



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Effecten van grondwatertoevoer op oppervlaktewaterkwaliteit

Een casestudie in twee natuurgebieden

P.F.M. Verdonshot
R. Loeb

Alterra-rapport 1752, ISSN 1566-7197



Effecten van grondwatertoevoer op oppervlaktewaterkwaliteit

Effecten van grondwatertoevoer op oppervlaktewaterkwaliteit

Een casestudie in twee natuurgebieden

P.F.M. Verdonschot

R. Loeb

Alterra-rapport 1752

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Verdonschot, P.F.M. & R.Loeb, 2008. *Effecten van grondwatertoevoer op oppervlaktewaterkwaliteit; Een case studie in twee natuurgebieden* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1752. 51 blz.; 6 fig.; 7 tab.; .31 ref.

In dit rapport worden de mogelijke effecten van grondwatertoevoer op oppervlaktewateren op een rij gezet. Het rapport beschrijft de effecten die kwel kan hebben op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater en hoe de chemie van het oppervlaktewater doorwerkt op aquatische ecosystemen. Voor alle ionen die regelmatig in oppervlaktewater worden gemeten is nagegaan hoe het in het oppervlaktewater terecht kan zijn gekomen en of het ion bruikbaar is als indicatie voor grondwaterinvloed op oppervlaktewater. Aan de hand van twee casestudies in natuurgebieden (het Springendal en de Wieden) is de invloed van grondwater op de lokale oppervlaktewaterkwaliteit geëvalueerd. Voor de beoordeling van de invloed van grondwater op het oppervlaktewater is een gedegen kennis van het gebied nodig. Ook is de aanvoer van grondwater niet één-op-één te relateren aan sturende factoren voor het ecosysteem.

Trefwoorden: Grondwater, kwel, oppervlaktewater, Springendal, waterkwaliteit, Wieden.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2008 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 veeleenvoudigd 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	11
1.1 Wat is grondwater en wat is kwel?	11
1.2 Effecten van grondwater op oppervlaktewater	11
1.3 Beleidsrelevantie	12
1.4 Leeswijzer	12
2 Invloed van grondwater op aquatische ecosystemen	13
2.1 Waterkwaliteit	13
2.1.1 Nutriënten	13
2.1.2 Kalk	13
2.1.3 Zuurstof	14
2.1.4 Toxische stoffen	14
2.2 Waterkwantiteit	15
2.3 Watertemperatuur	15
3 De invloed van grondwater op de chemische samenstelling van oppervlaktewater	17
3.1 Chemische processen in het grondwater	17
3.2 Recente veranderingen in grondwatersamenstelling	18
3.3 Samenstelling van oppervlaktewater	19
3.4 Grondwater of regenwater?	20
4 Springendal	27
4.1 Gebiedsbeschrijving	27
4.2 Chemische samenstelling grondwater	27
4.3 Chemische samenstelling regenwater	30
4.4 Chemische samenstelling oppervlaktewater	30
5 Wieden	33
5.1 Gebiedsbeschrijving	33
5.2 Chemische samenstelling boezemwater	34
5.3 Chemische samenstelling regenwater	36
5.4 Chemische samenstelling oppervlaktewater in kleine wateren	37
6 Conclusies en aanbevelingen	41
6.1 Samenvatting conclusies en aanbevelingen	43
Literatuur	45
Bijlage 1	49
Bijlage 2	51

Woord vooraf

De hoeveelheid en kwaliteit van het toestromende grondwater is mede bepalend voor het functioneren van aquatische ecosystemen. Door hydrologische ingrepen is in veel gebieden echter de kweldruk weggevallen door bijvoorbeeld grondwaterpeilverlaging, drainage of waterinlaat. Dit heeft vaak als gevolg dat de oppervlaktewaterkwaliteit is verslechterd en dat er verdroging is opgetreden. Daarnaast is ook de kwaliteit van het grondwater in de afgelopen eeuw veranderd. Onder andere de hogere nitraatconcentraties in grondwater kunnen negatieve effecten hebben op de grondwaterontvangende ecosystemen. Kennis over de rol van grondwater bij het functioneren van aquatische ecosystemen kan in belangrijke mate bijdragen aan de kwaliteitsverbetering van de Nederlandse oppervlaktewateren. Vooral de vraag of verbetering van de kwaliteit en kwantiteit van grondwater-oppervlaktewaterinteracties bijdraagt aan het behalen van de KRW-doelen of instandhoudingsdoelen in Natura 2000-gebieden en aan het herstel van TOP-gebieden, is zeer relevant.

Grondwatertoevoer naar oppervlaktewateren heeft diverse effecten op aquatische levensgemeenschappen, onder ander via temperatuurbuffering, via waterkwantiteit en via de waterkwaliteit. In dit rapport bespreken we aan de hand van twee voorbeeldgebieden de mogelijkheden om de invloed van grondwatertoevoer op het oppervlaktewater kwalitatief in te schatten met behulp van de chemische samenstelling van het water.

Het onderzoek in dit rapport vormt een deelstudie in het BO-project Grondwaterkwantiteit en -kwaliteit in relatie tot het aquatische ecosysteem (Cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlaten). In het eerste deelrapport wordt een overzicht gegeven van grondwatertypen in Nederland (Paulissen et al., 2007). In het vervolgonderzoek zal de invloed van grondwater gerelateerd worden aan de temperatuurkarakteristieken van stromende wateren (beken) en stilstaande wateren (sloten) om te kunnen kwantificeren hoe groot de toevoer van grondwater moet zijn om de benodigde temperatuurkarakteristieken te behouden.

Wij willen Waterschap Reest en Wieden, Staatsbosbeheer en het RIVM hartelijk danken voor het beschikbaar stellen van hun gegevens. Wij bedanken Maurice Paulissen voor het verzamelen van de gegevens.

Samenvatting

Veel van de Nederlandse oppervlaktewateren worden gevoed door water van verschillende oorsprong. Deels is dit water neerslagwater dat direct in de waterloop valt of oppervlakkig over aanpalende percelen afstroomt. Daarnaast is de aanvoer van grondwater zowel voor de kwantiteit als voor de kwaliteit van het oppervlaktewater erg belangrijk. Het aangevoerde grondwater kan bestaan uit water dat enkele tientallen of honderden meters verderop als regenwater recentelijk is ingezegen, of uit regionaal grondwater dat afkomstig is uit diepere watervoerende pakketten en een ouderdom kan hebben van honderden jaren. Ten slotte is in veel gebieden de inlaat van gebiedsvreemd water, vaak afkomstig van rivieren met een andere waterkwaliteit, van belang voor de kwaliteit en kwantiteit van het oppervlaktewater.

Grondwateraanvoer kan op verschillende manieren inwerken op aquatische levensgemeenschappen: via de waterkwaliteit, de waterkwantiteit en de watertemperatuur. De waterkwaliteit wordt door aanvoer van grondwater op verschillende manieren beïnvloed. Het grondwater zelf is meestal arm aan nutriënten, daarom heeft de aanvoer van grondwater meestal een verlagend effect op nutriëntenconcentraties. Daarnaast wordt er met grondwater vaak ijzer en calcium aangevoerd; ionen die ervoor kunnen zorgen dat fosfaat neerslaat, waardoor fosfaat in mindere mate beschikbaar is voor opname door macrofyten. Kwel voert vaak hard water aan, waardoor de concentraties calcium, magnesium en ook bicarbonaat op kwelplekken hoog kunnen zijn. Ook de redoxpotentiaal van het grondwater, aeroob of anaeroob, heeft effecten op de soortensamenstelling van een systeem.

De samenstelling van grondwater hangt sterk samen met de lokale geologische ondergrond en met processen die zich voltrekken op de weg die het water aflegt, zoals het in oplossing gaan van kalk, redoxprocessen en kationuitwisseling. Het landgebruik in de 20^e eeuw heeft ook een duidelijke invloed gehad op de samenstelling van het toen gevormde grondwater. Chlorideconcentraties zijn verhoogd en vanuit de landbouw is door het gebruik van (kunst)mest en kalk meer nitraat, fosfaat, kalium, calcium en magnesium in het grondwater terechtgekomen.

Sommige van de ionen die standaard in oppervlaktewater gemeten worden zijn geschikter voor het bepalen van de oorsprong van oppervlaktewater dan andere. Chloride is een zeer mobiel ion dat niet aan de bodem bindt, waardoor het goed als tracer gebruikt kan worden. Van calcium is het bekend dat het voornamelijk in grondwater terecht komt door aanrijking in de bodem. Parameters die snel kunnen veranderen, zoals de pH, zijn vaak lastiger te gebruiken om grondwaterinvloed in het oppervlaktewater te herkennen. Een veelgebruikte parameter is de ionenratio van Van Wirdum (1991), een ratio waarin de concentratie calcium wordt gerelateerd aan de som van calcium en chloride. Uitgezet tegen het EGV kan deze ratio een indicatie geven voor de herkomst van het water. Deze parameters zijn daarom in de casestudies meegenomen.

De eerste casestudie beschrijft de waterkwaliteit in de beek van het Springendal. De oppervlaktewaterkwaliteit van deze beek is afgezet tegen lokale grondwatergegevens uit peilbuizen en de locale samenstelling van het regenwater. De Springendalse beek wordt voor een groot deel gevoed met lokaal grondwater. Dit grondwater heeft echter geen echt lithotroof karakter (met een grondwaterkarakter), maar kan deels ook gekarakteriseerd worden als atmo-lithotroof (tussen grondwater en regen water in) of atmotroof (lijkend op regenwater). Hiernaast vallen de hoge nitraatconcentraties in het grondwater op, die afkomstig zijn van agrarisch gebruik van de top van de stuwwal.

In de tweede casestudie beoordelen we de waterkwaliteit in de “haarvaten” van de Wieden; sloten die wat verder van de boezem gelegen zijn. De waterkwaliteit van deze sloten wordt afgezet tegen de waterkwaliteit van grotere wateren in de Wieden. Het blijkt dat de boezemwateren waarvan er waterkwaliteitsgegevens beschikbaar waren, in de categorie lithotroof vallen. Op sommige monsterpunten was echter wel de invloed van lokale landbouw in het boezemwater te herkennen aan de hogere concentraties nutriënten en de ratio tussen calcium en magnesium. De waterkwaliteit van de meeste haarvaten viel ook in de categorie lithotroof. Een van de monsterpunten had een atmo-lithotroof karakter en een ander punt een thalassotrofer (meer lijkend op zee- en rivierwater), vermoedelijk door aanvoer van kwelwater uit het Meppelerdiep. Zonder lokale grondwatergegevens is het niet te beoordelen of lithotrofe waterkwaliteit van de haarvaten een gevolg is van het optreden van kwel. In sommige haarvatensystemen zou dit theoretisch mogelijk zijn doordat zij op een zandbodem liggen, van andere is dit minder waarschijnlijk doordat zij in het veen liggen, dat een grote hydrologische weerstand heeft.

Voor de beoordeling van de invloed van grondwater op het oppervlaktewater van een specifieke locatie aan de hand van de chemische samenstelling van het oppervlakte is een gedegen kennis van het gebied nodig. Er dient kennis voorhanden te zijn over de geohydrologie van het gebied en over de samenstelling van het grondwater dat mogelijk in het oppervlaktewater opkwelt. De indeling in atmotroof, en lithotroof water op grond van een ionenratio-EGV-diagram is hiervoor niet afdoende. Hoewel voor het ecosysteem sturende factoren, zoals temperatuur of nutriëntenconcentraties, niet overal één-op-één te relateren aan zijn de grootte van de grondwaterinvloed, is het toch van belang om te kunnen kwantificeren hoe groot de aanvoer van grondwater moet zijn om het ecosysteem nog te kunnen laten functioneren.

1 Inleiding

1.1 Wat is grondwater en wat is kwel?

De bodem bestaat uit bodemdeeltjes met daartussen poriën. Bij regenval loopt het water deze poriën in. In het bovenste deel van de bodem is een deel van deze poriën nog gevuld met lucht. Dit wordt de onverzadigde zone genoemd. Daaronder zijn de poriën geheel gevuld met water. Dit is de verzadigde zone en het water dat zich hier bevindt, wordt grondwater genoemd. De grens tussen de verzadigde en onverzadigde zone is de grondwaterspiegel. In Nederland bevindt deze zich, afhankelijk van de locatie, net onder het maaiveld tot op enkele meters diepte. Meestal duurt het niet meer dan enkele dagen voordat het regenwater het grondwater bereikt. Dit jonge, lokale grondwater bestaat uit regenwater en uit stoffen die in de onverzadigde zone hierin opgelost zijn en is anders van samenstelling dan het oudere, diepere grondwater (zie §3.2).

Voor kwel zijn er verschillende definities. Verschillende geologische formaties vormen verschillende pakketten van zand, klei, leem en veen. Door zandafzettingen kan water gemakkelijk heen stromen, terwijl klei, veen en leem een veel grotere weerstand hebben. Zandafzettingen worden daarom beschouwd als watervoerende pakketten en klei-, veen- en leemafzettingen als slechtdoorlatende lagen die deze watervoerende pakketten vertikaal van elkaar scheiden. Het bovenste watervoerende pakket wordt het freatisch pakket genoemd. Een veel gehanteerde definitie van kwel is dat kwel grondwater is dat onder druk uit een dieper watervoerende pakket tot in het maaiveld uitstroomt, wat betekent dat het desbetreffende watervoerende pakket een grotere stijghoogte heeft dan het freatische pakket. Het woord “kwel” wordt echter ook vaak gebruikt om alle vormen van aan het oppervlakte uittredend grondwater aan te duiden, ook als dit uit het freatisch pakket zelf afkomstig is. In dit geval kan kwel ook heel lokaal optreden door kleine niveauverschillen in het landschap.

1.2 Effecten van grondwater op oppervlaktewater

Veel van de Nederlandse oppervlaktewateren worden gevoed door water van verschillende oorsprong. Deels is dit water neerslagwater dat direct in de waterloop valt of oppervlakkig over aanpalende percelen afstroomt. Daarnaast is de aanvoer van grondwater zowel voor de kwantiteit als voor de kwaliteit van het oppervlaktewater erg belangrijk. Het aangevoerde grondwater kan bestaan uit water dat enkele tientallen of honderden meters verderop als regenwater recentelijk is ingezegen, of uit regionaal grondwater dat afkomstig is uit diepere watervoerende pakketten en een ouderdom kan hebben van honderden jaren. Ten slotte is in veel gebieden de inlaat van gebiedsvreemd water, vaak afkomstig van rivieren met een andere waterkwaliteit, van belang voor de kwaliteit en kwantiteit van het oppervlaktewater. Doordat grondwater andere eigenschappen heeft dan regen- en (gebiedsvreemd) oppervlaktewater, kan de aquatische levensgemeenschap sterk

beïnvloed worden door de aanvoer van grondwater (kwel). Kwel heeft invloed op de kwaliteit, de kwantiteit en de temperatuur van het oppervlaktewater in sloten en beken.

1.3 Beleidsrelevantie

Kennis over de rol van grondwater bij het functioneren van aquatische ecosystemen kan in belangrijke mate bijdragen aan de kwaliteitsverbetering van de Nederlandse oppervlaktewateren. Vooral de vraag of verbetering van de kwaliteit en kwantiteit van grondwater-oppervlaktewaterinteracties bijdraagt aan het behalen van de KRW-doelen, instandhoudingsdoelen in Natura 2000-gebieden en verdrogingsbestrijding in TOP-gebieden, is zeer relevant. Omdat grondwater duidelijk effecten heeft op de kwaliteit en kwantiteit van het oppervlaktewater, speelt het een belangrijke rol in het behalen van de doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voor aquatische ecosystemen. Daarnaast is een van de doelen van de KRW om verontreiniging van het grondwater te verminderen. Bij de uitwerking van de KRW worden momenteel de grondwaterlichamen van Nederland in kaart gebracht. De vraag is echter hoe de effecten van grondwaterinvloed op aquatische ecosystemen te relateren zijn aan de grootte van de grondwaterinvloed, zodat maatregelen daar op af te stemmen zijn. Aan de hand van twee voorbeelden laten wij in dit rapport zien welke processen zich voor kunnen doen bij voeding van oppervlaktewater met grondwater en gaan wij na of de invloed van het grondwater op het oppervlaktewater afgeleid kan worden uit de chemische samenstelling van het oppervlaktewater.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport behandelt de effecten van grondwater op de chemische samenstelling van oppervlaktewater. Hoofdstuk 2 behandelt de effecten die grondwateraanvoer kan hebben op aquatische ecosystemen. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de chemische processen die zich afspelen bij het ontstaan van grondwater en bij het voeden van het oppervlaktewater met grondwater. Ook wordt er in dit hoofdstuk op ingegaan welke chemische parameters in het oppervlaktewater indicatief kunnen zijn voor grondwaterinvloed. In hoofdstuk 3 en 4 wordt vervolgens aan de hand van twee voorbeelden (Het Springendal en de Wieden) het effect van het opkwellen van grondwater op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater besproken. In hoofdstuk 5 worden de algemene conclusies van dit rapport beschreven.

