

KWR 2016.115 | Juli 2017

**Analyse van actuele
en vereiste
kwelfluxen voor
basenminnende
habitattypen in
Stroothuizen en
Punthuizen**

Analyse van actuele en vereiste kwelfluxen voor basenminnende habitattypen in Stroothuizen en Punthuizen

KWR 2016.115 | December 2016

Opdrachtnummer

401655

Projectmanager

Dr. Edu Dorland

Opdrachtgever

Staatsbosbeheer

Kwaliteitsborger

Prof. dr.ir. J.P.M.. Witte

Auteurs

Drs. C.J.S. Aggenbach & dr. Ir. D.G. Cirkel

Verzonden aan

Staatsbosbeheer

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

Drs. Camiel Aggenbach
T +31 6 22379320
E camiel.aggenbach@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



KWR 2017.115 | Juli 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Inhoud

Inhoud	2
1 Aanleiding en doel	3
1.1 Probleemstelling	3
1.2 Vraagstelling	3
1.3 Aanpak	3
2 Toestand basenhuishouding	9
2.1 Toestand en trends van zuurgraad en basenverzadiging	9
2.2 Ontwikkeling van voorraad organische stof en basenvoorraad in relatie tot basenverzadiging: een balans met twee-dimensies	14
2.3 Invloed verzuringscapaciteit op zuurgraad en basenrijkdom	17
2.4 Basenrijkdom van het toestomende en ondiepe grondwater	19
3 Kwantificering actuele, vereiste en toekomstige kwelfluxen	30
3.1 Analyse op basis van balansen van basen	30
3.2 Modelleren kwel- en basenfluxen met SWAP	33
4 Synthese	52
4.1 Beantwoording van de vragen	52
4.2 Aanbevelingen	57
5 Referenties	58
Bijlage I SWAP modellen bodemschematisatie	59

1 Aanleiding en doel

1.1 Probleemstelling

In het kader van de PAS-gebiedsuitwerking van de natuurterreinen Punthuizen en Stroothuizen is het nodig te bepalen of de effecten van maatregelen voldoende zijn voor het behalen van de instandhoudingsdoelen voor habitattypen. Toetsing van de ecologische vereisten maakt daar uiteraard onderdeel van uit. Daarbij is het wenselijk om inzicht te krijgen in de basenverzadiging van de bodemtoplaag en kwelflux van basenrijk grondwater in beide natuurgebieden.

Uit vegetatiekarttingen in 2001 en 2010 (Pranger & Tolman 2011) blijkt dat vegetatietypen van relatief zure, basenarme standplaatsen in Stroothuizen zich voor een groot deel handhaven. In Punthuizen handhaven zich ook basenrijke vormen van het blauwgrasland en hier heeft het blauwgrasland zich ten koste van nattere slenkvegetatie uitgebreid. Dit laatste is een gevolg van meer drogere jaren in de periode 2001 en 2010. De basenminnende vegetatietypen in Stroothuizen vertonen echter een achteruitgang na de herstelmaatregelen die in 1988 en 1994 zijn uitgevoerd en deze ontwikkelen zich naar zuur kleine zeggenmoeras en Hennegrasruigten (Aggenbach & Jansen 2004; Pranger & Tolman 2011). Herstel van invloed van voldoende basenrijke kwel wordt daarom als grootste uitdaging gezien voor een duurzame instandhouding van basenminnende habitattypen. Daarmee is het kwantificeren van kwelfluxen van belang voor het uitwerken van de maatregelen en effecten op perceelniveau. Staatsbosbeheer vraagt daarom aan KWR om te analyseren of de huidige aanvoerflux van basen door kwel voldoende is in de huidige situatie en in de toekomstige situatie na uitvoering van maatregelen in de waterhuishouding.

1.2 Vraagstelling

Staatsbosbeheer heeft de volgende vragen:

1. Hoe is toestand van de huidige basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit?
2. Hoe heeft de basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit zich in de afgelopen jaren ontwikkeld? (detail afhankelijk van de lengte van de opgebouwde reeks)
3. Wat is de waterkwaliteit van het kwellende grondwater ter plaatse?
4. Hoe groot is benodigde kwelflux om die basenverzadiging op peil te brengen en te houden voor instandhouding van basenminnende habitattypen?
5. Is een schatting te maken van de huidige en toekomstige kwelflux? Zo ja, hoe groot is deze en hoe betrouwbaar is de schatting?
6. Zijn de voorgenomen maatregelen voldoende voor duurzame instandhouding van de habitattypen?

1.3 Aanpak

Te analyseren locaties

Omdat de aanpak gebaseerd is op meetgegevens van grondwaterchemie, bodemchemie en grondwaterstand worden in dit onderzoek specifieke locaties in Stroothuizen en Punthuizen geanalyseerd (Tabel 1-1). Dit betreft locaties waar in het kader van EGM/OBN en promotieonderzoek de chemie is gemeten en vegetatie is opgenomen. In het kader van EGM/OBN onderzoek (Aggenbach & Jansen 2004) zijn aan betreffende locaties doelvegetatietypen toegekend op basis van eerdere hydro-ecologische systeemanalyse en verwachtingen over de te nemen maatregelen ten einde de toenmalige maatregelen te kunnen evalueren op herstelsucces. In de tabel worden deze doeltypen vermeld inclusief het corresponderende habitatype. Tevens is bekend welke vegetatietypen in de

huidige situatie voorkomen, zodat inzichtelijk is op welke locaties het doelvegetatietype wel en niet is gerealiseerd.

De meetreeksen van de genoemde onderzoeken beslaan een periode van 1989 t/m 2009 en bieden daarmee een unieke en uitgelezen kans om de invloed van kwelfluxen op de basenhuishouding kwantitatief te analyseren. Een van de analyses voeren we uit met het model voor stroming van water in de bodem SWAP. Voor de analyse met SWAP is het noodzakelijk locaties te selecteren met waterstandsreeksen van stijghoogten in het freatische pakket en van de freatische stand. Het opstellen van SWAP-modellen die betrouwbaar kwelfluxen kunnen berekenen vergt tevens meerjarige reeksen van voldoende meetfrequentie en kwaliteit. Deze eisen beperkten sterk het aantal met SWAP te modelleren locaties. In Tabel 1-1 staat een overzicht van de locaties met hun doelvegetatietypen en welke vegetatie zich heeft ontwikkeld. Omdat de ontwikkeling van de basenhuishouding niet alleen door de kwelflux c.q. flux van basische kationen wordt bepaald, maar ook door opbouw van organische stof in de bodem, is ook onderscheid gemaakt in locaties met een oude bodem (enkele decennia of ouder) en locaties met een geplagde of afgegraven bodem. De ligging van de locaties is weergegeven in Figuur 1-1 en Figuur 1-2.

Naast locaties met een relatief basenrijk vegetatiedoeltype (P5, P15, S1 t/m S6, S19) zijn ook bewust enkele locaties geselecteerd met (relatief) basenarme doeltypen (P9, P12 en S10). Dit is gedaan om controle te hebben op of kwelfluxberekeningen duidelijk verschillen voor locaties waar basenrijke kwel en waar infiltratie van neerslagwater/ basenarm oppervlaktewater wordt verwacht op grond van systeemanalysen van Stroothuizen (Jansen & Aggenbach 1991) en Punthuizen (Jansen 1996).

Tabel 1-1: Overzicht van de geanalyseerde meetlocaties in Stroothuizen en Punthuizen. Betekenis kleuren bij doelvegetatietypen: blauw = basenminnend natuurdooeltype, oranje = zwak gebufferd doeltype. Betekenis kleuren bij vegetatie gerealiseerd: groen = doeltype gerealiseerd, oranje = doeltype niet gerealiseerd, maar wel basenminnende vegetatie; rood = doeltype niet gerealiseerd.

Gebied	locatie: locale code (gebruikt in dit rapport)	DINO code peilbuis- locatie	SBB code peilbuislocatie	geplagd	Doeltype vegetatie (tussenhaakjes corresponderend habitatype)	Vegetatie actueel	Analyse chemie	Model- lering SWAP
Punthuizen	P5	B29C0245	PU77155201B005	1988	Cirsio-Molinietum parnassietosum (H6410 Blauwgraslanden)	2009: Cirsio-Molinietum parnassietosum	J	J
	P9	B29C0249	PU77155201B009	1988	Eleocharitetum multicaulis (H3130 Zwakgebufferde vennen)	2002: Eleocharitetum multicaulis	J	J
	P12	B29C0252	PU77155201B012	begin jaren 80	Eleocharitetum multicaulis (H3130 Zwakgebufferde vennen)	2012+2009: Eleocharitetum multicaulis	J	
	P15	B29C0255	PU77155201B015	niet	Cirsio-Molinietum parnassietosum (H6410 Blauwgraslanden)	2009+2009+2012: Cirsio-Molinietum parnassietosum	J	J
Stroothuizen	S1	B29A0191	ST77155210B001	1988	Cirsio-Molinietum (H6410 Blauwgraslanden)/ Caricion davallianae	2006: Carion curtae-Agrostietum caninae met veel Sphagna	J	
	S2	B29A0192	ST77155210B002	1988	Cirsio-Molinietum (H6410 Blauwgraslanden)/ Caricion davallianae	2002+2009: RG Calamagrostis canescens [Parvocaricetea]	J	J
	S3	B29A0193	ST77155210B003	niet	Cirsio-Molinietum (H6410 Blauwgraslanden)/ Caricion davallianae	2002: Carion curtae-Agrostietum caninae typicum	J	
	S5	B29A0195	ST77155210B005	1994	Samolo-Littorietum (H3130 Zwakgebufferde vennen)	2002: Pilularietum globuliferae/ 2009: RG Carex rostrata [Littoreletea]	J	
	S6	B29A0196	ST77155210B006	1994	Cirsio-Molinietum (H6410 Blauwgraslanden)/ Caricion davallianae	2009: RG Calamagrostis canescens [Parvocaricetea]	J	J
	S10	B29A0200	ST77155210B010	1994	Scirpetum fluitantis/ Eleocharitetum multicaulis (H3130 Zwakgebufferde vennen)	2002+2009: Eleocharitetum multicaulis	J	
	S19	B29A0208	ST77155210B019	1994	Samolo-Littorietum (H3130 Zwakgebufferde vennen)	2002: Carion curtae-Agrostietum caninae	J	



Figuur 1-1: Ligging van de geanalyseerde locaties in Stroothuizen. Satelietbeeld is gemaakt int 2005 (Google Earth).



Figuur 1-2: Ligging van de geanalyseerde locaties in Punthuizen. Satelietbeeld is gemaakt in 2005 (Google Earth).

Chemische toestand

Aanpak van de vragen:

1. Hoe is de huidige basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit?
2. Hoe heeft basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit zich in de afgelopen jaar zich ontwikkeld?
3. Wat is de waterkwaliteit van het kwellende grondwater ter plaatse?

Gegevens:

- Evaluatie van bestaande data KWR: EGM/OBN-meetreeksen van Stroothuizen en Punthuizen aangevuld met data van het promotie-onderzoek van Camiel Aggenbach; Daarvoor zijn van de volgende perioden (jaartal) gegevens gebruikt: voor locatie S1 1990-2002, voor locatie S2+P5 1990-1999, voor locatie S3 1990-1999, voor locatie S6 1999-2009, voor locatie S19 1996-2009 en voor locatie P15 1993-2009.
- Waar mogelijk aanvullen met meetgegevens uit verdrogingsmeetnet provincie. Voor Stroothuizen zijn de twee meetpunten uit het verdrogingsmeetnet niet bruikbaar voor dit onderzoek omdat het zure heiden betreft. Voor Punthuizen is een meetpunt gesitueerd in blauwgrasland en de eenmalige opname zal als aanvullende informatie worden gebruikt op een meetreeks uit het OBN-onderzoek.

Werkwijze:

Er wordt gekeken naar de trend en meest recente toestand van basenverzadiging, basenvoorraad, pH en organische stof voorraad in de toplaag van de bodem. We beschouwen niet alleen de basenverzadiging en pH, maar ook de basenvoorraad, omdat daarmee inzicht ontstaat in hoeverre oplading dan wel uitloging van basen optreedt. De ontwikkeling van organische-stofvoorraad wordt ook geanalyseerd omdat opbouw dan wel afbraak van organische stof een grote rol speelt in de ontwikkeling van basenverzadiging en pH. Dit geldt zeker voor locaties die in het recente verleden zijn geplagd. Plaggen/ afgraven heeft juist in de potentieel basenrijke delen van Stroothuizen veel plaatsgevonden. Omdat de bodem doorgaans uit leem- en lutumarm zand bestaat is de kationadsorptiecapaciteit namelijk sterk afhankelijk van de hoeveelheid organische stof. In geval van opbouw van organische stof is aanvoer van basen nodig om de basenverzadiging van op voldoende hoog niveau te brengen. De trend en toestand worden geïnterpreteerd met behulp van inzichten uit het promotieonderzoek van Camiel Aggenbach. Voor het analyseren van basenverzadiging maken we ook gebruik van de ratio basische kationen/ organische stof als een proxy-variabele voor de basenverzadiging. Deze variabele heeft geen last van veelvoorkomende chemisch-analytische artefacten in de bepaling van de basenverzadiging op basis van klassieke berekeningen. Verder worden op basis van beschikbare gegevens de basenrijkdom en trends van het toestromende grondwater op een rij gezet.

Kwantificering actuele, vereiste en toekomstige kwelfluxen

Aanpak van de vragen:

4. Hoe groot is benodigde kwelflux om de basenverzadiging op peil te brengen en te houden voor instandhouding van basenminnende habitattypen?
5. Is een betrouwbare schatting te maken van de huidige en toekomstige kwelflux? Zo ja, hoe groot is deze en hoe betrouwbaar is de schatting?

Gegevens:

- Meetgegevens uit de terreinen gelijk aan die van vraag 1 en 2; daarbij worden ook de beschikbare meetreeksen van de stijghoogte in het freatisch pakket en de freatische waterstand gebruikt.

Aanpak

De twee vragen voor kwantificering van kwelfluxen houdt de hydro-ecologie al lange tijd bezig. De grote belemmering bij het bepalen van kwelfluxen is dat 1) kwelfluxen zeer lastig zijn te kwantificeren met fysische metingen, zeker in terrestrische situaties, 2) in systemen met wisselende

waterstanden de kwelflux in de tijd sterk dynamisch is als gevolg van een in de tijd sterk variabele drainagebasis en 3) in terreinen met veel kleinschalig reliëf de kwelflux ruimtelijk sterk verschilt. Met de huidige kennis en technieken kunnen benodigde en actuele kwelfluxen alleen indirect worden geschat. We stellen voor om verschillende methoden toe te passen.

Analyse balansen van basen

Opstellen van een basenbalans van de bodemtoplaag voor diverse locaties waarvan meetgegevens beschikbaar zijn. In de balansberekening voor kwelflux wordt rekening gehouden met de concentratie basische kationen in het toestromende grondwater, de toename van de kationadsorptiecapaciteit door organische-stofaccumulatie, de afvoer van basen door maaibeheer (significante post!) en uitloging door verzurende atmosferische depositie. De snelheid van organisch-stofaccumulatie is gemeten in Stroothuizen en Punthuizen. Van de afvoerflux door maaaien zijn geen metingen uit de terreinen beschikbaar. Voor een schatting van de afvoerflux gebruiken we beschikbare metingen uit vergelijkbare ecosystemen. De balansberekeningen worden uitgevoerd met aannames over organisch-stofaccumulatie, afvoer door maaaien en atmosferische zuurdepositie voor zowel situaties met als zonder plaggen. Dit resulteert in een ondergrens voor de benodigde kwelflux.

Voor het bepalen van de actuele kwelflux kan op basis van bestaande meetreeksen van de basenbalans in de bodemtoplaag alleen een ondergrens voor de opgetreden kwelflux worden bepaald, omdat het mogelijk is dat er meer kwel (en dus basenflux) is opgetreden dan tot uiting komt in de dynamiek van basenvoorraad van de bodem. Een overmaat aan basenflux die niet wordt geadsorbeerd kan namelijk afgevoerd worden via afstroming over maaiveld. Verder kan op deze wijze de actuele kwelflux alleen bepaald worden voor locaties met accumulatie van organisch materiaal of in geval van een stabiele voorraad organische stof in bodems met een relatief lage basenverzadiging en die dus nog basen kunnen absorberen. Alleen dan kan de bodem de basenflux door kwel adsorberen. Al met al kunnen kwelfluxen via een benadering van de chemische balans in de bodem alleen een ondergrens schatten van de opgetreden kwelflux van basenrijk grondwater.

Modellellering kwel- en basenfluxen met SWAP

De beschikbare meetreeksen (waterstanden, grondwaterchemie, bodemchemie) uit Stroothuizen en Punthuizen lenen zich goed voor dynamische modellering met het verzadigde-onverzadigde zone model SWAP. Het gaat hierbij om een eendimensionaal model voor de toplaag, waarbij laterale fluxen via drainageformules worden verdisconteerd. Het SWAP model wordt geijkt op de gemeten grondwaterstanden in de gebieden. Daarbij wordt geprofiteerd van de parametrisering die eerder is uitgevoerd bij SWAP modellering van SBB-referentielocaties. Het SWAP model geeft een schatting van de waterbalanstermen en de dikte van de neerslaglens in de gebieden en daarmee ook een schatting van de actuele kwelflux. Voor zover mogelijk en relevant, wordt rekening gehouden met veranderingen in maaiveldhoogte door bodemvorming op geplagde locaties. De opgestelde SWAP-modellen geven inzicht in de temporele dynamiek van de waterbalanstermen en fluxen van basen en met scenarioanalyse is het ook mogelijk om de drainagebasis en stijghoogte te variëren, wat inzicht geeft in de potentiële effectiviteit van inrichtingsmaatregelen. Voor de actuele situatie worden locaties in de (potentiële) kwelzone van basenrijk grondwater doorgerekend voor de periode waarvan grondwaterstandsmetreeksen beschikbaar zijn. Voor de toekomstige situatie voeren we soortgelijke modeleringen uit waarbij de waterstand wordt verhoogd (aanpak 1). Daarbij worden waterstandsreeksen, die zijn berekend in scenario's van het regionale numerieke grondwatermodel, gebruikt als invoerreeks voor de gecalibreerde SWAP modellen. Een alternatief is om met aangepaste grondwaterstandsregimes te zoeken naar welk grondwaterstandregime nodig is voor voldoende herstel van de kwelflux in geval de hydrologische doorwerking van voorgenomen maatregelen onvoldoende bekend is (aanpak 2). Deze analyse geeft dan een handvat voor wat nodig is. Omdat in de aanbidding van dit onderzoek slechts één aanpak hebben aangeboden en aanpak 1 haalbaar was en geprefereerd werd door de opdrachtgever, is aanpak 2 niet uitgevoerd.

Synthese

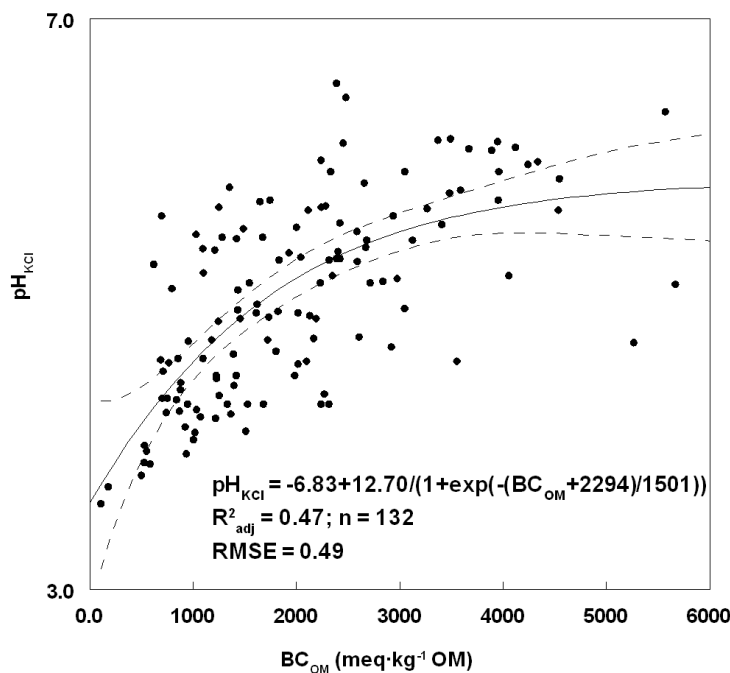
Op basis van de verschillende onderdelen trekken we conclusies ten aanzien van benodigde en actuele kwelfluxen en geven we antwoord op de vragen. Daarbij beantwoorden we ook, zover mogelijk, de vraag of de voorgenomen maatregelen voldoende zijn voor de duurzame instandhouding

van de habitattypen. Tot slot zullen we ook aangeven welke onzekerheden er zijn ten aanzien van de actuele toestand, de evaluatie van actuele kwel- en basenfluxen, en het inschatten van de toekomstige situatie.

2 Toestand basenhuishouding

2.1 Toestand en trends van zuurgraad en basenverzadiging

Van de locaties worden de zuurgraad en basenverzadiging van de bodemtoplaag besproken. De bodemtoplaag bestaat uit de bovenste 10 cm van het minerale profiel en, indien die zich ontwikkelde, ook een laag van strooisel en wortels bovenop het minerale profiel. Voor de basenverzadiging wordt een proxyvariabele gebruikt die bestaat uit de ratio van de som van Ca, Mg, Na en K met het organische-stofgehalte. Deze ratio heeft het voordeel dat artefacten in de meting van H-uitwisselbaar en de CEC, die gebruikt worden voor berekening van de basenverzadiging, geen invloed hebben op de berekening van de ratio. Omdat het organische-stofgehalte in de zandige bodems hoofdzakelijk de kationuitwisselingscapaciteit bepaalt, kan deze ratio als maat voor basenverzadiging worden gebruikt (in meq/kg droge stof). Goed gehumificeerde organische stof heeft een ratio van ca. 3000 meq/kg DS ((Appelo & Postma 2005; Blume et al. 2010; Van Wesemael 1992). Een waarde van > 2000 meq/kg komt overeen met een hoge basenverzadiging, een waarde van 1000-2000 meq/kg met een matige basenverzadiging en waarde van <1000 meq/kg met een lage basenverzadiging. De bodem-pH wordt in kalkarme bodems sterk bepaald door de basenverzadiging. De ratio wordt verder aangeduid met de '*ratio BC/org.stof*'.



Figuur 2-1: De relatie van bodem pH met de ratio van basische kationen (Ca_Mg+Na+K) met organische stof in de bodemtoplaag van zandige bodems uit Twentse natuureservaten en Middel- en Oostduinen (data KWR).

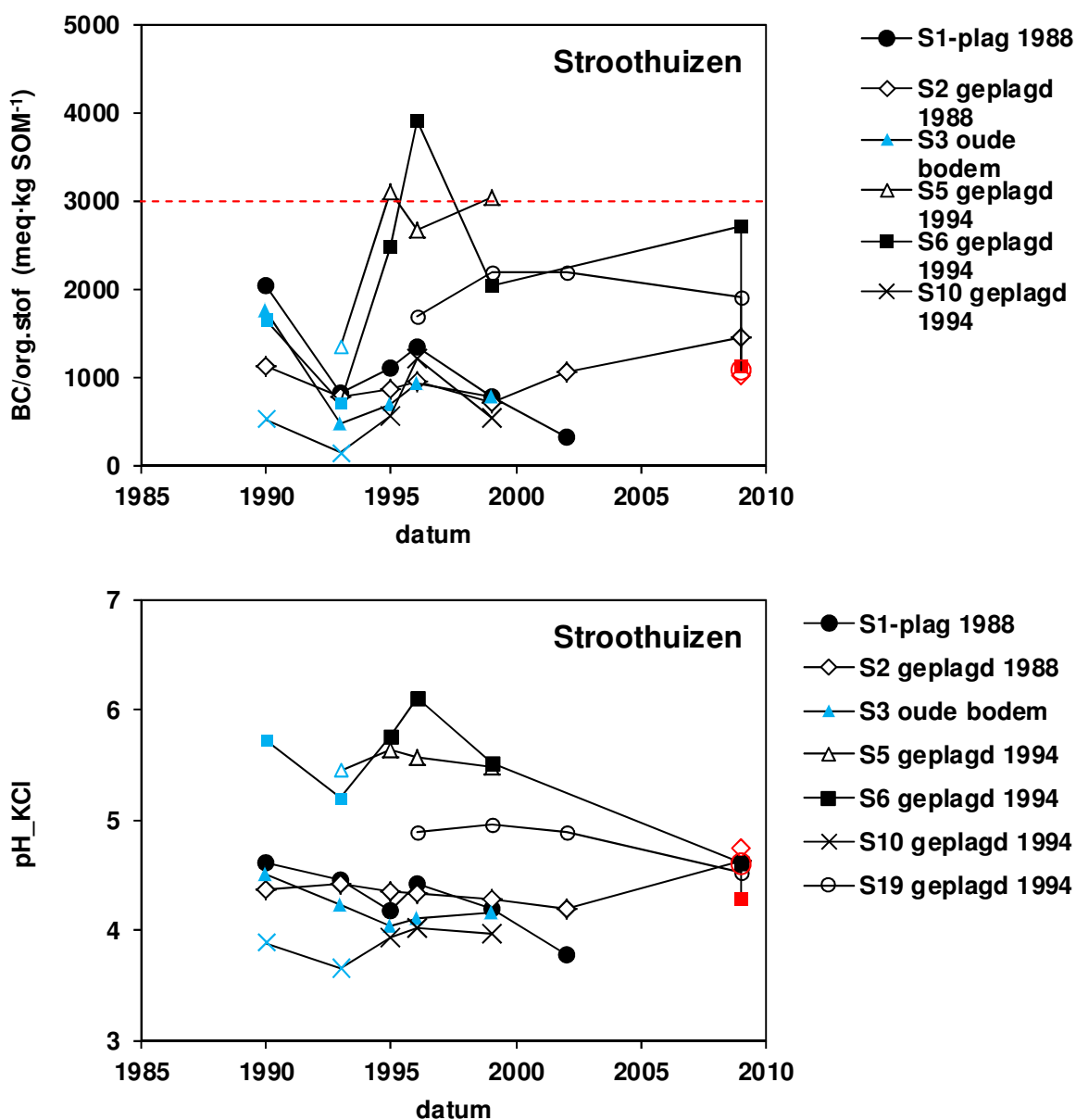
Stroothuizen

In Figuur 2-2 wordt de ontwikkeling van de ratio BC/org.stof en pH_KCl weergegeven. De niet geplagde locatie (S3) heeft een relatief lage ratio BC/org.stof en pH en beide nemen af. Bij de geplagde locaties zijn de trends variabel. De geplagde locatie S1 vertoont na het plaggen een duidelijke daling van de ratio BC/org.stof en pH tot lage waarden. Locatie S2 heeft lange tijd een matig hoge ratio BC/org.stof en pH. Beide nemen aan het eind van de tijdreeks iets toe. Bij locaties S5, S6 en S10 zijn voor het plaggen de ratio BC/org.stof in de minerale top laag relatief laag. Bij S5 en S6 is de pH dan hoog en bij S10 laag. Bij S10 stijgen beide variabelen iets, maar blijven absoluut gezien laag. Bij S5 en S6 ontstaan juist na het plaggen hoge waarden voor de ratio BC/org.stof in de minerale top laag. De pH is hier aanvankelijk ook nog vrij hoog, maar daalt bij S6 aan het eind. Locatie S19 in perceel Groener heeft na het plaggen een vrij constante matig hoge ratio BC/org.stof en een matig hoge pH die naar verloop van tijd iets daalt.

