,1	94,8	2,5	3,44
ZBr	17B1	o	790718	4,2	pZn23	III	110	1	1	7,6	35,5	89,3	3,9	3,57
ZBr	18B1	o	791112	4,45	Hn23	V	130	1	1	6,2	25,5	5,2	12,7	3,24
ZBr	19B1	o	801015	4,3	Hn23	V	130	1	1	7,2	38,8	88,8	6	3,66
ZBr	AB1	o	800226	3,8	pZg23	III	100	1	1	6,8	35,5	94,5	2,3	3,57
ZBr	BB1	o	800226	3,65	pZg23	III	100	1	1	6,9	45,5	86,2	12,4	3,82

Vervolg bijlage 2

Gebied	Code	Filter	DATUM	NAP	Bodem50	Gt	GLG _{veld}	Bodem-gebruik	Grond-soort	pH _{lab}	EGV _{lab}	%-rLiA	%-rTh	Ln-Ec
ZBr	CB1	o	800226	3,6	pZg23	III	100	1	1	6,9	36,6	95,8	3,4	3,60
MK	7B1	o	1986XXXX	5,95	pZg21	III	85	2	1	6	13,1	87	-15,2	2,57
MK	8B1	o	1986XXXX	5,78	zVz	II	75	2	1	5,8	21,4	91,1	-11,6	3,06
MK	13B1	o	1986XXXX	6,23	cZn23	III	100	2	1	5,8	40,3	97	6,3	3,70
MK	14B1	o	1986XXXX	6,06	cZn23	III	95	2	1	5,6	21,4	89,1	-9,9	3,06
MK	16B1	o	1986XXXX	6,0	zWz	III	95	2	1	6,6	49,4	96,8	14,1	3,90
MK	17B1	o	1986XXXX	6,24	zWz	III	90	2	1	5,9	34,9	91	7,2	3,55
MK	18B1	o	1986XXXX	6,04	pZn23	III	90	2	1	6,4	24,2	92,9	-3,8	3,19
MK	19B1	o	1986XXXX	6,06	zWz	III	100	2	1	6	29,3	93,9	-1,4	3,38
MK	20B1	o	1986XXXX	5,80	zVz	II	65	2	1	5,7	17,8	80,7	-12,3	2,88
MK	21B1	o	1986XXXX	6,02	pZn21	III	85	2	1	5,8	23,9	90,3	-6,3	3,17
ZBr	1B1	o	790312	4,3	zWp	III	110	2	1	5,2	12,2	-6,6	-26,2	2,50
Zbr	2B1	o	791112	4,45	Hn21	V	130	2	1	4,4	10	-22,5	-15,9	2,30
ZBr	5B1	o	780509	4,1	Zn	V	130	2	1	5,6	8,9	52,3	-34,1	2,19
Zbr	6B1	o	791112	4,05	Zn	V	130	2	1	5,2	6,7	-1,7	-30,4	1,90
Zbr	8B1	o	791112	4,25	zWp	III	100	2	1	6,2	15,5	55	-13,6	2,74
ZBr	10B1	o	790312	3,95	pZg23	III	90	2	1	6,8	59,9	86,1	14,8	4,09
ZBr	11B1	o	791112	4,25	pZn23	III	110	2	1	6,1	16,6	58,5	-12,8	2,81
Zbr	12B1	o	860930	3,8	pZg23	III	100	2	1	6,4	52,5	75,4	26,9	3,96
Zbr	13B1	o	791112	4,5	Hn23	V	125	2	1	6,1	12,2	24,5	-24,5	2,50
MK	1B1	o	1986XXXX	6,27	hVc	III	90	2	3	6,6	53,5	97,6	18,6	3,98
MK	2B1	o	1986XXXX	6,05	zVc	III	90	2	3	6,3	19	91,5	-9,8	2,94
MK	3B1	o	1986XXXX	6,0	zVc	III	85	2	3	6,3	24	91,9	-5,5	3,18
MK	6B1	o	1986XXXX	5,93	zVc	II	70	2	3	6,6	60,9	98,3	14,5	4,11
MK	9B1	o	1986XXXX	5,68	Vc	I	35	2	3	6,4	64,9	86,6	33,2	4,17
MK	10B1	o	1986XXXX	5,82	Vz	II	65	2	3	5,7	20,5	76,2	-13,6	3,02
MK	11B1	o	1986XXXX	5,88	Vz	II	70	2	3	5,9	26,5	92,2	-2,4	3,28
MK	12B1	o	1986XXXX	5,98	Vz	III	75	2	3	5,8	19,6	89,2	-9,1	2,98
Br	1.1	o	22-mei-00	7,96	Zd21	VI	135	3	1	5,6	26	66,5	15,1	3,26
Br	4.1	o	22-mei-00	7,63	pZn23	III	95	3	1	6,5	34	78,5	18,4	3,53
Br	6.1	o	22-mei-00	7,58	pZn23	III	95	3	1	6,5	34	90,3	24,9	3,53
Br	7.1	o	22-mei-00	7,21	pZn23	II	65	3	1	7,1	36	96,5	32,2	3,58
Br	8.1	o	22-mei-00	6,97	pZn23	II	50	3	1	7,0	34	89,8	25,9	3,53
Br	13.1	o	22-mei-00	7,96	pLn5	V	135	3	1	6,4	28	83,7	9,8	3,33
Br	26.1	o	22-mei-00	7,10	pZn23	III	70	3	1	7,0	22	75,1	1,5	3,09