2 Invloed van grondwater op aquatische ecosystemen

Kwelwater kan op verschillende manieren invloed hebben op aquatische ecosystemen. Het bekendst is beïnvloeding via de waterkwaliteit, maar ook de invloed van kwel op de waterkwantiteit en de watertemperatuur zijn van belang voor het functioneren van het systeem

2.1 Waterkwaliteit

2.1.1 Nutriënten

Kwel kan invloed hebben op de concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater. Als de kwelstroom afkomstig is uit diepere bodemlagen, bevat het vaak minder nutriënten dan het oppervlaktewater. In het infiltratiegebied waaruit het water afkomstig is, blijft het aanwezige fosfaat meestal achter in de eerste decimeters van de bodem, waar het adsorbeert aan ijzer- en aluminiumoxides, mits de bodem niet fosfaatverzadigd is. Nitraat wordt door micro-organismen gedenitrificeerd in de bovenste laag van het anaerobe grondwater, waarbij het wordt omgezet in N_2 . Door deze processen is het kwelwater vaak armer aan nutriënten dan het oppervlaktewater. Daarnaast kan het grondwater op weg door de bodem ook kalk oplossen als het door een kalkrijke laag gaat en onder anaerobe omstandigheden kan ook ijzer in oplossing gaan. Zowel ijzer als calcium kunnen fosfaat binden, waardoor bij het optreden van kwel fosfaat uit het oppervlaktewater neer kan slaan, wat tot gevolg heeft dat fosfaat minder goed beschikbaar is voor opname door planten. Vaak heersen er op kwelplekken voedselarmere omstandigheden dan daarbuiten, waardoor deze plekken vaak een bijzondere vegetatie hebben.

2.1.2 Kalk

Als het kwelwater kalkrijke lagen passeert, kan het meer calcium, magnesium en bicarbonaat (HCO_3^-) bevatten en dit aan het beek- of slootwater toevoegen. Calcium is voor sommige macrofaunagroepen van groot belang (Higler, 1984). Slakken en kreeftachtigen zijn vaak niet in staat om bij calciumconcentraties onder 20 mg/l een huisje of pantser te maken. Ook kan anaeroob kwelwater extra bicarbonaat bevatten dat ontstaan is bij anaerobe afbraakprocessen. Hierdoor kunnen er op kwelplekken plantensoorten voorkomen die kenmerkend zijn voor gebufferd water. Als het oppervlaktewater van de desbetreffende waterloop zuur is, wordt het uittredende bicarbonaat omgezet in CO_2 . De pH van het beekwater gaat hierdoor iets omhoog en het extra gevormde CO_2 kan door planten als koolstofbron gebruikt worden. Waterplanten die niet in direct contact staan met de lucht, zijn voor hun koolstofvoorziening afhankelijk van koolstofbronnen in het water en de bodem. Isoëtide planten, zoals Oeverkruid, zijn planten die zeer goed zijn in het opnemen van CO_2 uit de waterbodem en kunnen hierdoor in CO_2 -arme wateren leven. Indien

de CO₂-concentratie in het water hoog is, kan Knolrus, een soort die goed is in het opnemen van CO₂ uit de waterlaag, in deze zure milieus gaan domineren (Bloemendaal & Roelofs, 1988a). Waterviolier is ook een soort die vaak gevonden wordt op plekken met CO₂-rijke kwel, omdat deze soort CO₂ uit de bodem opneemt. Er zijn ook waterplanten, zoals Schedefonteinkruid, die bicarbonaat uit het water op kunnen nemen. Spits, Plat en Stomp fonteinkruid kunnen geen bicarbonaat uit het water opnemen, waardoor ook deze soorten vaak worden aangetroffen op plaatsen waar CO₂-rijk water omhoog kwelt (Bloemendaal & Roelofs, 1988a).

2.1.3 Zuurstof

Tijdens infiltratie naar diepere lagen wordt grondwater vaak anaeroob. Zuurstof dat oorspronkelijk in het water zat wordt namelijk door micro-organismen gebruikt om organische stof te oxideren. Het water wordt vervolgens zuurstofloos. Bij uittreding van anaeroob grondwater in het oppervlaktewater, kan het zuurstofloosheid in de wortelzone veroorzaken. Niet alle macrofyten zijn hiertegen bestand, omdat plantenwortels zuurstof nodig hebben. Veel macrofyten hebben aanpassingen om zuurstofloosheid van de wortelzone tegen te gaan, bijvoorbeeld in de vorm van luchtkanalen waarmee zuurstof naar de wortels kan worden getransporteerd door middel van diffusie. Gele plomp heeft een ventilatiemechanisme waarbij lucht door de jonge drijfbladeren wordt aangezogen en door de oude bladen weer naar buiten wordt gepompt. Zo voorziet de plant zijn wortels van meer zuurstof dan er met diffusie kan worden aangevoerd (Van Wijk, 1988).

2.1.4 Toxische stoffen

Veel gereduceerde anorganische stoffen, zoals ammonium, ijzer en sulfide, zijn toxisch voor planten en dieren. Deze stoffen kunnen onder anaërobe omstandigheden gevormd worden, als er in het grondwater voldoende organische stof aanwezig is. Ammonium ontstaat bij de afbraak van organische stof als er geen zuurstof meer aanwezig is. Het ammonium kan onder zuurstofloze omstandigheden niet verder omgezet worden in nitraat. Ook kan er ammonium ontstaan als nitraat wordt gereduceerd tot ammonium. Als er geen zuurstof en nitraat meer aanwezig zijn in het grondwater, maar nog wel organische stof, kan dit organische stof worden afgebroken door oxidatie met ijzer(III) en sulfaat. Hierbij ontstaan ijzer(II), wat in tegenstelling tot ijzer(III) mobiel is en respectievelijk sulfide. Ammonium kan bij een lage pH toxisch zijn voor planten als er verhoudingsgewijs weinig nitraat aanwezig is (Lucassen et al., 2002). Ook sulfide is toxisch. Ijzer is een essentieel element voor planten, maar kan bij hoge concentraties ook toxisch zijn. Het is aangetoond dat hoge concentraties ijzer die onder natuurlijke omstandigheden voor kunnen komen, een toxisch effect kunnen hebben op Mannagras en Spits fonteinkruid (Lucassen et al., 2000; Van der Welle et al., 2006). Sulfidetoxiciteit is onder andere aangetoond voor Krabbescheer, Dotterbloem, Buigzaam kranswier en Spits fonteinkruid (Smolders & Roelofs, 1996; Van der Welle et al., 2007; Smolders et al., 1995). Ook veel macrofaunasoorten kunnen slecht tegen sulfide. Dit is bijvoorbeeld aangetoond

voor de oligocheet *Ophidonais serpentina*, een zeer algemene worm die zich goed aan kan passen aan zuurstofloze omstandigheden (Van der Welle et al., 2006). Als zowel ijzer als sulfide aanwezig zijn, slaan zij met elkaar neer en zijn ze niet meer schadelijk (Van der Welle et al., 2006). Dit kan echter wel weer een ijzertekort voor planten veroorzaken.

Sommige waterplanten zorgen ervoor dat het wortelmilieu aëroob blijft en potentiële fytotoxines worden geoxideerd. Zij scheiden daartoe met hun wortels zuurstof uit (radiaal zuurstofverlies). Sommige soorten kunnen op die manier hun wortelmilieu efficiënt detoxificeren, zoals sommige Russen, terwijl andere soorten, zoals sommige Zegges, dit minder goed kunnen (Lamers, 2001).

2.2 Waterkwantiteit

Grondwatergevoede systemen hebben een stabielere afvoer dan systemen die alleen regenwater gevoed zijn. Waterlopen die voornamelijk door regenwater gevoed worden kunnen droog vallen in perioden zonder neerslag, terwijl in grondwatergevoede beken de afvoer constanter is door de toevoer van grondwater. Als het grondwater uit het freatisch pakket afkomstig is, zal de aanvoer hiervan in langere perioden van droogte ook beperkt kunnen worden door het tekort aan neerslag. Als het water uit diepere pakketten afkomstig is, is dit effect kleiner en blijft de grondwatertoevoer ook bij langdurige droogte constant. Droogval is van grote invloed op de macrofaunasamenstelling van een beek of een sloot, omdat de meeste soorten droogval niet zullen overleven. Hydrologische veranderingen in grondwatertoevoer naar de beek, zoals bijvoorbeeld door de aanleg, verkleining of vergroting van een drinkwaterwinning, kunnen gevolgen hebben voor het beekstelsel. De toevoer van grondwater bepaalt het (basis)debiet van de beek en daarmee mede de stroomsnelheid. De stroomsnelheid is voor rheofiele macrofauna en vissoorten in een beek van belang. Stroomversnellingen en watervalletjes zorgen voor een goede zuurstofvoorziening in beken, waar rheofiele soorten bij gebaat zijn. Daarnaast is de voedingswijze van sommige beekbewoners aangepast aan bepaalde stroomsnelheden. Zo filteren *Simuliidae* (Kriebelmuggen) plankton en detritus uit het voorbijstromende water. Ook kan verlaging van de basisafvoer kan leiden tot negatieve invloeden op de beekmorfologie. Zo treedt er bij een lagere afvoer verslibbing van de beekbodem op, omdat fijn materiaal neerslaat, waardoor het habitat voor typische beekmacrofauna verdwijnt.

2.3 Watertemperatuur

Oppervlaktewater wordt direct beïnvloed door de temperatuur van de lucht en door instraling van zonlicht dat het water opwarmt. De temperatuur van het oppervlaktewater varieert hierdoor gedurende het jaar en ook is het dag-nachtpatroon van de luchttemperatuur goed terug te vinden in de temperatuur van het oppervlaktewater. Grondwater wordt minder beïnvloed door de temperatuur van de lucht of door instraling. Hoe dieper het grondwater, hoe minder de temperatuur ervan fluctueert. Vanaf een diepte van 10 m heeft het grondwater in Nederland een

temperatuur van ongeveer 10 °C (Bense, 2004), wat overeenkomt met de gemiddelde luchttemperatuur. Bij het optreden van kwel is de temperatuur van het oppervlaktewater dus constanter: het water vertoont minder duidelijke dag- en nachtverschillen, blijft koeler in de zomer en warmer in de winter. Dat laatste is goed te zien als de luchttemperatuur 's winters langere tijd onder het vriespunt komt. Sloten vriezen dan dicht, maar op plekken waar het grondwater uittreedt, wordt geen ijs gevormd. De temperatuur bepaalt in hoge mate de snelheid van de afbraak van organisch materiaal en de activiteit van organismen. Sommige macrofaunasoorten zijn sterk gebonden aan constante watertemperatuur en komen dan ook voor op plekken met veel kwel. Een voorbeeld hiervan is de platworm *Crenobia alpina* die een zeer smalle temperatuurrange heeft.

Als doelsoorten in het Aquatische Supplement van het Handboek Natuurdoeltypen zijn steenvliegen, eendagsvliegen, platwormen en kokerjuffers aangewezen. Globaal kan gezegd worden dat het voorkomen van alle steenvliegen temperatuursafhankelijk is, van eendagsvliegen en platwormen het grootste deel en van kokerjuffers een kleiner, maar nog steeds aanzienlijk, deel. Ook het voorkomen van een aantal libellensoorten, die als Natura-2000-aandachtssoorten worden opgenomen, is afhankelijk van watertemperatuur.

3 De invloed van grondwater op de chemische samenstelling van oppervlaktewater

3.1 Chemische processen in het grondwater

Bij infiltratie van regenwater lossen stoffen in de bodem op en worden met het water meegevoerd op weg naar beneden. Dit zijn bijvoorbeeld stoffen die afkomstig zijn van afgestorven delen van planten, zoals oplosbare organische stof, maar ook stoffen die door de mens als bemesting zijn opgebracht, zoals nitraat, kalium, fosfaat, calcium en magnesium. Positief geladen ionen worden sterker aan de bodem gebonden dan negatief geladen ionen, doordat zij binden aan negatief geladen bodemdeeltjes. Hoe hoger de lading van het ion, hoe minder goed het kation uitspoelt. Negatief geladen ionen, zoals chloride, nitraat en sulfaat spoelen wel gemakkelijk uit. Fosfaat vormt hierop een uitzondering, omdat het adsorbeert aan ijzer- en aluminium(hydr)oxides, die een belangrijk onderdeel van de bodem vormen. Vaak is er sprake van een “fosfaatfront”: een diepte tot waarop deze oxides met fosfaat verzadigd zijn en diepere lagen waar nog nauwelijks fosfaat geadsorbeerd is.

De (opgeloste) organische stof die met het water mee naar beneden spoelt, is een energiebron waar veel soorten micro-organismen van leven. In de bovenste lagen van de bodem, waar nog zuurstof aanwezig is, oxideren zij de organische stof met zuurstof. Wat dan uiteindelijk overblijft, zijn, onder andere, CO_2 , ammonium, nitraat en fosfaat. Is de bodem verzadigd met water, dan daalt de zuurstofconcentratie, omdat de diffusie van zuurstof vanuit de lucht naar het water erg traag gaat. Vanaf het zuurstofloze punt heet het water anaeroob. Organische stof kan dan echter nog steeds als energiebron gebruikt worden door sommige micro-organismen. Eerst zal hierbij nitraat gebruikt worden als oxidator (elektronenacceptor). Uit nitraat ontstaat hierbij stikstofgas (N_2) door denitrificatie. Als ook het nitraat is opgebruikt, wordt er overgeschakeld op oxidatie met andere elektronenacceptoren die energetisch steeds een stapje minder gunstig zijn. Bacteriën kunnen mangaan (betere elektronenacceptor dan nitraat) en ijzer, dat geoxideerd en in de vorm van (hydr)oxides in de bodem aanwezig, ook gebruiken als elektronenacceptor. Bij beide elementen is de gereduceerde vorm wel oplosbaar en beide elementen worden na reductie dus met het grondwater meegevoerd. Als sulfaat gebruikt wordt als oxidator, wordt sulfide gevormd. In gasvorm (H_2S) geeft dit de bekende rotte-eierenlucht. Sulfide is al in lage concentraties toxisch voor zowel dieren als planten. Samen met ijzer vormt sulfide een zwarte neerslag (FeS_x). Hierdoor zijn er in de ondergrond van Nederland pyrietlagen ontstaan. Bij bovengenoemde anaërobe oxidatieprocessen wordt zuur geconsumeerd en ontstaat daardoor water met een hoge bicarbonaat(HCO_3)-concentratie. Als er geen elektronenacceptoren meer over zijn in het grondwater, maar nog wel organische stof, bijvoorbeeld op plekken waar het grondwater door een oude veenlaag heen gaat, dan wordt de organische stof niet meer volledig geoxideerd. Eindproduct is dan methaan (CH_4). Methaanvorming is een proces dat een belangrijke rol speelt in venen. Door stagnatie van water, de grote hoeveelheden afbreekbaar organische stof en de lage concentraties aan nitraat, ijzer en sulfaat kan

hier op geringe diepte al methaan worden gevormd. Methaan is een licht gas en slecht oplosbaar in water. Hierdoor drijven methaانبellen naar de oppervlakte. Veenmossen kunnen een symbiose aangaan met methaanoxiderende bacteriën die het methaan omzetten in CO₂ dat vervolgens door de mossen als koolstofbron gebruikt kan worden (Raghoebarsing et al., 2005). Ook zijn het deze methaانبellen die ervoor zorgen dat drijftillen en stukjes hoogveen blijven drijven (Hogg & Wein, 1988; Sasser et al., 1996).