Een opvallend fenomeen bij de locaties S2, S6 en S19 is het ontstaan van een organische laag bestaande uit een wortelmat en strooisel boven op het minerale profiel. Deze laag werd aangetroffen in 2009 (15 tot 21 jaar na het plaggen). De ratio BC/ org.stof is lager dan die van de onderliggende minerale top laag. Bij S6 is de pH ook iets lager dan de minerale top laag. Blijkbaar is op betreffende locaties een organische laag met een lage basenverzadiging ontstaan. Deze laag ontstaat op de matig basenrijke locatie S2 en de locaties S6 en S19 waar de pH van de minerale laag daalt. Bij S2 en S6 gaat de ontwikkeling van de ectorganische laag samen met het ontstaan van een vegetatie gedomineerd door Hennegras. Bij S19 gaat dat samen met ontwikkeling van een zure kleine zeggenvegetatie (zie Tabel 1-1).

De meeste locaties hebben in 1993 een lage ratio BC/org. stof. Dit heeft enerzijds te maken dat dit onverzuurde plekken betreft die toen nog niet waren geplagd. Anderzijds betreft het twee in 1988 geplagde locaties waar de ratio BC/org. stof fluctueerde.

Samenvattend: met uitzondering van locatie S5 die slechts tot 1999 is onderzocht, handhaaft zich nergens een bodemtop laag met een hoge basenverzadiging en pH. De locatie S5 had in 2002 als enige van de geanalyseerde locaties nog een zwak gebufferde vegetatie met Pilvaren (zie Tabel 1-1). In het laatste monitorjaar is locatie S6 wat betreft de minerale top laag de meest basenrijke locatie, maar er heeft zich hier reeds een relatief basenarme, en zure organische laag gevormd.



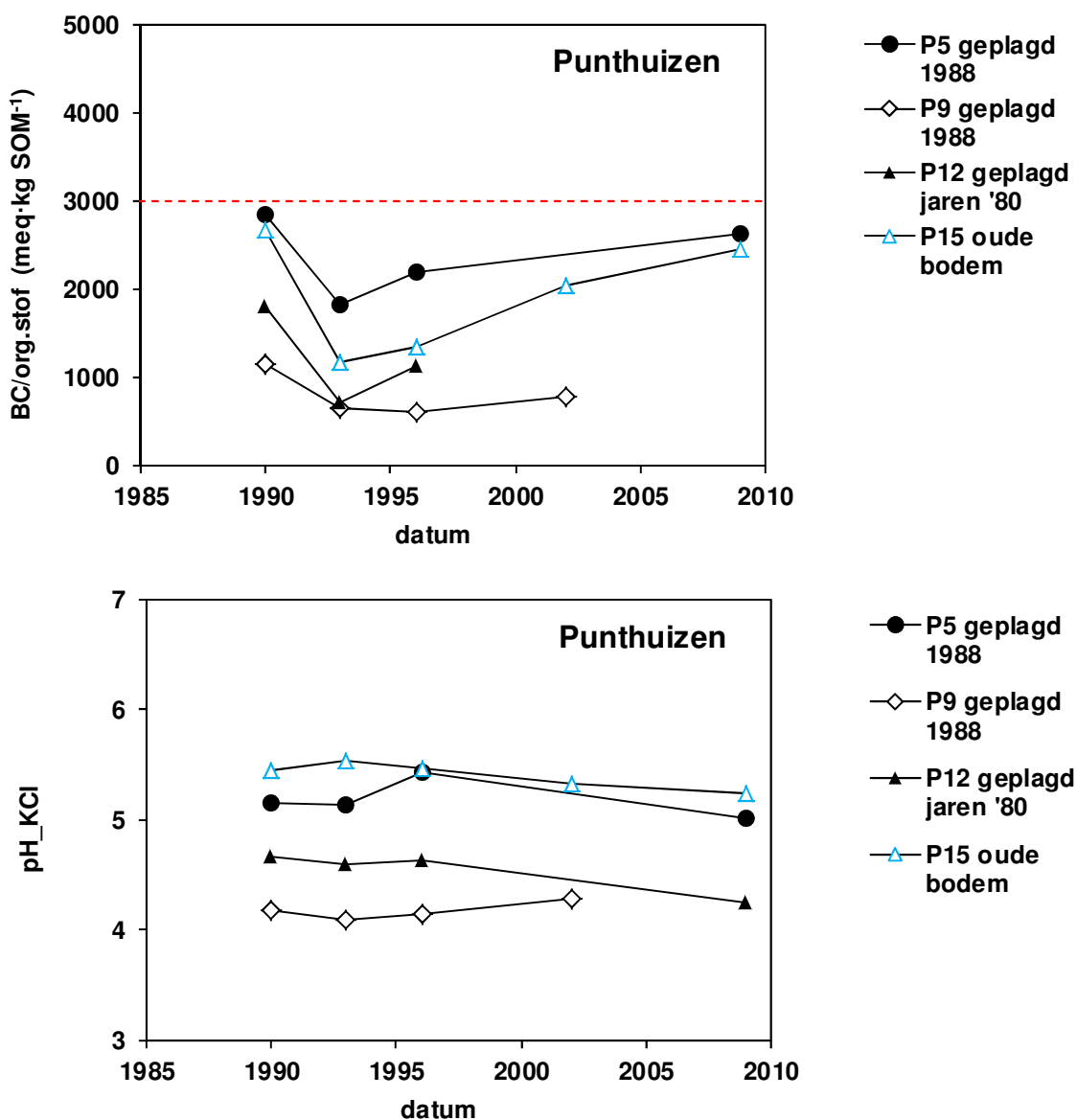
Figuur 2-2: Ontwikkeling van de basenverzadiging en de bodemzuurgraad (pH_KCl) van locaties in Stroothuizen. Als maat voor de basenverzadiging is de ratio van Ca+Mg+Na+K met organische stof genomen (BC/org.stof). Zwarte symbolen zijn metingen na het plaggen in de minerale toplaag (0-10 cm), blauwe symbolen zijn metingen voor het plaggen in de minerale toplaag (0-10 cm) en rode symbolen zijn metingen in de organische laag bovenop het minerale profiel die na verloop van tijd na het plaggen ontstaat. Grafiek boven: de rode stippelijn geeft de maximum CEC (3000 meq/kg) die bekend is van goed gehumificeerde organische stof.

Punthuizen

In Figuur 2-3 wordt de ontwikkeling van de ratio BC/org.stof en pH_KCl weergegeven. De geplagde locaties P5 en net geplagde locatie P15 met het *Cirsio-Molinietum parnassietosum* hebben van de vier locaties de hoogste ratio BC/org.stof en pH. In 1993 en 1996 daalt de ratio BC/org.stof naar een matig niveau, maar herstelt zich daarna weer op een hoog niveau. Bij P15 was de tijdelijk dip het sterkst. De pH vertoont deze fluctuatie niet en daalt bij P15 licht aan het eind van de reeks. De locaties P9 en P12 zijn basenarmer en hebben een vegetatie die behoort tot het *Eleocharitetum multicaulis*. De niet geplagde locatie P12 heeft een matig hoge ratio BC/org.stof en pH die beide dalen. De geplagde locatie P9 heeft een dalende ratio BC/org.stof en lage vrij constante pH. Opvallend is de simultane dip van de ratio BC/org.stof die alle reeksen optreedt rond 1993-1996. De gelijktijdige stijging van de ratio BC/org.stof en gelijktijdige lichte daling van de pH sinds 1996 bij locaties P5 en P15 is ook opvallend.

Locatie P15 wordt ook gemonitord in het verdrogingsmeetnet van de Provincie Overijssel (Hommel & De Waal 2013; alias locatie PUN02). De metingen daarvan zijn niet in de grafieken opgenomen omdat toen voor bodemchemische bepalingen een afwijkende bodemhorizont is bemonsterd (5-25 cm i.p.v. 0-10 cm). In 2012 had deze locatie een pH op 5 cm diepte (in situ gemeten) van 4.7. Dat is een stuk lager dan de pH_H2O van 6.03 die in 2009 was gemeten. De pH in situ metingen in 2012 zijn echter uitgevoerd met pH-papertjes die een structureel lagere waarde meten dan de pH_H2O in een extract. De in situ pH metingen zijn uitgevoerd tot een diepte van 125 cm en dat laat een met de diepte oplopend pH-profiel zien. Tussen 75 en 125 cm-mv worden pH waarden rond de 8 gemeten, wat duidt op de aanwezigheid van kalk. De ontkalkingsdiepte lijkt te zitten tussen 55 en 75 cm diepte. In 2012 is ook de pH_KCl gemeten in de bodemlaag van 5-25 cm. Deze bedraagt dan 6.0, wat hoger is dan de pH_KCl van 5.25 in 2009 gemeten in de 0-10 cm laag. De hogere waarde in 2012 kan te maken hebben met de bemonstering van een dikkere en diepere laag. In 2012 is de Ca-verzadiging (vermoedelijk berekend als $100 \cdot \text{Ca-uitwisselbaar} / \text{CEC}$) hoog (96 %). Dit komt grofweg overeen met de hoge ratio BC/org.stof die in 2009 is gemeten.

Samenvattend: de locaties in de basenrijke zone van Punthuizen hebben een hoge, maar wel fluctuerende basenrijkdom. Deels is de bodem pH daar iets gedaald. De locaties in het lage deel van de slenk zijn relatief basenarm. Voor de simultaan optreden lage ratio BC/org. stof in 1993 is geen verklaring.



Figuur 2-3: Ontwikkeling van de basenverzadiging en de bodemzuurgraad (pH_KCl) van locaties in Punthuizen. Als maat voor de basenverzadiging is de ratio van Ca+Mg+Na+K met organische stof genomen (BC/org.stof). Zwarte symbolen zijn metingen na het plaggen in de minerale toplaag (0-10 cm), blauwe symbolen zijn metingen voor het plaggen en metingen in ongeplagde locaties in de minerale toplaag (0-10 cm). Grafiek boven: de rode stippelijn geeft de maximum CEC (3000 meq/kg) die bekend is van goed gehumificeerde organische stof.

2.2 Ontwikkeling van voorraad organische stof en basenvoorraad in relatie tot basenverzadiging: een balans met twee-dimensies

In deze paragraaf wordt de ontwikkeling van de basenverzadiging beschouwd in samenhang met de ontwikkeling van de organische stofvoorraad en voorraad basische kationen (Ca+Mg+Na+K) op het kationadsorptiecomplex in de bodemtoplaag. De bodemtoplaag bestaat uit de bovenste 10 cm van het minerale profiel en een eventuele organische laag die daarop is ontstaan.

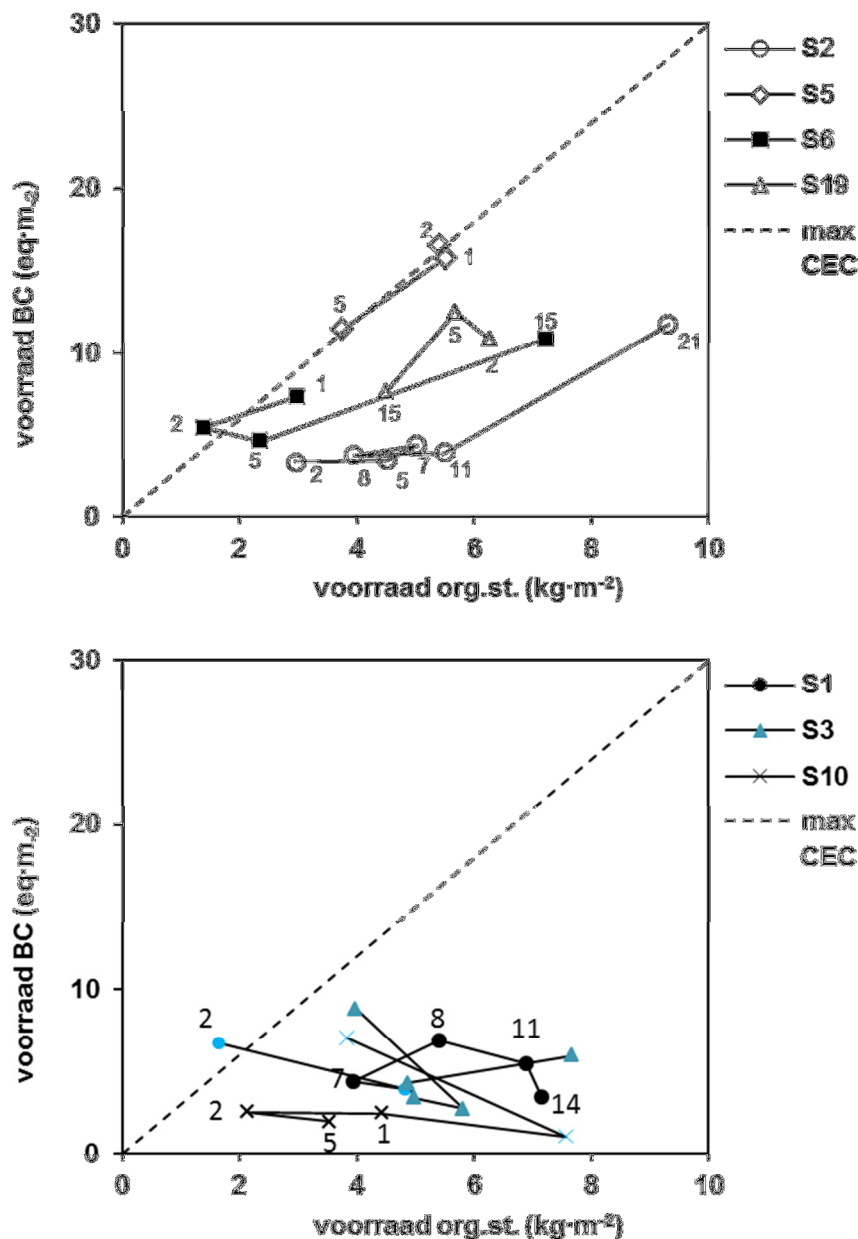
Stroothuizen

In Figuur 2-4 wordt de ontwikkeling van de voorraden organische stof en basische kationen weergegeven. Hieronder wordt de trends besproken in samenhang met het gemeten patroon van de basenverzadiging (ratioBC/org.stof in Figuur 2-2). De ontwikkelingen zijn zeer uiteenlopend:

- In de niet geplagde locatie S3 neemt de organisch-stofvoorraad toe, terwijl de basenvoorraad ongeveer gelijk blijft. De toename van de kationadsorptiecapaciteit (CEC) door bodemvorming wordt hier niet bijgehouden door de aanvoer van basische kationen door kwel. De basenverzadiging neemt daardoor af.
- Bij geplagde locatie S1 neemt na het plaggen de organisch-stofvoorraad netto toe. De voorraad basen fluctueert wat en blijft laag. Deze trends resulteren in een sterke daling van de basenverzadiging.
- Locatie S2 heeft voor het plaggen en na het plaggen een sterke toename van de organisch-stofvoorraad. De basenvoorraad blijft tot 11 jaar na het plaggen vrijwel gelijk en neemt daarna (jaar 1999) pas duidelijk toe. Deze trends resulteren in de minerale laag in een vrij constante basenverzadiging die alleen aan het in eind van de reeks wat toeneemt.
- Locatie S5 ligt met de voorraden organische stof en basen vlak na het plaggen op de CEC-grenswaarde van 3000 meq/kg en schuift langs deze lijn naar linksonder. Deze trend wordt veroorzaakt door afbraak van organische stof. Er treedt dan verlies van basen op omdat de CEC van de bodemtoplaag afneemt en door de hoge basenverzadiging geen extra basen kan adsorberen. Bijgevolg treedt via afvoer van water uitloging van basen op. Deze processen zorgen ook voor de aanwezigheid van grondwater met een hoog Ca en HCO₃ gehalte ondiep in de bodem (Figuur 2-9). Ogenscheinlijk lithoclien grondwater (water dat een hoge Ca- en HCO₃-concentratie heeft door oplossing van kalk) heeft hier dus niets te maken met aanvoer van baserijk grondwater, maar met lokale biochemische processen in de bodem.
- Bij locatie S6 gebeurt aanvankelijk na het plaggen hetzelfde als in locatie S5. Het 2e jaar na het plaggen gaat echter weer accumulatie van organische stof optreden en neemt de basenvoorraad toe. Tijdens de afbraak van organische stof is de basenverzadiging zeer hoog, maar in de periode met organisch-stofaccumulatie neemt ze af omdat de CEC sterker toe neemt dan de aanvoerflux van basische kationen door kwel. De opeenvolging van processen verklaart waarom herstel van een hoge basenrijkdom niet duurzaam was.
- Locatie S10 heeft een soortgelijke ontwikkeling als S1, maar met het verschil dat na het plaggen eerst een sterke daling van de organisch-stofvoorraad optreedt. Blijkbaar resulteert het plaggen in een tijdelijke afbraak van de resterende humus. Omdat de basenvoorraad gedurende deze periode van afbraak gelijk blijft, neemt de basenverzadiging dan eerst iets toe. Daarna gaat organische stof accumuleren bij een gelijkblijvende basenvoorraad. Het gevolg is dat dan de basenverzadiging weer afneemt (Figuur 2-2).
- Locatie S19 heeft na het plaggen een geringe afname van de voorraad organische stof en basen. De basenverzadiging blijft hierdoor vrij hoog en constant. Zonder de afbraak van organische stof zou deze locatie verzuurd zijn. Dit proces resulteert ook in een uitloging van basen en daarmee verlies van zuurbuffercapaciteit. Ook gaan deze processen samen met de aanwezigheid van lithoclien grondwater in ondiep in de bodem (Figuur 2-11).

Samenvattend: alleen locaties S2 en S6 hebben een toename van de basenvoorraad en daarmee buffercapaciteit. Deze locaties hebben dus aanvoer van basen. Deze aanvoer trad op in de periode 1999-2009. Bij locatie S2 is de aanvoer van basen niet voldoende om de basenverzadiging naar een hoog niveau te brengen. Verder blijkt uit deze analyse dat de dynamiek van organische stof grote

invloed heeft op de basenhuishouding en dat deze dynamiek wordt beïnvloed door plaggen. Deze invloed bestaat uit 1) toename van de CEC bij accumulatie van organische stof na plaggen en ook in oude bodems 2) afname van de CEC bij tijdelijke afbraak van organische stof na plaggen. Plaggen kan door afbraak leiden tot een (tijdelijk) hoge basenverzadiging. Wanneer accumulatie van organische stof gaat optreden, neemt de CEC van de bodemtoplaag toe. De aanvoer flux van basen (vooral Ca) door toestroming van grondwater is te gering om daarbij het kationadsorptiecomplex op een hoog niveau te verzadigen met basische kationen.



Figuur 2-4: Ontwikkeling van de voorraad organische stof en uitwisselbare basische kationen in de bodemtoplaag van locaties in Stroothuizen. Zwarte symbolen zijn metingen na het plaggen, blauwe symbolen zijn metingen voor het plaggen en metingen in ongeplagde locaties. De getallen bij de punten geven de duur na plaggen in jaren. De stippelijn geeft de maximum CEC-waarde van organische stof (3000 meq/kg) die bekend is van goed gehumificeerde organische stof. Punten dicht bij deze lijn hebben een hoge basenverzadiging, punten onder die lijn een lagere. Een trend richting deze stippelijn gaat gepaard met een toename van de basenverzadiging en visa versa.

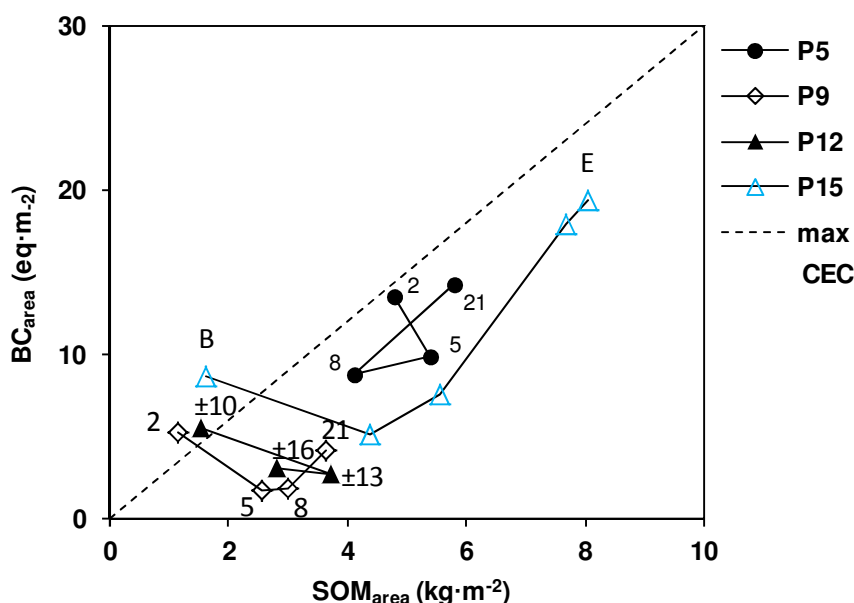
Punthuizen

In Figuur 2-5 wordt de ontwikkeling van de voorraden organische stof en basische kationen weergegeven. De ontwikkelingen zijn als volgt:

- De geplagde locatie P5: de voorraden organische stof en basen veranderen weinig en de punten liggen op en dichtbij de lijn van 3000 meq/kg. De geringe fluctuatie in voorraden gaat ook samen met een geringe fluctuatie in basenverzadiging. Op deze locatie handhaaft zich een basenrijke vorm van blauwgrasland.
- De ongeplagde locatie P15 heeft een sterke toename van de organisch-stofvoorraad en een sterk fluctuerende basenvoorraad. Tussen 1990 en 1993 treedt uitloging op en tussen 1996 en 2002 weer sterke op lading met basen. Tussen 2002 en 2009 is de toename van de organisch-stofvoorraad en basen gering. Op deze locatie handhaaft zich een basenrijke vorm van blauwgrasland.
- De geplagde locatie P9 heeft een langzame toename van de organisch-stofvoorraad. De basenvoorraad is laag en fluctueert met een gedurende 5 tot 8 jaar na het plaggen. Gedurende de gehele reeks neemt de basenverzadiging af. Op deze locatie ontwikkelde zich vegetatie van Veelstengelige waterbies waar na verloop van tijd Veelstengelige waterbies in bedekking afname en vervangen werd door de zuurminnende soort Bruine snavelbies.
- De geplagde locatie P12 heeft een lage organische-stofvoorraad die fluctueert en netto toeneemt. De basenvoorraad neemt eerst af tussen 1990 en 1993 en daarmee ook de basenverzadiging. Gedurende de hele reeks is de associatie van Veelstengelige waterbies aanwezig waarin ook de zeldzame Moerassmele groeit.

Synthese: Samenvattend: de dynamiek van de basenvoorraad op de basenrijke locaties is matig groot tot groot waarbij uitloging en oplading elkaar afwisselen op een tijdschaal van ca. 5 jaar. Na sterke uitloging kan het systeem zich weer herstellen naar een hoge basenverzadiging. De uitloging bij locatie P12 en P15 vindt plaats in jaren met een relatief korte inundatieduur in de slenk en daardoor relatief geringe kwelflux (Figuur 3-6 en Figuur 3-7). De sterke oplading met basen bij P15 vindt plaats in een periode met vrij langdurige inundatie en een aanzienlijke opwaartse kwelflux. Opvallend is dat hier de zeer natte winter-voorjaar periode van 1994/95 met langdurige, hoge opwaartse fluxen niet geleid hebben tot een sterke toename van de basenvoorraad tussen 1993 en 1996 (Figuur 3-6 en Figuur 3-7). De reden hiervoor is het optreden van sterke uitloging van basen in de zomer van 1995 t/m de zomer van 1996 toen er sprake was van een zeer droge periode (Figuur 3-2). In deze droge periode trad door oxidatie van sulfiden zuurvorming op. Dit blijkt uit sterk oplopende sulfaatgehalte van het grondwater in de periode mei 1995 - april 1997 (Figuur 2-12). Een toename van de basenvoorraad na de natte perioden van 1994/95 en 1995/1996 kon niet gemeten worden door de timing van de meetmomenten.

Deze patronen geven aan dat de basentoestand van de bodem in Punthuizen sterk afhankelijk is van de weersgesteldheid. Droge winters beperken de toevoer van basen in de kwelzone. Droge zomers en extreem droge winters bevorderen oxidatie van sulfiden en daarmee zuurvorming. Het zuur maakt de basen dan vrij in de bodemtoplaag en die kunnen vervolgens uitlogen in perioden met inzijging. De aard van het hydrologische systeem (waarbij hoge kwelfluxen afhankelijk zijn van inundatie van de slenk en opbolling van de freatische stand in de dekzandrug) en de hoge verzuringscapaciteit van de bodem (paragraaf 2.3) maken het systeem sterk gevoelig voor fluctuaties in weersgesteldheid. De meest gevoelige periode voor oxidatie van sulfiden is de zomer en het najaar, omdat redoxreacties in sterke mate via micro-organismen lopen waarvan de activiteit temperatuurafhankelijk is. Verzuring en uitloging zullen daarom vooral door een lage grondwaterstand in de zomer en het najaar worden gestimuleerd. Omdat het hydrologische systeem zorgt voor hoge kwelfluxen in de kwelzone gedurende natte periode, kan de basenvoorraad in nattere jaren snel worden aangevuld. Regelmatig voorkomen van jaren met langere, flinke opwaartse kwelfluxen in de winter en voorjaar zijn daarom belangrijk om de basenrijkdom op peil te houden en te herstellen van perioden met uitloging.



Figuur 2-5: Ontwikkeling van de voorraad organische stof en uitwisselbare basische kationen in de bodemtoplaag van locaties in Punthuizen. Zwarte symbolen zijn metingen na het plaggen, blauwe symbolen zijn metingen voor het plaggen en metingen in ongeplagde locaties. De getallen bij de punten geven de duur na plaggen in jaren. Bij ongeplagde locaties is B de start van de reeks en E het einde. De stippellijn geeft de maximum CEC-waarde van organische stof (3000 meq/kg) die bekend is van goed gehumificeerde organische stof. Punten dicht bij deze lijn hebben een hoge basenverzadiging, punten onder die lijn een lagere. Een trend richting deze stippellijn gaat gepaard met een toename van de basenverzadiging en visa versa.