Br	B1.1	o	22-mei-00	7,67	pZn23	III	120	3	1	6,0	55	97,9	61,7	4,01
Br	B2.1	o	22-mei-00	7,71	pLn5	V	120	3	1	7,2	11	68,1	-21,7	2,40
Br	B3.1	o	22-mei-00	7,51	pZn23	III	100	3	1	7,1	30	81,8	2,9	3,40
Br	B4.1	o	22-mei-00	7,63	pZn23	V	125	3	1	7,4	47	85,9	75,5	3,85
Br	B5.1	o	22-mei-00	7,80	pZn23	V	145	3	1	6,7	18	79,2	-11,5	2,89
Br	B6.1	o	22-mei-00	7,35	pZn23	III	95	3	1	6,5	21	25,3	-21,5	3,04
HB	1.1	o	23-mei-00	4,33	pZg23	III*	90	3	1	6,5	18	65	-19	2,89
HB	2.1	o	23-mei-00	4,53	pZg23	III*	110	3	1	6,7	10	55	-31	2,30
HB	3.1	o	23-mei-00	4,27	pZg23	III*	90	3	1	6,6	5	69	-27	1,61
HB	6.1	o	23-mei-00	4,59	pZg23	III*	110	3	1	6,8	45	97	53	3,81
HB	7.1	o	23-mei-00	4,79	zEZ23	VI	130	3	1	6,8	49	61	60	3,89
ZBr	14B1	o	790718	4,6	cHn23	V	130	3	1	7,7	28,9	94,6	-1,7	3,36
Br	2.1	o	22-mei-00	6,88	Vk	I	45	3	3	6,3	94	48	82,8	4,54
Br	9.1	o	22-mei-00	7,14	Wg	II	70	3	3	6,8	46	97,9	45,2	3,83
Br	23.1	o	22-mei-00	6,70	Vk	II	50	3	3	6,8	74	86,5	77,5	4,30
Br	25.1	o	22-mei-00	6,92	Wg	II	55	3	3	6,8	92	69,2	86,3	4,52
HB	4.1	o	23-mei-00	4,23	vWz	III	85	3	3	6,9	94	97	70	4,54
HB	5.1	o	23-mei-00	4,30	vWz	III	90	3	3	7,1	80	94	75	4,38
HB	8.1	o	23-mei-00	4,37	vWz	III	100	3	3	7,6	28	85	-1	3,33
HB	9.1	o	23-mei-00	4,28	vWz	III	100	3	3	7,3	7	74	-21	1,95
HB	10.1	o	23-mei-00	4,28	vWz	III	100	3	3	4,6	6	73	-22	1,79
HB	11.1	o	23-mei-00	4,37	vWz	III	110	3	3	3,6	15	59	-25	2,71
Oet	2B1	o	830119	21,10	zVz	I	45	2	1	6,7	30,2	93,6	-3,3	3,41
Oet	2B1	o	830509	21,10	zVz	I	45	2	1	6,7	30,9	94,4	-2,1	3,43
Oet	6B1	o	830509	20,95	Vc	I	15	2	3	6,5	22,3	89,5	-7,5	3,10
Oet	6B1	o	830914	20,95	Vc	I	15	2	3	6,7	23,1	87,9	-8,2	3,14
Oet	8B1	o	830119	21,40	zVz	II	50	2	1	7,1	53,0	88,9	26,0	3,97
Oet	8B1	o	830509	21,40	zVz	II	50	2	1	7,2	52,3	89,9	27,5	3,96
Oet	8B1	o	830914	21,40	zVz	II	50	2	1	7,3	52,0	90,5	25,0	3,95
Oet	10B1	o	830509	21,69	pZn23	II	70	2	1	6,5	26,3	76,5	-0,6	3,27
Oet	12B1	o	830119	21,41	zVz	I	40	2	1	6,4	31,4	91,2	-0,4	3,45
Oet	12B1	o	830509	21,41	zVz	I	40	2	1	6,2	27,2	90,1	-2,9	3,30
Oet	14B1	o	830509	20,90		I	5	2	1	6,6	23,5	88,0	-9,4	3,16
Oet	14B1	o	830914	20,90		I	5	2	1	6,7	23,5	85,4	-7,8	3,16
Oet	16B1	o	830119	21,17	zVz	I	25	2	1	6,7	30,7	93,8	11,8	3,42
Oet	16B1	o	830509	21,17	zVz	I	25	2	1	6,7	22,2	87,6	-9,2	3,10
Oet	16B1	o	830914	21,17	zVz	I	25	2	1	6,8	21,8	83,1	-10,4	3,08
Oet	18B1	o	830119	21,21	aVz	I	30	2	1	6,7	33,8	87,0	19,6	3,52
Oet	18B1	o	830509	21,21	aVz	I	30	2	1	6,7	24,2	82,2	-7,3	3,19
Oet	18B1	o	830914	21,21	aVz	I	30	2	1	6,8	25,2	83,1	-6,5	3,23
Oet	20B1	o	830119	21,57	aVz	I	15	2	1	6,3	22,2	72,1	-10,1	3,10
Oet	20B1	o	830509	21,57	aVz	I	15	2	1	6,3	26,1	68,8	1,7	3,26
Oet	20B1	o	830914	21,57	aVz	I	15	2	1	6,5	21,2	70,7	-10,8	3,05