Naast deze redoxreacties zijn er ook andere reacties van belang. Regenwater heeft een licht zuur karakter. Als dit zure water in contact komt met kalkafzettingen, kunnen deze in oplossing gaan. Hierdoor wordt het water harder (rijker aan calcium en magnesium) en, afhankelijk van de pH, rijker aan bicarbonaat of CO₂. Een ander belangrijk proces is de kationenwisseling. Positief geladen deeltjes aan het negatief geladen adsorptiecomplex kunnen uitwisselen met andere positief geladen ionen. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren als er zout water, waar veel natrium in zit, langs een zoete kleilens gevoerd wordt. Er wordt dan onder andere kleigebonden calcium en magnesium uitgewisseld tegen natrium. Een ander voorbeeld is als er kalkrijk water wordt aangevoerd in een gebied waarin veel ammonium aan het adsorptiecomplex zit. Hierbij komt dan ammonium vrij, dat vervolgens door de planten kan worden opgenomen (Lucassen, 2006).

3.2 Recente veranderingen in grondwatersamenstelling

In de afgelopen honderd jaar hebben zich belangrijke veranderingen in de samenstelling van het grondwater voorgedaan. Sinds de industriële revolutie spoelt er met het regenwater vervuiling uit de lucht en de bodem mee het grondwater in. Chloride is een goede tracer voor deze vervuiling, omdat het niet aan de bodem bindt. Grondwater dat ontstaan is vóór de industriële revolutie (rond 1900) heeft een chlorideconcentratie lager dan 15 mg/l en grondwater van na de industriële revolutie een hogere concentratie (Jalink & Van Beek, 2000). Ook het gebruik van kunstmest heeft voor duidelijke veranderingen van de grondwatersamenstelling gezorgd. Nitraat, afkomstig uit (kunst)mest, is een mobiel ion. Bij een hoge mestgift wordt niet alle nitraat door het gewas opgenomen en kan de rest van het nitraat niet geheel omgezet worden in stikstofgas voordat het nitraat het grondwater bereikt. Een deel van het nitraat uit mest komt hierdoor in het grondwater terecht. Dit kan problemen geven voor de drinkwaterwinning, omdat een te hoge inname van nitraat (dat omgezet kan worden in nitriet) giftig kan zijn voor mensen. Ook voor de kwaliteit van oppervlaktewater kan nitraat problematisch zijn. Als nitratrijk grondwater opkwelt, kan het voor eutrofiëring zorgen. Omdat nitraat een goede oxidator is, kunnen er ook andere problemen optreden: het pyriet, dat op aanzienlijke diepte is afgezet, kan worden geoxideerd. Dit is een zuur producerend proces waarbij sulfide weer omgezet wordt in sulfaat. Nitratrijk grondwater dat een pyrietlaag passeert, is daarna zuur en rijk aan sulfaat. Op de plekken waar dit grondwater uittreedt, kan dit leiden tot verzuring en bij omzetting van het aangevoerde sulfaat in sulfide tot sulfidetoxiciteit en extra fosfaatmobilisatie door binding de binding van sulfide aan ijzer (interne eutrofiëring).

3.3 Samenstelling van oppervlaktewater

Oppervlaktewater is samengesteld uit water van verschillende herkomst. Ten eerste is er het regenwater dat direct in de beek of sloot valt, of oppervlakkig over het land hierin afstroomt. Daarnaast bestaat het uit water dat weliswaar dichtbij in de grond is geïnfiltreerd, maar nauwelijks tot het grondwater is doorgedrongen. Een belangrijke derde bron is echter het echte grondwater dat van een wat grotere diepte afkomstig is. Dit kan heel lokaal grondwater zijn, of juist regionaal, oud water. Het aandeel van grondwater in het totale beekwater is vaak hoog; beken vormen zich op lage plekken in het landschap waar grondwater aan de oppervlakte komt. Tenslotte bestaat oppervlaktewater ook uit oppervlaktewater dat van elders afkomstig is. In een beek komt water in een benedenloop grotendeels van water van de bovenloop. Dit “lokale” oppervlaktewater is oorspronkelijk deels afkomstig van grondwater, maar deelt niet meer alle karakteristieken van grondwater: het water is bijvoorbeeld niet meer anaeroob en zorgt niet meer voor een constante temperatuur zoals kwelwater dat doet. Aan andere parameters, zoals de concentratie calcium, kan nog wel af te lezen zijn dat dit oppervlaktewater oorspronkelijk uit grondwater bestond.

In sloten is het oppervlaktewater vaak niet lokaal van oorsprong. Doordat er in laag-Nederland een strak polderpeil wordt gehandhaafd en het water snel wordt afgevoerd, ontstaat er in natuurgebied vaak een watertekort. Om dit tegen te gaan, wordt er water van buiten deze gebieden (“gebiedsvreemd water”) aangevoerd. Dit water is vaak anders van samenstelling dan het oorspronkelijke water. In een groot gedeelte van Nederland is dit water afkomstig uit de Rijn. Dit water wordt onder andere gekenmerkt door hogere concentraties aan nutriënten, een hogere hardheid, hogere concentraties bicarbonaat en hogere sulfaatconcentraties. De inlaat van dit gebiedsvreemde water leidt in laagveengebieden tot een sterke eutrofiëring, niet alleen door de aanvoer van nutriënten van buiten het gebied, maar ook door “interne eutrofiëring”: het bicarbonaat stimuleert op van oorsprong zuurdere plekken de afbraak van organisch materiaal. Daarnaast wordt het aangevoerde sulfaat omgezet in sulfide, wat toxisch is en extra fosfaat vrij kan maken door binding met ijzer (Caraco et al., 1989). Ook kan dit sulfaat ervoor zorgen dat er de methaanproductie stopt, waardoor er geen drijftilvorming op kan treden (Loeb et al., 2007). De laatste jaren wordt er veel aandacht besteed aan het verminderen van de invloed van gebiedsvreemd water. Getracht wordt gebiedseigen water langer vast te houden en als er toch gebiedsvreemd water moet worden ingelaten, wordt dit vaak eerst voorgezuiverd.

Bij het uittreden van grondwater in het oppervlaktewater is een aantal processen van belang die van invloed zijn op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater. Ten eerste spelen de lagen die het grondwater doorsnijdt op weg naar het oppervlaktewater een belangrijke rol. Als het grondwater een hoge bicarbonaatconcentratie heeft en het komt in aanraking met een zure laag voordat het uittreedt, dan wordt bicarbonaat omgezet in CO_2 . Daarnaast is oppervlaktewater, zeker beekwater, zuurstofrijk. Als het anaerobe grondwater in contact komt met het aerobe oppervlaktewater, treden er oxidatiereacties op. De meest zichtbare reactie is de oxidatie van ijzer. Hierbij ontstaan ijzer(hydr)oxides, die als roestvlokken duidelijk

te zien zijn op de bodem van sloten en beken. Ook is er in sloten vaak een olie-achtig filmpje van ijzeroxiderende bacteriën op het water te zien. In gebieden waar zeer ijzerrijke kwel optreedt, zijn aan de randen van beken wel eens ijzeroerbanken te vinden: dit zijn geoxideerde ijzerklompen van met het grondwater aangevoerd ijzer. Bij deze oxidatieprocessen wordt zuur geproduceerd, waardoor de alkaliniteit en de pH van het oppervlaktewater verlaagd kunnen worden. Met de aanvoer en oxidatie van ijzer kan een deel van het fosfaat uit het oppervlaktewater geadsorbeerd worden. In veel aquatische systemen, zoals meren, is fosfor het limiterende nutriënt, dus kan de binding van fosfaat voor oligotrofiëring zorgen. Hierdoor kunnen eutrofiëringsproblemen, zoals algenbloei, verminderen.

3.4 Grondwater of regenwater?

Hieronder bespreken we de elementen en ionen die vaak in oppervlaktewater gemeten worden en de mate waarin zij indicatief kunnen zijn voor de herkomst van oppervlaktewater (grondwater of regenwater).

Calcium

Calcium is in zeer lage concentraties in regenwater aanwezig. In de bodem zit calcium overwegend gebonden aan het kationadsorptiecomplex of is het aanwezig in de vorm van kalk (CaCO_3). Of er calciumaanrijking van het grondwater plaatsvindt, hangt helemaal af van de geohydrologische situatie ter plekke: kwel uit diepe watervoerende pakketten kan door kalk verrijkt zijn, maar kan ook zuur en arm aan calcium zijn, terwijl ondiep grondwater ook rijk aan calcium kan zijn als er ondiep kalkrijke lagen voorkomen. Naast deze natuurlijke bronnen van calcium is in grond- en oppervlaktewater ook vaak de bekalking door boeren terug te zien. Agrarische percelen worden vaak bekalkt om verzuring tegen te gaan. Calciumarm oppervlaktewater bestaat meestal grotendeels uit grondwater of uit lokaal grondwater uit zure systemen (hoogvenen, heides). Is het oppervlaktewater rijk aan calcium, dan kan het calcium worden aangevoerd met kwel, oppervlakkige afstroming uit landbouwpercelen of met oppervlaktewater van elders.

Chloride

Chloride is buiten het kustgebied weinig in regenwater aanwezig. In het binnenland is chloride een indicatie voor menselijke beïnvloeding. Het is onder andere aanwezig in afval en afvalwater en omdat het niet aan de bodem bindt kan chloride goed als tracer gebruikt worden. Chloride in oppervlaktewater is afkomstig uit grondwater met een jong karakter (Jalink & Van Beek, 2000), uit lozingen van bijvoorbeeld rioolwaterzuiveringsinstallaties en van (oppervlakkige) afvoer vanuit landbouwpercelen.

Ijzer

Ijzer is nauwelijks in regenwater aanwezig. Het vormt echter een belangrijk bestanddeel van minerale bodems (vooral van klei en leem). In geoxideerde toestand is ijzer immobiel, maar anaeroob kan het gereduceerd worden, waarbij het oplost in het (grond)water. In contact met het oppervlaktewater oxideert ijzer weer, waardoor

het neerslaat. IJzervlokken en vliesjes van ijzeroxiderende bacteriën op het water zijn daarom een goede indicatie voor de aanvoer van anaeroob grondwater. De concentratie van ijzer in oppervlaktewatermonsters is echter niet indicatief voor de grootte van de grondwaterinvloed, omdat het ijzer in het oppervlaktewater voornamelijk in onopgeloste vorm aanwezig is en omdat oppervlaktewatermonsters aeroob genomen en verwerkt worden. De aanvoer van ijzer hoeft ook geen indicatie te zijn voor de aanvoer van diepere kwel. Sloten met een dikke sliblaag op bijvoorbeeld een kleibodem kunnen in stagnante situaties aan de bodem een dermate lage redoxpotentiaal krijgen dat ijzer uit de slootbodem in oplossing gaat.

Kalium

Van nature is kalium buiten het kustgebied weinig in regenwater aanwezig. Kalium komt vrij bij de verwerking van (klei)mineralen en infiltrerend grondwater wordt vaak rijker aan kalium als het een kleilaag passeert. Kalium spoelt vrij gemakkelijk uit. Doordat het een eenwaardig kation is, adsorbeert het wel aan de negatief geladen bodemdeeltjes, maar is deze binding niet erg sterk. Kalium is een belangrijke voedingsstof voor planten en bij mineralisatie van organisch materiaal komt er weer kalium vrij. In gebieden met veel afbrekend organisch materiaal kan de kaliumconcentratie dan ook vrij hoog worden. Kalium is tevens een belangrijk onderdeel van kunstmest en kan via oppervlakkig afvoer en oppervlakkig infiltratie ook in het oppervlaktewater terecht komen.

Magnesium

Magnesium heeft ongeveer dezelfde eigenschappen als calcium. Het is aanwezig in kalk en aan minerale bodemdeeltjes en infiltrerend grondwater wordt daardoor aangerijkt met magnesium. Kalkafzettingen bevatten kleine hoeveelheden magnesiumcarbonaat (MgCO_3), die in oplossing gaan als er zuur grondwater passeert. Het aandeel van magnesium in kalk varieert geografisch. In Nederland bevat kalk relatief weinig magnesium. Het kalk dat door boeren wordt gebruikt om verzuring tegen te gaan, is vaak uit het buitenland afkomstig en bevat relatief meer magnesium, of er is extra magnesium bijgemengd als voedingsstof voor het gewas. De verhouding tussen calcium en magnesium kan daarom gebruikt worden om na te gaan of bekalking een bron is van calcium en magnesium in het water. Van nature zit er 10-15 mol% magnesium in het kalk in de ondergrond van Nederland (Jalink & Van Beek, 2000).

Mangaan

Mangaan is net zoals ijzer immobiel in aerobe toestand. Het wordt echter bij een veel hogere redoxpotentiaal dan ijzer al gereduceerd, waarbij het in oplossing gaat. Concentraties van mangaan in het grondwater kunnen dus hoog zijn. Net als ijzer kan het in het aerobe oppervlaktewater niet goed gebruikt worden als indicator van aanvoer van anaeroob grondwater.

Natrium

Ook natrium is buiten het kustgebied weinig in regenwater aanwezig. Net als chloride komt het veel voor in menselijke vervuiling. Omdat het gedeeltelijk aan de bodem adsorbeert, is het een minder goed te gebruiken tracer dan chloride.

Ammonium

Ammonium is in veel gebieden nog in hoge concentraties aanwezig in zowel natte als droge depositie. Het is voornamelijk afkomstig van ammoniakgas uit de veehouderij. Na depositie wordt ammonium door micro-organismen omgezet in nitraat, waarbij zuur vrijkomt. Stikstof is een van de belangrijkste voedingsstoffen voor planten. Ook bij afbraak van plantmateriaal wordt ammonium gevormd, dat onder aerobe omstandigheden weer wordt omgezet in nitraat. Onder anaerobe omstandigheden vindt deze reactie niet plaats, waardoor de ammoniumconcentraties in het water kunnen stijgen. Ook kan ammonium afkomstig zijn van oppervlakkige afstroom of doorstroom van water uit landbouwpercelen, vooral als daar recent mest is geïnjecteerd of uitgereden. Ammonium kan dus van allerlei bronnen afkomstig zijn en op veel manieren weer uit het oppervlaktewater verdwijnen. Het is daarom geen duidelijke indicator voor de herkomst van oppervlaktewater.

Nitraat

Nitraat is ook in vrij hoge concentraties in regenwater aanwezig. In regenwater is het afkomstig van de uitstoot van NO_x door landbouw, verkeer en industrie. Ondanks dat de stikstofdepositie in Nederland is afgenomen, vormt de depositie nog altijd een belangrijke oorzaak van eutrofiëring in Nederlandse natuurgebieden. Nitraat wordt eenvoudig opgenomen door planten en micro-organismen gebruiken nitraat in de afwezigheid van zuurstof om organische stof te oxideren. Nitraat kan dus vrij snel uit het water verdwijnen. Het bindt nauwelijks aan de bodem en spoelt daarom snel uit. Nitraat in het water kan ook afkomstig zijn van uitspoeling van (kunst)mest uit nabijgelegen percelen en van de afbraak van organisch materiaal. In een groot deel van Nederland is nitraat in hoge concentraties in het grondwater aanwezig door uitspoeling uit landbouwpercelen. Doordat nitraat in hoge concentraties aanwezig kan zijn in zowel het grondwater als het regenwater, is specifieke gebiedskennis nodig om nitraat te kunnen relateren aan grondwaterinvloed.

Fosfaat

Regenwater is arm aan fosfaat. Fosfaat adsorbeert sterk aan ijzer- en aluminium(hydr)oxides in de bodem en slaat neer met calcium bij een hoge pH. Fosfor is een belangrijke voedingsstof voor planten en fosfaat komt daardoor weer vrij bij afbraak van organische stof. Omdat fosfaat zo goed adsorbeert aan (water)bodems, kan er zeer lange tijd nog fosfaat nageleverd worden uit de bodem, ook als het aangevoerde oppervlaktewater al langere tijd arm is aan fosfaat. Aanvoer van ijzer- en calciumrijk grondwater kan zorgen voor een verlaging van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater. Fosfaat is geen goede indicator voor grondwaterinvloed

Sulfaat

Door de vermindering van uitstoot van zwavel door de industrie is de depositie van sulfaat in Nederland sterk afgenomen ten opzichte van dertig jaar geleden. Sulfaat kan wel met grondwater worden aangevoerd, vooral als er in de grondwaterstroom pyrietlagen zijn geoxideerd. Belangrijke bronnen van sulfaat in het oppervlaktewater zijn nog altijd rivierwater, aangevoerd om verdroging tegen te gaan of als rivier- of kanaalkwel, en het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties.