2.3 Invloed verzuringscapaciteit op zuurgraad en basenrijkdom

Een opvallend verschil tussen Stroothuizen en Punthuizen is het grote verschil in dynamiek van de basenvoorraad in de bodemtoplaag. In Punthuizen trad tijdelijk een sterke uitloging van basen op (dip in 1993). Deze uitloging is alleen mogelijk als er ofwel veel aanvoer van zuur optreedt, ofwel dat veel zuur intern in de bodem gevormd wordt. Aanvoer van zuur treedt op door atmosferische depositie. Sterke zuurvorming in de bodem kan optreden door oxidatie van gereduceerde zwavel en ijzerverbindingen. In 2002 is in het kader van OBN-onderzoek in natte schraallanden op enkele locaties het pyrietgehalte gemeten met een sequentiële extractie (metingen R. Kemmers). In Tabel 2-1 worden de meetwaarden gegeven met een omrekening naar de voorraad per oppervlakte-eenheid bodem. Alhoewel het om een gering aantal metingen gaat, kan hier een grof patroon uit worden afgeleid. Uit deze metingen blijkt dat in Punthuizen de pyrietgehalten in de bodemtoplaag veel hoger zijn dan in Stroothuizen. Doordat door oxidatie van 1 meq pyriet (FeS_2) 2 meq H^+ wordt gevormd, is de verzuringscapaciteit gelijk aan tweemaal de voorraad pyriet in meq/m². In Punthuizen is de verzuringscapaciteit 1 tot 2 ordegrrootte meer dan in Stroothuizen. Om de omvang van de verzuringscapaciteit te vergelijken met die van de uitwisselbare basen in de toplaag is de verzuringscapaciteit omgerekend naar die van de 0-10 cm toplaag (proportioneel voor de dikte van de monsters). Op locatie S1 in Stroothuizen is de verzuringscapaciteit te verwaarlozen t.o.v. de zuurbuftercapaciteit door kationuitwisseling. Voor locatie P15 is de verzuringscapaciteit wel significant (1.2 eq/m²), maar nog te gering om hier de fluctuatie in buftercapaciteit (ca. 10 eq/m²) te verklaren. Het is wel mogelijk dat dieper in de bodem een nog grotere voorraad aan gereduceerde zwavelverbindingen aanwezig is. Het daar gevormde zuur kan bij het opgang komen van kwel naar de toplaag worden getransporteerd. Bij locatie P9 overstijgt de verzuringscapaciteit (ca. 18 eq/m²) sterk de fluctuatie van de buftercapaciteit (ca. 3 eq/m²).

Een verklaring voor de hoge gehalten aan gereduceerd zwavel in Punthuizen driedig. Ten eerste: naar de slenk van Punthuizen stroomde decennia lang sulfaatrijk landbouwwater toe via een sloot. Deze sloot voert in natte perioden nog steeds vervuild water aan. Dit water stroomde vooral de slenk

in gedurende natte perioden met inundatie. Het sulfaat kon dan in de anaerobe bodem reduceren. Ten tweede heeft de slenk van Punthuizen een gebrekkige afvoer van het neerslagoverschot. Daardoor zal zwavel dat via de sloot en door atmosferische depositie werd aangevoerd slechts in geringe mate het systeem kunnen verlaten. Onder de anaerobe condities gedurende de langdurige inundatieperioden konden daardoor veel sulfiden worden gevormd. De slenk in Stroothuizen had geen last van aanvoer van landbouwoppervlaktewater, maar wel van zwaveldepositie. Vanaf halverwege de jaren '90 begint wel bij een deel van de locaties met periodieke kwel toestroming van sulfaatrijk grondwater op te treden dat afkomstig is uit bemest intrekgebied (Aggenbach & Cirkel 2016). Een additionele verklaring is dat in Stroothuizen grote delen in de slenk zijn geplagd waarmee ook sulfiden in de oude bodemtoplaag zijn verwijderd. Een aanwijzing hiervoor is het patroon van de sulfaatconcentratie in het ondiepe grondwater bij locatie S5. Hier treedt wel voor het plaggen een sulfaatpiek op, maar nauwelijks na het plaggen (Figuur 2-9). Stroothuizen heeft echter vermoedelijk ook lokale variatie in sulfidengehalte. Dit blijkt uit verschillen in de hoogte van sulfaatpieken tussen locaties (Figuur 2-6 t/m Figuur 2-12). Ook treedt bij diverse geplagde locaties wel een hoge sulfaatpiek op na het plaggen (S1, S2, S6, S19). Deze lokale verschillen kunnen te maken hebben met variatie tussen plekken met afstroming en plekken met stagnatie van oppervlaktewater en met de diepte in de bodem waar sulfiden zijn geaccumuleerd. In Stroothuizen werd stagnatie bevorderd door de aanwezigheid van drempels (zowel natuurlijk door een hoogte in de slenk, als door de mens aangebrachte dammetjes).

Tabel 2-1: Gemeten pyrietgehalte op enkele locaties in Stroothuizen en Punthuizen.

Locatie	diepte	S-pyriet	S-pyriet	verzorgungs- capaciteit	verzorgungs- capaciteit omgerekend naar 0-10 cm laag
	cm	meq/kg DW	eq/m2	eq/m2	eq/m2
S1	0-7	4.61	0.03	0.06	0.22
S1	7-12	4.13	0.13	0.26	
P15	1-7	1.75	0.04	0.09	1.22
P15	7-17	16.36	1.89	3.77	
P9	0-12	93.69	10.92	21.84	18.20

2.4 Basenrijkdom van het toestomende en ondiepe grondwater

Om patronen van basenrijkdom van het ondiepe grondwater te kunnen begrijpen worden per locatie de trends van chloride (Cl^-), calcium (Ca^{2+}), bicarbonaat (HCO_3^-), sulfaat (SO_4^{2-}) besproken voor de filterdiepten waarvan monsters zijn geanalyseerd. Tevens is een afgeleide hydrochemische variabele berekend die indicatief is voor de mate waarin alkalinisatie of zuurvorming is opgetreden door andere processen dan oxidatie en reductie van zwavel (zie Tekstkader 1). De hydrochemie van het ondiepe grondwater worden niet alleen door de balans van grondwater, infiltratie van neerslagwater en infiltratie van oppervlaktewater bepaald. Biogeochemische processen die samenhangen met de dynamiek van de freatische waterstand en met afbraak dan wel opbouw van organische stof hebben ook grote invloed op de hydrochemie van het ondiepe grondwater. Om de patronen te begrijpen moet daarom met de volgende processen rekening worden gehouden:

- Aanvoer van basenrijk, diep grondwater. Dit uit zich in CaHCO_3 -watertype waarbij $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ en HCO_3^- in meq/l in evenwicht zijn. Wanneer dit water een diepe herkomst heeft en niet is beïnvloed door vermesting, is de Cl^- -concentratie laag (ca. 200 $\mu\text{mol/l}$ in Stroothuizen). In de grafieken van locaties in Stroothuizen worden de lokale referentiewaarden gegeven van diep grondwater (+2 tot -10 m NAP) dat niet vervuild is (data diepste minifiltermonsters 1990; Jansen & Aggenbach 1990).
- Wegzijging van basenarm neerslagwater kan in geval van een geringe invloed van biogeochemische processen in de bodem leiden tot lage Ca^{2+} en HCO_3^- -concentraties.
- Door verdamping treedt concentratie van stoffen op. De indamping is af te leiden uit de Cl^- concentratie omdat chloride zich als inert ion gedraagt (bindt niet aan het sediment). Regenwater in het binnenland heeft een gemiddelde concentratie van ca. 100 $\mu\text{mol/l}$. Zolang het water niet is vervuild met chloride (kunstmest bestaande uit kaliumchloride, wegzout) is de Cl^- -concentratie een indicator voor indamping.
- Oxidatie van sulfiden in droge perioden waarbij SO_4^{2-} en zuur wordt gevormd. Het zuur consumeert HCO_3^- en dat resulteert in een lagere HCO_3^- -concentratie dan de 2x de Ca^{2+} -concentratie. Door de zuurvorming kan ook Ca^{2+} van het adsorptiecomplex desorberen waardoor de Ca^{2+} -concentratie in het grondwater oploopt.
- Reductie van SO_4^{2-} in natte perioden resulteert in lagere SO_4^{2-} -concentratie en een hogere HCO_3^- -concentratie
- Oxidatie van andere stoffen dan sulfiden in droge perioden resulteren in een ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4) < 1 \text{ eq/eq}$.
- Reductie van andere stoffen dan sulfaat resulteert in een ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4) > 1 \text{ eq/eq}$.
- Kationuitwisseling met het adsorptiecomplex kan de Ca^{2+} -concentratie van het grondwater sterk beïnvloeden. Sorptie van Ca^{2+} verlaagd de Ca^{2+} -concentratie van het grondwater.
- Afbraak van organische stof verlaagt de kationuitwisselingscapaciteit. In geval van een hoge basenverzadiging zorgt voor verhoging van de Ca^{2+} -concentratie van het grondwater. In geval van anaerobe afbraak gaat dat ook gepaard met een toename van de HCO_3^- -concentratie.
- Accumulatie van organische stof genereert kationadsorptiecapaciteit en kan daarmee 'ruimte' scheppen voor sorptie van Ca^{2+} en desorptie van H^+ in de bodemtoplaag. Dit kan de Ca^{2+} en HCO_3^- concentratie verlagen.

Tekstkader 1: de ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$

Als afgeleide variabele is de ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$ (eq/eq) berekend. Deze ratio bevat drie processen. Het eerste proces is de oplossing van kalk (CaCO_3) en dolomiet (MgCO_3) in het watervoerende pakket waarbij in eq evenveel HCO_3^- als $\text{Ca} + \text{Mg}$ in oplossing gaan. Als alleen oplossing van kalk/dolomiet de hydrochemie beïnvloedt, dan bedraagt de ratio 1 eq/eq. Het tweede proces is de oxidatie van ijzersulfiden. Ijzersulfiden in de ondergrond bestaan vooral uit FeS en oxidatie daarvan levert 1 SO_4^{2-} en 2 H^+ . De gevormde H^+ reageert met HCO_3^- waardoor de HCO_3^- concentratie afneemt. Het derde proces betreft de reductie van sulfaat waarbij HCO_3^- wordt gevormd wat zuur neutraliseert. De ratio houdt rekening met zowel zuurvorming door oxidatie van sulfiden, als met alkalinisatie door reductie van SO_4^{2-} , zodat de ratio waarde 1 eq/eq blijft houden. Wanneer door andere processen zuur wordt gevormd (bv door aerobe afbraak van organisch materiaal of door oxidatie van Fe(II) -hydroxiden) dan wordt de ratio < 1 eq/eq. Een ratio van < 1 eq/eq duidt daarom op de invloed van extra zuurvorming bovenop die door oxidatie van sulfiden. Wanneer in de ondergrond stoffen worden gereduceerd (zoals de reductie van Fe(III) -hydroxiden), wordt HCO_3^- gevormd. Dit effect wordt alkalinisatie genoemd. De HCO_3^- ontstaat doordat de oxidatoren een redoxkoppel vormen met het organisch materiaal. Het organische materiaal wordt dan anaeroob afgebroken. In dat geval is de ratio > 1 eq/eq.

Stroothuizen*Ongeplagde locatie S3 (Figuur 2-8)*

In het begin zijn de Cl^- -concentraties laag, vanaf 1994 stijgen ze. In 1989 heeft het grondwater vrij hoge Ca , HCO_3^- en SO_4 -concentraties. De ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$ is hoog, wat duidt op extra alkalinisatie, mogelijk door anaerobe afbraak van organische stof. In de jaren 1993 en 1994 die natte winters hebben daalt de SO_4 -concentratie. In de jaren met droge winters die daarop volgen schiet de SO_4 -concentratie omhoog in al de drie filters. In de twee diepere filters gaat dat ook samen met daling van Ca - en HCO_3^- concentratie als gevolg van zuurvorming. De lage ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$ van deze filters duidt ook op invloed van zuurvormende processen. Het diepere filter heeft in de jaren 1994-1997 een zeer lage HCO_3^- concentratie en de middelste filter daalt dan ook gestaag naar dat niveau. In 1999 stijgt de HCO_3^- concentratie van de ondiepe en diepere filter weer en bereikt dan een waarde gelijk aan die van de diepe filter. Het ondiepe filter vertoont deze trend ook voor de Ca -concentratie en de ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$ gaat richting 1 eq/eq. Het herstel van de basenrijkdom in de ondiepe filters kan samenhangen met de terugkeer van 'natte' winters na de droge periode van 1995-1997.

Geplagde locatie S1 (geplagd in 1988) (Figuur 2-6)

In het begin (1989) zijn de Cl^- -concentraties laag, ze zijn hoog van 1993-1997 en dalen daarna weer. In 1989 heeft het grondwater een vrij hoog Ca , HCO_3^- en SO_4 -concentratie. De ratio $\text{HCO}_3^- / (\text{Ca} + \text{Mg} - \text{SO}_4)$ is hoog, wat duidt op extra alkalinisatie, mogelijk door anaerobe afbraak van organische stof na het plaggen. In de zomer van 1993 zijn in de middelste en diepe filter de Ca - en HCO_3^- -concentratie hoog, terwijl die van de ondiepe filter (vooral HCO_3^- veel lager is). In het middelste en diepere filter is de SO_4 -concentratie dan zeer laag. Dit laatste hangt vermoedelijk samen met een periode van natte jaren en ook een natte zomer in 1993. Dat resulteert in 1994 ook in een lage SO_4 -concentratie in het ondiepe filter. Gedurende 1995-1996 treedt een duidelijke stijging op van de SO_4 -concentratie en een daling van de HCO_3^- -concentratie als gevolg van lage grondwaterstanden. Deze trends zijn het sterkst in het ondiepe filter, wat duidt op sulfideoxidatie in de toplaag en andere zuurvormende processen. Als het weer natter wordt treedt vanaf 1997 treedt een daling op van de SO_4 -concentratie en stijging van de HCO_3^- -concentratie. Calcium volgt dit patroon afgezwakt. Er treedt dan reductie van sulfaat op. In de laatste natte periode herstelt de Ca - en HCO_3^- -concentratie zich niet meer tot het oude niveau. De dan nieuw gevormde humeuze toplaag in de bodem heeft dan ook een lage basenverzadiging. De verlaging daarvan (Figuur 2-2) zette in de periode van droge jaren met sulfidenvorming en een geringe kwelflux.

Geplagde locatie S2 (geplagd in 1988) (Figuur 2-7)

De chemische trends van deze locatie lijken sterk op die van S1. Een belangrijk verschil is in het begin van de reeks de Ca- en HCO₃-concentraties veel lager zijn dan die van S1. Blijkbaar is de invloed van wegzijging van neerslagwater in S2 groter. In het begin is het Cl-gehalte ook hoger wat duidt op sterkere indikking door verdamping. Na de droge jaren met zuurvorming stijgen in de ondiepe en middelste filter in 1999 de HCO₃- en Ca-concentratie iets. Dit gaat samen met een stijgende basenvoorraad in de bodemtoplaag sinds 1999. Daarvoor was die nauwelijks gestegen (Figuur 2-4).

Geplagde locatie S5 (geplagd in 1994) (Figuur 2-9)

De Ca- en HCO₃-concentraties van alle filters zijn hoog voor Stroothuizen. De middelste en ondiepe filter hebben ook steeds relatief hoge Cl-concentraties, wat duidt op een sterk indampeffect. Locatie S5 wijkt sterk af van de vorige locaties door een hoge SO₄-piek van de ondiepe en middelste filter in de zomer van 1993 met een indicatie voor extra zuurvormende processen (ongeplagde situatie, met nog veel sulfiden in de bodemtoplaag). Dit uit zich ook in een extreem hoge Ca-concentratie in de ondiepe en middelste filter, hetgeen duidt op desorptie van calcium. Daarentegen is de SO₄-piek in de periode 1995-1996 gering en treedt geen extreme daling van HCO₃ op in het ondiepe filter. Blijkbaar was een groot deel van de sulfidenpool weggeplagd. Verder is de ratio HCO₃/ (Ca+Mg-SO₄) dan vaak > 1 eq/eq wat duidt op alkalinisatie. Deze patronen hangen samen met afbraak van organische stof met een hoge basenverzadiging na het plaggen in 1994 (Figuur 2-4). De Ca-concentratie blijft daardoor ook hoog en er is dan zelfs sprake van uitloging van calcium. De droge zomer van 1999 uit zich in verzurende processen met een dip van de HCO₃-concentratie.

Geplagde locatie S6 (geplagd in 1994) (Figuur 2-10)

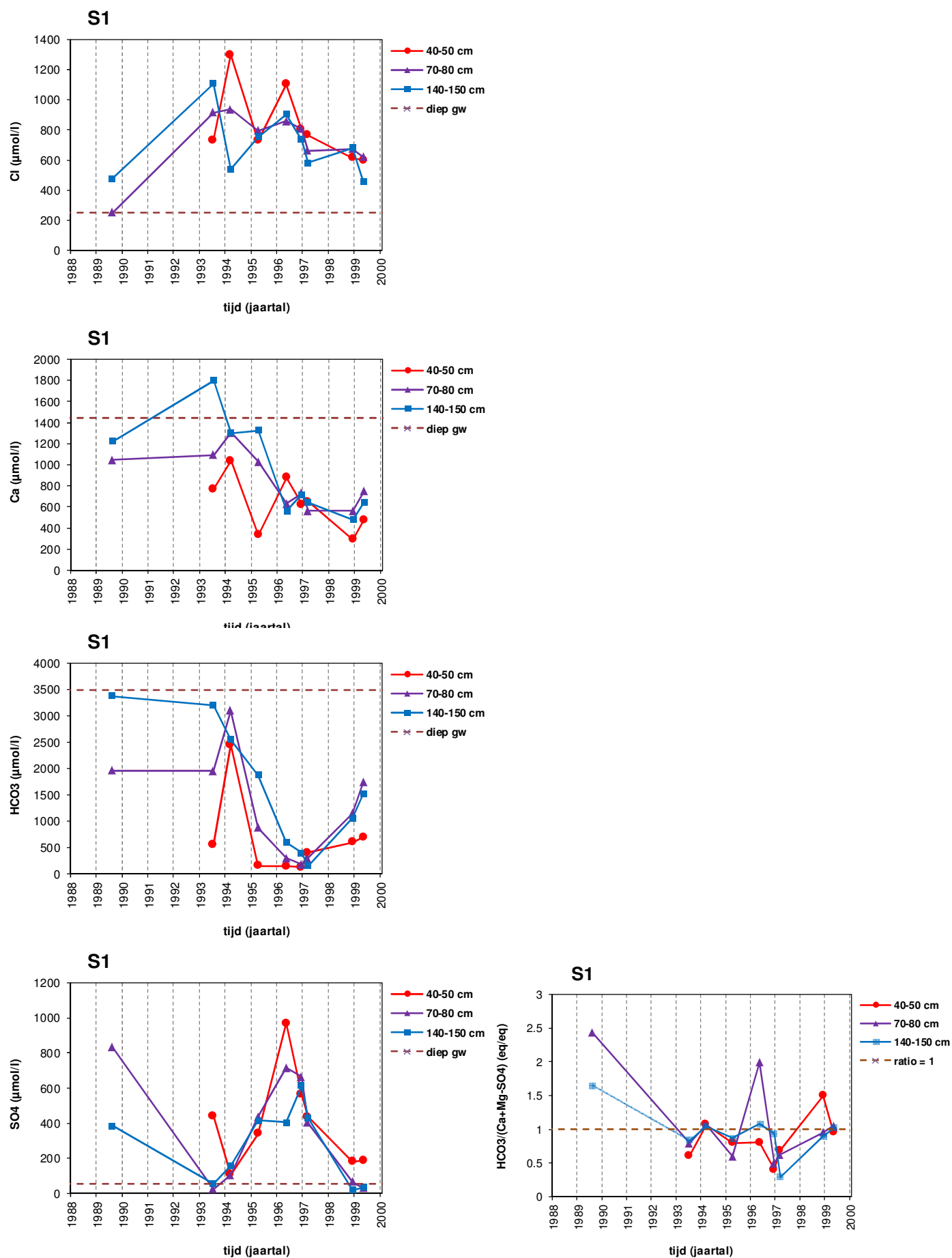
De Ca- en HCO₃-concentraties van alle filters zijn hoog voor Stroothuizen. De middelste en ondiepe filters hebben ook steeds relatief hoge Cl-concentraties, wat duidt op een sterk indampeffect. Deze locatie verschilt t.o.v. de vorige locatie door een geheel andere reactie van de SO₄-concentratie. In de ongeplagde situatie van 1993 treedt geen SO₄-piek op, terwijl in de droge periode 1995-1996 de SO₄-concentratie sterk piekt in het middelste en diepere filter. In het ondiepe filter dalen dan de Ca- en HCO₃-concentraties (zonder echt laag te worden) en herstellen weer ten dele in het voorjaar van 1997. In 1999 treedt nogmaals een piek op van SO₄ in het ondiepe filter.

Geplagde locatie S19 (geplagd in 1994) (Figuur 2-11)

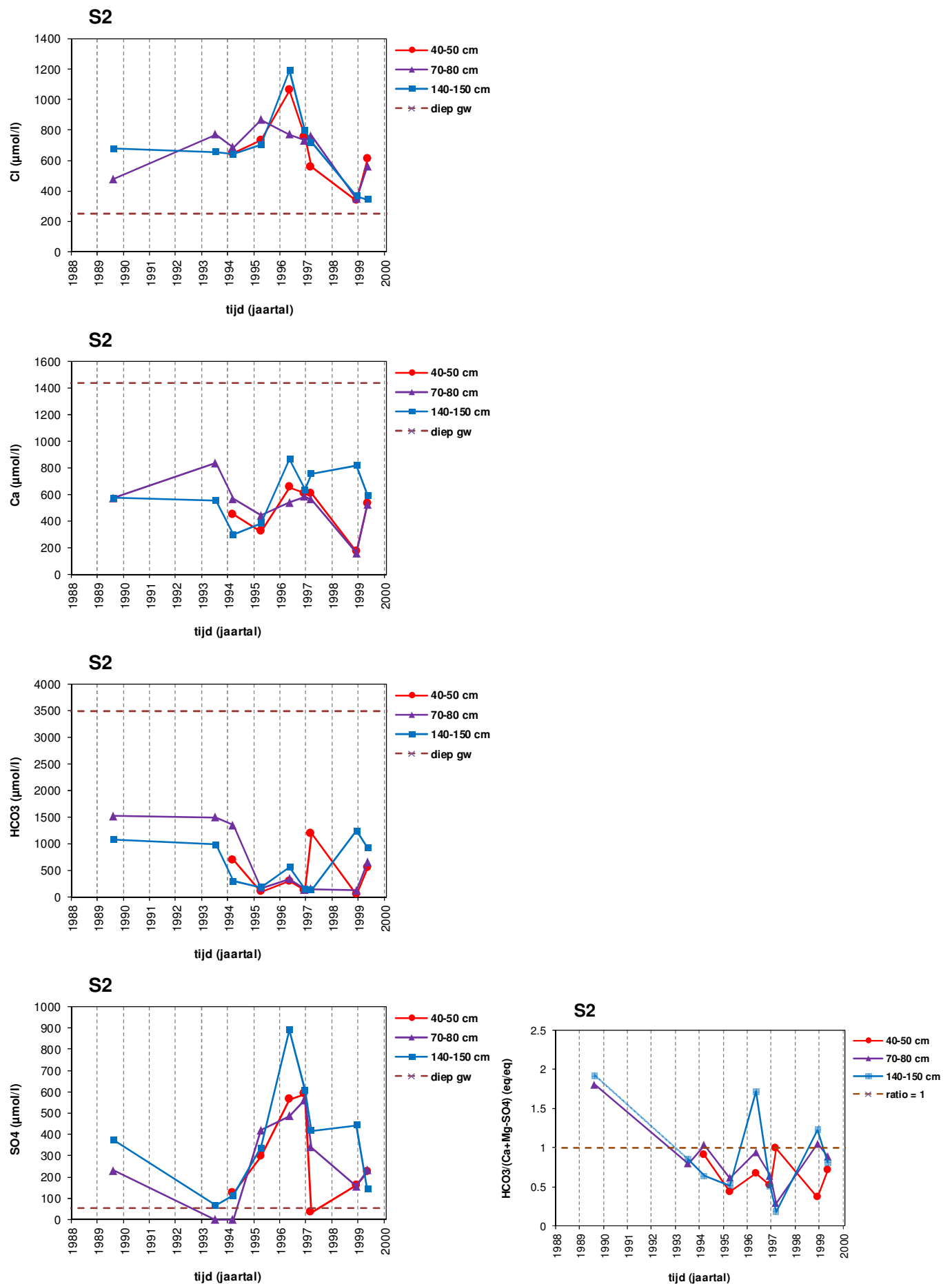
De filters op 80-90 en 140-150 cm hebben een relatief hoog Cl-gehalte, wat duidt op een sterk indampeffect. Opvallend is dat, in tegenstelling tot de vorige locaties, gedurende 1995-1998 het ondiepere filter een hoger Ca- en HCO₃ gehalte heeft dan de diepere filters. In die periode geeft de ratio HCO₃/ (Ca+Mg-SO₄) ook vaak een indicatie voor extra alkalinisatie. Dit patroon gaat samen met de geconstateerde afbraak van organische stof in de bodemtoplaag na het plaggen. Deze afbraak zorgt voor alkalinisatie en het desorberen van calcium.

