



UvA-DARE (Digital Academic Repository)

Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen

Cusell, C.; Kooijman, A.; Lamers, L.; van Wirdum, G.

Publication date

2013

Document Version

Final published version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Cusell, C., Kooijman, A., Lamers, L., & van Wirdum, G. (2013). *Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen*. (Rapport - DKI; No. 2013/OBN171-LZ). Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken.

General rights

It is not permitted to download or to forward/distribute the text or part of it without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), other than for strictly personal, individual use, unless the work is under an open content license (like Creative Commons).

Disclaimer/Complaints regulations

If you believe that digital publication of certain material infringes any of your rights or (privacy) interests, please let the Library know, stating your reasons. In case of a legitimate complaint, the Library will make the material inaccessible and/or remove it from the website. Please Ask the Library: <https://uba.uva.nl/en/contact>, or a letter to: Library of the University of Amsterdam, Secretariat, Singel 425, 1012 WP Amsterdam, The Netherlands. You will be contacted as soon as possible.

Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen

Casper Cusell
Annemieke Kooijman
Leon Lamers
Geert van Wirdum



© 2013 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2013/OBN171-LZ
Den Haag, 2013

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN1171-LZ.

Oplage Uitsluitend online als pdf

Samenstelling Casper Cusell, Universiteit van Amsterdam
 Annemieke Kooijman, Universiteit van Amsterdam
 Leon Lamers, Radboud Universiteit Nijmegen
 Geert van Wirdum, Deltares

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur
 Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
 Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
 Telefoon : 030 693 01 30
 Fax : 030 693 36 21
 E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. Eén van de habitattypen die vallen onder Natura2000, H7140 basenrijke trilvenen, staat centraal in dit onderzoek. De Wieden en de Weerribben, onderwerp van dit rapport, zijn onder andere vanwege dit habitatype aangewezen als Natura 2000-terrein. Daarnaast geldt ook een 'sense of urgency' wat betreft waterkwaliteit.

Het doel van deze pilot-studie is inzicht te krijgen in de voor- en nadelen van peilfluctuaties voor jonge verlandingsstadia, trilvenen en veenmosrietlanden in de Wieden en de Weerribben.

In het voorliggende rapport worden onder andere de resultaten van een praktijkproef, een kolomexperiment, een gebiedsbrede inventarisatie van chemische eigenschappen van de bodem en het water en een vergelijking van standplaatsen van 3 schorpioenmossoorten behandeld.

Deze pilotstudie is echter onderdeel van een groter pakket aan onderzoeksvragen ten aanzien van het effect van flexibel peilbeheer in laagveengebieden in het algemeen, en de ontwikkeling en het beheer van trilvenen in de Wieden en de Weerribben in het bijzonder. Dit aanvullende onderzoek, dat mede is gefinancierd door het Waterschap Reest en Wieden en de provincie Overijssel, is op 15 november 2009 gestart en liep tot 31 december 2012.

In hoofdstuk 8 vindt u de synthese waarin de (mogelijke) effecten van een flexibel waterpeil op een rij worden gezet.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Inhoudsopgave

1	Inleiding	21
2	De praktijkproef	25
2.1	Inleiding en methode	25
2.2	De nulsituatie	28
2.3	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de dynamiek van kraggen	31
2.4	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de buffercapaciteit en pH	39
2.5	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de nutriëntbeschikbaarheid	49
2.6	Conclusies en aanbevelingen	58
3	Het kolomexperiment	60
3.1	Inleiding en methode	60
3.2	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de dynamiek van kraggen	63
3.3	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de buffercapaciteit en pH	67
3.4	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de nutriëntbeschikbaarheid	74
3.5	Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de respons van de vegetatie	81
3.6	Conclusies en aanbevelingen	88
4	Inundatie en nutriëntenlast op het landschapsniveau	92
4.1	De dynamiek van kraggen tijdens hoge waterstanden	92
4.2	Buffercapaciteit en pH	96
4.3	Nutriëntbeschikbaarheid	100
4.4	Conclusies en aanbevelingen	114

5	Effecten van overstroming op Geel, Groen en Rood schorpioenmos	117
5.1	Inleiding en methode	117
5.2	Resultaten	119
5.3	Conclusies en aanbevelingen	133
6	Synthese	138
6.1	Effecten van flexibel peil op de waterstand	138
6.2	Mogelijke effecten van een hoger winterpeil	139
6.3	Mogelijke effecten van een lager zomerpeil	143
6.4	Mogelijke effecten van flexibel peil op standplaats- en gebiedsniveau	145
	Dankwoord	152
	Literatuurlijst	153
Bijlage 1	Methodes Bodemextracties	161