Bicarbonaat

Bicarbonaatconcentraties hangen samen met het pH-evenwicht met CO_2 . Bicarbonaatconcentraties in het regenwater zijn laag. In grondwater hangen de concentraties sterk af van de processen die zich in de ondergrond voltrekken, zoals het in oplossing gaan van kalk en de anaerobe oxidatie van organische stof. In een zure ondergrond wordt infiltrerend regenwater niet aangerijkt met bicarbonaat. In sloten wordt de concentratie bicarbonaat sterk gereguleerd door de plantengroei. Als er een hoge planten- of algengroei is onder water, wordt er veel CO_2 opgenomen. Het bicarbonaatevenwicht verschuift daardoor in de richting van CO_2 , waardoor bicarbonaat uit het water verdwijnt. Bicarbonaat is dus zeer reactief en niet goed te gebruiken voor de kwantificering van grondwateraanvoer.

pH

De pH van regenwater is momenteel lichtzuur tot neutraal. Van grondwater hangt de pH geheel af van de processen die zich in de ondergrond voltrekken. Oxidatie van de in het regenwater opgeloste ammonium zorgt voor een daling van de pH. Veel anaerobe oxidatieprocessen zorgen weer voor een stijging van de pH. Bij het uitreden van ijzerrijk grondwater in het oppervlaktewater, wordt ijzer geoxideerd, waarbij zuur vrijkomt. In ongebufferde oppervlaktewateren kan dit leiden tot een verlaging van de pH van het oppervlaktewater. De pH in sloten is sterk afhankelijk van de plantengroei. Als er veel CO_2 vanuit het water wordt opgenomen, verschuift het bicarbonaatevenwicht, waardoor de pH omhoog gaat. Bij algenbloei kan de pH daardoor zelfs oplopen tot boven pH 9. In bicarbonaatrijke en CO_2 -arme systemen nemen planten bicarbonaat op, waarbij zij OH^- afstaan (Bloemendaal en Roelofs, 1988a). De pH gaat hierdoor ook omhoog. In beken speelt dit proces nauwelijks, omdat er door de waterbeweging meestal een evenwicht is met het CO_2 uit de lucht. Ook is de bedekking met submerse waterplanten in beken kleiner dan in stilstaande wateren. Grondwater heeft niet altijd een neutrale pH: als het grondwater ontstaat door infiltratie van regenwater in hoogveenkernen of podzolbodems, zal het in eerste instantie een lage pH hebben. Van beken in het pleistocene, kalkarme deel van Nederland kan gezegd worden dat zij in hun bovenloop meestal zuur zijn, omdat ze daar meestal gevoed worden met water dat vanuit podzolgronden in de beek uitkomt. Naar beneden toe wordt de beek steeds meer gevoed door aangerijkt grondwater met een neutralere pH. Omdat de pH snel kan veranderen is deze parameter niet goed te gebruiken om grondwaterinvloed in het oppervlaktewater te herkennen.

EGV

Het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) is een goede maat voor de totale concentratie opgeloste ionen in het water. Regenwater heeft een zeer laag EGV, grondwater een hogere. Vaak is ook de mate van vervuiling van oppervlaktewater aan het EGV af te lezen. In natuurlijke systemen heeft oppervlaktewater dat vrij direct ontstaat uit regenwater, zoals in hoogvenen, vennen en bovenlopen van beekjes een laag EGV (ca 20-100 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Wateren die gevoed worden door wat dieper grondwater of door oppervlaktewater hebben een hoger EGV (100-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), zoals laagveenwateren, duinplassen en midden/benedenlopen van beken. Rivierwater en water dat beïnvloed wordt door zeewater heeft een hoger EGV. Door vervuiling

is het EGV van veel wateren verhoogd. Van oppervlaktewateren met een laag EGV is dus te zeggen dat ze door regenwater gevoed worden. Water met een hoog EGV kan grotendeels gevoed zijn door grondwater, maar ook kan (lokale) vervuiling of inlaat van gebiedsvreemd water hebben bijgedragen aan een hoger EGV.

Ionenratio

Omdat de concentraties per ion weinig zeggen over de kwaliteit en herkomst van water, zijn er verschillende typeringen ontwikkeld die gebruik maken van verschillende ionen tegelijk en de verhoudingen van deze ionen. Een van de meest gebruikte is de ionenratio van Van Wirdum (1980). De ratio is de verhouding tussen de concentratie calcium en de som van de concentratie calcium en chloride, gecorrigeerd voor de lading van deze ionen. Dit is een maat voor de “rijping” van het water: Water dat in de bodem inzijgt, behoudt tijdens de weg door verschillende afzettingen ongeveer dezelfde concentratie chloride. Door het in oplossing gaan van kalk en kationuitwisselingsprocessen neemt de concentratie calcium in het water echter toe. De verhouding tussen calcium en chloride zegt dus wat over het grondwaterkarakter van het water. Hoe hoger de ionenratio, hoe meer het water een grondwaterkarakter heeft (lithotroof water). Regenwater heeft een erg lage concentratie calcium ten opzichte van chloride en heeft dus een erg lage ionenratio. Dit water wordt atmotroof genoemd. Zeewater (thalassotroof water) heeft zelfs nog een lagere ionenratio door de zeer hoge chlorideconcentraties van het water. Water uit de Nederlandse rivieren heeft een iets hogere ionenratio dan atmotroof water. De ionenratio wordt meestal uitgezet tegen het EGV, die ook sterk verschilt met de herkomst van het water. Regenwater is zeer ionenarm, grondwater ionenrijker en rivierwater en zeewater hebben een hoog EGV. Samen met de ionenratio kan er met de EGV een diagram getekend worden waarvan de referentiepunten atmotroof, lithotroof en thalassotroof een driehoek vormen waarbinnen watermonsters geplot kunnen worden (zie als voorbeeld figuur 5). Aan de hand van de ligging ten opzichte van referentiemonsters kan vervolgens het karakter van het geanalyseerde water bepaald worden. Ook bij de ionenratio geldt echter dat lokale omstandigheden een grote invloed hebben op de parameter. Grondwater uit zure inrijgebieden hoeft bijvoorbeeld niet in de categorie lithotroof te vallen en oppervlaktewater met een lithotroof karakter kan dit karakter ook gekregen hebben door uitspoeling van kalk uit een naastgelegen landbouwperceel.

Conclusie geschiktheid elementen en ionen als indicator voor opkwellen water

Over het algemeen kan geconcludeerd worden dat de samenstelling van het oppervlaktewater gebruikt kan worden als indicator voor kwel, als deze samenstelling afwijkt van de samenstelling van ‘gebiedseigen’ oppervlaktewater. Hiervoor is dus gebiedsspecifieke kennis nodig; zowel over de oppervlaktewaterkwaliteit als over de samenstelling van het opkwellende grondwater. Oud grondwater wordt vaak gekarakteriseerd door een hoge IR, een middelhoog EGV en lage nutriëntenconcentraties. Veel opkwellend grondwater wijkt hier echter vanaf en kan bijvoorbeeld hogere chlorideconcentraties en dus een lagere IR en een hoger EGV hebben door vervuiling, een hoge nitraatconcentratie door uitspoeling uit van nitraat uit landbouwgronden en hoge sulfaatconcentraties door pyrietoxidatie. Dit zal voor

Tabel 1. Geschiktheid verschillende ionen voor indicatie van kwel, gemeten in grondwaterpeilbuizen en in het oppervlaktewater.

Ion	Geschiktheid als indicator voor kwel in ondiepe grondwaterpeilbuis	Geschiktheid als indicator kwel in oppervlaktewater	Opmerkingen
Ca ²⁺	+	+	Kan indicatie geven als het oppervlaktewater op calciumarme bodem ligt
Cl ⁻	++	++	Kan een goede aanwijzing geven als aangevoerde kwelwater en het oppervlaktewater in chlorideconcentratie verschillen
Fe ²⁺	+	--	Kan anaeroob (in peilbuis) indicatie geven van kwel in gebied dat zelf arm is aan Fe (veen of zand)
K ⁺	+/-	+/-	
Mg ²⁺	+	+	
Mn ²⁺	+	--	Kan anaeroob (in peilbuis) indicatie geven in gebied dat zelf arm is aan Mn
Na ⁺	+	+	Kan een goede aanwijzing geven als aangevoerde kwelwater en het oppervlaktewater in natriumconcentratie verschillen
NH ₄ ⁺	--	--	
NO ₃ ⁻	+	+/-	Kan indicator zijn van nitraatrijk (jong) grondwater
PO ₄ ³⁻	+/-	-	
SO ₄ ²⁻	+/-	+/-	Kan indicator zijn voor water afkomstig uit oxiderende pyrietlaag
HCO ₃ ⁻	+/-	-	
pH	+/-	+/-	
EGV	++	++	Goede indicator als kwelwater afwijkt van het oppervlaktewater
IR	++	++	Goede indicator in combinatie met EGV als er verschillen te verwachten zijn in aanrijking met Ca en in vervuilingsgraad tussen kwelwater en oppervlaktewater

elk gebied afzonderlijk beschouwd moeten worden. In tabel 1 wordt de bruikbaarheid van de verschillende ionen voor het beoordelen van kwelinvloed op oppervlaktewater aangegeven. Er is in deze tabel uitgegaan van dat er specifieke gebiedskennis is.

Regenwater kan gekarakteriseerd worden door een laag EGV, een lage IR en zeer lage concentraties van alle ionen, behalve ammonium en nitraat.

Omdat oppervlaktewater altijd een vermenging is van grondwater met regenwater, oppervlakkig afgestroomd water en aangevoerd oppervlaktewater, en er in het water ook nog aanrijking en nalevering van stoffen plaatsvindt vanuit de waterbodem, dient de invloed van grondwateraanvoer ingeschat te worden aan de hand van meerdere parameters samen.

4 Springendal

4.1 Gebiedsbeschrijving

Het stroomgebied van de Springendalse Beek ligt op de oostflank van het stuwwallencomplex van Ootmarsum (figuur 1). De stuwwallen bestaan uit rivierzand en -klei die door ijs zijn opgestuwd. Later is er door overreding door ijs keileem afgezet en zijn dekzandlagen naar beneden afgeschoven. Door al deze processen heeft de stuwwal van het Springendal een zeer complexe geologische gelaagdheid met op korte afstanden grote verschillen in bodemopbouw (Schipper en Jalink, 1995). De ondoorlatende basis is rond het stuwwallencomplex van Ootmarsum zeer ondiep al aanwezig (op enkele meters tot ca 40 m onder het maaiveld) (Meinardi et al., 2005). Er is dus sprake van een lokaal hydrologisch systeem, waarin geen regionale (diepere) kwel op kan treden.

Bij het smelten van het landijs is het dal van de Springendalse beek ontstaan. De beek stroomt in oostelijke richting en heeft een lengte van ongeveer vier kilometer, waarin de beek ongeveer 20 m daalt voor hij in de Dinkel uitmondt. De bovenloop ligt in een bosrijk gebied, met lokaal heide. Heide is kenmerkend voor een zure bodemgesteldheid. In de benedenloop is het landgebruik in de omgeving voornamelijk agrarisch. De bovenlopen van de beek ontspringen als meerdere bronnen en komen na één tot twee kilometer bij elkaar. De bodem van Springendal bestaat uit veld- en haarpodzolen hoger op de stuwwal. Dit zijn zure, zandige bodems die ontstaan zijn onder invloed van wegzijgend grondwater. De beekbodem zelf bestaat uit beekerdgronden. Dit zijn permanent natte bodems, waarop zich een dikke organische laag af heeft kunnen zetten. Meestal ontstaan deze bodems onder invloed van kwel. De beekerdgrond van Springendal is kalkarm. In de benedenloop waar de beek in de Dinkel uitstroomt, bestaat de bodem uit kleiige beekdalgrond, waarvan de kleilaag is afgezet door de beek.

Het infiltratiegebied op de top van de stuwwal bestaat deels uit landbouwgebied. Eind jaren '90 is de grootste maïsakker in het inzijsgebied aangekocht en is de nutriëntenrijke toplaag afgegraven. In dit gebied zijn daarna in de zuidelijke tak van de beek nieuwe bronnen ontstaan (Visser, 2001).

4.2 Chemische samenstelling grondwater

In de beek zijn op verschillende tijdstippen en locaties (figuur 1) oppervlaktewatermonsters genomen. Om deze te kunnen vergelijken op grondwaterinvloed zijn lokale grondwater- en de lokale regenwatersamenstelling gegevens opgevraagd. In de bovenloop van de Springendalse Beek staan verscheidene peilbuizen van Staatsbosbeheer, die in 1998 bemonsterd zijn (Visser, 2001). In figuur 1 is de ligging van deze peilbuizen te zien. In tabel 7 in Bijlage 2 staan de chemische analysegegevens van deze buizen.

Peilbuis D en E staan boven op de stuwwal. Uit de analyses van het water van peilbuis D blijkt dat hier zuur en sterk door de landbouw beïnvloed water inzijgt. De

concentraties nitraat zijn met 23-61 mgN/l bijzonder hoog (de norm ligt op 11 mg/l vanwege de veiligheid van drinkwater). Ook de concentraties Cl, Na, Mg en SO₄ zijn hoog in de filters op 5 en 17 m onder maaiveld (-mv). Naar beneden toe verandert de waterkwaliteit. De filters op 22 en 36 m beneden maaiveld hebben hogere HCO₃⁻ en PO₄-concentraties, een hogere pH, lagere Mg en lagere NO₃⁻-concentraties. Aan de verhouding tussen Ca en Mg is te zien dat zij op deze diepte niet meer van landbouwkalk afkomstig zijn. Vooral in het filter op 36 m diepte verschilt de waterkwaliteit sterk met de filters die hoger geplaatst zijn. De concentraties Cl en Na zijn veel lager dan in de filters op 5 en 17 m beneden maaiveld. Mogelijk bevindt het filter zich op 36 m diepte in een ander watervoerend pakket.

In peilbuis E, die noordelijker en hoger op de stuwwal ligt, bevindt zich ook een filter op 36 m -mv. Hier zijn de concentraties chloride weer hoger (30 mg/l) en ook de concentratie van nitraat wijst erop dat dit door landbouw beïnvloed water betreft. Het lijkt erop dat dit filter zich in hetzelfde pakket bevindt als de filters van peilbuis D tot 17 m diepte.

De rest van de peilbuizen is zeer ondiep geplaatst en hebben hun filters alle binnen 5 meter beneden maaiveld. Peilbuis 42 en 43 zijn dicht bij peilbuis D geplaatst. In peilbuis 43 heeft het water hoge concentraties nitraat. Het water in peilbuis 42 bevat minder nitraat en heeft een lagere chlorideconcentratie.

Langs de zuidtak staat peilbuis 16. Het water in deze buis is anaeroob, wat te zien is aan de hoge concentraties ijzer. De concentraties nitraat zijn door de lage redoxpotentiaal ook laag. Mogelijk bevindt de buis zich in de zone waar sulfaatreductie optreedt, want de sulfaatconcentraties zijn laag, wat kan betekenen dat het sulfaat tot sulfide is gereduceerd, dat vervolgens met ijzer is neergeslagen.

Aan de noordkant van de Springendalse Beek staan peilbuis 37 en 41 in het infiltratiegebied. Het water in peilbuis 41 is zuur (pH 4,2), heeft een lage EGV en zeer lage calciumconcentraties. Het water in peilbuis 37 is iets meer gebufferd en minder zuur.

Stroomafwaarts staan peilbuis 14 en 15, beide met meerdere filters. Het water in peilbuis 14 is vrij zuur. Opvallend is dat de concentraties nitraat en chloride in deze peilbuis hoger zijn in het diepere filter. Mogelijk wijst dit op kwel van nitratrijk water op deze plek. Ook in peilbuis 15 zijn de nitraatconcentraties hoger in het diepe filter.