Conclusies

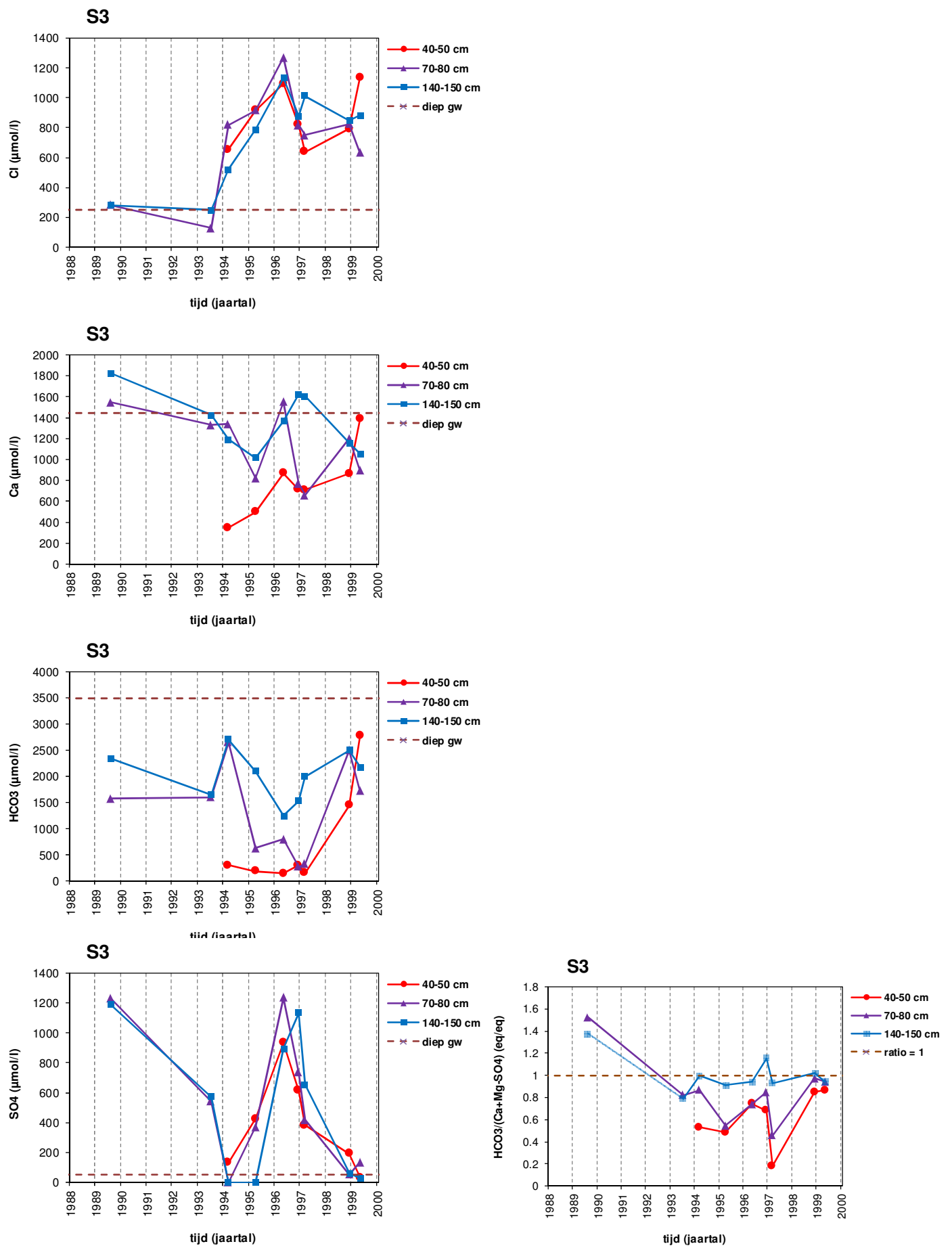
De locaties verschillen duidelijk in basenrijkdom van het ondiepe grondwater (Ca en HCO₃ concentratie). S5 en S6 zijn het meest basenrijk en S2 is het meest basenarm. S1, S3 en S19 zitten daar tussen in. Daarbij heeft S1 een sterk dalende trend van de basenrijkdom en treedt bij S2 (alle filters) en S6 (alleen de ondiepe filter) een sterk fluctuatie op. De lage basenrijkdom en dalende trend bij locatie S2 heeft te maken met sterke stagnatie en wegzijging van regenwater. De hydrochemie wordt sterk beïnvloed door fluctuaties in grondwaterstand als fluctuaties van de weersgesteldheid (Figuur 3-2), waarbij in drogere perioden zuurvorming door oxidatie van belang is en in nattere periode alkalinisatie. Bij locatie S5 (eerste 5 jaar na plaggen) en S19 (langere tijd na plaggen) blijft de basenrijkdom van het grondwater ondiep in de bodem (40-50 cm -mv) hoog door afbraak van organische stof na het plaggen. Dit gaat gepaard met uitloging van calcium in de bodemtoplaag.



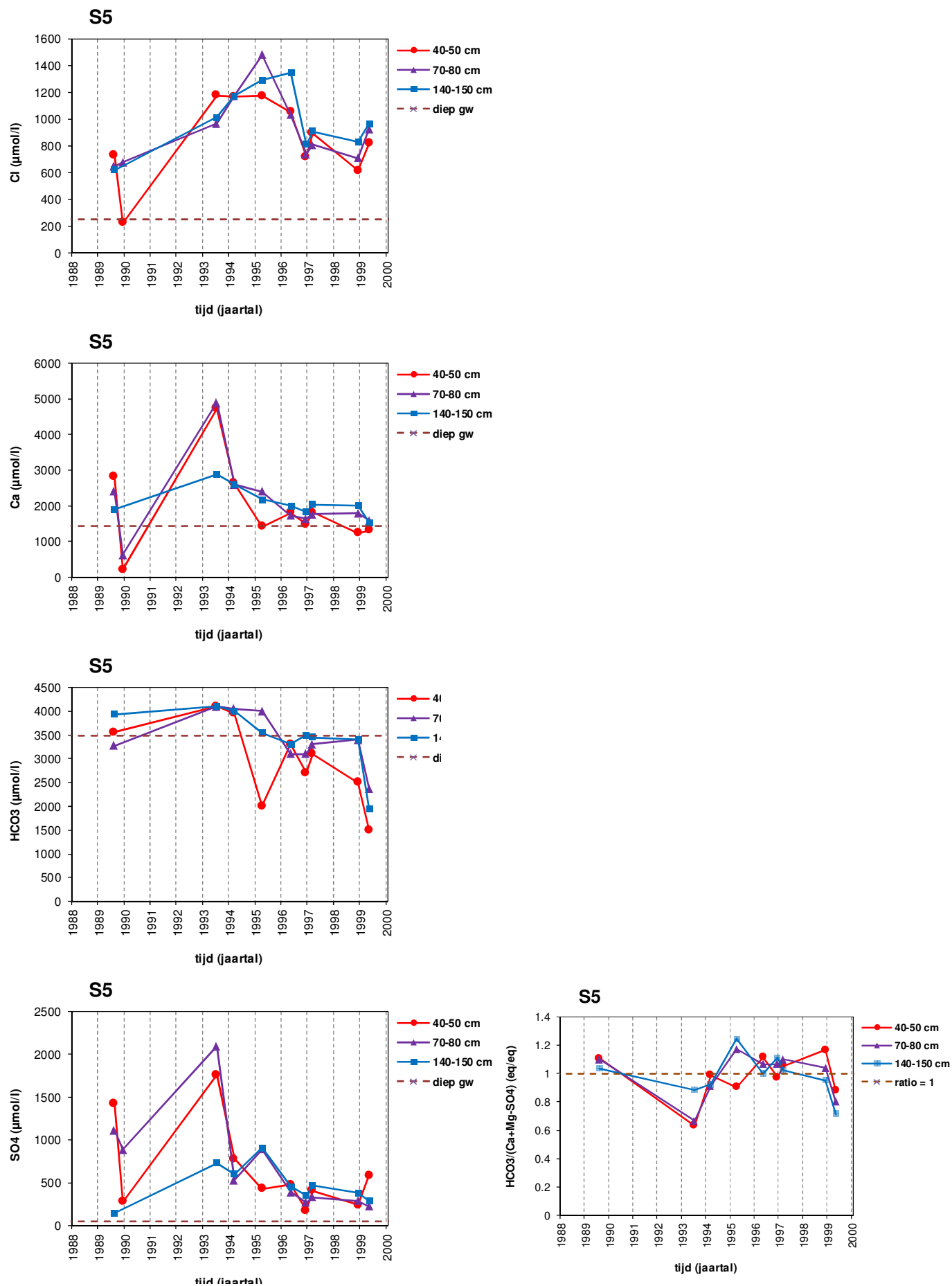
Figuur 2-6: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃ / (Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S1.



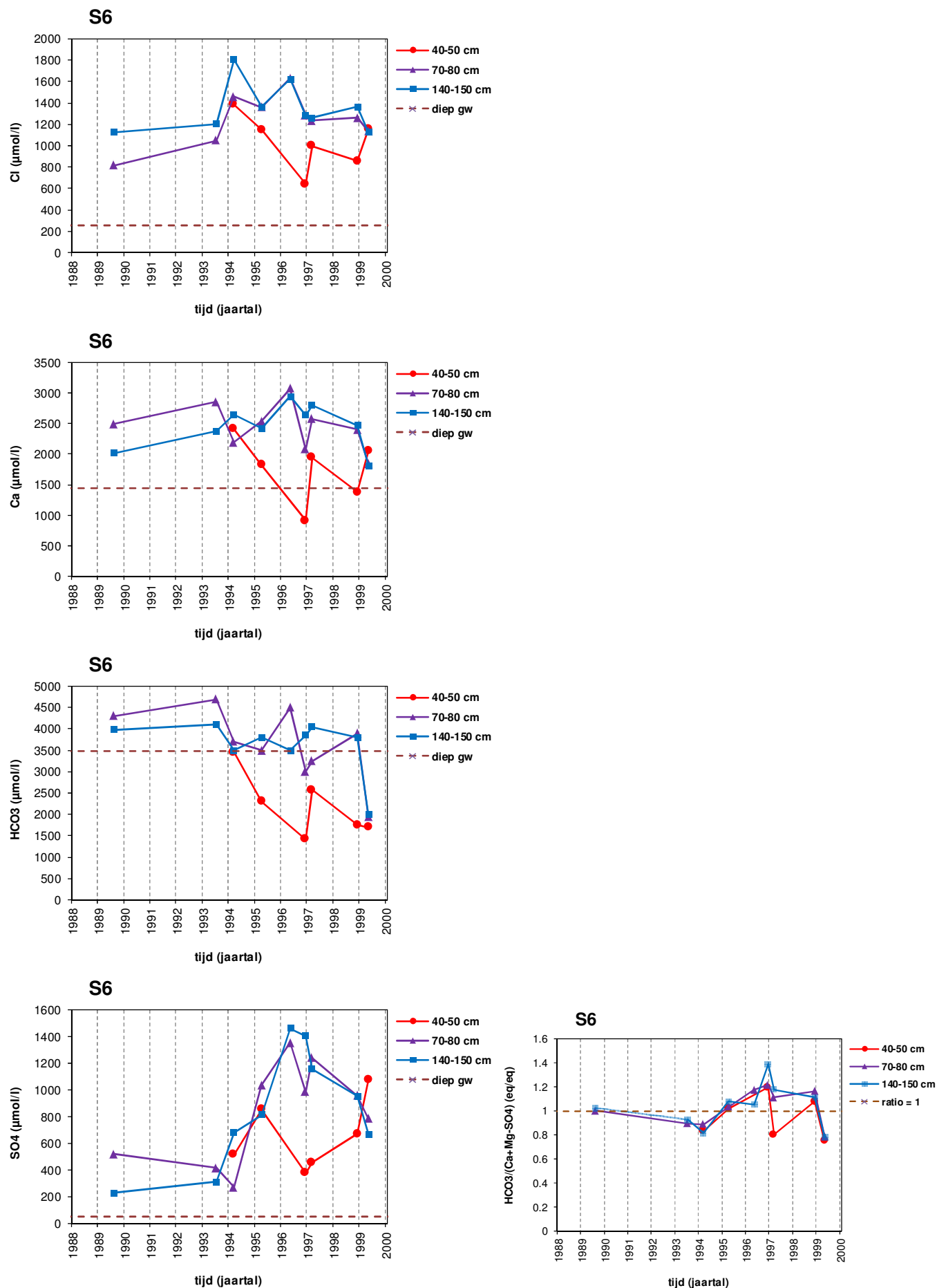
Figuur 2-7: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃ / (Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S2.



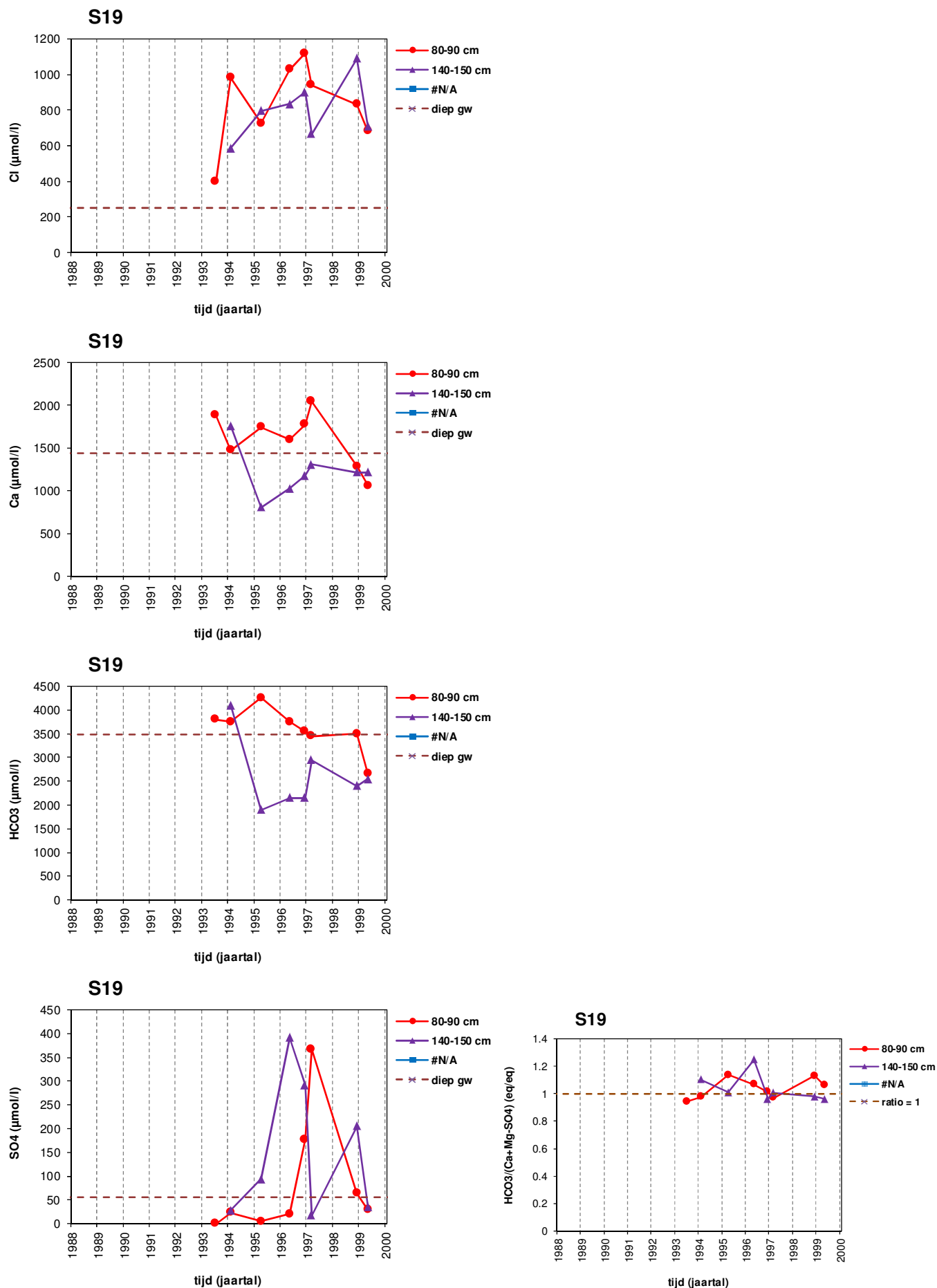
Figuur 2-8: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃/(Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S3.



Figuur 2-9: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃/(Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S5.



Figuur 2-10: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃/ (Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S6.



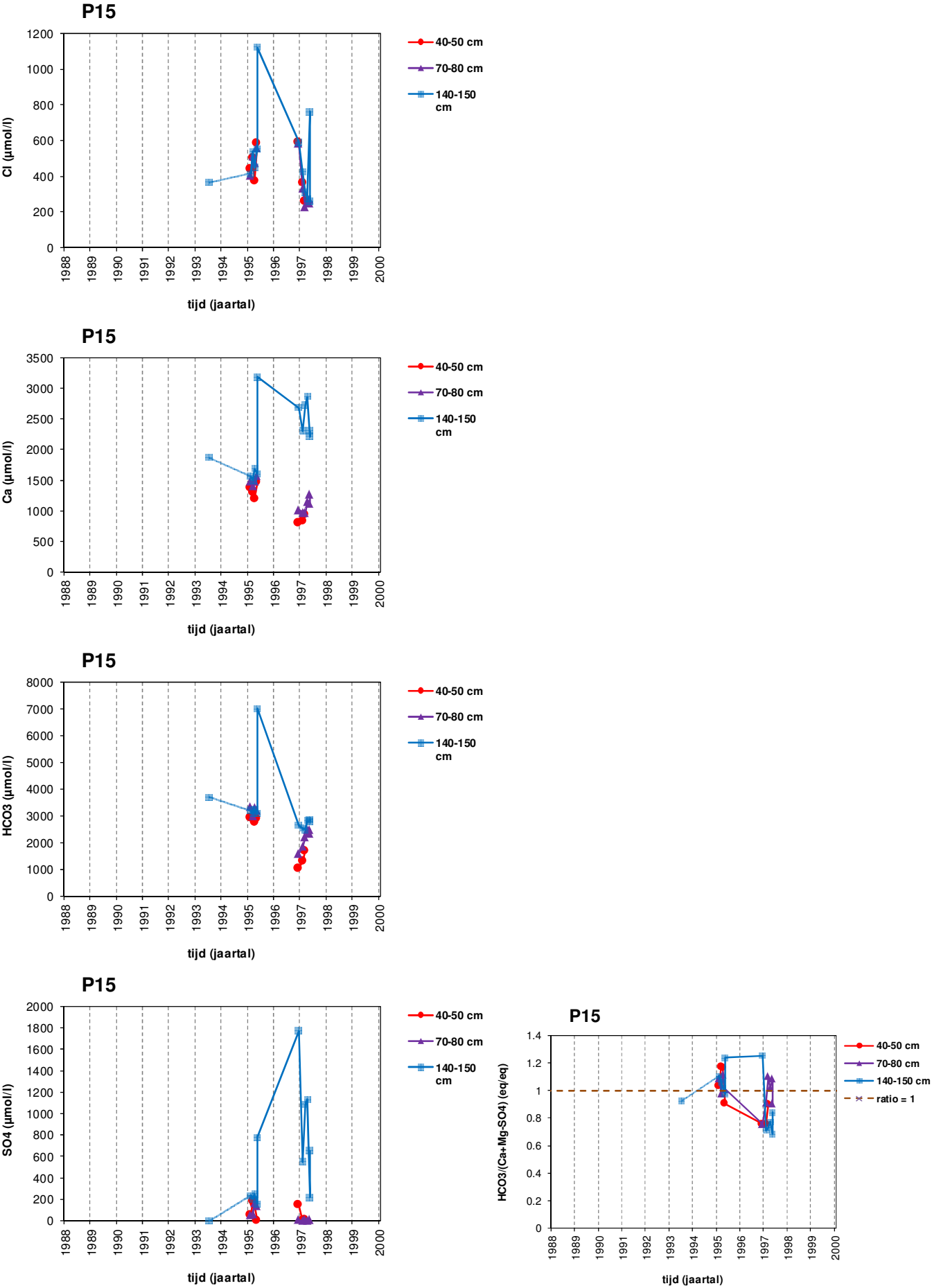
Figuur 2-11: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃/ (Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie S19.

Punthuizen

Locatie P15 (niet geplagd) (Figuur 2-12)

Deze locatie ligt aan de oostrand van de slenk in de zone waar periodiek gedurende de winter en het voorjaar kwel optreedt van basenrijk grondwater. Deze kwel treedt op door de combinatie van opbolling van de freatische stand in de aangrenzende dekzandrug en door inundatie van de slenk. Deze meeste metingen zijn beschikbaar van de winter/ voorjaarsperiode 1995 die werd vooraf gegaan door enkele natte winters, en van de winter/ voorjaarsperiode 1996/97 die volgde op de extreem droge winter van 1995/96. De Ca- en HCO₃-concentratie in beide perioden zijn vrij hoog. De meeste metingen uit 1995 vertonen weinig verschillen tussen de drie filterdiepte. Een uitzondering is de laatste meting van die periode waarbij de concentratie van HCO₃ en Ca in het diepe filter sterk stijgt. Dit gaat ook gepaard met een sterke stijging van de SO₄-concentratie. Na de droge winter van 1995/96 stijgt de SO₄ concentratie nog meer en is dan in het diepe filter gedurende de winter/ voorjaarsperiode 1996/97 hoog. In het diepe filter is de Ca-concentratie dan ook nog hoog en veel hoger dan die van de ondiepe en middelste filters. De HCO₃-concentraties van het diepe filter zijn dan wel weer lager. Een verklaring voor het gevonden patroon is dat in de winter en het voorjaar 1995 basenrijk grondwater opwaarts stroomt door sterke kwel (Figuur 3-6) en afwezigheid van bijmenging van neerslag (Figuur 3-12). Door de droge winter van 1995/96 treedt sterke oxidatie van sulfiden op waarbij door zuurvorming calcium in de bodem desorbeert. Door wegzijging van Ca- en SO₄-rijk water nemen in de diepe filter de concentraties van deze stoffen toe. In de winter/ voorjaarsperiode 1996/97 herstelt de Ca- en HCO₃ concentratie nog niet volledig door een geringe kwelflux (Figuur 3-6) en bijmenging met neerslagwater (Figuur 3-12). Betreffende winter was namelijk ook relatief droog.

Geconcludeerd kan worden dat de hydrochemie sterk beïnvloed wordt door de weersgesteldheid. De basenrijkdom kan door een periode van droogte snel afnemen en zich bij een daarop volgende nattere periode weer snel herstellen.



Figuur 2-12: Het verloop van de Cl, Ca, HCO₃ en SO₄-concentratie en de ratio HCO₃ / (Ca+Mg-SO₄) van het grondwater voor locatie P15.

3 Kwantificering actuele, vereiste en toekomstige kwelfluxen

3.1 Analyse op basis van balansen van basen

3.1.1 Berekening van kwelflux op basis ontwikkeling basenvoorraad in de bodemtoplaag

Wanneer de basenvoorraad in de bodemtoplaag toeneemt en de basenconcentratie van het toestromende grondwater bekend is, kan daaruit indicatief een gemiddelde kwelflux naar de bemonsterde bodemlaag worden afgeleid: toename in $\text{meq}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ gedeeld concentratie in $\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}$ is kwelintensiteit in $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$. Aanname bij deze berekening is dat het adsorptiecomplex tussentijds niet wordt ontladen. Het betreft daarom een kwelflux die minimaal is opgetreden. De werkelijke kwelflux kan groter zijn geweest. Er zijn drie tijdreeksen waarbij dat mogelijk is: S2, S6 en P15. Uit de tijdreeksen van deze locaties wordt alleen de periode geselecteerd met een toename van de basenvoorraad (zie Figuur 2-4 en Figuur 2-5). Voor locatie S2 is de tijdreeks gesplitst in een periode met zwakke toename van de basenvoorraad en een met sterkere toename. In alle geselecteerde tijdreeksen neemt de voorraad organische stof ook toe. De resultaten staan in Tabel 3-1. De grootste kwelflux treedt op bij locatie S2 in de periode 1999-2009. Opvallend is dat in de periode 1990-1999 de kwelflux ca. een factor 10 lager was. Die van S6 en P15 zijn relatief laag en verschillen niet veel.

Wanneer de ratio van de toename van de voorraad basische kationen en de toename van de organisch-stofvoorraad worden berekend blijkt dat alleen in Punthuizen bij locatie P15 de aanvoer van basische kationen de toename van de het kationadsorptiecomplex ($3000 \text{ meq/kg org.stof}$) overschrijdt. Op deze locatie kan daarom een hoge basenverzadiging worden bereikt bij een toenemende organisch-stofvoorraad. In Stroothuizen houdt de flux van basische kationen de toename van de CEC niet bij, zeker niet in de eerste periode. De verschillen tussen locaties worden ook veroorzaakt door grote verschillen in accumulatiesnelheden van organische stof, die in Stroothuizen hoog zijn en in Punthuizen laag. De kationfluxen verschillen juist weinig voor de drie locaties wanneer voor locatie S2 de tweede periode wordt beschouwd.

Tabel 3-1: Berekening van de opgetreden kwelflux in tijdreeksen met toename van de basenvoorraad. De kwelfluxen betreffen een gemiddelde van de opwaartse flux van basenrijk grondwater naar de wortelzone over de beschouwde periode.

Loc	Tijd na plaggen	Periode	Ca+Mg+Na+K grondwater	toename Ca+Mg+Na+K bodem	opgetreden kwelflux	toename organische stof	toename Ca+Mg+Na+K bodem/ toename org.stof
	jaar		$\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{meq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$	$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$	$\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$
S2	2-11	1990-1999	1.84	67	0.10	0.219	308
S2	11-21	1999-2009	1.84	770	1.15	0.410	1876
S6	5-15	1999-2009	6.21	700	0.31	0.686	1020
P15	6-21	1993-2009	5.28	885	0.46	0.226	3910

3.1.2 Berekening van de vereiste kwelflux op basis van toename basenvoorraad

De berekening van vereiste kwelflux is gebaseerd op de benodigde aanvoerflux van basische kationen en de concentratie basische kationen van het toestromende grondwater. In deze balansberekeningen heeft calcium de grootste rol en zijn magnesium en natrium van geringer belang. De bijdrage van kalium in de aanvoer van grondwater is te verwaarlozen. Bij de benodigde basenflux wordt uitgegaan dat het kationadsorptiecomplex van de bodemtoplaag 0-10 cm volledig bezet wordt met basische kationen (3000 meq per kg organische stof) en afvoerfluxen van basen compenseert. Voor de basische kationen wordt uitgegaan van de gemiddelde concentratie van grondwatermonsters uit de filter van 140-150 cm-mv. De benodigde kwelfluxen worden uitgedrukt mm/d en dat betreft de gemiddelde opwaartse flux van basenrijk grondwater die over de hele periode nodig is.

De volgende termen bepalen de benodigde aanvoerflux van basische kationen:

- Het verhogen van de basenverzadiging naar 100% van het organische stof dat aan het begin van de beschouwde tijdreeks aanwezig is. Voor de berekening van deze post worden de gemeten organische-stofvoorraad aan het begin en de ratio BC/org.stof gebruikt.
- Nieuw gevormde organische stof moet een basenverzadiging van 100% krijgen. Voor deze berekening wordt gebruik gemaakt van de gemeten accumulatiesnelheid van organische stof en uitgegaan dat de gehumificeerde organische stof een CEC van 3000 meq/kg heeft.
- Afvoer van basische kationen in de vegetatie via het maaisel wordt gecompenseerd door aanvoer van basen via het grondwater. De hoeveelheid kalium in de vegetatie wordt daarbij niet meegeteld omdat het overgrote deel van de kalium in de biomassa vrijkomt door verwerking van mineralen. De aanvoer door grondwater is te gering om in de kaliumbehoefte van de vegetatie te voorzien. Er zijn geen lokale metingen van Ca-, Mg- en Na-gehalten in de bovengrondse biomassa beschikbaar. Op basis van meetwaarden van Ca en Mg in de literatuur (Oelmann et al. 2009; vochtige hooilanden) en eigen data uit duinvalleien van de Middel- en Oostduinen (natte en vochtige duinvalleien) en beekdalen in Nederland en Vlaanderen (moerasvegetatie) is een waarde voor laagproductieve vegetatie (150 meq/m²/j) en een waarde voor een meer productieve vegetatie (500 meq/m²/j) gekozen. Voor natrium konden geen meetwaarden in natuurlijke vegetatie worden gevonden en afvoer van dit element wordt daarom niet meegerekend. Voor elke locatie zijn twee varianten met respectievelijk de lage en hoge waarde doorgerekend. De lage waarde is meer representatief voor het laagproductieve Punthuizen en de hoge waarde voor het meer hoogproductieve Stroothuizen.
- Compensatie van potentieel zuur door atmosferische depositie. Hiervoor zijn gemodelleerde waarden uit landelijke model van het RIVM gebruikt ter plekke van Stroothuizen (275 meq H⁺/m²/j) en Punthuizen (325 meq H⁺/m²/j) voor situatie in 2014 (<http://geodata.rivm.nl/gcn/>). Omdat de zuurdepositie sinds begin jaren '90 sterk is afgenomen wordt met relatief gunstige zuurdepositiegetallen gewerkt die representatief zijn voor de huidige situatie. Recent (sinds 2007) treedt echter een stijging op van de ammoniakconcentraties in Punthuizen en Stroothuizen (meetnet MAN; <http://man.rivm.nl/gebied/dinkelland>). De gebruikte waarden kunnen daarom de toekomstige zuurdepositie onderschatten.