Vervolg bijlage 2

Gebied	Code	Filter	DATUM	NAP	Bodem50	Gt	GLG _{veld}	Bodem- gebruik	Grond- soort	pH _{lab}	EGV _{lab}	%-rLiA	%-rTh	Ln-Ec
gor	30B1	o	830126	18,98	Vz	I	45	2	1	6,8	31,4	94,4	-2,7	3,45
gor	30B1	o	830516	18,98	Vz	I	45	2	1	6,8	30,5	94,4	-2,7	3,42
gor	32B1	o	830126	18,98	Vz	I	45	2	1	7,0	45,6	86,7	18,5	3,82
gor	32B1	o	830516	19,44	hEV	I	45	2	3	6,7	45,0	79,4	20,9	3,81
gor	34B1	o	830126	19,66	aVz	I	20	2	1	6,9	49,8	89,7	22,4	3,91
gor	34B1	o	830516	19,66	aVz	I	20	2	1	6,9	51,4	90,2	25,6	3,94
gor	36B1	o	830126	19,15	Vc	I	40	2	3	6,5	45,6	95,0	13,2	3,82
gor	36B1	o	830516	19,15	Vc	I	40	2	3	6,5	45,2	94,7	13,7	3,81
gor	36B1	o	830906	19,15	Vc	I	40	2	3	6,6	36,7	68,2	8,4	3,60
gor	38B1	o	830126	19,17	Vc	II	60	2	3	6,7	42,3	96,3	0,9	3,74
gor	38B1	o	830516	19,17	Vc	II	60	2	3	6,7	39,8	96,1	2,9	3,68
gor	38B1	o	830906	19,17	Vc	II	60	2	3	6,7	34,1	77,1	3,7	3,53
gor	40B1	o	830126	19,22	Vc	II	65	2	3	6,6	40,5	96,0	1,1	3,70
gor	40B1	o	830516	19,22	Vc	II	65	2	3	6,7	39,4	96,2	3,3	3,67
gor	40B1	o	830906	19,22	Vc	II	65	2	3	6,8	33,3	77,1	3,7	3,51
gor	42B1	o	830126	19,40	zVz	II	65	2	1	6,5	76,1	80,6	43,0	4,33
gor	42B1	o	830516	19,40	zVz	II	65	2	1	6,7	59,1	87,3	25,0	4,08
gor	42B1	o	830906	19,40	zVz	II	65	2	1	6,7	27,4	74,9	-0,4	3,31
gor	44B1	o	830126	19,25	Vc	II	50	2	3	6,7	40,3	96,3	4,0	3,70
gor	44B1	o	830516	19,25	Vc	II	50	2	3	6,9	37,7	96,1	2,5	3,63
gor	44B1	o	830906	19,25	Vc	II	50	2	3	6,7	33,5	77,3	4,8	3,51
gor	46B1	o	830126	19,46	aVz	II	70	2	1	6,5	69,1	73,8	49,2	4,24
gor	46B1	o	830516	19,46	aVz	II	70	2	1	6,5	66,5	85,8	42,2	4,20
gor	48B1	o	830126	19,38	Hn23	II	60	2	1	6,8	131,7	48,8	70,9	4,88
gor	48B1	o	830516	19,38	Hn24	II	60	2	1	7,0	100,4	72,9	59,0	4,61