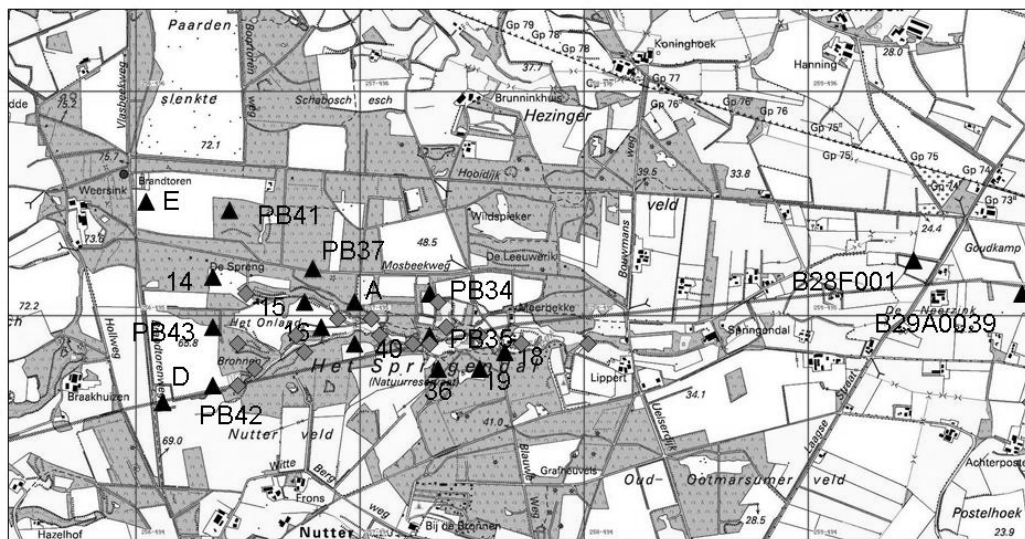
In de benedenloop van het stroomgebied van de Springendalse Beek staan twee peilbuizen waarvan chemische analyses van het grondwater beschikbaar zijn (tabel 2) (bron: Dinoloket). Beide buizen staan in de benedenloop van de Springendalse Beek, één (B28F001) met een filter op circa 15 m beneden maaiveld en één (B29A0039) met filters op 25 en 34 meter onder maaiveld. Van beide peilbuizen betreft het zeer oude gegevens: uit respectievelijk de periode 1947-1958 en uit 1967. Van 1967 tot 2003 zijn er van peilbuis B29A0039 ook tweewekelijkse stijghoogtes bekend. Uit de stijghoogtes van beide filters blijkt dat er op deze locatie sprake is van inzijging en dat beide filters zich in hetzelfde watervoerende pakket bevinden. De stijghoogte in dit (freatische) pakket is sterk van de seizoenen afhankelijk en kan in de zomer bijna 1,5 meter verschillen met de stijghoogte in de winter. Het is daarom niet aannemelijk dat in de nabijgelegen benedenloop van de beek meer dan zeer lokale kwel optreedt.

Het grondwater in peilbuis B28F001 heeft een neutrale pH. Concentraties Na en Cl zijn vrij hoog, wat er op duidt dat dit water ten tijde van de monsternamen al

menselijke invloeden ondervond. Het water is licht aangerijkt met Ca. Opvallend zijn de hoge nitraatconcentraties die hier in de jaren 50 al aanwezig waren. De hoge nitraat- en lage ijzerwaarden geven aan dat we hier te maken hebben met aëroob water. Het water uit peilbuis B29A0039 is wel anaëroob, wat te zien is aan de hoge ijzerconcentraties. De reductie van ijzer kan ook de hoge HCO_3^- -concentraties in dit monster veroorzaken hebben. De totale hardheid ($\text{Ca}+\text{Mg}$) is in deze monsters niet veel hoger dan in buis B28F0001.

Tabel 2. Waterkwaliteit in peilbuizen in de benedenloop van de Springendalse Beek (bron: DINO-loket).

peilbuis	B28F001	B28F001	B28F001	B29A0039	B29A0039
filterdiepte (cm-mv)	1470	1470	1470	2500	3400
monsterdatum	13-1-1948	9-10-1957	17-7-1958	6-2-1967	6-2-1967
CO_2 (mg/l)	38,2	74,1	70	82	9
Ca (mg/l)		20,9	21,6		
Cl (mg/l)	34,5	35	31	37	15
EGV ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	239,8	250,3	241,9	156	235,6
Fe (mg/l)	0,42	0,33	0,18	24	16
HCO_3^- (mg/l)	10	6	12	40	122
Mg (mg/l)		5,5	6,3		
Mn (mg/l)	0,69	0,72	0,69	0,1	0,09
NH_4 (mgN/l)	0,06		0,03	0,25	0,093
NO_3 (mgN/l)	2,0	8,1	8,4		
Na (mg/l)		22,08	22,2		
SO_4 (mg/l)	27	40	43,3		
P_{totaal} (mg/l)		0,02	0,04		
hardheid (mmol/l)	0,666	0,756	0,81	0,288	0,954
pH (-)	5,78	5,29	<6,5		



Figuur 1. Ligging van de Springendalse Beek met peilbuizen (driehoek) en oppervlaktewatermonsterlocaties (ruit).

4.3 Chemische samenstelling regenwater

Voor de vergelijking van het oppervlaktewater met het regenwater zijn de maandelijkse regenwatergegevens van station Eibergen van het RIVM over de periode 1992-2005 gebruikt (tabel 3).

Tabel 3. Regenwaterkwaliteit van metingen van station Eibergen 1992-2005(bron: RIVM).

	mediaan	min	max
Ca (mg/l)	0,21	0,05	1,52
Cl (mg/l)	0,92	0,18	5,58
Fe (mg/l)	0,02	0,00	0,24
K (mg/l)	0,14	0,01	1,65
Mg (mg/l)	0,09	0,02	0,40
Mn (mg/l)	0,004	0,001	0,012
Na (mg/l)	0,60	0,08	3,26
NH ₄ (mg/l)	1,33	0,64	5,18
NO ₃ (mg/l)	0,54	0,25	2,82
pH	6,04	4,49	6,67
PO ₄ (mg/l)	0,002	0,00	0,19
SO ₄ (mg/l)	2,44	1,10	9,08
EGV (µs/cm)	22,1	10,3	66,5

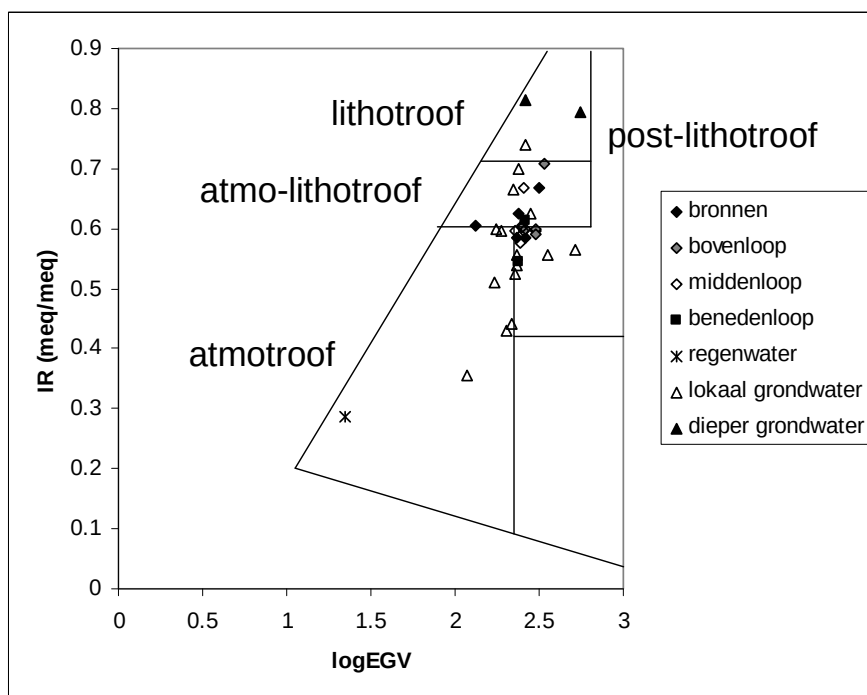
Concentraties van de meeste ionen zijn zeer laag in het regenwater. Opvallend zijn echter de hoge concentraties nitraat en ammonium in het regenwater, die afkomstig kunnen zijn uit de landbouw en van uitlaatgassen van het verkeer.

4.4 Chemische samenstelling oppervlaktewater

In tabel 7 in Bijlage 1 staat de samenstelling van het oppervlaktewater van de Springendalse Beek op verschillende punten in het beektraject weergegeven. In figuur 2 is de ionenratio van de beekwatermonsters en grondwatermonsters uitgezet tegen het EGV. In deze figuur is te zien dat het water op de meeste plekken getypeerd kan worden als atmo-lithotroof tot atmotroof, hoewel ze voor atmotroof water wel een hoog EGV hebben. Opvallend is dat ook het grondwater uit de meeste peilbuizen voornamelijk getypeerd kan worden als atmotroof tot atmo-lithotroof. Alleen het grondwater uit peilbuis D van de filters op 22 en 36 meter diepte, die zich vermoedelijk in een ander watervoerend pakket bevinden, kan als lithotroof water getypeerd worden. Wat verder opvalt is dat er van de bovenloop naar de benedenloop geen gradiënt te onderscheiden is in de waterkwaliteit van het oppervlaktewater. In 2005/2006 is er op verschillende plekken in de Springendalse Beek continu de temperatuur van het beekwater bepaald (Verdonschot et al, in prep). In figuur 3 is de temperatuur van de beek aangegeven van de bovenloop naar de benedenloop. Uit deze metingen bleek dat de temperatuur in het brongebied een hogere minimumtemperatuur had en een lager maximum. In hetzelfde onderzoek werd gevonden dat de samenstelling van de macrofaunagemeenschap van het brongebied anders van samenstelling was dan in de benedenloop. In het brongebied kwamen veel koud stenotherme soorten voor: zeldzame soorten voor van koelere

wateren met een constante temperatuur. De constante temperatuur in het brongebied kan alleen verklaard worden door de aanvoer van grondwater, dat het hele jaar een constante temperatuur heeft. Hoewel er dus in de chemische samenstelling van het oppervlaktewater geen verschillen zichtbaar zijn tussen de boven- en de benedenloop, is er weldegelijk een verschil in de invloed van grondwater op het oppervlaktewater - en daarmee samenhangend op de aquatische ecologie - te vinden tussen de boven- en benedenloop.

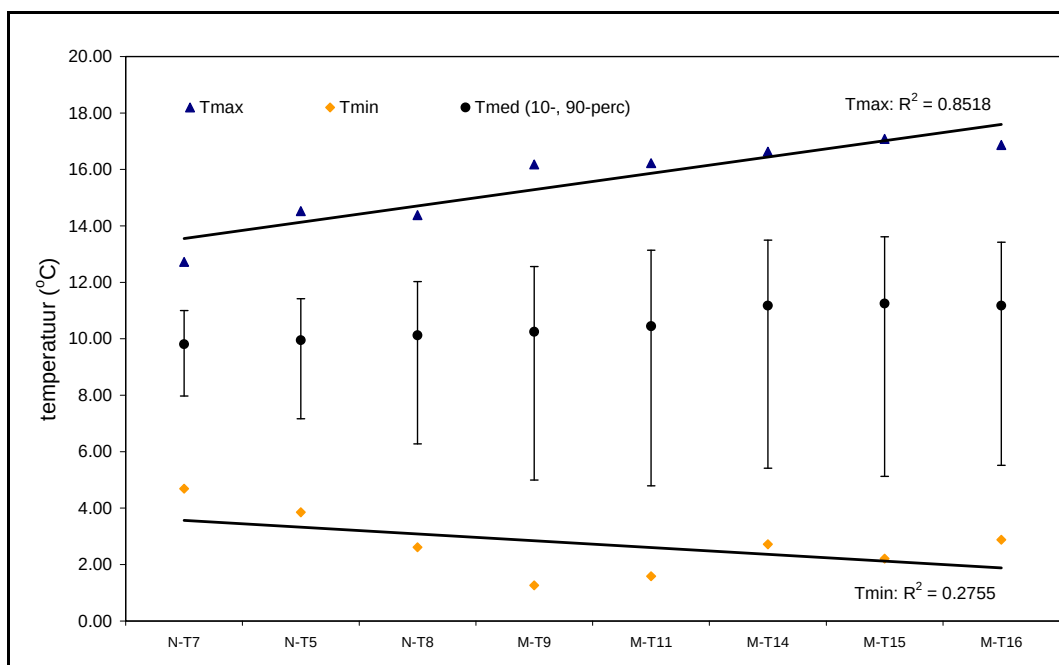
De ionenratio's (figuur 2) en EGV (tabel 7, Bijlage 1) van het beekwater wijken niet af van de ionenratio's (figuur 2) en EGV (tabel 7; Bijlage 2) van het lokale grondwater. Er is wel een duidelijk verschil met de ionenratio (figuur 2) en EGV van het regenwater (tabel 3). Ook de concentraties natrium, magnesium en kalium liggen in het beekwater in dezelfde orde van grootte als in het grondwater. Concentraties van natrium en chloride liggen circa 20 keer hoger dan concentraties in het regenwater en concentraties van calcium en magnesium 70-90 keer hoger. De beek wordt dus grotendeels gevoed met water met een grondwaterkarakter. Uit de chemische gegevens is niet af te leiden hoe groot deze invloed precies is en hoe deze in de loop van het beektraject verandert.



Figuur 2. Ionenratio uitgezet tegen de logaritme van het EGV voor water uit Springendal (naar: Van Wirdum, 1991).

Concentraties aan nutriënten liggen op sommige plekken in de beek hoog (tabel 7; Bijlage 1). Vooral in de noordtak, die deels gevoed wordt door agrarische graslanden in het noordwesten van het gebied (Vissers, 2001), zijn hoge concentraties nitraat gevonden. Ook in de rest van de beekloop liggen de nutriëntenconcentraties hoog. In het grootste deel van het beektraject overschrijdt alleen nitraat al de concentraties die

vastgelegd zijn voor de totale concentratie stikstof (4 mg/l) voor het halen van de Goede Ecologische Toestand (GET) voor bovenlopen volgens de Kaderrichtlijn Water (Heinis & Evers, 2007). De totale concentratie fosfor blijft in nagenoeg alle metingen onder de norm van 0,12 mg P/l voor de GET. Voor bronnen zijn er (nog) geen stikstofconcentraties voor de GET vastgelegd. De gemeten concentraties zijn echter wel veel hoger dan de concentratie van 0,35 mg N/l die voor bronnen wordt aangegeven in het Aquatisch Supplement (Verdonschot, 2000). Concentraties van nitraat in het grondwater liggen in het gebied gedeeltelijk boven de door de KRW gestelde concentraties van 50 mg NO₃/l (=11 mg N/l) voor grondwater (Meinardi et al, 2005). Uit gegevens over het bovenste deel van het freatisch pakket in de regio Rijn-Oost blijkt dat deze norm over de hele regio over het algemeen niet gehaald wordt (Meinardi et al., 2005). Dit heeft in de toekomst grote gevolgen voor grondwatergevoede natuurgebieden in de regio, zeker voor stikstof-beperkte vegetaties, die verruigen bij extra stikstofaanvoer, en voor het behalen van de doelen die gesteld worden in de Kader Richtlijn Water.



Figuur 3. De temperatuur (y-as) op de verschillende meetpunten van de noord- en middentak (x-as: N: noordtak, M: middentak) in de periode 05-01-2005 tot 06-11-2006. Weergegeven is de mediaan (cirkel), 10- en 90-percentiel (hoog-laag lijn), minimum (ruit) en maximum (driehoek) temperatuur. Meetpunten zijn stroomafwaarts gerangschikt. Uit: Verdonschot et al, in prep.