Samenvatting

Uitkomsten van het onderzoek:

De meest soortenrijke levensgemeenschappen komen in Nederland in laagveengebieden voor. Met name wanneer er sprake is van basenrijk water en voedselarme condities kunnen deze gemeenschappen zich kwalitatief goed ontwikkelen. Goed ontwikkelde schorpioenmosrijke trilvenen behoren tot de meest bijzondere van deze gemeenschappen en komen vrijwel alleen nog voor in NW-Overijssel voor. Dit gebied is zowel door ecologische kwaliteit als omvang het belangrijkste laagveengebied van Nederland.

Voor behoud en restauratie van basenrijke venen is de aanvoer van bicarbonaat en basenrijk water van groot belang. Het water dient eveneens fosfaat en sulfaatarm te zijn. In deze studie is onderzocht of het invoeren van een meer natuurlijk peilregime in NW-Overijssel, met peilverhogingen in de winter en peilverlagingen in de zomer, zou kunnen leiden tot meer aanvoer van basenrijk water, waardoor de buffercapaciteit van het veen kan worden verhoogd. Tevens is gekeken wat de gevolgen van een natuurlijker peilregime zouden kunnen zijn voor de nutriënten huishouding.

In tabel 1.1 worden de uitkomsten van het onderzoek samengevat. De gevolgen van een verhoogd waterpeil hangen sterk samen met het type kragge, het jaargetijde en de duur van de peilverhoging.

Peilverhogingen hebben geen effecten op meedrijvende kraggen en opzwellend veen, zelfs niet als de peilverhoging 2 maanden duurt, terwijl er bij vaste kraggen d.m.v. inundaties wel aanrijking van basenrijk water kan optreden. Het maakt vervolgens wel uit in welk seizoen deze inundaties optreden. In de winter leiden korte inundaties van 1 à 2 weken niet tot infiltratie van het basenrijke water, omdat er weinig verdamping plaatsvindt, maar in de zomer gebeurt dit wel. Verder blijkt uit kolomexperimenten dat langer durende inundaties in de winter pas na 3 tot 5 weken leiden tot een verhoging van de buffercapaciteit. Ten slotte is het bij inundaties van cruciaal belang om kennis van de water- en kraggenkwaliteit te hebben. Inundaties kunnen bij kraggen met relatief veel fosfor t.o.v. ijzer en calcium namelijk leiden tot mobilisatie van fosfaat en verhoogde P-beschikbaarheid, en inundatie met P-rijk oppervlaktewater leidt automatisch tot verhoogde P-beschikbaarheid. Daarnaast blijkt uit de kolomexperimenten dat inundatie met SO_4 -rijk water kan leiden tot sulfide toxiciteit bij schorpioenmossen.

Het is duidelijk geworden dat peilverlagingen geen effect hebben op meedrijvende kraggen of inkrimpend veen, zelfs niet als het peil 2 maanden wordt verlaagd. Door erg natte weersomstandigheden tijdens het uitgevoerde onderzoek is het niet mogelijk gebleken om het effect van korte peilverlagingen in de zomer goed te bepalen. Door gebruik te maken van kolomexperimenten is het effect van lange peildalingen op vaste kraggen getest. Hieruit blijkt dat de vitaliteit van schorpioenmossen afneemt bij verdroging, en dat er al na ongeveer 5 weken verzuring door oxidatie

processen in vaste kraggen optreedt. Welke invloed peildalingen of de nutriënt beschikbaarheid heeft is nog onduidelijk, maar de mineralisatie van organisch materiaal lijkt toe te nemen.

Uit het onderzoek blijkt tevens dat de gevolgen van een flexibel waterpeil waarschijnlijk niet overal in de boezem hetzelfde zullen zijn. Door verschillen in water- en bodemkwaliteit binnen de boezem zullen de effecten van een flexibel peilbeheer verschillen per locatie, waarbij de meer geïsoleerde locaties minder gevaar ondervinden van P-eutrofiëring dan locaties nabij gemalen:

- **kwaliteit van het aangevoerde oppervlaktewater.** Hoewel de P-concentraties in het oppervlaktewater relatief laag zijn, komen in de buurt van poldergemalen en vaarten hogere P-concentraties voor, vooral gedurende de winter. In de praktijkproef speelde P-eutrofiëring geen rol door de goede kwaliteit van het oppervlaktewater, maar nabij poldergemalen en vaarten is het risico op eutrofiëring tijdens inundatie dus wel degelijk aanwezig.
- **kwaliteit van de bodem.** Uit het kolomexperiment blijkt dat bodems met relatief veel fosfor t.o.v. ijzer en calcium gevoelig zijn voor P-eutrofiëring tijdens peilveranderingen. Dit is van belang omdat de P-beschikbaarheid in onderwaterbodems afneemt gaande van gemalen naar goed ontwikkelde petgaten. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een verschuiving van vooral mineraal fosfor en ijzer bij gemalen naar vooral organisch gefixeerd fosfor bij goed ontwikkelde petgaten.