Deze balansberekening houdt geen rekening met compensatie van verlies van basische kationen door tijdelijke verzuring in droge perioden. De analyse van de hydrochemie van het grondwater laat zien dat periodiek uitloging van basen kan optreden als gevolg van oxidatieprocessen die zuur vormen, en waardoor vervolgens desorptie van basische kationen optreedt (paragraaf 2.4). Door wegzijging in de bodem of afvoer van oppervlaktewater kunnen vervolgens de vrijgekomen basen worden afgevoerd. Deze afvoerflux kan echter niet goed locatiespecifiek gekwantificeerd worden met de beschikbare gegevens. In Punthuizen waar periodieke uitloging groot kan zijn door een hoge verzuringscapaciteit kan de benodigde kwel voor het compenseren van verlies van basen aanzienlijk zijn. De totaal berekende benodigde kwel geeft daardoor nog een onderschatting.

De resultaten zijn als volgt. De berekende totale benodigde kwelfluxen liggen in de ordegrootte van 1 tot enkele mm/d. In het algemeen is de totale benodigde kwelflux voor de locaties in Stroothuizen groter dan die in Punthuizen. Factoren die bijdragen aan de hoge kwelfluxbehoefte van Stroothuizen zijn het meestal lagere basengehalte van het toestromende grondwater, de aanwezigheid een

organisch-stofvoorraad met een lage of matige basenverzadiging, hoge accumulatiesnelheden van organische stof in zowel geplagde als ongeplagde locaties en de hoge productiviteit van de vegetatie in Stroothuizen en daardoor een hoge afvoer van basische kationen door maaibeheer. Omdat de basenrijkdom van het toestromende grondwater ca. een factor 3 kan verschillen werkt dit sterk door op al de vier berekende kwelfluxposten. Het aanvullen van de basenverzadiging van de in het begin aanwezige organische stof en accumulatie van organische stof dragen het sterkst bij aan een de totale 'kwelbehoefte'. Deze twee balansposten vertonen tussen locaties grote verschillen die samen hangen met de toestand van het bestaande humusprofiel en de dynamiek van de voorraad organische stof. De bijdrage van afvoer door maaien en verzurende depositie zijn relatief kleine posten, maar niet te verwaarlozen in de basenbalans.

De perioden waarvoor de benodigde kwelfluxen zijn berekend variëren van 6 tot 12 jaar en werden bepaald door de beschikbaarheid van geschikte meetreeksen. De benodigde kwelflux voor het aanvullen van de basenverzadiging van het initiële organische-stofgehalte is echter afhankelijk van de periode waarin herstel van de basenverzadiging moet plaatsvinden. Deze kwelpost tikt juist flink aan in de totale benodigde kwel. Daarnaast kan bij het werken met langere perioden de gemiddelde accumulatiesnelheid van organische stof afnemen, door verschuiving van het evenwicht tussen primaire productie en afbraak. Uitgaan van een langere herstelperiode heeft echter risico's. Die gelden sterk in situaties waarin ook plaggen wordt toegepast als herstelmaatregel. De aanwezigheid van een tijdelijk kale bodem en lage bedekking van de vegetatie is het moment waarop doelplantensoorten zich vaak het beste kunnen vestigen (Bekker, 2008). Na langere tijd sluit de vegetatie weer. Als de basenrijkdom pas voldoende is hersteld na een lange periode en de vegetatie vervolgens gesloten is, is de kans voor vestiging sterk verminderd. De factor tijd is vooral in Stroothuizen belangrijk, waar de vegetatie zich snel naar een gesloten begroeiing ontwikkelt door de relatief hoge productiviteit.

Tabel 3-2: Gebruikte invoerwaarden en berekende benodigde kwelfluxen voor diverse locaties in Stroothuizen en Punthuizen. De rood gekleurde varianten zijn de meest aannemelijke opties voor de gebruikte waarde voor afvoer van basische kationen door maaien.

Invoervariabelen

Locatie	periode	duur	Ca+Mg+Na+K grondwater	zuur depositie	initieel org.stof	ratio BC/ SOM initieel org. stof	aanvullen basenverzadi- ging bestaande org.stof	toename org. stof	toename CEC org. stof	afvoer Ca+Mg+K door maaien
		j	meq/l	meq H/m ² /j	kg/m ² /j	meq/kg	meq/m ² /j	kg/m ² /j	meq/m ² /j	meq/m ² /j
S1	1990-2002	12	2.53	275	1.65	2039	1583	0.437	1311	150
S1	1990-2002	12	2.53	275	1.65	2039	1583	0.437	1311	500
S2	1999-2009	10	1.84	275	5.50	718	12550	0.410	1230	150
S2	1999-2009	10	1.84	275	5.50	718	12550	0.410	1230	500
S3	1990-1999	9	3.25	275	3.98	1752	4963	0.411	1233	150
S3	1990-1999	9	3.25	275	3.98	1752	4963	0.411	1233	500
S6	1999-2009	10	6.21	275	2.36	2045	2251	0.686	2058	150
S6	1999-2009	10	6.21	275	2.36	2045	2251	0.686	2058	500
S19	1996-2009	13	3.28	275	6.26	1684	8242	0.000	0	150
S19	1996-2009	13	3.28	275	6.26	1684	8242	0.000	0	500
P5	1990-2009	19	6.15	325	4.79	3216	0	0.052	157	150
P5	1990-2009	19	6.15	325	4.79	3216	0	0.052	157	500
P15	1993-2009	16	5.28	325	5.56	1349	9177	0.226	678	150
P15	1993-2009	16	5.28	325	5.56	1349	9177	0.226	678	500

Berekende kwelfluxen

Locatie	periode	kwelflux nodig				
		aanvullen basenverzadi- ging bestaande org.stof	toename CEC org. stof	afvoer Ca+Mg+K door maaien	zuur depositie	totaal
		mm/d	mm/d	mm/d	mm/d	mm/d
S1	1990-2002	0.14	1.42	0.16	0.30	2.02
S1	1990-2002	0.14	1.42	0.54	0.30	2.40
S2	1999-2009	1.87	1.83	0.22	0.41	4.33
S2	1999-2009	1.87	1.83	0.74	0.41	4.85
S3	1990-1999	0.46	1.04	0.13	0.23	1.86
S3	1990-1999	0.46	1.04	0.42	0.23	2.16
S6	1999-2009	0.10	0.91	0.07	0.12	1.19
S6	1999-2009	0.10	0.91	0.22	0.12	1.35
S19	1996-2009	0.53	0.00	0.13	0.23	0.88
S19	1996-2009	0.53	0.00	0.42	0.23	1.18
P5	1990-2009	0.00	0.07	0.07	0.14	0.28
P5	1990-2009	0.00	0.07	0.22	0.14	0.44
P15	1993-2009	0.30	0.35	0.08	0.17	0.90
P15	1993-2009	0.30	0.35	0.26	0.17	1.08

3.2 Modellering kwel- en basenfluxen met SWAP

3.2.1 Inleiding

Een betrouwbare schatting maken van de huidige en toekomstige kwelflux is een vraag die hydrologen en ecologen al lange tijd bezighoudt. De grote belemmering bij het bepalen van kwelfluxen is dat 1) kwelfluxen in terrestrische situaties zeer lastig zijn te kwantificeren met fysische metingen, 2) in systemen met wisselende waterstanden de kwelflux in de tijd sterk dynamisch is als gevolg van een in de tijd sterk variabele drainagebasis en 3) in terreinen met veel kleinschalig reliëf de kwelflux ruimtelijk sterk verschilt. Met de huidige kennis en technieken kunnen benodigde en actuele kwelfluxen in terrestrische systemen alleen indirect worden geschat. Tenslotte is de definitie van "kwel" niet eenduidig. In de volgende paragrafen beschrijven we een eerste poging om kwelfluxen

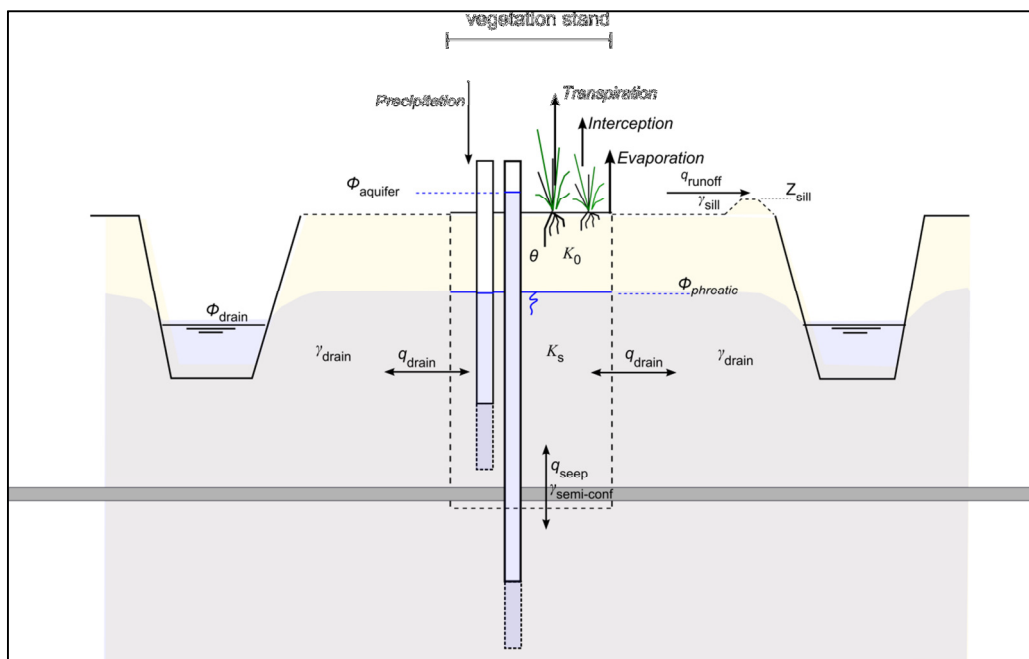
te schatten door SWAP modellen te combineren met op verschillende dieptes gemeten stijghoogtes. We benoemen de flux die de modellen via de onderkant binnenkomt hierbij de kwelflux, maar kwantificeren tevens de flux met een grondwaterachtige samenstelling die de wortelzone binnenkomt. De modelberekeningen zijn nadrukkelijk bedoeld om inzicht te krijgen in de werking van het systeem. De resultaten van deze methode worden vergeleken met de in paragraaf 3.1.1 geschatte fluxen op basis van gemeten trends in basenvoorraad in de toplaag van de bodem.

3.2.2 Aanpak

Modelconcept

Op een aantal locaties in Punthuizen en Stroothuizen is op verschillende dieptes in het profiel de stijghoogte over een lange periode gemeten. Deze meetreeksen lenen zich voor het schatten van de kwelfluxen doormiddel van dynamische modellering met het verzadigde-onverzadigde zone model SWAP (Kroes et al., 2008) conform de methode beschreven in (Cirkel et al., 2010).

In SWAP zijn hiervoor 1-dimensionale modellen voor de toplaag (bovenste 1.4 meter) op de verschillende locaties opgesteld. In Figuur 3-1 staan de voor de modellering relevante parameters weergegeven. De laterale fluxen voor drainage en oppervlakte afvoer worden in de SWAP-modellen via analytische drainageformules verdisconteerd. De kwel wordt verondersteld de modellen van onderen binnen te stromen. Regulering van deze kwelflux (q_{seep}) vindt plaats door het opgeven van een gemeten stijghoogtereeks en een te kalibreren voedingsweerstand ($\gamma_{semi-conf}$) als onderrandvoorwaarde aan het model. Vervolgens wordt het SWAP model geijkt op de gemeten freatische grondwaterstanden ($\phi_{phreatic}$) op de verschillende locaties. Voor de freatische standen is gebruikgemaakt van ondiepe peilbuizen (filterdiepte 40-50 cm-mv). Voor de stijghoogte aan de onderrand van het model ($\phi_{aquifer}$) wordt gebruik gemaakt van de op de locaties in het diepe filter gemeten stijghoogtes (filterdiepte 140-150 cm-mv).



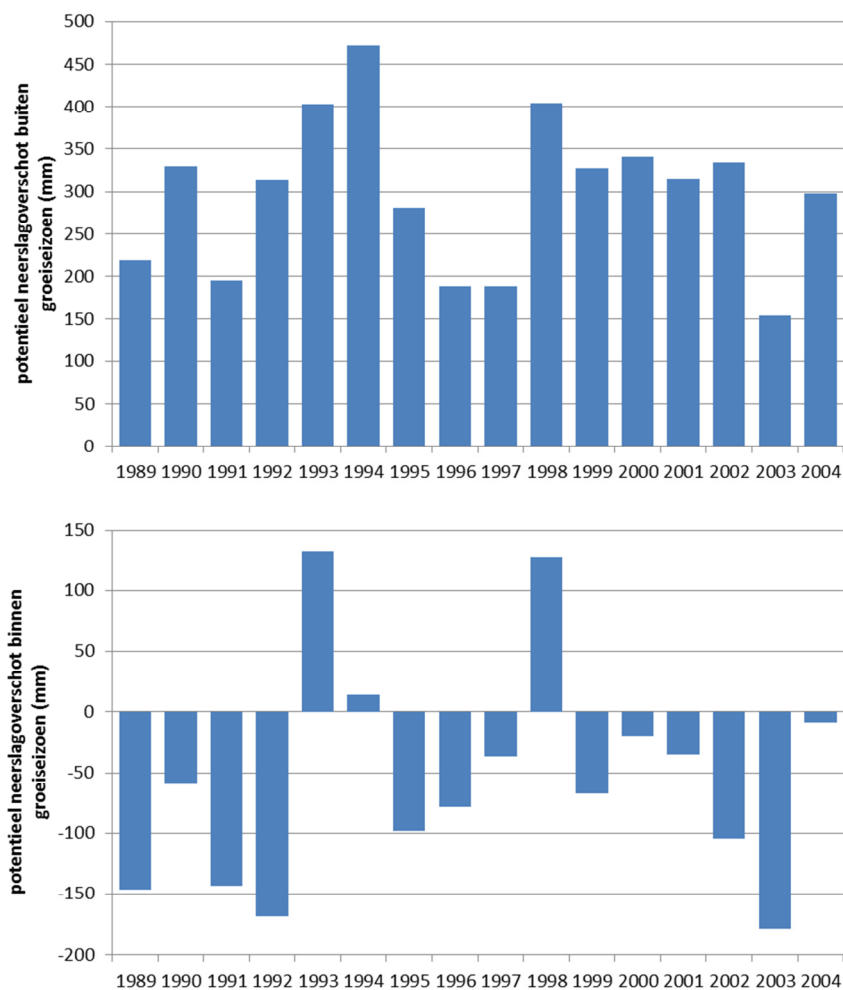
Figuur 3-1: Schematisatie van het SWAP model, inclusief aanduidingen van voor deze studie relevante parameters (Cirkel et al., 2010).

Gezien de beschikbare gegevens is besloten voor de drainageniveaus (ϕ_{drain}) gebruik te maken van met Menyanthes (Von Asmuth et al., 2012) uit grondwaterstandsreeksen afgeleide waarden. Uit de Menyanthes analyse komt in de meeste gevallen een tweetal drainageniveaus naar voren, een lokaal oppervlakkig systeem en een grootschaliger dieper drainagesysteem zoals sloten in de omgeving van het reservaat. Daarnaast treedt er periodieke inundatie en oppervlakkige afstroming die wordt bepaald door zeer lokale overstromniveaus. Voor de profielbeschrijving en bodemfysische parameters is gebruik gemaakt van bodemprofielbeschrijvingen uit 2009 (data Aggenbach) en metingen van siltgehalten in 1990 (Data KWR EGM) en eerdere SWAP schematisaties voor de referentiepunten Bartholomeus et al. (2009). De voedingsweerstand, drainageweerstanden (γ_{drain}) en het overstromniveau (Z_{sill}) worden vastgesteld door calibratie. Omwille van de rekentijden en gezien de onzekerheid over de ingrepen en maaiveldsontwikkeling en bodemfysische eigenschappen is besloten de calibratie tot deze parameters te beperken en gebruik te maken van PEST (Doherty, 2015) voor de calibratie van de parameters in plaats van het door (Cirkel et al., 2010) toegepaste SCEM-UA algoritme. Hiermee wordt een eerste grove schatting verkregen; in een later stadium kan de analyse eventueel verder worden verfijnd als de resultaten voldoende vertrouwen geven om door te gaan met deze methode.

De gecalibreerde SWAP modellen geven een schatting van de waterbalanstermen en de dikte van de neerslaglens. Door het toevoegen van een tracer in de modellen kan tevens een eerste schatting worden gemaakt van de flux van basenrijk water naar de wortelzone.

Gemodelleerde locaties

Voor het toepassen van de methodiek is gezocht naar locaties met meerjarige meetreeksen op twee dieptes (ondiep (freatisch) filter en een diepere filter). Daarnaast is geselecteerd op locaties in delen van de reservaten waar kwel van basenrijk grondwater is te verwachten en waarvan ook meetreeksen van vegetatie en basenchemie van de bodemtoplaag beschikbaar zijn van OBN/EGM monitoringslocaties (Aggenbach & Jansen 2004; data Aggenbach). Inspectie van de reeksen resulteerde in selectie van twee locaties in Punthuizen (P5 en P15) en twee locaties in Stroothuizen (S2 en S6). In een later stadium is een locatie in Punthuizen (P9) met duidelijke chemische en ecologische indicatie voor sterke wegzijging ter verificatie toegevoegd. Met behulp van tijdreeksanalyse zijn voor de diepere reeksen (derde peilfilter op ca. 140 cm-mv) de drainageniveaus geschat (Tabel 3-3). Op basis van informatie over de profielopbouw zijn vervolgens numerieke modellen in SWAP opgesteld. Gezien de lokaal optredende verschillen in profielopbouw en bodemeigenschappen zijn voor P5 twee varianten opgesteld en voor S6 drie varianten. Bij variant S6_var3 is op basis van de waterstandsfluctuaties een maaiveldhoogte na plaggen geschat, wat resulteerde in een 15 cm lager maaiveld dan bij de andere S6 varianten. In Bijlage I zijn de opgestelde bodemprofielen, bodemfysische eigenschappen en initiële waarden voor het drainagesysteem opgenomen. Met de modellen zijn jaren waarvoor grondwaterstandsmetingen beschikbaar waren doorgerekend in de periode 1989-2004. Hierbij is 1989 gebruikt als inloopjaar voor de modellen. In Figuur 3-2 is het potentieel neerslagoverschot buiten en binnen het groeiseizoen (apr t/m sep) voor de betreffende jaren weergegeven.



Figuur 3-2: Potentieel neerslagoverschot buiten (bovenste figuur) en binnen het groeiseizoen (apr t/m sep) (onderste figuur).

Tabel 3-3: Met *Menyanthes* afgeleide drainageniveaus (niveaus van drainerende watergangen/ greppels of laagten (Figuur 3-1).

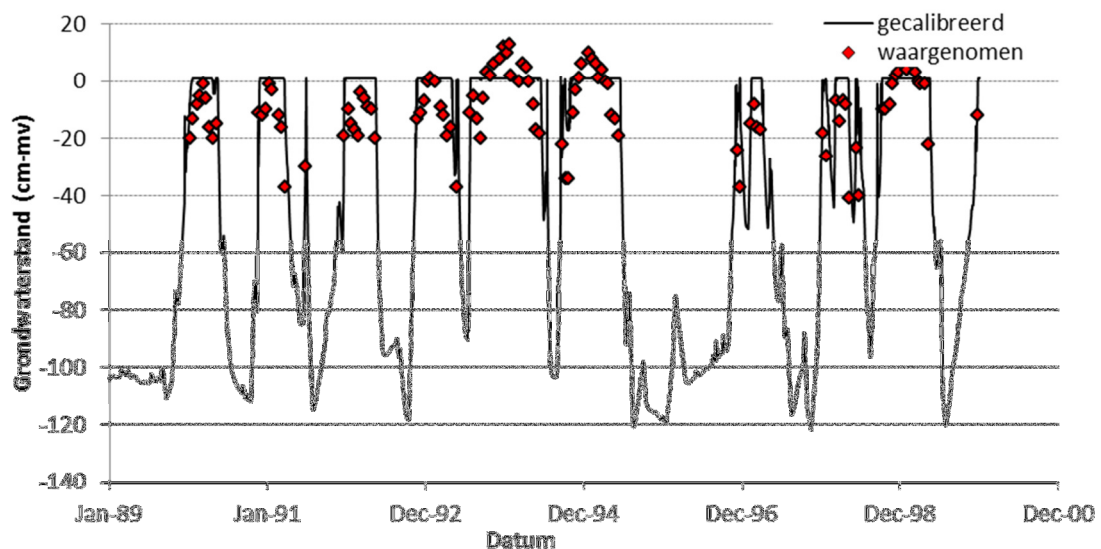
Model	Locatie	$\phi_{\text{drain}} - 1$ (cm+mv)	$\phi_{\text{drain}} - 2$ (cm+mv)
P5_var1	Punthuizen	-3.0	-117.3
P5_var2	Punthuizen	-3.0	-117.3
P9	Punthuizen	-55.0	-
P15	Punthuizen	-5.0	-106.0
S2	Stroothuizen	-4.0	-30.0
S6_var1	Stroothuizen	-27.0	-50.0
S6_var2	Stroothuizen	-27.0	-50.0
S6_var3*	Stroothuizen	-12.0	-35.0

*Maaiveld verlaagd met 15 cm

3.2.3 Resultaten calibratie van overstroomniveau (Z_{sill}) en voedingsweerstand ($\gamma_{\text{semi-conf}}$)

Als eerste stap zijn de modellen gecalibreerd door alleen het overstroomniveau (Z_{sill}) en de voedingsweerstand ($\gamma_{\text{semi-conf}}$) te variëren en voor de drainageweerstand de met *Menyanthes* afgeleide waarden te gebruiken. Deze eerste calibratie geeft voor Stroothuizen al een goede fit op de

gemeten freatische standen. Bij Punthuizen is de overeenkomst tussen de met de gecalibreerde modellen gesimuleerde freatische grondwaterstanden en de waarnemingen minder goed (Tabel 3-4 en Figuur 3-3). Analyse van de waterbalanstermen van deze modellen laat zien dat in alle gevallen een netto-kwelflux het model binnenkamt. Als echter wordt gecorrigeerd voor laterale drainage (q_{drain}) blijkt dat bij Stroothuizen S6 meer water via laterale drainage de profielen verlaat dan dat er netto via kwel binnenkamt. De berekende flux bij de voor Punthuizen onderzochte locaties lijkt ook aan de hoge kant. Om deze reden en de achterblijvende fit van deze modellen is besloten om als volgende stap ook de drainageweerstand mee te calibreren en tevens ter controle een extra locatie (P9) mee te nemen in de analyse. Op basis van veldobservaties en gemeten grondwaterstanden zou op locatie P9 netto wegzijging op moeten treden.



Figuur 3-3: Voorbeeld van gemeten en berekende grondwaterstanden voor locatie P15 bij calibratie op $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} . De rode punten geven de in het ondiepe filter (40-50 cm-mv) gemeten standen weer (diepe standen onder filterniveau van ondiepe peilbuis zijn niet gemeten). De zwarte lijn geeft de door SWAP berekende freatische stijghoogte na calibratie weer.

Tabel 3-4: Fit van de modellen en de geschatte fluxen bij calibratie op $\gamma_{semi-conf}$ en Z_{sill} . Een positieve waarde geeft een opwaartse flux weer, een negatieve waarde een neerwaartse flux. De fit heeft betrekking op de gemeten en gesimuleerde grondwaterstand.

Model	Locatie	Fit (R^2)	Gemiddelde opwaartse flux (mm/d)	Gemiddelde neerwaartse flux (mm/d)	Netto kwelflux (mm/d)	Netto kwelflux – drainageflux (mm/d)
P5_var1	Punthuizen	0.555	8.6	-0.5	8.1	7.0
P5_var2	Punthuizen	0.557	5.7	-0.4	5.3	4.2
P15	Punthuizen	0.692	4.8	-0.5	4.4	3.7
S2	Stroothuizen	0.881	4.4	-0.3	4.1	1.3
S6_var1	Stroothuizen	0.797	1.8	-0.4	1.4	-0.6
S6_var2	Stroothuizen	0.877	2.3	-0.7	1.6	-0.6
S6_var3	Stroothuizen	0.795	1.9	-0.4	1.5	-0.4

3.2.4 Resultaten calibratie van overstroomniveau (Z_{sill}), voedingsweerstand ($\gamma_{semi-conf}$) en drainageweerstand (γ_{drain})

Het meenemen van de drainageweerstanden in de calibratie geeft voor de meeste modellen een verbetering van de overeenkomst tussen de gemodelleerde freatische stijghoogte (Tabel 3-6, Figuur 3-4, Figuur 3-6, Figuur 3-8, Figuur 3-10). De afwijkingen zijn wederom bij Punthuizen wat groter dan bij Stroothuizen. Een voorbeeld van afwijkingen tussen model en observatie zijn de inundatiedieptes in de winter van 1993-1994 (Figuur 3-6). Daarnaast blijkt in de Punthuizen modellen iets eerder water aan maaiveld uit te treden dan de observaties aangeven. In tegenstelling tot bij P5 en P15 treedt volgens het gecalibreerde model voor P9 slechts een kleine netto opwaartse kwelflux op. Als wordt gecorrigeerd voor laterale drainage blijkt dat bij P9 meer water via laterale drainage het profiel verlaat dan dat er netto via kwel binnenkomt. Bij beide varianten van P5 resulteert het meenemen van de drainageweerstanden in de calibratie in zowel een lagere netto kwelflux als in een iets hogere drainageflux. Bij P15 neemt de netto kwelflux iets af en de drainageflux toe. Bij de Stroothuizen locaties neemt de berekende netto kwelflux toe. Doordat echter ook de laterale drainageflux toeneemt, blijft er bij al deze locaties (nu ook bij S2) meer water via laterale drainage het profiel verlaten dan dat er netto via kwel binnenkomt. Grofweg de helft van de laterale flux verlaat hierbij het profiel via het diepere drainagesysteem. Bij S6 komt in 2003 wel netto meer kwel het profiel binnen dan dat er lateraal via drainage uitstroomt. Dit heeft te maken de relatief natte start van 2003, gevolgd door een warme droge zomer met veel verdamping.