5 Wieden

5.1 Gebiedsbeschrijving

Het laagveengebied de Wieden is ontstaan in het Boreaal onder invloed van oppervlaktewater. Water afkomstig uit het hoger gelegen, zandige Drents Plateau van het gebied zocht zijn weg naar zee, maar stagneerde in de laagte waar nu de Wieden en Weerribben liggen. Hierdoor kon er in dit gebied veenvorming optreden. Dichtbij de rivieren, die wat voedselrijker waren, kon er zegge- en broekveen ontstaan. Verder weg ontstond er onder invloed van voedselarm regenwater veenmosveen (Westhoff et al., 1971).

Vanaf de middeleeuwen is er veen gewonnen in het gebied, waarbij de kenmerkende patronen van legakkers en petgaten zijn ontstaan. Ook zijn door vervening de grote waterplassen Beulakker- en Belterwijde ontstaan; hier zijn grote oppervlakten verveend en kon er door windwerking afslag plaatsvinden. Bij doorbraken van de Zuiderzee in de 17^e en 18^e eeuw zijn deze plassen nog groter geworden. Een grote omslag in de hydrologie van het gebied vond plaats in 1920, toen er bemaling werd ingesteld (Westhoff et al., 1971). Vóór de bemaling waren de peilverschillen van het oppervlaktewater meer dan een meter (Westhoff et al., 1971), maar nu is het peil nagenoeg het hele jaar hetzelfde, met een peilverschil van slechts 20 cm. Dit peilverschil is nu ook nog eens omgekeerd aan het natuurlijke peilverloop: in de winter wordt een laag peil gehandhaafd en in de zomer wordt het peil 20 cm opgezet (Peilbesluit Reest en Wieden).

Veenpakketten hebben hydrologisch een hoge weerstand. Grondwater in het watervoerende zandpakket onder het veen kan daardoor moeilijk via het veen aan de oppervlakte komen. Wel zijn plekken in het gebied te vinden waar zandruggen dagzomen, zoals rond Wanneperveen en ten oosten van de Bovenwijde (Westhoff et al., 1971). Ook op plaatsen waar het veen tot op het zand is afgegraven, zoals in sommige sloten en petgaten, is de aanvoer van kwelwater niet ondenkbaar. Wel is de kweldruk van regionaal water naar het gebied mogelijk afgenomen door de aanleg van de laaggelegen Flevo- en Noordoostpolders. Het is niet erg waarschijnlijk dat kwel een grote invloed heeft gehad op de hydrologie in het gebied in het verleden. Voor het naastgelegen natuurgebied De Weerribben, is althans aangetoond dat er geen sprake is geweest van het grootschalig optreden van kwel (Van Wirdum, 1991). Aan de randen van de Wieden wordt op veel plekken die nog in agrarisch beheer zijn een eigen peil gevoerd. Het waterpeil is dan over het algemeen lager dan in het natuurgebied. Op deze plekken kan er lokale kwel vanuit het oppervlaktewater optreden; zowel vanuit de boezem van de Wieden als uit waterlopen buiten het gebied, zoals vanuit het Meppelerdiep.

Omdat er in het gebied een kunstmatig peil gehandhaafd wordt, moet er in perioden van droogte water van elders worden aangevoerd. Dit gebiedsvreemde water heeft een andere samenstelling dan het gebiedseigen water, wat voor eutrofiëring kan

zorgen. Ten eerste worden er met dit gebiedsvreemde water vaak nutriënten aangevoerd. Ten tweede zijn de concentraties van bicarbonaat en sulfaat hoger. Deze laatste twee ionen zorgen ook nog eens voor interne eutrofiëring: bicarbonaat zorgt voor een versnelde afbraak van het veen, waarbij er nutriënten vrijkomen (Bloemendaal en Roelofs, 1988b). Ook bij de reductie van het aangevoerde sulfaat ontstaat er extra bicarbonaat. Daarnaast ontstaat er sulfide, dat in vrije vorm toxisch kan zijn. Als het bindt aan ijzer, zorgt het voor het vrijkomen van fosfaat dat eerst aan ijzer gebonden was. Hierdoor kan er ook voor waterplanten een ijzertekort ontstaan. De impact van deze reacties wordt vergroot door het wegvallen van kwelstromen, waarmee vroeger ijzer aangevoerd werd (Smolders & Roelofs, 1995). Bij het beheer van de Wieden wordt er tegenwoordig rekening gehouden met de negatieve effecten van gebiedsvreemd water. Zo wordt bij de overgang van winter naar zomerpeil het peil opgezet door het vasthouden van gebiedseigen water tot de zomerwaterstand bereikt wordt (Peilbesluit Reest & Wieden). Toch wordt er bij droogte nog wel water ingelaten. Dit was bijvoorbeeld het geval tijdens de hittegolf van april 2007.

Het inlaatwater komt eerst in de boezem terecht en kan dan via grote watergangen in kleinere watergangen terecht komen. Over het algemeen zijn in deze kleine watergangen de hoogste natuurwaarden te vinden, omdat hier de waterkwaliteit het best is en doordat er minder vertroebeling van het water optreedt door recreatievaart. Het oppervlaktewater in deze haarvaten bestaat dus uit een mengsel van regenwater, gebiedseigen oppervlaktewater en water uit de boezem, met mogelijk enige grondwaterinvloed. In dit hoofdstuk wordt getracht de herkomst van het water in een aantal van deze “haarvaten” aan de hand van de chemische samenstelling te herleiden.

5.2 Chemische samenstelling boezemwater

Waterschap Reest en Wieden monitort de waterkwaliteit op vijf locaties in De Wieden die min of meer in directe verbinding staan met de boezem (figuur 4). Monsterpunt Wetering ligt net ten noorden van het Giethoornse Meer in de Wetering die de Wieden met de Weerribben verbindt. Aan deze wetering ligt ook monsterpunt Hoofdpoldersloot Wetering, in een poldervaart in agrarisch gebied. Monsterpunten Langewetering en Zijlwetering liggen in twee watergangen in de Barsbeker Binnenpolder, die ook in agrarisch gebruik is. Monsterpunten Haagjesgracht en Kiersche Wijde liggen in het oosten van de Wieden. De Haagjesgracht is via de Hoosjesgracht verbonden met de boezem van de Bovenwijde en mondt uit in de Kiersche Wijde. De Kiersche Wijde is een relatief kleine open watervlakte die slechts indirect gevoed wordt met boezemwater. In tabel is een aantal waterkarakteristieken weergegeven die door het waterschap in de periode 1994-2002 gemeten zijn.

Tabel 4. Watersamenstelling van vijf watergangen in de Wieden. Gemiddelden over de perioden 1994-2002. Tussen haakjes de standaardfout. Bron: Waterschap Reest en Wieden.

	Wetering	Hoofdpoldersloot Wetering	Haagjes- gracht	Kiersche wijde	Lange Wetering	Zijl- wetering
Na (mg/l)	28 (1)	40 (1)	20 (1)	21 (1)	37 (4)	37 (4)
Ca (mg/l)	66 (3)	101 (1)	45 (3)	48 (2)	57 (5)	53 (4)
Mg (mg/l)	7,3 (0,2)	9,8 (0,2)	5,2 (0,2)	5,4 (0,2)	14,7 (2)	10,7 (1)
Cl (mg/l)	50 (1)	69 (1)	32 (1)	31 (2)	40 (3)	49 (5)
SO ₄ (mg/l)	26 (2)	24 (2)	16 (1)	16 (1)	47 (8)	29 (3)
PO ₄ (mgP/l)	0,04 (0,003)	0,04 (0,004)	0,03 (0,01)	0,02 (0,002)	0,12 (0,02)	0,14 (0,04)
P-tot (mgP/l)	0,17 (0,01)	0,24 (0,03)	0,11 (0,01)	0,10 (0,01)	0,43 (0,06)	0,33 (0,07)
NO ₃ (mgN/l)	1,24 (0,1)	0,54 (0,09)	0,31 (0,07)	0,15 (0,04)	0,14 (0,03)	0,28 (0,08)
Kj-N (mgN/l)	1,9 (0,05)	2,4 (0,04)	1,7 (0,1)	1,6 (0,1)	3,2 (0,3)	3,3 (0,3)

De Wetering heeft bij het Giethoornse Meer vrij hoge concentraties natrium, chloride en nitraat. In de Hoofdpoldersloot die op de wetering uitkomt, zijn de effecten van het agrarisch gebruik duidelijk te zien. Het EGV ligt hier een stuk hoger, corresponderend met de hogere concentraties natrium, chloride en calcium. Het water in de Haagjesgracht en de Kiersche Wijde is duidelijk van betere kwaliteit. Ondanks dat dit groter wateren zijn en geen kleine slootjes, is er duidelijk te zien dat veel stoffen hier al een lagere concentratie hebben doordat deze wateren verder van de boezem liggen. Het EGV is hier een stuk lager dan in de Wetering, net als de concentraties van natrium, calcium, chloride, sulfaat, fosfaat en nitraat. De wateren in de Barsbeker Binnenpolder hebben hoge concentraties fosfaat en totaal fosfor en hier is het landbouwkundig gebruik goed af te lezen aan de hoge concentraties magnesium. Magnesium vormt hier 25 – 30 % van de totale hardheid, wat wijst op magnesiumaanvoer door landbouwbekalking (Jalink & Van Beek, 2000).

Tabel 5. Regenwaterkwaliteit van metingen van station Biddinghuizen 1992-2005 (bron:RIVM).

	mediaan	min	max
Ca (mg/l)	0,35	0,09	4,48
Cl (mg/l)	2,04	0,20	13,12
Fe (mg/l)	0,05	0,00	0,81
K (mg/l)	0,16	0,00	1,01
Mg (mg/l)	0,17	0,02	0,83
Mn (mg/l)	0,005	0,001	0,035
Na (mg/l)	1,21	0,15	6,79
NH ₄ -N (mg/l)	0,98	0,36	4,69
NO ₃ -N (mg/l)	0,49	0,21	2,18
pH	5,84	4,46	6,88
PO ₄ -P (mg/l)	0,002	0,00	0,24
SO ₄ (mg/l)	2,35	0,90	10,89
EGV	22,1	10,3	66,5

5.4 Chemische samenstelling oppervlaktewater in kleine wateren

Alterra monitort de waterkwaliteit in een aantal sloten op verschillende locaties in de Wieden. In figuur 4 staan deze gebieden weergegeven. Tabel 6 geeft de waterkwaliteit van deze wateren weer.

Bollemaat

De Bollemaat is een tamelijk geïsoleerd gelegen gebied ten noordwesten van de Beulakkerwilde. Het gebied bestaat uit rietlanden, trilvenen en kleine stukjes bos, doorsneden door sloten. Twee van deze sloten, Bollemaat Noord en Bollemaat Zuid, zijn uitgekozen om een gradiënt van de hoofdwatgang tot aan het trilveen te onderzoeken. Bollemaat Noord 3 en Bollemaat Zuid 3 liggen het dichtst bij de hoofdwatgang en Bollemaat Noord 1 en Bollemaat Zuid 1 zijn het gedeelte van de sloot dat aan het trilveen ligt. Deze gradiënten zijn vooral terug te vinden in de concentraties nitraat, natrium en chloride, die bij de hoofdwatgang wat hoger zijn. De waterkwaliteit in de sloten van de Bollemaat is over het algemeen goed.

Reeënweg

Het slootcomplex aan de Reeënweg bestaat uit met schapen begraaide weilanden met daartussen slootjes. Het wordt beheerd door Natuurmonumenten. Het veenpakket is hier vrij dun, waardoor veel sloten (deels) een zandbodem hebben. De waterkwaliteit in de sloten van de Reeënweg lijkt op die van de Bollemaat en is over het algemeen goed te noemen.

De Bramen

Het gebied “De Bramen” ligt in het noorden van de Wieden ten oosten van Giethoorn. Het veenpakket is hier dikker dan aan de Reeënweg, waardoor de sloten niet in contact staan met het onderliggende zandpakket. Het gebied bestaat vooral uit hooi- en weilanden. De meeste zijn in het bezit van Natuurmonumenten, maar worden door boeren beheerd. Er wordt wel mest uitgereden. De sloten van de Bramen hebben een lagere hardheid dan de andere bemonsterde sloten. Ook ligt het

EGV van sloot 2 een stuk lager dan die van de andere sloten. De fosforconcentraties in de sloten liggen vaak hoog.

Groen Kruispunt

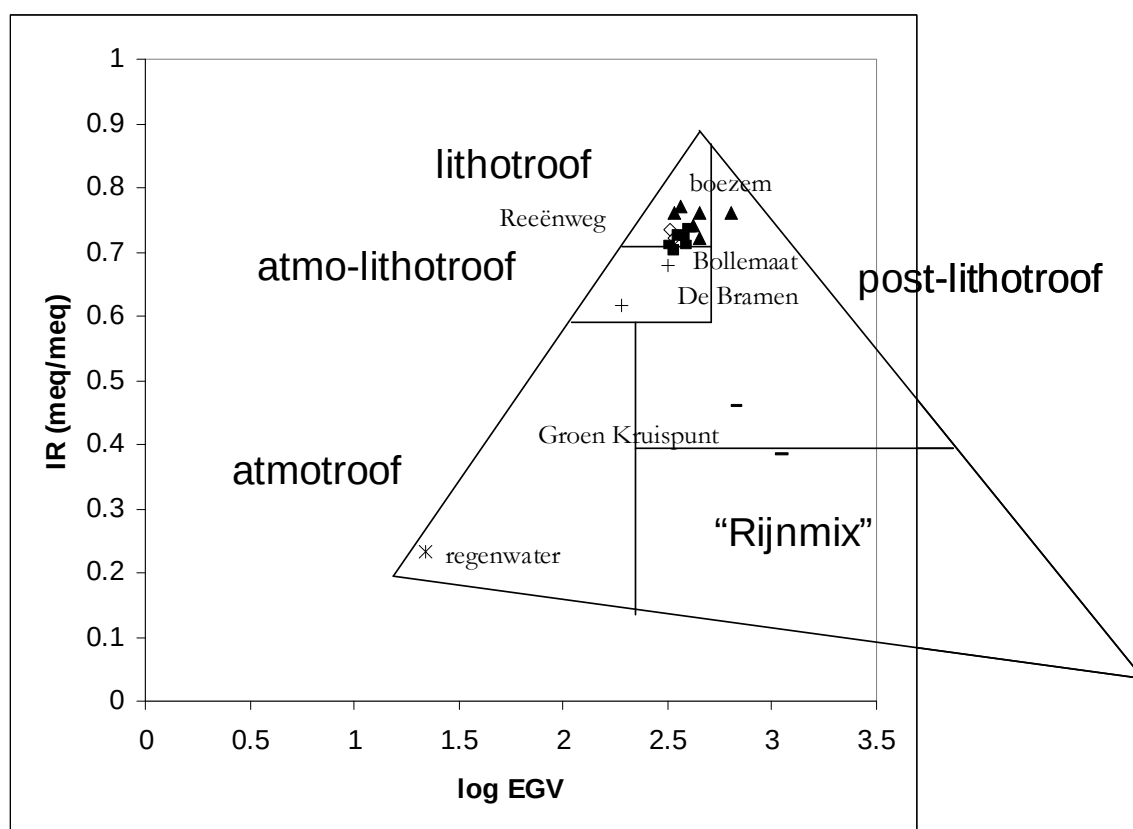
De sloten van Groen Kruispunt liggen in agrarisch gebied. Ze zijn ondiep gevuld met water en hebben een dikke sliblaag. Groen Kruispunt is door middel van een dijk van het Meppelerdiep gescheiden. De waterkwaliteit in de sloten is slecht. Ze hebben een zeer hoog EGV, hoge natrium- en chlorideconcentraties en ook de ammoniumconcentraties kunnen hoog oplopen. In de sloten zijn kwelviezen en ijzervlokken waargenomen.