Op basis van de hierboven beschreven resultaten wordt geconcludeerd dat de invoering van het voorgestelde meer flexibele peilbeheer, met een peilverhoging van 15 cm gedurende 1½ week in de winter en een peilverlaging van 10 cm gedurende 1½ week in de zomer, niet het gewenste effect zal hebben. De korte inundaties in de winter hebben geen effect, en lagere waterpeilen in de zomer hebben mogelijk zelfs een negatief effect. De positieve effecten van onverwachte inundaties gedurende de zomer en langdurende inundaties in het kolomexperiment, doen echter vermoeden dat een ander peilregime wel degelijk een positief effect kan hebben. Om te bepalen welk peilregime het meest geschikt is voor NW-Overijssel is echter vervolgonderzoek nodig. Het wordt dan ook aanbevolen om de volgende onderzoeksvragen te beantwoorden, voordat een definitief besluit wordt genomen:

Vervolgonderzoek:

- Welke factoren bepalen of een kragge wel/niet gaat drijven/opzwellen bij bepaalde peilstanden?
- Treedt er in vaste kraggen verzuring en/of eutrofiëring op tijdens korte peildalingen?
- Treedt er tijdens inundaties uitwisseling op tussen de moslaag en het inundatiewater?
- Leiden inundaties in de zomer ook in het veld tot snellere indringing van het bovenstaande water dan in de winter?
- Wat zijn de gevolgen van inundaties met P-rijk water?
- In welke mate leidt de extra P-vracht tijdens hoge waterstanden tot meer P-sorptie in de bodems van de boezem?
- Welke locaties zijn in potentie gevoelig voor P-mobilisatie tijdens inundatie, doordat ze relatief veel P (en S) in de bodem bevatten dat aan Fe gebonden is?
- Wat zijn de gevolgen van flexibelere waterstanden voor vegetatietypen die in dit onderzoek niet zijn meegenomen, maar wel veel voorkomen

in de boezem van NW-Overijssel (o.a. aquatische vegetaties & hoogveenbossen).

Tabel 1.1: Voorlopige conclusies omtrent het invoeren van flexibelere waterstanden in veengebieden. Er is onderscheidt gemaakt tussen effecten op de dynamiek van het peil en de kragge (a), effecten op de buffercapaciteit (b), eutrofiëringseffecten (c) en effecten op de vegetatie (d). Per conclusie is aangegeven waar deze op gebaseerd is: GA = gebiedsanalyse, KP = kolomproef, MO = SOBEK-model, SO = standplaatsonderzoek schorpioenmossen, VP = veldproef, L1 = Waterschap Reest en Wieden (2004), L2 = IPCC (2007) en L3 = Schouwenberg & van Wirdum (1998).

a.	Korte peilverhoging (10 dagen)	Lange peilverhoging (maanden)	Korte peilverlaging (10 dagen)	Lange peilverlaging (maanden)
Peil- en Kraggedynamiek	<p>1. Inundatie kan, maar hoeft niet op te treden. Bij vast- liggende kraggen gebeurt dit wel, bij opzwellende of drijvende kraggen niet. (VP)</p> <p>2. Bij geringe peilverhogingen in de zomer lijkt op veel locaties met schorpioenmos inundatie op te treden (GA)</p>	<p>1. Er zijn alleen drijvende kraggen gemonitoord, en hier traden geen verschillen op in de waterstand (VP)</p>	<p>1. Grotere peildaling in vast- liggende dan drijvende kraggen (VP)</p> <p>2. Weersfluctuaties van grote invloed op peil in kragge (VP)</p> <p>3. In werkelijkheid zullen korte peildalingen alleen incidenteel voorkomen (L1), dit kan frequenter worden door klimaat-verandering (L2)</p>	<p>1. Er zijn alleen drijvende kraggen gemonitoord, en hier traden geen verschillen op in de waterstand (VP)</p>