Als in meer detail naar de reeksen van netto kwel minus drainage wordt gekeken (Figuur 3-5 en Figuur 3-7), valt op dat in de slenk bij Punthuizen (P5 en P15) vooral netto aanvoer van grondwater plaatsvindt als er in de slenk inundatie optreedt en in de aangrenzende dekzandrug opbolling van de freatische stand. Dit vindt plaats in de winterperiode en het vroege voorjaar. Buiten deze periodes is de flux die het model aan de onderzijde in- en uitgaat beperkt. Het wel of niet optreden van netto-grondwateraanvoer is bij Punthuizen sterk afhankelijk van de winterneerslag. Deze observaties sluiten aan bij het door (Jansen et al., 2001) beschreven mechanisme waarbij een significante stijging van de freatische grondwaterspiegel in de omringende dekzandkoppen noodzakelijk is voor het aanvoeren van basenrijk grondwater naar de lage delen van Punthuizen. Opvallend is hierbij het effect van de

droge winter van 1995-1996 op zowel de grondwaterstanden als de kwelflux. Door de droge winterperiode treedt in deze winter geen inundatie op en wordt er ook nagenoeg geen grondwater aangevoerd. Ook in de winter 1996-1997 is de inundatieperiode en de kwelflux zeer beperkt. Vermoedelijk werkte de droge periode hier nog vertraagd door op de stijghoogten van het regionale systeem. De lagere stijghoogte in het regionale systeem beperkt dan de opbolling van de freatische stand in de dekzandrug en daarmee de stijghoogtegradiënt voor het optreden van de kwel.

In het westelijke deel van de slenk van Punthuizen (P9) is de netto kwelflux relatief laag en de drainageflux verhoudingsgewijs groot. De verhoudingsgewijs grote drainageflux wordt veroorzaakt door de nabijheid van diepe sloten in de dekzandrug aan de westzijde en de Puntbeek die de regionale drainagebasis vormt. Met *Menyanthes* is voor P9 overigens maar één drainageniveau gevonden (Tabel 3-3); met SWAP-Pest is vervolgens een geringe drainageweerstand afgeleid voor dit systeem (Tabel 3-6). Het nabijgelegen ontwateringssysteem heeft hiermee grote invloed op de lokale waterbalans bij P9.

Bij Stroothuizen (Figuur 3-9, Figuur 3-11) is het patroon veel grilliger en treedt afwisselend zowel kwel als wegzijging op. Bij Stroothuizen vindt netto aanvoer van grondwater (netto kwelflux minus drainageflux is positief) plaats in het late voorjaar en is de flux aanzienlijk kleiner dan bij de locaties P5 en P15 in Punthuizen. In Stroothuizen treedt in de winter en het vroege voorjaar dus netto wegzijging op. Over het jaar gezien domineert hier ook een (beperkte) neerwaartse flux. De droge winter 1995-1996 heeft op Stroothuizen geen grote invloed op de berekende netto kwelflux minus de drainageflux. Dit komt doordat weliswaar de netto kwelflux afneemt, maar door de daling van de grondwaterstand neemt de drainageflux eveneens af.

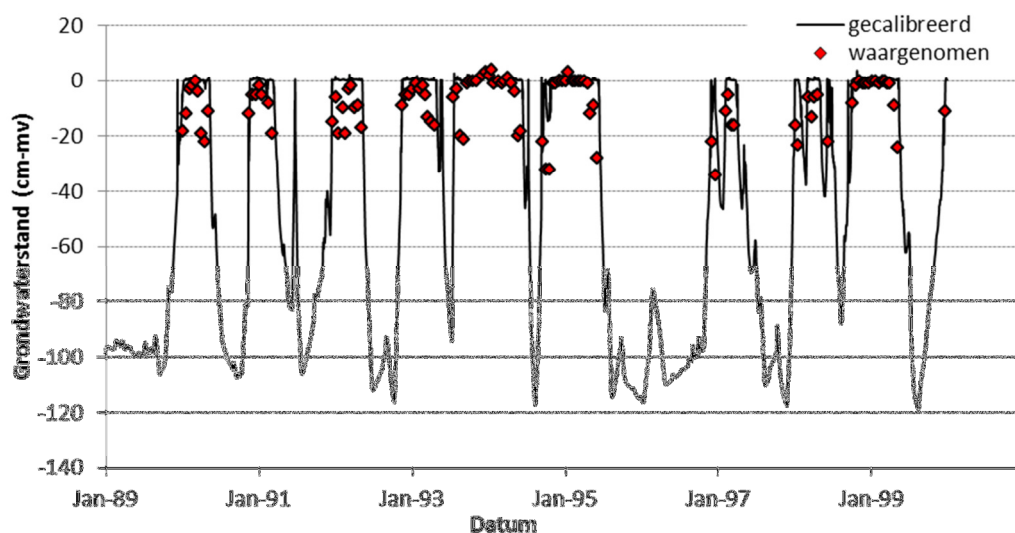
Tabel 3-5: Fit van de modellen en de geschatte fluxen bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} . Een positieve waarde geeft een opwaartse flux weer, een negatieve waarde een neerwaartse flux.

Model	Locatie	Fit (R^2)	St. dev. residuen (cm)	Opwaartse flux (mm/d)	Neerwaartse flux (mm/d)	Netto kwelflux (mm/d)	Netto kwelflux - drainageflux (mm/d)
P5_var1	Punthuizen	0.702	7.4	7.8	-0.4	7.4	5.6
P5_var2	Punthuizen	0.664	7.4	5.5	-0.4	5.1	3.7
P9*	Punthuizen	0.995	8.6	1.3	-0.7	0.6	-0.3
P15	Punthuizen	0.728	8.6	4.7	-0.4	4.3	2.9
S2	Stroothuizen	0.894	6.4	4.4	-0.2	4.2	-0.7
S6_var1	Stroothuizen	0.811	3.4	2.4	-0.3	2.1	-0.6
S6_var2	Stroothuizen	0.859	6.1	3.1	-0.5	2.7	-0.6
S6_var3	Stroothuizen	0.793	5.6	2.5	-0.3	2.2	-0.5

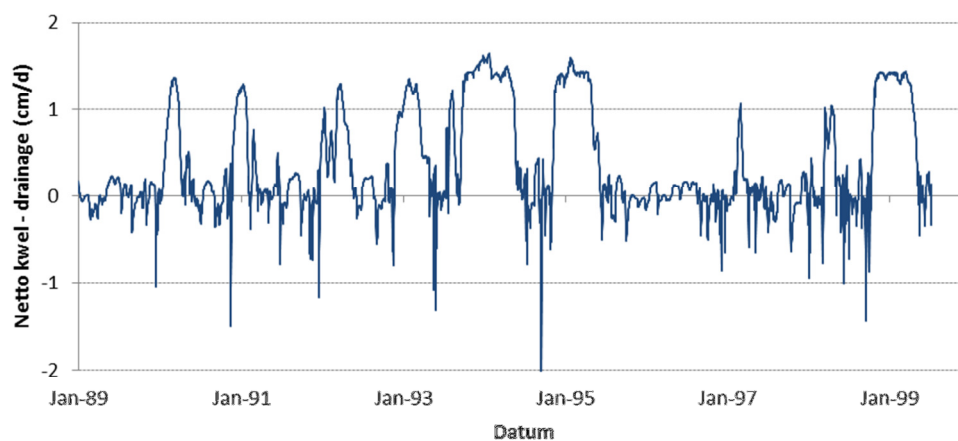
* In de meetreeks van het diepste filter bij P9 ontbreken gedurende enkele periodes observaties. Deze periodes zijn buiten beschouwing gelaten voor het berekenen van de fluxen

Tabel 3-6: Met PEST geschatte inundatieniveaus en drainage- en voedingsweerstanden. Schuin gedrukte waarden bevinden zich op de boven- of ondergrens van het vooraf bepaalde parameterinterval. Bij deze waarden is verdere optimalisatie eventueel mogelijk door de zoekruimte van het model te verruimen. Gezien de fit van de modellen zijn grote veranderingen niet te verwachten.

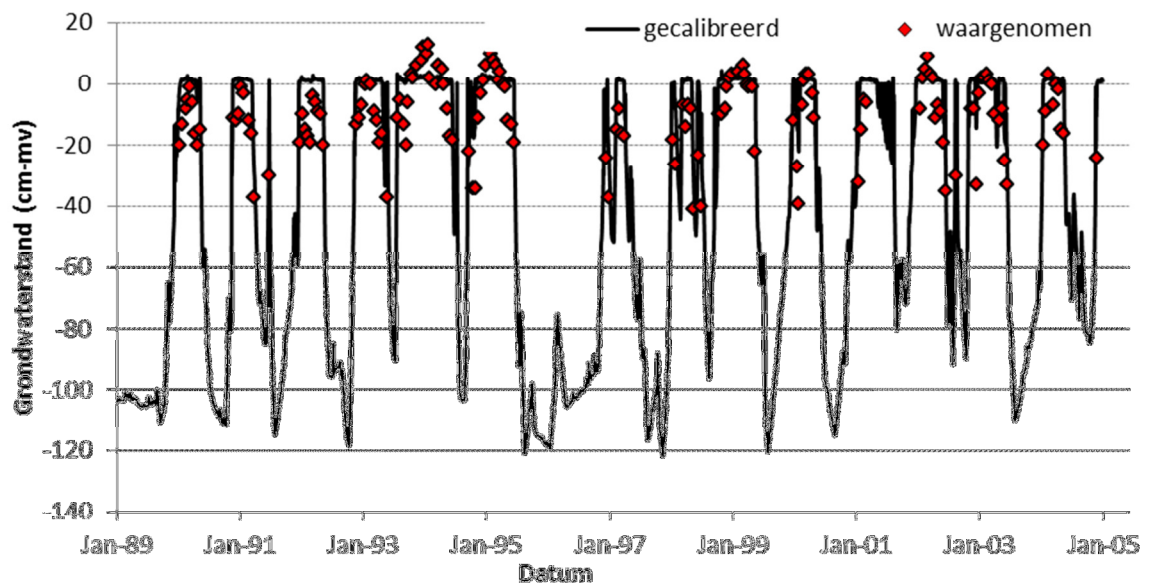
Model	Locatie	Z_{sill} (cm+mv)	γ_{drain_1} (d)	γ_{drain_2} (d)	$\gamma_{semi-conf}$ (d)
P5_var1	Punthuizen	0.01	15	900	0.67
P5_var2	Punthuizen	0.01	27	900	0.43
P9*	Punthuizen	0.01	150	-	0.10
P15	Punthuizen	1.0	25	900	0.14
S2	Stroothuizen	10.6	11	665	0.05
S6_var1	Stroothuizen	0.01	10	750	0.08
S6_var2	Stroothuizen	0.01	12	250	1.00
S6_var3	Stroothuizen	0.01	12	250	0.03



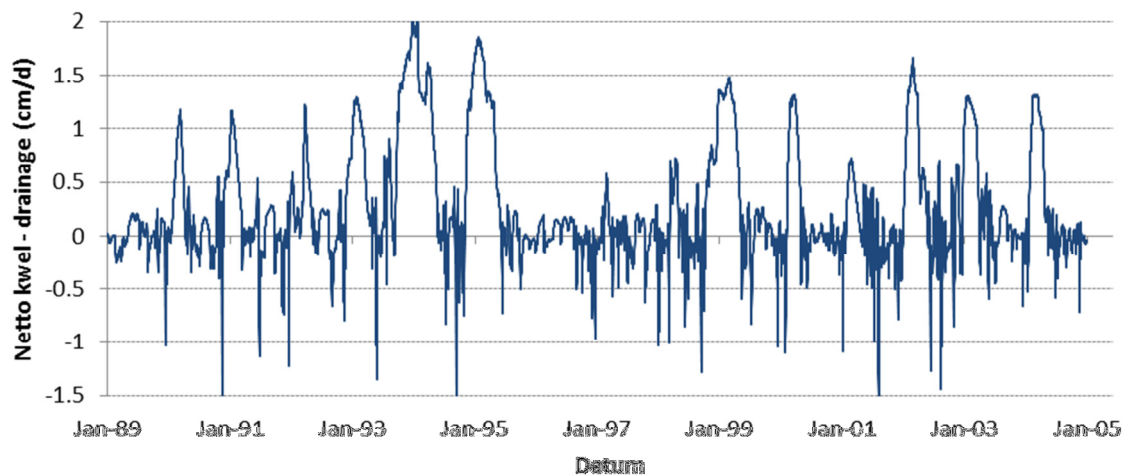
Figuur 3-4: Gemeten en berekende grondwaterstanden voor locatie P5, variant 2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{semi-conf}$ en Z_{sill} . De rode punten geven de in het ondiepe filter (40-50 cm-mv) gemeten standen weer (diepe standen onder filterniveau van ondiepe peilbuis zijn niet gemeten). De zwarte lijn geeft de door SWAP berekende freatische stijghoogte na calibratie weer.



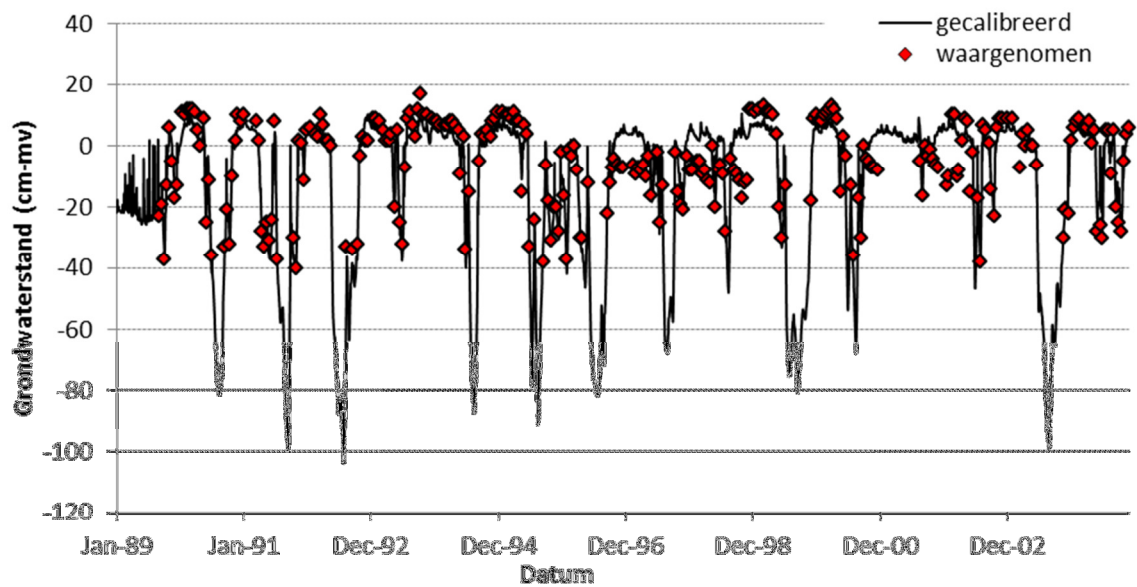
Figuur 3-5: Netto kwelflux minus de drainageflux (cm/d) voor locatie P5, variant 2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{semi-conf}$ en Z_{sill} .



Figuur 3-6: Gemeten en berekende grondwaterstanden voor locatie P15 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} . De rode punten geven de in het ondiepe filter (40-50 cm-mv) gemeten standen weer (diepe standen onder filterniveau van ondiepe peilbuis zijn niet gemeten). De zwarte lijn geeft de door SWAP berekende freatische stijghoogte na calibratie weer.

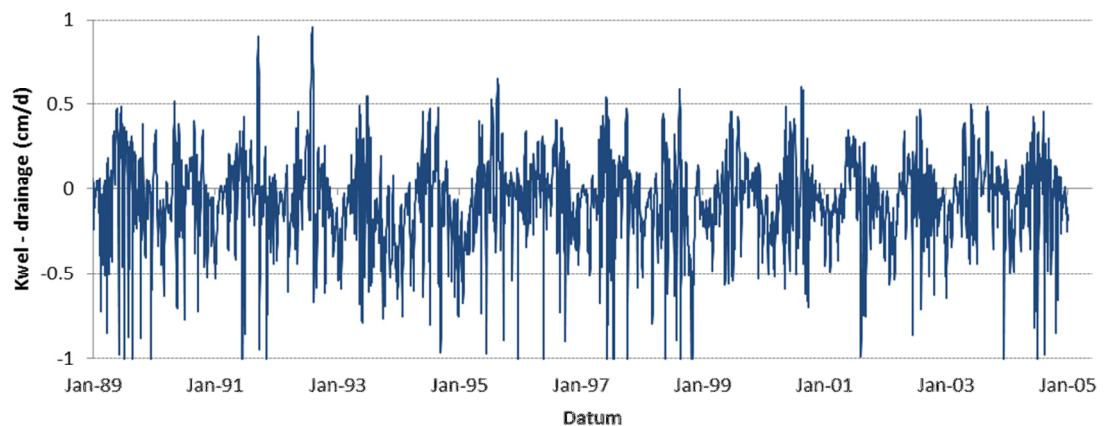


Figuur 3-7: Netto kwelflux minus de drainageflux (cm/d) voor locatie P15 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} .

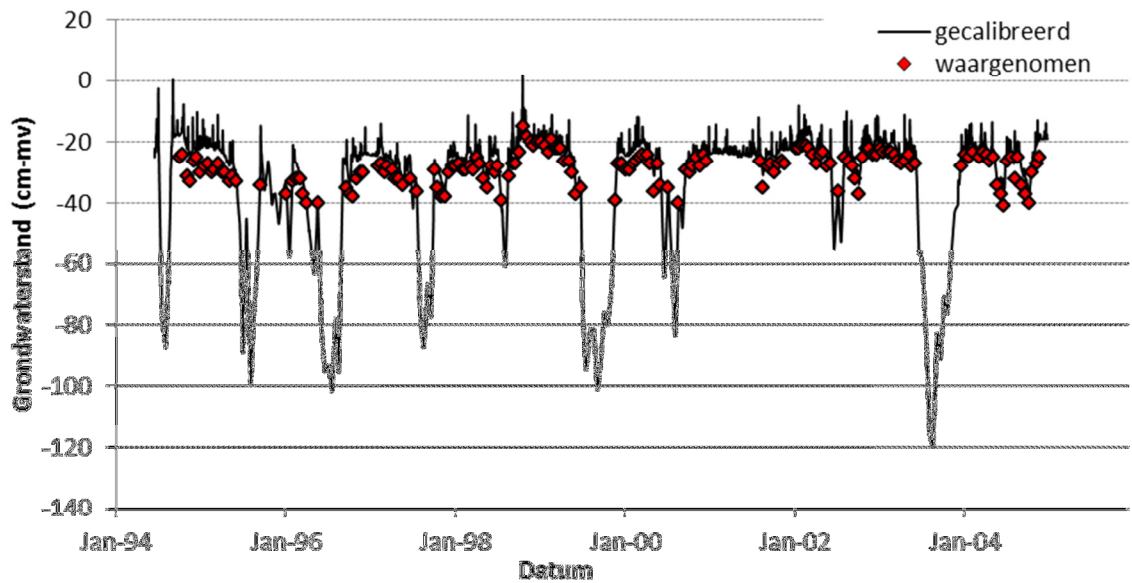


Figuur 3-8: Gemeten en berekende grondwaterstanden voor locatie S2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} .

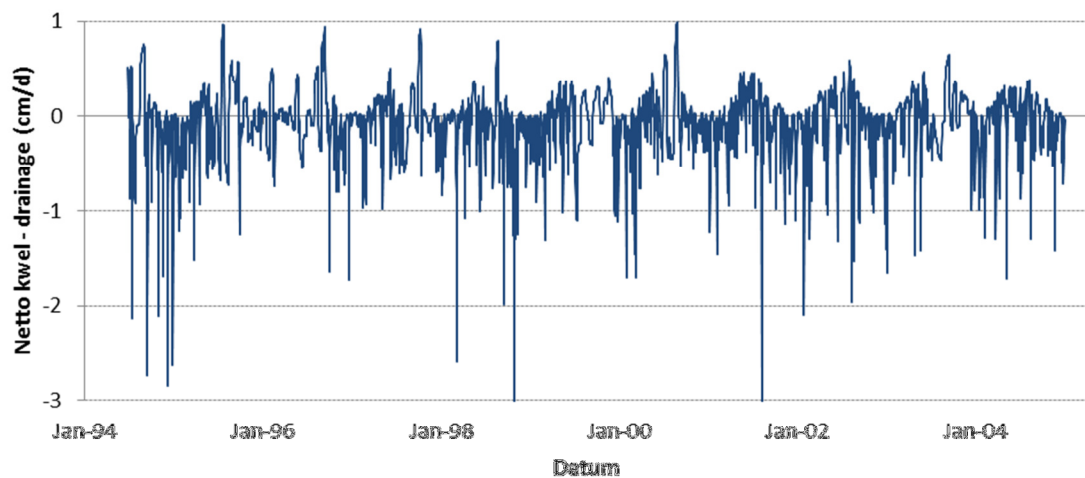
De rode punten geven de in het ondiepe filter (40-50 cm-mv) gemeten standen weer (diepe standen onder filterniveau van ondiepe peilbuis zijn niet gemeten). De zwarte lijn geeft de door SWAP berekende freatische stijghoogte na calibratie weer.



Figuur 3-9: Netto kwelflux minus de drainageflux (cm/d) voor locatie S2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} .



Figuur 3-10: Gemeten en berekende grondwaterstanden voor locatie S6_var2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} . De rode punten geven de in het ondiepe filter (40-50 cm-mv) gemeten standen weer (diepe standen onder filterniveau van ondiepe peilbuis zijn niet gemeten). De zwarte lijn geeft de door SWAP berekende freatische stijghoogte na calibratie weer.

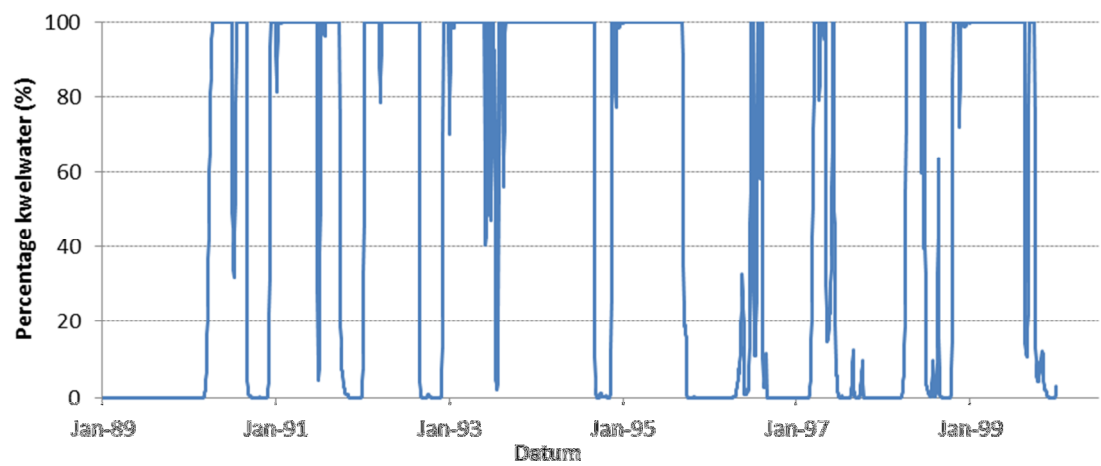


Figuur 3-11: Netto kwelflux minus de drainageflux (cm/d) voor locatie S6, variant 2 bij calibratie op γ_{drain} , $\gamma_{\text{semi-conf}}$ en Z_{sill} .

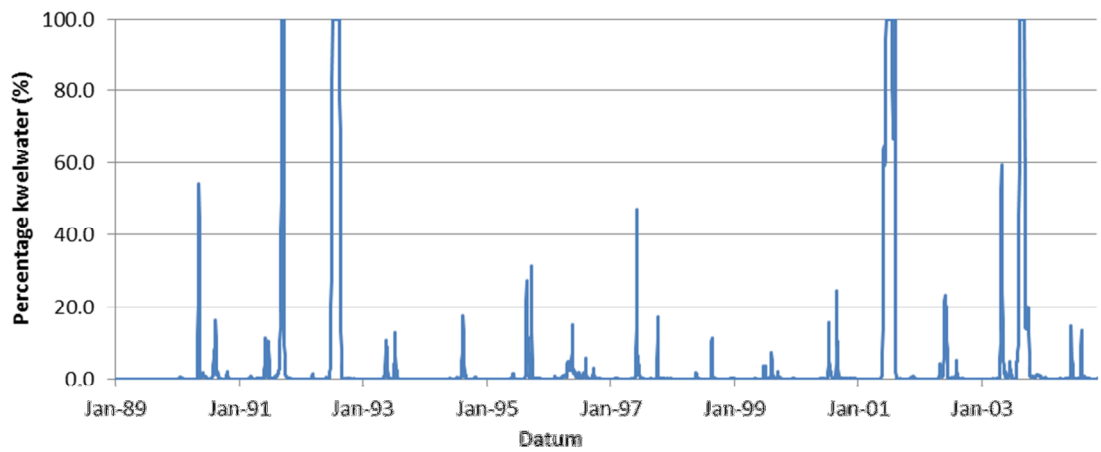
3.2.5 Aandeel kwel in de wortelzone

In het voorafgaande zijn de balanstermen van de totale gecalibreerde modellen geanalyseerd. Waar het uiteindelijk echter om draait is de vraag of opwellend basenrijk grondwater wel of niet, en zo wel: in welke mate, de wortelzone bereikt. Het grondwater zal immers in meer of mindere mate lateraal afstromen en in het bovenste deel van het profiel verdrongen worden door infiltrerend basenarm regenwater. Om dit te onderzoeken is aan het water dat aan de onderzijde het model binnen stroomt een tracer meegegeven met een concentratie van 1 mg/cm^3 . In het neerslagwater heeft de tracer een concentratie van 0 mg/cm^3 . Vervolgens is het concentratieverloop op 10 cm-mv als uitvoer uit de modellen gehaald. Het concentratieverloop is omgerekend naar de verdunningsfactor van het grondwater (uitgedrukt als percentage kwelwater; 100% is dus porievocht dat volledig uit toestromend grondwater bestaat). Deze maat noemen we hieronder ook '**kwelinvloed**'. Typische concentratieverlopen zijn weergegeven in Figuur 3-12 en Figuur 3-13. Volgens de modellen komt bij Punthuizen P5 en P15 in een groot aantal jaren vanaf de start van de inundatieperiodes tot het begin van de zomer 100% grondwater aan maaiveld. Vanaf het begin van zomer wordt het grondwater verdrongen door infiltrerend regenwater. Gemiddeld bedraagt het aandeel kwelwater op 10 cm diepte 58% (P15) tot 76% (P5_var1). Opvallend afwijkend is wederom de periode vanaf de droge winter van 1995-1996. Bij P15 bedraagt in de periode december 1995 tot december 1997 het percentage kwelwater op 10 cm diepte slechts 16%. Bij P9 geeft het model een beperkte invloed van gemiddeld 5% kwelwater. Dit is waarschijnlijk een overschatting door de eerder genoemde onvolkomenheden (ontbreken waarnemingen, schijnbare verschuivingen) in de gebruikte stijghoogtemeetreeks. Vervolgens is tevens de opwaartse flux berekend als het aandeel kwelwater 1% of meer bedraagt, de neerslaglens is dan afwezig verondersteld (Tabel 3-7). Bij P9 blijkt deze flux met gemiddeld 0.1 mm/d erg klein vergeleken met de meerdere mm/d bij P5 en P15. Net als bij de lage netto kwelflux - drainageflux heeft dit waarschijnlijk te maken met de nabijheid van ontwatering in de westelijke dekzandrug en de dichtere ligging op de Puntbeek.