Bijlage 3 Analyseresultaten watermonsters en MAION berekeningen

Punt	Concentratie (mg/l)								EGV pH		Fracties (a)			Concentratie (mg/l)			Ionenbalans
	Ca	K	Mg	Na	S	SO ₄	Chloride	IC	[µs/cm]		H ₂ CO ₃	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	H ₂ CO ₃	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	
OL 03	176,7	2,9	14,8	8,1	11,7	35,1	10,6	96,0	725	7,82	0,033	0,964	0,003	16,2	470,6	1,4	8,7
OL 12	112,4	2,6	16,2	4,2	11,2	33,5	4,7	63,2	510	7,74	0,039	0,958	0,002	12,7	307,7	0,8	9,9
OL 16	124,5	4,6	11,8	9,5	16,2	48,6	3,4	63,3	575	7,71	0,042	0,956	0,002	13,7	307,8	0,7	11,1
OL 17	35,7	22,3	7,7	12,4	17,6	52,7	7,9	16,4	292	7,42	0,078	0,921	0,001	6,6	76,6	0,1	15,6
OL 18	70,6	6,0	12,0	8,4	3,3	9,9	4,9	51,5	380	7,67	0,046	0,952	0,002	12,1	249,2	0,5	6,2
OL 28	36,8	1,3	3,9	2,5	3,7	11,0	2,0	21,7	186	7,68	0,045	0,953	0,002	5,0	105,0	0,2	6,8
OL 29	32,0	5,4	2,7	3,5	4,3	12,9	4,6	13,3	154	7,44	0,075	0,924	0,001	5,2	62,6	0,1	19,2
OL 30	4,2	6,1	1,1	2,0	4,8	14,5	2,1	1,0	59,7	5,92	0,729	0,271	0,000	3,8	1,4	0,0	17,2
OL 33	19,5	16,8	3,5	4,4	4,1	12,2	4,8	15,9	158	7,18	0,129	0,871	0,001	10,6	70,4	0,0	10,0
OL 35	5,7	10,5	1,6	2,9	8,6	25,7	4,5	1,0	83,6	5,52	0,871	0,129	0,000	4,5	0,7	0,0	9,4

Cursief gedrukte waarden zijn berekend uit gemeten waarden.

```

***          .DAT *** OUTPUT-FILE OF PROGRAM MAION-F **Version   aug 1983***** INFO: SECTION ECOHYDROLOGY (RIN) ***
***** INPUT-FILE:          .DAT *****
0
  DATE STATION  pH  EGVm25  EGV25  Em-EGV  K+A  K-A  IR  ATM  RHLOB  LI-DU  LI-AN  NR.rem
  -  NR.DPT  -  mS/m  mS/m  %Em  meq/l  K+A%  %  %  %  %  %
  00L 03 0  7.8  72.5  65.8   9.3  17.0  22.8  96.7 -50.2  46.3  83.6  94.1   1
  00L 12 0  7.7  51.0  47.2   7.4  11.6  23.5  97.7 -50.9  34.1  86.7  92.5   1
  00L 16 0  7.7  57.5  50.6  11.9  12.5  23.9  98.5 -45.5  41.8  83.1  91.8   1
  00L 17 0  7.4  29.2  28.7   1.9   5.7  22.7  88.9 -21.7  23.5  64.4  66.4   1
  00L 18 0  7.7  38.0  35.4   6.8   8.3  21.0  96.2 -58.2  27.2  93.6  94.9   1
  00L 28 0  7.7  18.6  17.7   5.0   3.8  20.3  97.0 -45.6  14.8  91.6  87.4   1
  00L 29 0  7.4  15.4  15.9  -3.5   3.2  30.1  92.5 -36.5  13.9  82.1  77.2   1
  00L 30 0  5.9   6.0   5.7   4.3   0.9  18.1  78.0  36.6 -20.5  -5.6 -13.2   1
  00L 33 0  7.2  15.8  15.9  -0.9   3.1  21.6  87.8 -58.3   2.9  87.8  81.8   1
  00L 35 0  5.5   8.4   9.3 -10.9   1.5   9.1  69.1  45.6 -19.8 -16.2 -22.4   1
1

```