b.	Korte peilverhoging (10 dagen)	Lange peilverhoging (maanden)	Korte peilverlaging (10 dagen)	Lange peilverlaging (maanden)
<p>Buffercapaciteit En Verzuring</p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. Inundatiewater trekt kragge niet in (VP) 2. Geen verandering buffercapaciteit of pH op 10cm (VP) 3. Laterale indringing van baserijk water onderin de kragge speelt mogelijk een rol (VP, L3) 4. Mogelijk uitwisseling tussen H uit moslaag en Ca/Mg uit inundatie-water (VP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. Door verdamping wordt inundatiewater de kragge ingetrokken (VP) 2. Verhoging buffercapaciteit op 10cm door aanvoer baserijk water en (tijdelijke) reductieprocessen, pH blijft gelijk (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. Geen verandering buffercapaciteit of pH op 10cm (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. Inundatiewater trekt kragge in, dit kan leiden tot Ca en vooral Fe-aanvoer. Afname totale Ca/Fe-ratio leidt mogelijk tot (tijdelijke) verzuring tijdens droogte (KP, SO) 2. Verhoging buffercapaciteit in bodemvocht door aanvoer baserijk water en reductieprocessen, pH blijft gelijk (KP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. Veel inundatiewater trekt kragge in door verdamping, dit kan leiden tot Ca en vooral Fe-aanvoer. Afname totale Ca/Fe-ratio leidt mogelijk tot (tijdelijke) verzuring tijdens droogte (KP, SO) 2. Verhoging buffercapaciteit in bodemvocht door aanvoer baserijk water en reductieprocessen, pH blijft gelijk (KP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. Geen verandering buffercapaciteit of pH op 10cm (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. <i>Geen resultaten door te veel neerslag</i> (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. Geen verandering buffercapaciteit of pH op 10cm (VP)</p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. Na 5 weken afname buffercapaciteit in moslaag door (tijdelijke) oxidatieprocessen, geen pH-daling (KP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. Na 5 weken afname buffercapaciteit in moslaag door (tijdelijke) oxidatieprocessen, alleen pH-daling bij Geel schorpioenmos na 12 weken (KP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. Geen verandering buffercapaciteit of pH op 10cm (VP)</p>

c.	Korte peilverhoging (10 dagen)	Lange peilverhoging (maanden)	Korte peilverlaging (10 dagen)	Lange peilverlaging (maanden)
Eutrofiëring en Redoxprocessen	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. Daling redoxpotentiaal op 10cm, maar geen Fe of SO₄-reductie. Waarschijnlijk door lage temperatuur en korte duur. (VP) 2. OrthoP op 10cm constant bij aanvoer van P-arm water (VP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. Daling redoxpotentiaal op 10cm met Fe en SO₄-reductie (VP) 2. OrthoP op 10cm constant bij aanvoer van P-arm water (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. Geen Fe of SO₄-reductie (VP) 2. OrthoP op 10cm constant (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. Fe en SO₄-reductie (KP) 2. OrthoP op 10cm constant bij Rood schorpioenmos, bij Geel schorpioenmos een toename. Dit lijkt af te hangen van de hoeveelheid P in kraggen t.o.v. Fe en Ca. (KP) 3. NH₄-ophoping op 10cm (KP) 4. Ophoping giftig vrij sulfide bij SO₄-rijk inundatiewater (KP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. Fe en SO₄-reductie (KP) 2. OrthoP op 10cm constant. Bij Geel schorpioenmos toename P-beschikbaarheid en P-opname van vegetatie. (KP) 3. Geen NH₄-ophoping op 10cm. Waarschijnlijk door nitrificatie en opname van vegetatie. (KP) 4. Beperkte ophoping vrij sulfide bij SO₄-rijk inundatiewater. Waarschijnlijk door zuurstof-verlies wortels. (KP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. Geen Fe of SO₄-reductie (VP) 2. OrthoP op 10cm constant (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. <i>Geen resultaten door te veel neerslag</i> (VP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. Geen Fe of SO₄-oxidatie (VP) 2. OrthoP op 10cm constant (VP)</p>	<p><u>Vaste kragge in winter:</u> 1. OrthoP op 10cm constant (KP)</p> <p><u>Vaste kragge in zomer:</u> 1. OrthoP op 10cm constant (KP)</p> <p><u>Drijvende kragge in winter:</u> 1. <i>Niet gemeten</i></p> <p><u>Drijvende kragge in zomer:</u> 1. Geen Fe of SO₄-oxidatie (VP) 2. OrthoP op 10cm constant (VP)</p>
d.	Korte peilverhoging (10 dagen)	Lange peilverhoging (maanden)	Korte peilverlaging (10 dagen)	Lange peilverlaging (maanden)
Vegetatie		<p><u>In winter:</u> 1. Na 7 maanden geen invloed op samenstelling en vitaliteit</p>		<p><u>In winter:</u> 1. Na 7 maanden is de vitaliteit van schorpioenmossen afgenomen,</p>