Bij de doorgerekende locaties in Stroothuizen is de kwelinvloed op 10 cm -mv beperkt en bedraagt de gemiddelde kwelinvloed enkele procenten (Tabel 3-7). De periodes waarin kwelwater volledig tot aan maaiveld doordringt zijn bij Stroothuizen kortdurend en laagfrequent (Figuur 3-13). De opwaartse flux bij $>1\%$ kwelwater bedraagt 0.2 mm/d bij S2. Bij S6 varieert de flux afhankelijk van de scenario's. Bij de geplagde variant (S6_var3), die waarschijnlijk het beste de huidige situatie weerspiegelt, bedraagt de flux gemiddeld 0.4 mm/d . Bij de varianten zonder maaiveldaanpassing bedraagt de flux slechts gemiddeld 0.1 mm/d . Bij dit laatste model wordt zowel de drainageweerstand als de voedingsweerstand laag geschat.



Figuur 3-12: Percentage kwelwater in het porievocht van de wortelzone (10 cm-mv) bij P15.



Figuur 3-13: Percentage kwelwater in het porievocht van de wortelzone (10 cm-mv) bij S2.

Tabel 3-7: Gemiddeld aandeel kwelwater in het porievocht op 10 cm diepte en de jaargemiddelde opwaartse stroming als een neerslaglens afwezig is (>1% kwelwater). Ter vergelijking is in de rechterkolom ook de bruto opwaartse flux (opwaartse flux zonder aftrek van neerwaartse flux en drainageflux) gegeven.

Model	Locatie	Gemiddeld aandeel kwelwater in het bodemvocht op 10 cm diepte (%)	Jaargemiddelde opwaartse stroming naar de wortelzone (10 cm-mv) bij ontbreken neerslaglens (mm/d)	Opwaartse flux over onderrand model (mm/d)
P5_var1	Punthuizen	76.3	6.1	7.8
P5_var2	Punthuizen	62.8	4.4	5.5
P9	Punthuizen	5.3*	0.1	1.3
P15	Punthuizen	58.0	3.5	4.7
S2	Stroothuizen	3.8	0.2	4.4
S6_var1	Stroothuizen	1.4	0.1	2.4
S6_var2	Stroothuizen	1.6	0.1	3.1
S6_var3	Stroothuizen	8.0	0.4	2.5

*Gecorrigeerd voor gaten in de invoerreeks, waarschijnlijk overschatting

3.2.6 Scenario's regionaal model

Aanpak

Door Tauw is het regionale geohydrologische model verfijnd en verbeterd met als doel om maatregelscenario's voor Natura 2000 gebieden te evalueren. Het betreft een instationair model dat voor kleine modelcellen de stijghoogte in het freatisch pakket simuleert. Het gemodelleerde waterstandsverloop van dit model is gebruikt om voor elke locatie met het opgestelde SWAP-model de kwelflux en kwelinvloed te evalueren. Daarbij zijn de volgende scenario's gebruikt:

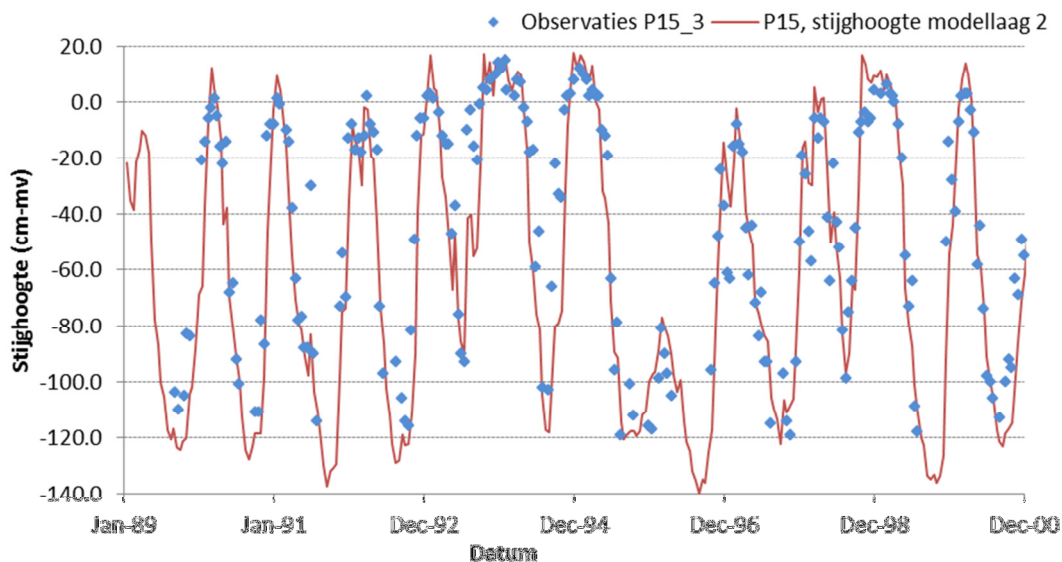
- Huidig: toestand met actuele ontwatering en peilen van beken;
- Korte termijn. Dit betreft een scenario waarin de korte termijn maatregelen (maatregelen 1^e beheerplan periode) uit de PAS gebiedsanalyse meer in detail zijn uitgewerkt.
- Lange termijn. Dit betreft de maatregelen uit het korte termijn scenario aangevuld met een peilverhoging in de Puntbeek.

Voor de uitwerking van de maatregelen en de wijze waarop deze zijn doorgerekend wordt verwezen naar Bor (2016). Voor Punthuizen zijn in het model specifiek de overstorthoogtes aangepast aan lokale informatie zodat het verloop van hoge waterstanden daar beter wordt gemodelleerd. Bij Stroothuizen is de overeenkomst van gemeten en berekende hoge grondwaterstanden beduidend minder goed dan bij Punthuizen.

Evaluatie huidig scenario

De stijghoogtesimulatie in de huidige situatie geven voor Punthuizen verrassend goede resultaten (Figuur 3-14). Wel lijkt de door het regionale model berekende stijghoogte iets verder weg te zakken dan de gemeten stijghoogtes. Deels kan dit ook liggen aan vakantieperiodes van de peilbuisopnemer waardoor juist de diep standen niet gemeten zijn. De simulaties voor P5 en P15 zijn echter voldoende goed om als onderrandvoorwaarde door te rekenen in de betreffende gecalibreerde SWAP-modellen. Het gaat hierbij de SWAP modelvarianten P5_var1 en P15. De resultaten hiervan zijn opgenomen in

Tabel 3-8. De resultaten van het Huidig scenario laten bij P5_var1 minder kwelinvloed zien in de wortelzone en een wat kleinere flux in vergelijking met het SWAP-model met de gemeten reeks als invoer (Tabel 3-7). Bij P15 is de kwelinvloed eveneens wat kleiner, maar is de kwelflux wat groter dan berekend met de gemeten invoerreeks.



Figuur 3-14: Gemeten en met het regionale model berekende stijghoogtes voor P15_3.

Bij P9 blijkt het Tauw model geen bruikbare reeksen te genereren. Het regionale model simuleert hier een stijghoogte in de diepere laag boven het freatische niveau, wat zal resulteren in kwel, terwijl de meetreeksen duidelijk op wegzijging wijzen. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door lokale verschillen in hoogteligging die in het regionale model door de discretisatie weg zijn gevallen.

Bij Stroothuizen komen de uitkomsten van het regionale model minder goed overeen met de metingen. Bij S6 wordt vanaf 1994 een veel te hoge stijghoogte gesimuleerd. Waarschijnlijk komt dit doordat in het model het effect van het in 1994 verwijderen van een drempel niet is verdisconteerd. Deze reeksen zijn hierdoor niet bruikbaar voor de analyse. Bij S2 komen de diepere stijghoogtes wel goed overeen met de metingen. Hier wijken echter de standen boven maaiveld sterk af van de metingen. Er treden volgens het model inundaties op tot 50 cm boven maaiveld, die in de observaties niet voorkomen. Om toch een aantal scenario's voor Stroothuizen door te kunnen rekenen is besloten de te hoge inundaties af te toppen op het in S2 gemeten inundatieniveau. De simulatie met het Huidig scenario resulteert voor S2 in een iets kleiner aandeel kwelwater op 10 cm diepte dan bij de gemeten reeks als input (2.4% vs 3.6%) ook de flux wordt lager geschat op basis van de reeks uit het numerieke model.

Evaluatie scenario's Korte termijn en Lange termijn

De scenario's resulteren bij Punthuizen in een toename van het aandeel kwelwater op 10 cm diepte en een toename van de jaargemiddelde opwaartse stroming bij het ontbreken van een neerslaglens (Tabel 3-8). Bij Stroothuizen zijn de veranderingen absoluut gezien gering. Relatief gezien gaat het qua jaargemiddelde opwaartse stroming echter om een verdubbeling van ten opzichte van de huidige situatie. De resultaten van de scenario's Korte termijn en Lange termijn verschillen nauwelijks omdat deze niet verschillen in maatregelpakket (Figuur 3-15).

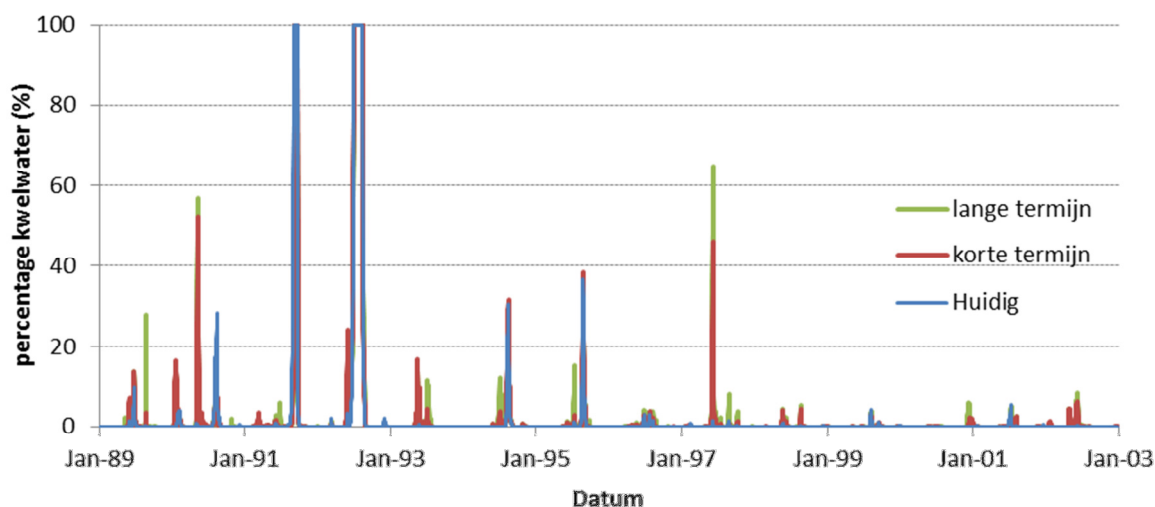
Tabel 3-8: Resultaten doorrekenen regionale hydrologische scenario's.

Model	Locatie	Scenario	Gemiddeld aandeel kwelwater in het bodemvocht op 10 cm diepte (%)	Jaargemiddelde opwaartse stroming bij ontbreken neerslaglens (mm/d)
P5_var1	Punthuizen	Huidig	55.9	4.6
		Korte termijn	59.9	5.4
		Lange termijn	62.8	5.8
P9	Punthuizen	Huidig	47.2 ⁽¹⁾	1.5 ⁽¹⁾ -
P15	Punthuizen	Huidig	55.5	4.1
		Korte termijn	59.6	4.9
		Lange termijn	65.0	5.6
S2	Stroothuizen	Huidig	2.4 ⁽²⁾	0.10 ⁽²⁾
		Korte termijn	2.6 ⁽²⁾	0.20 ⁽²⁾
		Lange termijn	2.6 ⁽²⁾	0.22 ⁽²⁾
S6_var3	Stroothuizen	Huidig	-(3)	-(3)

⁽¹⁾ Stijghoogte in regionaal model overschat t.o.v. metingen, resultaat onbetrouwbaar, geen verdere scenario's doorgerekend

⁽²⁾ Stijghoogtes boven maaiveld aangepast a.d.h.v. metingen S2,

⁽³⁾ Weghalen drempel niet in numeriek model, geen scenario's doorgerekend



Figuur 3-15: Effect van de drie met het numerieke model doorgerekende scenario's op het percentage kwelwater in het porievocht van de bodem op 10 cm diepte bij meetpunt S2.

Gevoeligheid scenario's met aanpassing van drainageweerstanden en drainagebasis

In bovenstaande analyse is gerekend met de door het regionale model berekende stijghoogtes, maar zijn de drainageweerstanden en is de drainagebasis niet aangepast ten opzichte van de gecalibreerde SWAP-modellen. Door het dempen en verondiepen van sloten zullen deze parameters in werkelijkheid wel veranderen en van invloed zijn op de verdeling tussen afvoer via drainage en aanvoer naar maaiveld.

Problematisch bij het doorrekenen van het korte termijn scenario is dat de drainagebasis en drainageweerstand die horen bij de door het regionale model gegenereerde stijghoogtereeksen niet bekend zijn. Op basis van de maatregelen kaarten is een schatting gemaakt van de veranderingen. Omdat het gaat om maatregelen op wat grotere afstanden wordt het lokale ondiepe ontwateringssysteem (systeem 1) constant gehouden. Bij Stroothuizen worden sloten direct rond het

natuurgebied gedempt. De afstand van deze sloten tot S2 en S6 bedraagt 100-200 meter. Op basis van een vuistregel van Van der Gaast et al. (2006) zou de drainageweerstand tot deze sloten dan een factor 1.5 maal deze afstand bedragen. De drainageweerstand komt dan op 150- 300 dagen. Deze waarde komt goed overeen met de gevonden drainageweerstand van het tweede systeem bij S6_variant3 van 250 dagen. De drainageweerstand van het tweede systeem is bij S2 geschat op 665 dagen wat volgens de vuistregel overeenkomt met een slootafstand van ca. 440 meter. Hiermee komen voor S2 ook de sloten ten westen van het gebied in beeld. De drainagebasis van ca. 30 cm-mv wordt voor de scenario's aangehouden, maar 1 scenario wordt doorgerekend met een drainagebasis van -25 cm.

Bij Punthuizen is de drainageweerstand van het 2^e systeem met SWAP-PEST geschat op minimaal 900 dagen. Dit komt overeen met een slootafstand van ca. 1350 meter. De sloten ten westen van het reservaat lijken hiermee bepalend. In de maatregelenkaart wordt deze sloot verondiept naar 30 cm-mv. De sloten direct ten noordwesten worden verondiept naar 60-80 cm-mv, de iets verder gelegen sloten echter niet. Besloten is een diepte van 100 cm-mv aan te houden. In Tabel 3-9 zijn de voorgestelde modelaanpassingen samengevat. Om het aantal scenario's beperkt te houden zijn alleen de SWAP-modellen voor het korte termijn scenario aangepast. Gezien de onzekerheid in de drainageweerstand binnen het scenario is zowel een variant met een toename van 25% als een variant met een toename van 50% doorgerekend.

Tabel 3-9: Aangepaste drainagebasen en drainageniveau's in combinatie met het Korte termijn scenario.

Model	Locatie	Scenario	ϕ_{drain}^{-2}	γ_{drain_2}
P5_var1	Punthuizen	Korte termijn_basis	-117.3	900
		Korte termijn 1	-100.0	900
		korte termijn 2	-100.0	1125
		Korter termijn 3	100.0	1350
P15	Punthuizen	Huidig	-106.0	900
		Korte termijn 1	-100.0	900
		Korte termijn 2	-100.0	1125
		Korte termijn 3	-100.0	1350
S2	Stroothuizen	Huidig	-30.0	665
		Korte termijn 1	-30.0	831
		Korte termijn 2	-30.0	998
		Korte termijn 3	-25.0	665

Zoals al aangegeven compliceert het feit dat de bij de stijghoogtereeksen behorende informatie over drainagebasis en drainageweerstand niet beschikbaar zijn voor de analyse. Als bijvoorbeeld de in SWAP ingevoerde (geschatte) drainagebasis hoger is dan die behoort bij de door het regionale model gegenereerde stijghoogtereeks, dan zal de kwelflux afnemen omdat de freatische grondwaterstand dan verhoudingsgewijs meer stijgt dan de hard opgelegde stijghoogtereeks en de stijghoogtegradiënt verhoudingsgewijs afneemt. De in Tabel 3-10 opgenomen resultaten kunnen dan ook niet worden gebruikt om de voorgestelde maatregelen aan te toetsen of te evalueren.

Wel geven de resultaten inzicht in de gevoeligheid van de modelsimulaties voor de drainagebasis en drainageweerstand van het tweede meer grotere systeem. Bij Punthuizen blijkt een hogere drainagebasis in combinatie met stijghoogten uit het regionale model te resulteren in een afname van de jaargemiddelde opwaartse stroming bij ontbreken neerslaglens. Bij P5 bedraagt deze afname ca. 1 mm/d bij een verhoging van de drainagebasis met 17 cm. Bij P15 bedraagt de afname 0.4 mm/d bij een stijging van de drainagebasis met 6 cm. De gemodelleerde fluxen zijn dus gevoelig voor de in het model ingevoerde drainagebasis. Overigens blijft de flux bij deze aanpassingen nog steeds hoog. Het gemiddeld aandeel kwelwater in het bodemvocht op 10 cm diepte verandert nauwelijks, dit komt

omdat door het verhogen van de drainagebasis ook de drainageflux afneemt. Het verhogen van de drainageweerstand geeft een zeer beperkte stijging van de flux en het aandeel kwelwater in het bodemvocht. Dit komt omdat de drainageweerstand bij P5 en P15 al relatief hoog is in de SWAP modellen, een verdere verhoging heeft geen groot effect. Ook bij Stroothuizen zijn de modellen gevoelig voor het niveau van de drainagebasis, maar beperkter dan bij Punthuizen. Het verhogen van de drainageweerstand heeft hier nauwelijks effect op de flux naar de wortelzone, maar wel een licht positief effect op het percentage kwelwater in de wortelzone.

Tabel 3-10: Resultaten gevoeligheidsanalyse modelresultaten

Model	Locatie	Scenario	Gemiddeld aandeel kwelwater in het bodemvocht op 10 cm diepte (%)	Jaargemiddelde opwaartse stroming bij ontbreken neerslaglens (mm/d)
P5_var1	Punthuizen	Korte termijn_basis	59.9	5.4
		Korte termijn 1	57.1	4.44
		korte termijn 2	57.4	4.45
		Korter termijn 3	57.6	4.46
P15	Punthuizen	Korte termijn basis	58.3	4.8
		Korte termijn 1	57.6	4.4
		Korte termijn 2	57.7	4.5
		Korte termijn 3	58.1	4.5
S2	Stroothuizen	Korte termijn basis	2.60	0.20
		Korte termijn 1	2.14	0.18
		Korte termijn 2	2.16	0.17
		Korte termijn 3	2.44	0.18

Een mogelijke manier om meer gevoel te krijgen bij de drainagebasis en weerstand bij de locaties in het korte-termijn scenario is het modelleren van de gegenereerde tijdreeks met tijdreeksanalyse in *Menyanthes*. De met de tijdreeksanalyse afgeleide drainagebasis kan dan als input worden gebruikt voor het SWAP model. Daarnaast is het van groot belang om de stijghoogtes bij Stroothuizen beter te modelleren. Aanpassingen aan de overloophoogtes en maaiveldhoogten in het regionale model zijn hiervoor gewenst.

3.2.7 Discussie en conclusies

Uit de simulaties met een opgelegde stijghoogtemeetreeks als onderrandvoorwaarde en calibratie op gemeten grondwaterstanden lijken realistische fluxen naar voren te komen. Ook de patronen lijken goed overeen te komen met beschreven processen (o.a. Jansen et al., 2001; Jansen & Aggenbach 1990). In deze eerste poging is de calibratie van de SWAP-modellen omwille van de doorlooptijd en budget beperkt uitgevoerd. We bevelen aan in een volgende fase zou voor een aantal modellen de parameterruimte voor de drainageweerstand te verruimen en ook de opgelegde drainageniveaus te betrekken in de calibratie. Hiervoor moeten dan wel realistische grenzen voor opgesteld worden. Een nauwkeurige meting van maaiveldhoogtes en overstorthoogtes is hiervoor gewenst. Ook blijkt uit de analyse het belang van langdurige opnames van de grondwaterstanden op meerdere dieptes per locatie.

Op basis van de resultaten van de huidige modellen lijkt de kwelzone in Punthuizen in ieder geval deels nog te functioneren: er treden lokaal hoge kwelfluxen op en de kwelinvloed in de wortelzone is groot. De kwelflux is daarbij erg gevoelig voor de dynamiek van de diepere stijghoogte. Deze wordt bepaald door de variatie regionale stijghoogtes in combinatie met de opbolling van de freatische grondwaterstand in de omliggende dekzandruggen. Maatregelen in de omgeving die de grondwaterstand in deze dekzandruggen verhogen hebben dan ook direct effect op de waterbalans van het reservaat. Dit maakt het reservaat ook kwetsbaar voor variaties in het weer, en in het bijzonder voor droge winters. In droge winters, zoals de winter 1995-1996, treedt er nauwelijks kwel op en kan (tijdelijk) uitloging van basen verzuring optreden (2.2).

In de zones met basenrijke kwel in Stroothuizen is de kwelflux gering. Netto treedt hier zelfs lichte wegzijging op en het aandeel van kwelinvloed in de wortelzone is gemiddeld laag. Dit betekent dat ondanks periodieke kwel in natte perioden de invloed van neerslagwater in de wortelzone groot is. De meteorologische variatie werkt minder sterk door op de kwelfluxen en kwelinvloed in de wortelzone dan in Punthuizen, maar desondanks vertoont de kwelflux variatie in de tijd. Op basis van de modelsimulaties lijkt gedurende een lange periode (1993-2001) slechts een beperkte aanvoer van grondwater naar de wortelzone te zijn opgetreden. In de periode voor 1993 trad deze aanvoer wel op (natte winters), en ook in de periode 2001-2004 lijkt de aanvoer weer op te treden.

De scenario's met kortetermijn- en langetermijnmaatregelen hebben volgens de modelsimulaties een beperkt positief effect op de aanvoer van grondwater naar de wortelzone. De effecten zijn absoluut gezien duidelijk groter dan in Stroothuizen. Problematisch bij het doorrekenen van de scenario's is echter dat de drainagebasis en drainageweerstand die horen bij de door het regionale model gegenereerde stijghoogtereeksen niet bekend zijn. De resultaten kunnen dan ook niet worden gebruikt om de voorgestelde maatregelen aan te toetsen of te evalueren. Wel geven de resultaten inzicht in de gevoeligheid van de modelsimulaties voor de drainagebasis en drainageweerstand van het tweede meer grotere systeem. Hieruit blijkt vooral een gevoeligheid voor de drainagebasis, het is zoals eerder aangegeven voor een vervolg aan te raden om deze niveaus te betrekken in de analyse.

4 Synthese

4.1 Beantwoording van de vragen

Hieronder geven we antwoord op de vragen. In Tabel 4-1 wordt per locatie met als doel een basenrijk vegetatietype een overzicht gegeven van de bevindingen uit Hoofdstuk 3.

1. ***Wat zijn de huidige basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit?***
2. ***Hoe hebben de basenverzadiging en zuurbuffercapaciteit zich in de afgelopen jaren ontwikkeld?***

In Punthuizen zijn in de kwelzone (Locaties P5 en P15) de basenverzadiging en bodem-pH over het algemeen hoog, maar vertoonde de basenverzadiging wel op een tijdschaal van enkele jaren een grote dynamiek. De hoge basenrijkdom gaat samen met een constante aanwezigheid van basenminnend blauwgrasland. Op locaties buiten de slenk en buiten deze kwelzone (P9 en P12) zijn de basenverzadiging en pH laag. Weliswaar hebben deze locaties een relatief basenarm doelvegetatietype (associatie van Veelstengelige waterbies), maar zijn deze onderhevig aan verzuring en deels ook afname van de basenverzadiging. Diepe ontwatering in de dekzandrug aan de westzijde van de slenk beperken de hoogte van de freatische stand hier sterk. Mogelijk ontbreekt aan de westzijde van de slenk een basenrijke kwelzone als gevolg van deze ontwatering. De berekende kwelfluxen zijn hier ook laag.

In Stroothuizen was een deel van de locaties al basenarm en is de basenrijkdom daar niet of nauwelijks hersteld na het nemen van interne herstelmaatregelen. Na het nemen van de maatregelen trad zelfs zwakke tot sterke verzuring op en een daling van de basenverzadiging. Een aantal locaties die na plaggen basenrijk zijn geworden, zijn daarna weer verzuurd. Daarbij ontwikkelt zich ook een basenarme en zure organische laag boven op het minerale profiel.

In Stroothuizen heeft de dynamiek van organische stof ook grote invloed op de ontwikkeling van de basenrijkdom. Door tijdelijke afbraak van organische stof kunnen de basenverzadiging en pH tijdelijk stijgen; accumulatie van humus bevordert bij een te geringe kwelflux een daling van de basenverzadiging en pH. De basenminnende doeltypen hebben zich daardoor in Stroothuizen op de meeste locaties niet duurzaam ontwikkeld.

Samenvattend: in Punthuizen is een hoge basenrijkdom kwetsbaar voor langere periodes van droogte, maar deze kan zich in natte jaren door hoge kwelfluxen snel herstellen. In Stroothuizen is dat niet het geval; daar is een hoge basenrijkdom niet duurzaam.