Tabel 6. Waterkwaliteit in kleine watergangen (haarvaten) van de Wieden. Gemiddelden van vijf bemonsteringen in 2007. Waarden in mg/l. EGV in ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

	NH₄-N	NO₃-N	Kj-N	PO₄-P	P-tot	K	Ca	Mg	Na	Cl	SO₄	EGV
Bollemaat Noord 1	0,03	0,114	0,902	0,006	0,029	3,71	43,92	5,126	17,26	29,54	15,56	356,2
Bollemaat Noord 2	0,057	0,152	0,956	0,007	0,02	4,226	45,08	5,284	17,66	30,82	18,02	378,8
Bollemaat Noord 3	0,079	0,518	1,638	0,005	0,026	4,396	49,82	5,55	25,3	32,0	17,52	398,8
Bollemaat Zuid 1	0,03	0,102	1,028	0,007	0,028	3,082	39,3	4,788	16,96	28,58	13,55	323
Bollemaat Zuid 2	0,031	0,13	1,096	0,006	0,028	3,416	39,3	4,794	17,2	29,56	14,87	341
Bollemaat Zuid 3	0,066	0,582	1,42	0,008	0,025	4,278	46,12	5,604	19,1	33,3	18,02	394,2
Bramen Sloot 2	0,04	0,1	2,98	0,354	0,393	6,11	20,28	3,106	10,86	22,22	9,306	192,4
Bramen Sloot 4	0,03	0,1	1,508	0,037	0,1	4,804	34,2	4,524	16,78	28,54	14,72	315,2
Groen Kruispunt Sloot 1	0,089	0,106	1,5	0,011	0,054	4,904	67,54	8,032	149,3	192,9	16,46	1125
Groen Kruispunt Sloot 2	0,335	0,1	2,3	0,019	0,06	4,012	46,8	7,178	59,16	97,76	8,776	688
Reeënweg Sloot 10	0,031	0,1	1,332	0,012	0,03	2,46	37,32	4,406	14,68	25,28	12,9	343
Reeënweg Sloot 8	0,031	0,14	1,7	0,008	0,023	2,732	40,56	4,716	14,82	25,7	13,15	322

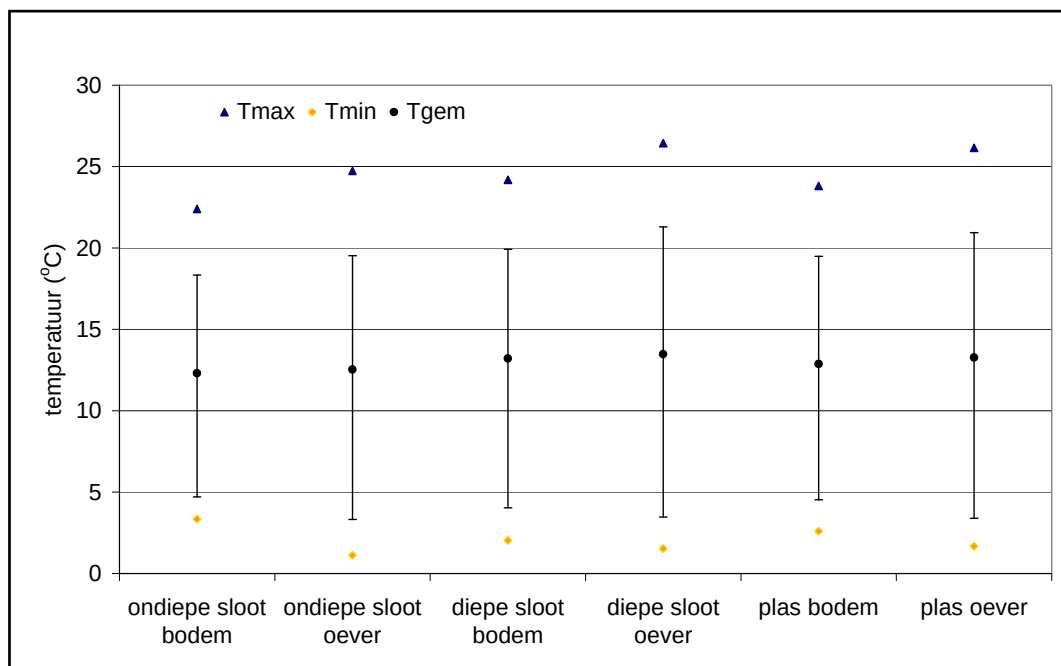
In figuur 5 staat de ionenratio van deze oppervlaktewatermonsters, het boezemwater en het regenwater uitgezet tegen het logaritme van het EGV. Opvallend is dat de meeste boezemwatermonsters (oppervlaktewater) zijn te karakteriseren als lithotroof (met een grondwaterkarakter). Dit is vermoedelijk te danken aan de verminderde inlaat van gebiedsvreemd water. Alleen het watermonster uit de hoofdpoldersloot bij de Wetering valt net buiten deze categorie. Ook de oppervlaktewatermonsters van de Reeënweg en de Bollemaat vallen in de categorie lithotroof. Watermonsters van De Bramen hebben een iets duidelijker regenwaterkarakter. Zij zijn te karakteriseren als atmo-lithotroof. Ze hebben een lagere hardheid en sloot 2 heeft ook een lager EGV.

Het water in de sloten van Groen Kruispunt heeft een duidelijk ander karakter. Door het hoge EGV en de lage concentraties calcium ten opzichte van chloride, lijken deze monsters meer op oppervlaktewater met een slechte waterkwaliteit. Vermoedelijk is er hier sprake van kwel vanuit het Meppelerdiep, dat een slechtere waterkwaliteit heeft, mogelijk in combinatie met effecten van bemesting. De verschillen tussen de Bramen enerzijds en de sloten van de Reeënweg en de Bollemaat anderzijds zijn niet eenduidig te verklaren.



Figuur 5. Ionenratio uitgezet tegen de logaritme van het EGV voor water uit de Wieden (naar: Van Wirdum, 1991).

Het meer lithotrofe karakter van de Reeënweg en de Bollemaat zou verklaard kunnen worden door een grotere aanvoer van grondwater (kwel). In de sloten aan de Reeënweg zou dit in principe mogelijk zijn, doordat zij op zand zijn gelegen. Een analyse van de watertemperatuur van verschillende sloten in de Reeënweg liet zien dat hier een ondiepere sloot een meer constante temperatuur had dan een diepere sloot en een plas (Verdonschot et al. in prep; figuur 6). Dit zou te verklaren kunnen zijn door het optreden van kwel in deze sloot. In de sloten van de Bollemaat is het optreden van kwel echter minder waarschijnlijk, omdat zij met de bodem in het veen liggen. Een mogelijke verklaring voor het verschil in samenstelling met de sloten van de Bramen is dat de sloten aan de Reeënweg en de Bollemaat directer in contact staan met het water uit de grotere wateren van de Wieden, die ook een sterk lithotroof karakter hebben.



Figuur 6. Temperatuur (y-as) op de meetpunten in de Reeënweg over de periode 24-12-2005 tot 13-12-2006. Voor ieder meetpunt is de gemiddelde- (cirkel), het 10- en 90-percentiel (hoog-laag lijn), de minimum- (ruit) en maximum (driehoek) temperatuur weergegeven. Uit: Verdonshot et al., in prep.

6 Conclusies en aanbevelingen

De invloed van grondwater op oppervlaktewateren is groot. In Nederland ligt de grondwaterspiegel in de winter voor 90% binnen 1 meter onder maaiveld en in de zomer binnen 2,5 meter onder maaiveld (Witte et al., 1992). Uittredend grondwater vormt daarom in Nederland een belangrijk deel van het oppervlaktewater. Beken zijn vaak ontstaan doordat op de laagstgelegen plekken in het landschap grondwater aan het oppervlak komt. Sloten zijn gegraven voor de afvoer van grond- en regenwater. Op plekken waar het grondwater dieper zit, zoals hooggelegen zandgebieden, is de slootdichtheid daarom kleiner dan in gebieden met een hoge grondwaterspiegel.

Uit de chemische samenstelling van oppervlaktewateren is niet direct af te leiden hoe groot de invloed van grondwateraanvoer is. Hiervoor is ook kennis nodig over de hydrologie (grondwaterstroming, basisafvoer van een beek, etc.) en geologie van een gebied en kennis van de kwaliteit van het grondwater dat op de specifieke locatie mogelijk opkwelt. Als hier inzicht in is verkregen, kunnen waterkwaliteitsgegevens helpen bij het inschatten van de invloed van grondwater op de oppervlaktewaterkwaliteit. Eén van de meest gebruikte parameters hiervoor is de ionenratio, die kan worden berekend aan de hand van calcium- en chlorideconcentraties. Chloride is een inert ion, dat daarom goed als tracer kan worden gebruikt. Van nature vindt de aanrijking van water met calcium alleen in het grondwater plaats, hoewel tegenwoordig ook aanrijking van oppervlakkig ingezegen regenwater met landbouwkalk van belang kan zijn. Kennis over de lokale geologie van een gebied is echter onontbeerlijk bij het interpreteren van ionenratio's, omdat de aanrijking met calcium plaatsvindt in kalkrijke of basenrijke lagen, die niet altijd aanwezig zijn en die zich zowel laag als hoog in het profiel kunnen bevinden. Hierdoor kunnen watermonsters sterk afwijken van de in Nederland in het algemeen geldende categorieën lithotroof, atmotroof en thalassotroof (of rivierwaterkwaliteit). In hoofdstuk 3 hebben we gezien dat veel grondwatermonsters uit het Springendal niet in de categorie lithotroof vallen, maar een atmotrofer karakter hebben. In de Wieden (hoofdstuk 4) echter vallen veel wateren wel in de categorie lithotroof, zowel in de boezem als in de haarvaten en ook op plekken waar de aanvoer van grondwater vrij onwaarschijnlijk is. Bij de inschatting van de invloed van grondwater op het oppervlaktewater met behulp van een ionenratio-EGV diagram is het daarom van belang om lokale referenties van het grondwater te hebben: grondwater, inlaatwater en regenwater. Ook dient er altijd naar andere ionen gekeken te worden. Ook concentraties van bijvoorbeeld sulfaat, nitraat, magnesium en kalium in het oppervlaktewater en in referentiemonsters en de waarneming van ijzervlokken of vliesjes van ijzeroxiderende bacteriën kunnen belangrijke gegevens opleveren over de oorsprong van het oppervlaktewater.

De effecten van grondwateraanvoer naar het oppervlaktewater op de biotische kwaliteit is niet eenduidig, maar hangt onder andere sterk samen met de kwaliteit van zowel het oppervlaktewater als het grondwater. Een voorbeeld hiervan is het effect van de aanvoer van grondwater op de nutriëntenhuishouding van een systeem. Over

het algemeen zorgt de aanvoer van kwel voor lage nutriëntenconcentraties doordat het kwelwater arm is aan nutriënten en vaak rijk aan ijzer en calcium. Op veel plaatsen in pleistoceen Nederland wordt in ondiepe watervoerende pakketten echter de nitraatnorm overschreden. Dit kan op termijn in gebieden waar dit water aan de oppervlakte komt leiden tot eutrofiëring en het niet halen van KRW-doelen. Een goed voorbeeld is Springendal, waarboven op de stuwwal nitraat uit de landbouwgronden uitspoelt en dit in het grondwater rond de beek en in het beekwater is terug te vinden. Om de aanvoer van nitraatrijk grondwater tegen te gaan, dient nitraatuitspoeling uit landbouwgronden voorkomen te worden.

In zoverre het al mogelijk is om uit de chemische samenstelling van het oppervlaktewater het aandeel van grondwater in te schatten, is dit niet mogelijk voor de sturende effecten van grondwateraanvoer, die heel lokaal kunnen zijn: een temperatuureffect treedt bijvoorbeeld alleen op op plekken waar het grondwater uittreedt. In het geval van bronnen zoals in het Springendal is dit effect erg duidelijk: de bovenloop heeft een sterk gebufferde temperatuur met bijbehorende levensgemeenschap en de benedenloop heeft een temperatuur die sterker samenhangt met de luchttemperatuur en een andere levensgemeenschap. Het water uit de boven- en benedenloop heeft echter hetzelfde atmo-lithotrofe karakter. Ook het optreden van anaërobie en het neerslaan van fosfaat met oxiderend ijzer kunnen heel lokaal optreden. Dit type lokaal sturende processen is niet terug te vinden in oppervlaktewatermonsters op een andere locatie in de watergang. Water dat als grondwater uittreedt in het oppervlaktewater, vormt stroomafwaarts het oppervlaktewater en behoudt deels dezelfde chemische karakteristieken als grondwater. Uittredend grondwater op een bepaalde locatie beïnvloedt dus ook de chemische samenstelling van oppervlaktewater op andere locaties, terwijl de constante temperatuur verdwijnt en een deel van de invloed op de biotiek niet meer aanwezig is.

Grondwateraanvoer naar het oppervlaktewater heeft een groot effect op de ecologie van oppervlaktewateren. Het is daarom belangrijk om deze aanvoer te kunnen kwantificeren. De effecten van deze aanvoer zijn echter sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden. Deze omstandigheden bepalen hoe de sturende processen op het systeem eruit zien. Om de effecten van grondwater op de biotiek van oppervlaktewateren te onderzoeken, is het daarom goed om de sturende parameters, zoals temperatuur, droogval en nutriëntenconcentraties direct te meten en niet eerst het aandeel van grondwater in het oppervlaktewater af te leiden uit de watersamenstelling, om vervolgens daaraan weer mogelijke effecten op de abiotiek te koppelen.

In Springendal was er een duidelijk effect van lokale grondwatertoevoer op de levensgemeenschap te zien. In waterkwaliteit was er geen verschil te vinden tussen de boven- en middenloop, maar de gebufferde temperatuur in de bovenloop leidde tot het voorkomen van veel koud-stenotherme soorten. Van veel soorten, waaronder veel doelsoorten die waarschijnlijk temperatuursafhankelijk zijn, is niet bekend binnen welke temperatuurrange zij precies voorkomen. Dit soort informatie is van belang om het effect van afname van grondwatertoevoer of van de klimaatverandering op natuurgebieden of habitattypen in te kunnen schatten.

6.1 Samenvatting conclusies en aanbevelingen

- Een aantal chemische parameters is geschikt om de herkomst van oppervlaktewater te duiden. De belangrijkste hiervan is de combinatie van de ionenratio en het EGV.
- Voor de bepaling van de invloed van grondwater op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater is gedegen kennis nodig van de kwaliteit van het mogelijk instromende grondwater.
- De chemische karakteristieken van opgekweld grondwater zijn ten dele ook stroomafwaarts van kwelplekken nog te vinden.
- Buffering van temperatuur van het oppervlaktewater vindt alleen plaats op de plek waar dit water opkwelt.
- Voor het behoud van temperatuurgebonden doelsoorten is het van belang om een relatie te kunnen leggen tussen grondwaterinvloed en temperatuurkarakteristieken. Het is aan te bevelen hier verder onderzoek naar uit te voeren.
- Er is van veel doelsoorten nog niet bekend hoe hun ecologisch temperatuuroptimum ligt. Ook hiernaar is verder onderzoek nodig.

Literatuur

- Bense, V., 2004. Ruimtelijke en temporele variaties van ondiepe grondwatertemperatuur als tracer voor grondwaterstroming rondom de Peelrandbreuk nabij Uden. *Stromingen* 10 (4): 23-36.
- Bloemendaal, F.H.J.L., J.G.M. Roelofs, 1988a. Anorganisch Koolstof. In: F.H.J.L. Bloemendaal, J.G.M. Roelofs (eds). *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV, Utrecht.
- Bloemendaal, F.H.J.L., J.G.M. Roelofs, 1988b. Waterverharding. In: F.H.J.L. Bloemendaal, J.G.M. Roelofs (eds). *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV, Utrecht.
- Caraco NF, Cole JJ, Likens GE, 1989. Evidence for sulphate controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341:316–318.
- Heinis, F., C.H.M. Evers, 2007. Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de Goede Ecologische Toestand voor natuurlijke wateren. Stowa-rapport 2007-02, Stowa, Utrecht.
- Higler, L.W.G., 1984. Verzuring door atmosferische depositie - Oppervlaktewater en hydrobiologie. Ministerie van Landbouw en Visserij/Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- Hogg, E.H. & R.W. Wein, 1988. Seasonal change in gas content and buoyancy of floating *Typha mats*. *Journal of Ecology* 76:1055-1068.
- Jalink M.H. & C.G.E.M. van Beek, 2000. Lithoclien grondwater in Brabantse natuurgebieden. Herkomst, processen en kenmerken. Kiwa, Nieuwegein.
- Lamers, LPM, 2001. Tackling biogeochemical problems in peatlands. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Loeb, R., E. van Daalen, L.P.M. Lamers, J.G.M. Roelofs, 2007. How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry* 85: 239-302.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders, J.G.M. Roelofs, 2000. Increased groundwater levels cause iron toxicity in *Glyceria fluitans* (L.). *Aquatic Botany* 66: 321–327.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A. J.P. Smolders, G. Boedeltje, P. J.J. van den Munckhof, J. G.M. Roelofs, 2006. Groundwater input affecting plant distribution by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science* 17 (4): 425-434.
- Lucassen, E.C.H.E.T., R. Bobbink, A.J.P. Smolders, P.J.M. van der Ven, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2002. Interactive effects of low pH and high ammonium

levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. Plant Ecology 165: 45-52.