3. ***Wat is de waterkwaliteit van het kwellende grondwater ter plaatse?***

De basenrijkdom (Ca+Mg+K+Na) en het bicarbonaatgehalte van het toestromende grondwater verschillen aanzienlijk tussen beide gebieden. De kwelzone van Punthuizen heeft toestroming van zeer basenrijk grondwater. In Stroothuizen is het toestromende grondwater vaak minder basenrijk. Er is in dit gebied maar één locatie waar het toestromende grondwater een vergelijkbaar hoog basengehalte heeft als in Punthuizen. De basenrijkdom en het bicarbonaatgehalte worden tevens sterk beïnvloed door de dynamiek van de freatische stand. In droge periode treedt zuurvorming op door oxidatieprocessen. Dit verlaagt tijdelijk de het bicarbonaatgehalte en kan zorgen voor desorptie van basen en daarmee voor tijdelijke uitloging. Het optreden van verzuring door lage grondwaterstanden verschilt per locatie. Die verschillen zijn vermoedelijk te wijten aan verschillen in sulfidegehalte en gereduceerde ijzerverbindingen en het diepteprofiel van deze mineralen. Zuurvorming trad op in de zomerperiodes en ook sterk in de periode met droge winters (1995-1997). Verder was er een locatie (S19) waar langdurige afbraak organische stof zorgde voor sterke desorptie van calcium en daardoor voor hoge Ca-concentraties ondiep in het profiel.

De patronen in van de basenrijkdom van het ondiepe grondwater worden sterk bepaald door de balans van kwel en wegzijging en de dynamiek daarvan. Deze verschillen sterk tussen Stroothuizen en Punthuizen. De SWAP-modelleringen laten zien dat Punthuizen een hoge netto-kwelflux heeft, terwijl Stroothuizen netto wegzijging heeft. In Punthuizen treedt gedurende de winter en het voorjaar een sterke kwelflux op in de oostrand van de slenk. De modelberekeningen laten dan ook zien dat gedurende een lange tijd het aandeel van grondwater in de wortelzone hoog is. Dit blijkt ook uit de geringe stratificatie van de Ca- en HCO₃-concentratie in het profiel gedurende de kwelperioden. In de kwelperiode is dat overal vrijwel even hoog. In Stroothuizen treedt in een groot deel van de natte periode geen kwel op, maar juist wegzijging. In de winterperiode treedt daardoor infiltratie van relatief basenarm neerslag- en oppervlaktewater. Veel van de locaties laten daarom van ondiep naar dieper in het profiel oplopende Ca- en HCO₃-concentraties zien. De berekeningen van het grondwateraandeel in de bodemtoplaag (10 cm-mv) met SWAP geeft aan dat op de locaties in Stroothuizen grotendeels uit neerslagwater bestaat. Aan het eind van het natte seizoen gaat door het uitzakken van het freatisch peil en het opgang komen van verdamping wel kwelinvloed optreden. Deze 'kwelflux' heeft door de diepe indringing van neerslagwater dan vaak een relatief lage basenrijkdom. Het stagante karakter van water in de slenk van Stroothuizen blijkt ook uit de hoge indampfactor die kan worden afgeleid uit de metingen van chloride en de SWAP-modelleringen. Met de afwisseling van een geringe opwaartse en neerwaartse stroming, terwijl de planten behoorlijk verdampen, ontstaat een ingedikte waterlaag die heen en weer beweegt in de bodem. Drempels die van invloed zijn op de afvoer van oppervlaktewater hebben hier vermoedelijk geen grote invloed op. Op de locaties in Stroothuizen treedt alleen in natte jaren kortstondig aanvoer op van puur grondwater naar de bodemtoplaag. In de jaren '90 was er ook een meerjarige periode zonder dat er weinig verdund grondwater de wortelzone bereikte.

Samenvattend: de kwelzone met blauwgrasland in Punthuizen heeft een hoge kwelflux met een hoge basenrijkdom. De periodieke kwelzones in Stroothuizen hebben kortstondig een geringe kwelflux die in geringe mate basen naar de wortelzone transporteren.

4. Hoe groot is benodigde kwelflux om die basenverzadiging op peil te brengen en te houden voor instandhouding van basenminnende habitattypen?

De benodigde kwelfluxberekeningen houden rekening met aanvoer van basen om 1) de bestaande organische-stofvoorraad basenrijk te maken, 2) nieuwe organische stof basenrijk te maken, 3) het verlies van basen door maaibeheer te compenseren en 4) verzurende atmosferische depositie te neutraliseren. In Punthuizen bedraagt de benodigde kwelflux 0.3 tot 0.9 mm/d (uitgemiddeld over het hele jaar). In Stroothuizen bedraagt dat duidelijk meer: ca. 1 tot 5 mm/d. De grotere vereiste kwelflux in Stroothuizen hangt samen met de minder hoge basenrijkdom van het toestromende grondwater, de aanwezigheid van een significante organische-stofvoorraad (ook na plaggen) met een lage tot matige basenverzadiging en de hoge accumulatiesnelheid van organische stof. De hoge accumulatiesnelheid in Stroothuizen hangt samen met een relatief hoge productiviteit van de vegetatie.

In Punthuizen is de actuele kwelflux bij het ontbreken van een neerslaglens, die is berekend met de SWAP-modellering, veel groter dan de noodzakelijk kwelflux (zie Tabel 4-1). Dit is dan ook een verklaring dat in Punthuizen tijdelijke uitloging door zuurvorming snel kan worden gecompenseerd. Het niet in de modellen meenemen van de benodigde flux om deze uitloging te compenseren heeft dan ook geen consequenties voor de conclusies. Voor locatie S2 in Stroothuizen is de actuele kwelflux bij het ontbreken van een neerslaglens (resp. 0.2 mm/d) juist meer dan één ordegrrootte kleiner dan de vereiste kwelflux (4.7 mm/d). De kwelfluxberekening gebaseerd op een toename van de basenvoorraad laat zien dat in de periode 1990-1999 de kwelflux zeer laag was (0.1 mm/d) en in de periode 1999-2009 duidelijk hoger (1.15 mm/d). Deze actuele kwelfluxen liggen dus ook nog onder het vereiste niveau. Locatie S2 was basenarm en hier is ook nauwelijks in basenverzadiging toegenomen. Voor locatie S6 in Stroothuizen is de actuele kwelflux bij het ontbreken van een neerslaglens (2.5 mm/d) juist hoger dan de vereiste kwelflux (1.3 mm/d). Bij opbouw van organische stof na het plaggen blijft de minerale toplaag een hoge basenverzadiging houden, maar ontwikkelt zich een basenarmere organische laag. De discrepantie tussen voldoende kwel en toch een verzurende toplaag kan twee oorzaken hebben: 1) de berekening van de actuele kwelflux bij het ontbreken van een neerslaglens gaat uit van een grondwateraandeel in de zone op 10 cm -mv van 1% of meer, wat betekent dat een aanzienlijk deel van de kwelflux nog steeds sterk met basenarm

regenwater kan zijn gemengd, wat ook blijkt uit de relatief lage basenrijkdom van het grondwater op 40-50 cm diepte; 2) basenrijk grondwater kan moeilijk in de organische laag doordringen, mogelijk door ongunstige capillaire eigenschappen. Verder zorgt de geringe kwelflux en netto wegzijging in Stroothuizen dat de verzurende werking van atmosferische depositie kan doorwerken op de bodem.

5. *Is een schatting te maken van de huidige en toekomstige kwelflux? Zo ja, hoe groot is deze en hoe betrouwbaar is de schatting?*

Ja, er kan een grove schatting worden gemaakt van de huidige kwelfluxen op de meeste geanalyseerde locaties. De SWAP modellen konden goed gecalibreerd worden en daarmee de huidige kwelflux en ook menging van grondwater en neerslagwater modelleren. De modellering met SWAP was mogelijk omdat er meerjarige meetreeksen beschikbaar waren van drie ondiepe peilbuisfilters op een locatie. Een belangrijke factor voor een goede berekening van de kwelflux is namelijk invoer van het verschil in freatische stand en de stijghoogte dieper in het freatische pakket. In deze eerste poging is de calibratie van de SWAP-modellen omwille van de doorlooptijd en budget beperkt uitgevoerd. Voor een volgende fase verdient het aanbeveling om voor een aantal modellen de parameterruimte voor de drainageweerstand te verruimen en ook de opgelegde drainageniveaus te betrekken in de calibratie.

Door het regionale grondwatermodel gegenereerde reeksen voor de grondwaterstand op het niveau van het diepste filter zijn gebruikt als invoerreeks in de opgestelde SWAP-modellen. Dit kon omdat het numerieke grondwatermodel vergaand verfijnd was voor de waterhuishouding van de natuurgebieden. Voor de kwelzone van Punthuizen konden de uitvoerreeksen rechtstreeks gebruikt worden wegens een bijzonder goede fit van de gemodelleerde huidige situatie op de gemeten waterstandsreeks. Voor Stroothuizen was een gedeeltelijke aanpassing van de uitvoerreeksen nodig door een gedeeltelijk mismatch van het numerieke model met gemeten standen (locatie S2). In het bovenstrooms deel van de slenk kon het numerieke grondwatermodel de waterstandsdynamiek niet goed volgen en kon hierdoor de kwelflux niet worden berekend (locatie S6). Problematisch bij het doorrekenen van de scenario's is echter dat de drainagebasis en drainageweerstand die horen bij de door het regionale model gegenereerde stijghoogtereeksen niet bekend zijn. De resultaten kunnen dan ook niet worden gebruikt om de voorgestelde maatregelen aan te toetsen of te evalueren. Wel geven de resultaten inzicht in de gevoeligheid van de modelsimulaties voor de drainagebasis en drainageweerstand van het tweede meer grotere systeem. Hieruit blijkt vooral een gevoeligheid voor de drainagebasis. Het is zoals eerder aangegeven voor een vervolg aan te raden om deze niveaus te betrekken in de analyse van het huidige systeem.

6. *Zijn de voorgenomen maatregelen voldoende voor duurzame instandhouding van de habitattypen?*

Zoals aangegeven, kunnen de scenario's niet met voldoende zekerheid worden geëvalueerd of getoetst met de SWAP-modellen door het ontbreken van de bij de aanpassingen in het model behorende veranderingen in drainageweerstand en drainagebasis op de onderzoekslocaties. Wel is aan de hand van de scenario's de gevoeligheid onderzocht. Voor Punthuizen zorgen de scenario's voor de Korte termijn en Lange termijn voor een verhoging van de kwelflux bij afwezigheid van een neerslaglens met 17 tot 43 % (locatie P15). Het Lange termijn scenario geeft daarbij de sterkste verhoging (26-43 %). Omdat de actuele kwelflux reeds de vereiste kwelflux overschrijdt, zorgen de scenario's voor een nog betere waarborg voor het handhaven van een hoge basenrijkdom. Verder is de kwelflux, en daarmee de basenflux, gedurende winter en het voorjaar in de blauwgraslandzone erg gevoelig voor de mate en vooral ook de duur van opbolling van de freatische stand in de dekzandruggen. Meteorologische variatie (zoals de periode gedurende 1996-1997) hebben daar grote invloed op. Maatregelen die de lokale opbolling en de duur daarvan in de dekzandruggen vergroten en maken het systeem minder gevoelig voor zulke meteorologische variatie en geven het systeem ook meer herstelvermogen van perioden met interne verzuring en uitloging van basen. De basenrijkdom kan door een langere periode van droogte echter snel achteruitgaan, hetgeen een bedreiging vormt voor de kwaliteit van de habitattypen. Soorten kunnen door de snelle verzuring lokaal verdwijnen en zijn dan voor hervestiging afhankelijk van een nabije populatie die de verzuringspiek wél heeft doorstaan. Er is geen garantie dat die dan ook beschikbaar is. Hoewel na een verzuringspiek een snel herstel van de basenrijkdom van het ondiepe grondwater optreedt indien het weer natter wordt, kan dus toch onherstelbare schade aan het habitatype ontstaan. In feite is de robuustheid van de

standplaatsfactoren die noodzakelijk is om behoud van kwaliteit van het habitatype te garanderen, onvoldoende en is, mede gezien de beperkte omvang van de gebieden, verhoging van de grondwaterstanden in de zomer en het najaar nodig om die robuustheid te bereiken. De zomer en het najaar zijn voor oxidatieprocessen met zuurvorming de meest gevoelige periode, omdat dat redoxprocessen sneller verlopen bij een hogere temperatuur. Het systeem kan ook minder gevoelig worden gemaakt voor periodieke verzuring door opbouw van verzuringscapaciteit zoveel mogelijk tegen te gaan. Een eenvoudige maatregel is om de sloot die nog steeds sulfaatrijk oppervlaktewater aanvoert te dempen. Ook het stoppen van bemesting in de intrekgebieden van de voedende lokale systemen, draagt daaraan bij. Verder draagt een hogere grondwaterstand in de zomer en het najaar ook bij aan het verminderen van negatieve effecten van klimaatsverandering waarbij drogere zomers kunnen gaan optreden.

In de westzijde van de slenk van Punthuizen treedt momenteel kwel in winter/voorjaarsperioden niet op. Een zone met kwel van basenrijk grondwater kan hier ontbreken door diepe sloten in de dekzandrug aan de westzijde en de dichte ligging op de diep drainerende Puntbeek. De maatregelen in het Lange termijn scenario kunnen daardoor bijdragen aan herstel van een basenrijke kwelzone. Indien dit herstel optreedt kan het areaal blauwgrasland zich uitbreiden en kan het beter bestand zijn tegen fluctuaties van het systeem.

Voor locatie S2 in Stroothuizen zorgen 'de kortetermijnmaatregelen voor de PAS absoluut bezien voor een zeer geringe verhoging van de kwelflux bij afwezigheid van een neerslaglens (voor beide scenario's een verhoging met 0.1 mm/d). Daarmee blijft de kwelflux in het benedenstroomse deel van de slenk ver onder de vereiste kwelflux. Meer bovenstrooms was het niet mogelijk om toekomstige kwelfluxen te berekenen (zie antwoord op vraag 5). Voor Stroothuizen zijn maatregelen die de stijghoogte in het freatische pakket sterk verhogen cruciaal. De geëvalueerde scenario's verhogen de stijghoogte slechts met ca. 10 cm. Een sterkere verhoging zal de wegzijging van regenwater substantieel verminderen en toestroming van basenrijk grondwater naar de wortelzone bevorderen.

Tabel 4-1: Samenvatting van de bevindingen per meetlocatie in Stroothuizen en Punthuizen. In deze tabel zijn alleen de locaties met een basenrijk doeltype opgenomen.

Locatie	Doeltype	Doeltype bereikt en duurzaam	Toestand/ trend pH en basenverzadiging	Proces voorraad org. stof en basen	Basenrijkdom grondwater	Kwelflux op basis van toename Ca+Mg+Na+K bodem	Noodzakelijke kwelflux voor hoge basenrijkdom	Netto flux water (+ is kwel, - is wegzijging)	Gem. aandeel kwelwater in bodemvocht op 10 cm diepte	Opwaartse stroming bij onthreken neerlagens			
										huidig	huidig	Scenario korte termijn	Scenario lange termijn
					meq/l	mm/d	mm/d	mm/d	(%)	mm/d	mm/d	mm/d	mm/d
Punthuizen													
P5	Cirsio-Molinietum parassietosum	aanwezig maar fluctuerende basenrijkdom	basenrijk en tijdelijk matig basenrijk	org. stof ca. stabiel, basen iets fluctuerend	6.15		0.3	5.6	76	6.1	4.6	5.4	5.8
P15	Cirsio-Molinietum parassietosum	aanwezig maar fluctuerende basenrijkdom	basenrijk en tijdelijk matig basenrijk	langzame org.stof accumulatie, basen eerst sterke uitloging en dan sterke toename	5.28	0.46	0.9	2.9	58	3.5	4.1	5.2	5.9
Stroothuizen													
S1	Cirsio-Molinietum/ Caricion davallianae	nee	nu basenarm, sterk verzuurd	sterke org.stof accumulatie, basen laag en stabiel	2.53		2.4						
S2	Cirsio-Molinietum/ Caricion davallianae	nee	basenarm, minerale top laag iets basenrijker geworden, basenarme ectorganische laag	sterke org.stof accumulatie, basen eerst geringe en daarna sterkere stijging	1.84	voor 1999: 0.1 na 1999: 1.15	4.9	-0.7	0.2	0.2	0.09	0.18	0.2
S3	Cirsio-Molinietum/ Caricion davallianae	nee	nu basenarm, verzuurd	sterke org.stof accumulatie, basen laag en ca. stabiel	3.25		2.2						
S5	Samolo-Urtionetum	nee, sterk gebuifderde slenk vegetatie	na plaggen basenrijk (5 j)	afbraak org. stof en uitloging basen	6.21								
S6	Cirsio-Molinietum/ Caricion davallianae	nee	na plaggen basenrijk, minerale top laag blijft basenrijk maar licht verzuurd, basenarme ectorganische laag	eerst afbraak org. stof en uitloging basen, daarna sterke org.stof accumulatie en toename basen	6.21	0.31	1.3	-0.5	0.1	2.5	NA	NA	NA
S19	Samolo-Urtionetum	nee	matig basenrijk, minerale top laag licht verzuurd, basenarme ectorganische laag	afbraak org. stof en uitloging basen	3.28		1.2						

4.2 Aanbevelingen

Op basis van deze studie doen we de volgende aanbevelingen.

- De analyse van kwelfluxen is gebaseerd op waterstandmetingen t/m 2003, hydrochemische metingen t/m 1997-1999 en bodemchemische metingen tot en met 2009. Daardoor is de kwelflux in de situatie van de laatste jaren (bv 2010-2016) niet geanalyseerd. In deze studie is de analyse van 'actuele' kwelfluxen dus al gedateerd en betreft die vooral de situatie van 1990-2002. De invloed van de relatief droge periode van na 2002 met geringere kwelfluxen is daarom minder goed in beeld. Verlenging van de meetreeksen met hydro- en bodemchemische metingen wordt daarom aanbevolen. Tevens zou het hervatten van metingen van freatische stand en de stijghoogte in het freatische pakket op locaties in de (potentiele) kwelzone zeer zinvol zijn. Het hervatten van vegetatieopnamen in bij behorende permanente kwadranten geeft ook meer zicht op de mate van doelrealisatie voor de vegetatie.
- Een benadering vanuit zowel chemische balansen van de bodemtoplaag als hydrologische modellering van kwelfluxen en neerslaglazen, vullen elkaar sterk aan. De analyse van de chemische balans in de bodem vormt daarbij een belangrijke check op de resultaten van hydrologische modellering.
- Met gecalibreerde SWAP modellen kunnen op basis van de output van niet stationaire numerieke grondwatermodellen maatregelscenario's op kwelfluxen en neerslaglazen worden geëvalueerd. Een voorwaarde is dat het numerieke model adequaat het veelal niet-lineaire gedrag van de waterhuishouding in natuurgebieden kan modelleren. Problematisch bij het doorrekenen van de scenario's is echter dat de drainagebasis en drainageweerstand die horen bij de door het regionale model gegenereerde stijghoogtereeksen niet bekend zijn. Voor een vervolg wordt aangeraden om drainageniveaus te betrekken in de analyse van het huidige systeem.
- Plaggen en afgraven bevorderen hernieuwde accumulatie van organische stof en vergroten daarmee de noodzakelijk kwelflux voor handhaving van een basenrijke bodemtoplaag. Deze ingrepen moeten daarom pas worden uitgevoerd als de kwelflux voldoende is hersteld. Plaggen in systemen met kalkarme bodems zonder herstel van een voldoende hoge kwelflux is niet effectief en leidt hoogstens tot kortstondig tot basenrijke condities.
- Bij een productieve vegetatie worden veel meer basen afgevoerd dan bij een schrale vegetatie. Gemaaide eutrofe systemen vergen daarom een hogere kwelflux.
- De invloed van tijdelijke verzuring en uitloging van basen in droge perioden op de vereiste kwelfluxen kon niet gekwantificeerd worden. Een belangrijk aandachtspunt bij evaluaties van maatregelscenario's is daarom om te kijken of deze bijdragen aan minder diepe en minder lang uitzakkende grondwaterstanden in droge perioden.

5 Referenties

- Aggenbach, C.J.S. & Jansen, A.J.M. (2004). Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in beekdalen (Twenthe) en natte duinvalleien in het Renodunaal District (Goeree-Overflakkee). 2004/280-O, Ministerie van LNV, Ede.
- Aggenbach, C.J.S. & G. Cirkel (2016). Analyse actuele toestand en trends grondwater-kwaliteit Stroothuizen. KWR 2016.093, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein
- Appelo C.A.J., Postma D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. CRC Press, Amsterdam.
- Bor, M (2016). Hydrologische effectberekeningen PAS-maatregelen Punthuizen en Stroothuizen
- Bartholomeus, R. P. (2009). Moisture Matters; Climate-proof and process-based relationships between water, oxygen and vegetation. (PhD), VU University, Amsterdam.
- Blume H-P, Brümmer GW, Horn R, Kandeler E, Kögel-Knaber I, Kretzschmar R, Stahr K, Wilke B-M (2010) Lehrbuch der Bodenkunde. Spectrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Cirkel, D.G., Witte, J.P.M., van der Zee, S.E.A.T.M. (2010). Estimating seepage intensities from groundwater level time series by inverse modelling: A sensitivity analysis on wet meadow scenarios. *Journal of Hydrology*, 385(1-4): 132-142.
- Doherty, J., (2015). Calibration and Uncertainty Analysis for Complex Environmental Models. Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia. ISBN: 978-0-9943786-0-6.
- Pranger D.P. & M.E. Tolman (2011). Vegetatie- en plantensoortenkartering Dinkelland 2010. Rapport 902f-EGG P&T, EGG-consult/ Pranger & Tolman ecologen, Groningen.
- Jansen, A.J.M., C.J.S. Aggenbach (1990). Lokale hydrologische systeemanalyse van Stroothuizen in Twente. SWI 90.128, KIWA Hoofdafdeling Speurwerk, Nieuwegein.
- Jansen A.J.M. (1996). Hydro-ecologische systeemanalyse van Punthuizen (Noord-Oost Twenthe). Rapport 96.128, Kiwa, Nieuwegein.
- Oelmann Y., Broll G., Hälzel N., Kleinebecker T., Vogel A., Schwartze P. (2009). Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation* 142(12): 2941-2948.
- Jansen, A.J.M., Eysink, A.T.W., Maas, C. (2001). Hydrological processes in a *Cirsio-Molinietum* fen meadow: implications for restoration. *Ecol. Eng.*, 17: 3-20.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., Jacobs, C.M.J. (2008). SWAP version 3.4, Theory description and user manual. Alterra report 1649, Wageningen University and Research Centre, Wageningen.
- Van Wesemael, B. (1992) Soil organic matter in mediterranean forests and its implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. In. University of Amsterdam. p 140
- Von Asmuth, J.R., C. Maas, M.F.P. Bierkens, M. Bakker, T.N. Olsthoorn, D.G.Cirkel, I. Leunk, F. Schaars AND D.C. Von Asmuth (2012) Menyanthes: software for hydrogeologic time series analysis, interfacing data with physical insight. *Environmental Modelling & Software* 38: 178-190.

Bijlage I SWAP modellen bodemschematisatie

Profielbeschrijvingen varianten

Code	Locatie	Diepte		Omschrijving	Soillayer	SOIL PHYSICS				K0	LEXP	ALFAW
		van	tot			ORES	OSAT	ALFA	NPAR			
P5_var1	Punthuizen	0	4	wortels/dood mos	1	0.01	0.61	0.033	2.100	3.85	-0.35	0.033
	Punthuizen	4	10	humeus matig fijn zand	2	0.02	0.47	0.043	1.440	12.52	-1.06	0.043
	Punthuizen	10	140	matig fijn zand	3	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
P5_var2	Punthuizen	0	15	sterk humeus matig fijn zand	1	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Punthuizen	15	140	matig fijn zand	2	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
P9	Punthuizen	0	9	sterk humeus matig fijn zand	1	0.00	0.00	0.000	0.000	6.79	-2.26	0.000
	Punthuizen	8.5	140	matig fijn zand	2	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
P15	Punthuizen	0	9	sterk humeus matig fijn zand	1	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Punthuizen	8.5	140	matig fijn zand	2	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
S2	Stroothuizen	0	8	wortel en dood mos	1	0.01	0.61	0.033	2.100	3.85	-0.35	0.033
	Stroothuizen	8	15	sterk humeus matig fijn zand	2	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Stroothuizen	15	140	matig fijn zand	3	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
S6_var1	Stroothuizen	0	8	dode wortels/mos	1	0.01	0.61	0.033	2.100	2.93	-1.59	0.033
	Stroothuizen	8	12	sterk humeus matig fijn zand	2	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Stroothuizen	12	140	matig fijn zand	3	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021
S6_var2	Stroothuizen	0	8	dode wortels/mos	1	0.01	0.61	0.033	2.100	3.85	-0.35	0.033
	Stroothuizen	8	12	sterk humeus matig fijn zand	2	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Stroothuizen	12	140	matig grof zand	3	0.01	0.32	0.052	2.374	25.00	0.00	0.052
S6_var1	Stroothuizen	0	8	dode wortels/mos	1	0.01	0.61	0.033	2.100	2.93	-1.59	0.033
	Stroothuizen	8	12	sterk humeus matig fijn zand	2	0.01	0.52	0.039	1.273	6.79	-2.26	0.039
	Stroothuizen	12	140	matig fijn zand	3	0.02	0.38	0.021	1.951	12.68	0.17	0.021

Discretisatie modellen

P5_var1					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	4	0.5	8	4
2	2	6	1	6	10
3	3	30	1	30	40
3	4	100	10	10	140
P5_var2					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	15	0.5	30	15
2	2	25	1	25	40
2	3	100	10	10	140
P9					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	9	0.5	18	9
2	2	31	1	31	40
2	3	100	10	10	140
P15					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	9	0.5	18	9
2	2	31	1	31	40
2	3	100	10	10	140
S2					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	8	0.5	16	8
2	2	7	1	7	15
3	3	5	1	5	20
3	4	120	10	12	140
S6_var1					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	8	0.5	16	8
2	2	4	1	4	12
3	3	8	1	8	20
3	4	120	10	12	140
S6_var2					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	8	0.5	16	8
2	2	4	1	4	12
3	3	8	1	8	20
3	4	120	10	12	140
S6_var3					
ISOILLAY	ISUBLAY	HSUBLAY	HCOMP	NCOMP	H_cum
1	1	8	0.5	16	8
2	2	4	1	4	12
3	3	8	1	8	20
3	4	120	10	12	140

Drainagesysteem varianten (initiële waarden)

Code	drainageweerstand (d)	
P5	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	30
	drainageweerstand 2	1078
P9	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	531
P15	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	50
	drainageweerstand 2	1030
S2	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	20
	drainageweerstand 2	495
S6	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	21
	drainageweerstand 2	532
S6_var3	runoff res.	0.5
	drainageweerstand 1	21
	drainageweerstand 2	532