Meinardi C.R., C.G.J. Schotten & J.J. de Vries, 1998. Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland. Langjaarlijkse gemiddelden voor zand- en leemgebieden. Stromingen 4 (3): 27-41.

Meinardi, C.R., R. van Ek, W-J. Zaadnoordijk, 2005. Karakterisering van het grondwater in het deelstroomgebied Rijn-Oost. RIVM/RIZA/Royal Haskoning.

Paulissen, M.P.C.P., R.C. Nijboer & P.F.M. Verdonschot, 2007. Grondwater in perspectief; een overzicht van hydrochemische watertypen in Nederland. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1447.

Raghoebarsing, A.A., A.J.P. Smolders, M.C. Schmid, W.I.C. Rijpstra, M. Wolters-Arts, J. Derksen, M.S.M. Jetten, S. Schouten, J.S. Sinninghe Damsté, L.P.M. Lamers, J.G.M. Roelofs, H. J. M. Op den Camp & M. Strous, 2005. Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. Nature 436: 1153-1156.

Sasser, C.E., J.G. Gosselink, E.M. Swenson, C.M. Swarzenski, N.C. Leibowitz, 1996. Vegetation, substrate and hydrology in floating marshes in the Mississippi river delta plain wetlands, USA.. Vegetatio 122: 129-142.

Schipper, P.C., M.H. Jalink, 1995. Het Springendal bij Ootmarsum: een beekdal van het subcentreuropes district. In: Jalink, H.M. & A.J.M. Jansen (eds). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Smolders, A., J.G.M. Roelofs, 1995. Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine water in peaty shallow waters in the Netherlands. Archiv für Hydrobiologie 133 (3): 349-365.

Smolders, A.J.P., J.G.M. Roelofs, 1996. The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. New Phytologist 133:253-260.

Smolders, A.J.P., R.C. Nijboer, J.G.M. Roelofs, 1995. Prevention of sulfide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron II chloride to a reduced sediment: An enclosure experiment. Freshwater Biology 343: 559-568.

Van der Welle, M.E.W., K. Niggebrugge, L.P.M. Lamers, J.G.M. Roelofs, 2007. Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulphidic environments. Environmental Pollution 147(1): 222-230.

- Van der Welle, M.E.W., M. Cuppens, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2006. Detoxifying toxicants: interactions between sulphide and iron toxicity in freshwater wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (6): 1592-1597.
- Van Wijk, R.J., 1988. Overlevingsstrategieën. In: F.H.J.L. Bloemendaal, J.G.M. Roelofs (eds). *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV, Utrecht.
- Van Wirdum G., 1991. *Vegetation and Hydrology of Floating Fens*. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.
- Verdonschot, P.F.M., 2000. *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 1, Bronnen*. Rapport AS-01, EC-LNV, Wageningen.
- Verdonschot et al in prep.
- Visser, H., 2001. *Bronnen in het Springendal. De relatie tussen de temporele variatie in abiotische omstandigheden en de kolonisatie door macro-evertebraten in de helocene bronnen van Het Springendal*. MSc thesis, Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Westhoff, V., P.A.. Bakker, C. G. van Leeuwen, E.E. van der Voo, 1971. *Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2: het lage land*. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's-Gravenland.
- Witte, J.E.M., E. Klijn, E.A..M. Claessen, C.L.G. Groen, R. van der Meijden, 1992. A model to predict and assess the impacts of hydrologic changes on terrestrial ecosystems in The Netherlands, and its use in a climate scenario. *Wetlands Ecology and Management* 2: 69-83.

Bijlage 1

Tabel 7. Oppervlaktewaterkwaliteit Springendal. Waarden in mg/l.

monsterdatum	locatiennaam	x-coordinaat	y-coordinaat	NH ₄ -N	Ca	Cl	K	Mg	Na	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Kjehldahl-N	SO ₄	P	HCO ₃
22-nov-04	Springendalse beek, Zt bron zijtak	256.45	494.85	<0,03	17.6	19.5	9.04	5.91	12.3	3.94	<0,005	0.21	43.0	<0,02	12
07-mrt-05	Springendalse beek, Zt bron zijtak	256.45	494.85	0.039	15.8	16.2	5.14	5.14	10.7	4.34	<0,005	0.58	43.5	<0,02	10
22-nov-04	Springendalse beek, Zt bron	256.47	494.65	0.032	15.1	18.7	11.3	5.59	10.1	3.84	0.046	1.1	31.6	0.091	26
21-mrt-05	Springendalse beek, Zt bron	256.47	494.65	0.035	17.8	22.7	12.80	6.28	12.2	5.88	0.013	0.92	38.9	<0,02	18
15-11-2004	Springendalse beek, Zt kleitraject	256.5	494.75	<0,03	19.4	22.2	10.1	6.53	11.9	5.39	0.008	1.3	38.0	0.035	26
21-mrt-05	Springendalse beek, Zt kleitraject	256.5	494.75	<0,03	22.0	27.5	12.40	7.55	15.2	7.84	0.005	1.0	43.9	0.055	21
29-mrt-05	Springendalse beek, Zt bron de Strengen	256.8	494.87	0.037	9.4	10.9	3.38	2.15	9.4	1.49	0.026	2.4	21.9	0.048	12
29-nov-04	Springendalse beek, Zt damtraject	256.8	494.88	0.031	24.7	29.6	11.0	8.91	16.3	9.20	0.010	2.8	42.7	0.052	29
29-mrt-05	Springendalse beek, Zt damtraject	256.8	494.88	0.034	19.0	22.2	10.10	6.48	13.3	5.78	0.007	1.3	33.9	0.045	24
15-11-2004	Springendalse beek, Zt elzentraject	256.9	494.9	<0,03	18.3	20.7	7.33	6.15	11.2	4.99	<0,005	0.78	34.8	0.024	28
29-mrt-05	Springendalse beek, Zt elzentraject	256.9	494.9	<0,03	18.1	21.4	9.46	6.11	12.3	5.25	0.009	1.1	33.0	0.090	24
22-nov-04	Springendalse beek, Nt bron	256.55	495.1	<0,03	25.2	15.0	6.26	8.37	21.1	10.2	0.031	0.48	15.0	0.028	9
07-mrt-05	Springendalse beek, Nt bron	256.55	495.1	<0,03	21.6	26.6	7.78	7.12	18.8	17.8	0.030	<0,2	24.5	0.056	11
15-11-2004	Springendalse beek, Nt graslandtraject	256.9	495	<0,03	21.4	27.8	6.57	7.54	16.7	13.7	0.022	0.64	31.7	0.039	13
07-mrt-05	Springendalse beek, Nt graslandtraject	256.9	495	<0,03	20.5	23.4	4.71	7.08	15.6	12.7	0.020	<0,2	30.7	0.022	12

monsterdatum	locatiennaam	x-coordinaat	y-coordinaat	NH ₄ -N	Ca	Cl	K	Mg	Na	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Kjehldahl-N	SO ₄	P	HCO ₃
22-nov-04	Springendalse beek, bronvijver	257.1	494.97	<0,03	10.5	13.1	2.68	4.07	9.1	6.13	0.010	0.60	19.3	<0,02	9
8-11-2004	Springendalse beek, STAR punt	257.18	494.87	<0,03	18.1	22.1	4.63	6.58	14.4	9.88	0.011	0.50	28.7	<0,02	18
07-mrt-05	Springendalse beek, STAR punt	257.18	494.87	<0,03	17.6	19.9	4.39	6.23	13.4	9.21	0.007	<0,2	28.5	0.056	14
15-11-2004	Springendalse beek, Nutterveldtak	257.3	494.8	<0,03	26.0	18.4	10.5	8.49	10.3	16.8	0.011	1.9	25.5	0.035	23
07-mrt-05	Springendalse beek, Nutterveldtak	257.3	494.8	0.096	24.2	18.1	11.80	8.15	10.5	17.8	<0,005	0.87	30.4	<0,02	11
8-11-2004	Springendalse beek, insnijding middentak	257.38	494.92	<0,03	17.7	22.2	4.79	6.46	14.3	9.78	0.009	0.71	28.5	0.021	18
21-mrt-05	Springendalse beek, insnijding middentak	257.38	494.92	<0,03	18.3	21.1	4.96	6.52	14.1	9.33	0.008	0.37	29.1	<0,02	17
29-nov-04	Springendalse beek, grote vijver	257.4	495.02	0.059	15.3	18.4	7.32	5.98	11.8	7.75	0.007	0.25	28.7	0.048	19
29-nov-04	Springendalse beek, moerasvijver Nutterveldtak	257.45	494.87	0.137	17.4	15.2	12.2	6.57	8.6	8.14	0.109	2.6	16.6	0.133	37
8-11-2004	Springendalse beek, Sp/Eb punt	257.6	494.85	0.057	16.5	20.7	4.88	6.11	13.6	8.52	0.008	<0,2	27.2	0.092	18
21-mrt-05	Springendalse beek, Sp/Eb punt	257.6	494.85	0.033	16.5	22.0	7.98	6.05	13.3	8.46	0.007	0.32	27.1	<0,02	18
29-nov-04	Springendalse beek, Mt benedenstrooms Blauwe weg	257.83	494.85	0.042	18.0	20.9	6.62	6.49	13.4	8.67	0.014	0.64	27.9	<0,02	21
21-mrt-05	Springendalse beek, Mt benedenstrooms Blauwe weg	257.83	494.85	0.036	16.5	19.2	5.01	5.98	13.0	8.18	0.008	<0,2	27.0	<0,02	17
29-mrt-05	Springendalse beek, Bt Lippert	258	494.85	0.042	16.2	23.9	11.30	5.90	12.6	8.01	0.007	0.57	26.7	0.022	17
29-mrt-05	Springendalse beek, Bt landbouwgebied benedenstrooms stuw	260.8	494.75	0.121	18.8	20.9	7.79	6.64	14.0	7.81	0.006	0.69	29.2	<0,02	26

Bijlage 2

Tabel 8. Waterkwaliteitsgegevens peilbuizen Springendal. Uit: Visser, 2001.

SBB nummer	onderzijde filter m-mv	datum	pH	EGV µS/cm	I.R.	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Na mg/l	Fe mg/l	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	HCO3 mmol/l	PO4-P mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	N-tot mg/l	P-tot mg/l
D	5.00	Apr-98	4.79	531	0.60	56.36	28.91	8.90	33.65	0.00	0.12	60.63	0.13	0.076	67.1	58.7	72	0.09
D	5.00	Nov-98	4.86	504	0.53	42.63	29.18	9.81	31.53	0.05	0.08	48.32	0.23	0.048	67.1	51.7	56	0.04
D	17.00	Apr-98	5.16	346	0.58	37.33	12.10	4.25	22.30	0.00	0.09	32.34	0.23	0.055	47.2	32.7	36	0.06
D	17.00	Nov-98	5.52	371	0.53	34.41	14.49	5.57	21.18	0.01	0.07	22.65	0.43	0.076	54.1	39.9	24	0.1
D	22.00	Apr-98	6.85	580	0.80	95.90	4.68	2.24	17.19	0.00	0.09	5.70	3.05	0.047	42	95.3	6	0.06
D	22.00	Nov-98	7.14	538	0.79	82.56	4.83	2.26	16.50	0.08	0.10	0.30	3.00	0.074	40.05	102.2	0	0.17
D	36.00	Apr-98	7.38	273	0.82	44.82	1.93	0.93	5.78	0.00	0.14	0.28	2.45	0.264	18.05	0.0	1	0.28
D	36.00	Nov-98	7.42	257	0.81	42.73	2.56	1.68	7.46	0.22	0.13	0.03	2.45	0.276	18.35	0.0	0	0.33
E	36.00	Apr-98	6.55	231	0.55	21.53	7.74	4.04	7.70	0.00	0.09	1.80	0.80	0.079	30.65	29.2	3	0.09
E	36.00	Nov-98	6.34	234	0.53	19.23	7.05	1.80	11.72	0.00	0.13	3.75	0.65	0.064	30.5	23.8	4	0.25
14A	2.50	Apr-98	5.35	161	0.57	13.75	5.84	2.36	5.74	0.04	0.10	5.70	0.13	0.048	18.1	31.7	6	0.05
14A	2.50	Nov-98	4.9	183	0.45	9.35	6.26	2.58	9.13	0.22	0.12	3.90	0.05	0.0034	20.1	41.0	4	0.11
14B	5.00	Apr-98	5.1	243	0.59	25.72	9.37	2.57	12.10	0.00	0.11	19.74	0.13	0.052	31.5	29.2	20	0.06
14B	5.00	Nov-98	5.12	222	0.52	18.85	8.67	3.67	13.45	0.22	0.09	16.83	0.10	0.042	30.4	26.5	18	0.08
15A	0.50	Apr-98	5.9	219	0.44	16.02	5.73	4.21	9.62	6.65	0.81	0.24	1.10	0.246	35.9	2.6	2	0.26
15B	1.00	Apr-98	5.72	263	0.61	19.21	9.07	3.07	11.36	0.03	0.20	0.42	1.25	0.037	22.1	35.8	1	0.04
15B	1.00	Nov-98	5.46	188	0.44	11.89	5.84	2.47	10.22	0.08	0.09	5.10	0.20	0.051	26.7	23.5	7	0.1
15C	1.50	Apr-98	4.76	186	0.57	16.43	6.41	2.91	7.99	0.00	0.10	10.26	0.05	0.026	22.3	28.6	11	0.03
15C	1.50	Nov-98	4.61	216	0.29	8.81	6.56	2.49	15.71	0.09	0.08	7.75	0.03	0.055	37.55	21.8	9	0.1
16A	0.50	Apr-98	6.53	262	0.74	26.41	5.43	5.95	9.35	8.23	1.18	2.40	2.23	1.712	16.9	1.0	4	1.95
16B	1.00	Apr-98	6.65	229	0.70	22.81	4.77	5.86	9.96	1.47	0.39	0.17	2.05	0.322	17.6	0.8	1	0.45
16B	1.00	Nov-98	6.53	213	0.63	16.65	4.28	6.55	15.83	1.16	0.50	0.02	1.90	0.065	17.45	0.4	0	0.18
16C	1.50	Apr-98	6.6	179	0.63	16.03	4.17	4.34	8.97	3.65	0.19	0.06	1.45	0.136	16.8	2.8	1	0.14
16C	1.50	Nov-98	6.5	170	0.57	14.44	3.78	4.92	13.02	1.76	0.13	0.05	1.25	0.095	19.55	5.9	0	0.22
PB37	5.00	Apr-98	6.04	206	0.66	20.79	5.48	1.26	8.05	0.00	0.13	5.70	0.45	0.065	19.35	32.6	7	0.08
PB37	5.00	Nov-98	5.11	169	0.53	14.80	3.36	2.05	7.77	0.03	0.09	4.05	0.08	0.017	22.85	30.5	4	0.1
PB41	4.00	Apr-98	4.25	127	0.41	5.28	2.69	1.56	7.56	0.00	0.10	3.15	0.00	0.008	13.3	21.0	8	0.05
PB41	4.00	Nov-98	4.22	108	0.30	2.99	1.51	0.86	7.08	0.03	0.10	1.65	0.00	0.013	12.21	16.7	2	0.04
PB42	1.00	Apr-98	6.31	240	0.70	24.62	5.20	4.66	9.50	0.35	0.15	0.26	1.45	0.162	18.53	29.9	1	0.19
PB43	1.20	Apr-98	6	234	0.65	29.22	8.63	5.46	11.71	0.15	0.20	23.37	0.45	0.288	26.25	9.3	24	0.34
PB43	1.20	Nov-98	5.84	323	0.60	32.19	16.41	6.34	22.99	0.16	0.14	30.20	0.33	0.101	38.35	21.7	34	0.11