		<p>schorpioenmossen en vaatplanten (KP)</p> <p>2. Inundatiewater met veel SO₄ leidt tot een vitaliteitsafname van schorpioenmossen en een afname van kleine zegges (KP)</p> <p><u>In zomer:</u></p> <p>1. Na 7 maanden is de vitaliteit van schorpioenmossen toegenomen, maar geen invloed op samenstelling vaatplanten (KP)</p> <p>2. Inundatiewater met veel SO₄ leidt tot een vitaliteitsafname van schorpioenmossen en een afname van kleine zegges (KP)</p>		<p>maar het herstel- vermogen na vernatting is onbekend (KP)</p> <p>2. Geen invloed op samen-stelling vaatplanten (KP)</p> <p><u>In zomer:</u></p> <p>1. Na 7 maanden is de vitaliteit van schorpioenmossen sterk afgenomen, maar het herstel- vermogen na vernatting is onbekend (KP)</p> <p>2. Geen invloed op samen-stelling vaatplanten (KP)</p>
--	--	--	--	---

English summary

Results of this study:

Rich fens are base-rich and nutrient-poor peatland habitats with a high diversity of endangered plant species and are dominated by brown mosses like *Scorpidium scorpioides*. However, well-developed rich fens have become increasingly rare in the Netherlands. Nowadays, well-developed rich fens are almost exclusively found in NW-Overijssel, which makes Nature Park "De Wieden-Weerribben" not only the largest connected peatland in the Netherlands, but also the one with the highest ecological quality.

The supply of bicarbonate and calcium-rich, but nutrient-poor water is of utmost importance for the conservation and restoration of rich fens. This study evaluated whether application of a more flexible water level regime, with temporarily higher water tables in the winter and lower water tables in the summer, can lead to increased supply of base-rich water to improve base status and buffer capacity of fens. Potential effects on nutrient status were also studied.

The study consisted of a field-experiment in two different parts of the Nature reserve, in areas of approximately 10 ha. In the experimental area, water levels were artificially increased with 15 cm during a 1½ week period in winter, and lowered with 10 cm during a similar period in summer. Potential effects were measured before and after water level fluctuations, but also compared with control areas. To support the field-experiment, and to test potential effects of water level fluctuations under more controlled conditions and longer periods, a laboratory mesocosm experiment was also applied. Additional studies were conducted to put the results of field and mesocosm experiments in a wider perspective. The field-experiments were located in relatively isolated parts of the nature reserve with sufficient water quality, but the effects of more fluctuating water levels might be different in other parts of the nature reserve that do not have sufficient water and/or soil quality.

A summary of the results can be found in table 2.1. The effect of increased water tables depended on the type of fen, the season, the duration, and the soil and water quality. In the field-experiment, higher water tables did not have any effect on fens with floating root mats, not even after two months. On the other hand, non-floating fens were inundated with base-rich water. The effect of inundations, however, depended on the season. In the winter, inundation of 1½ week did not lead to actual infiltration, and base status did not change. Mesocosm-experiments under simulated winter conditions showed that buffer capacity only increased after three to five weeks of inundation, which suggests that a 1½ week period may be too short in winter. However, in the summer, when water levels increased due to high rainfall rather than to experimental manipulations, inundation of 1½ week actually improved base status of the fen. Possibly, higher rates of evapotranspiration created 'space' for infiltration, but this needs to be further tested. To understand potential eutrophying effects of high water tables and inundation,

information about soil and water quality is also needed. Inundation may lead to P-mobilization and increased P-availability in fens with relatively high soil P levels, compared to iron and calcium. Inundations with P-rich surface water will automatically lead to increased P-availability.

The effect of lower water tables could not be tested in the field, because precipitation was too high during the measuring periods. It is, however, clear that fens with floating root mats were not influenced by decreased watertables, not even after two months. Furthermore, mesocosm experiments showed oxidation and acidification after five weeks of lower water tables, which was accompanied by a decreased vitality of brown mosses.

The additional studied suggested that effects of flexible water tables may differ between fens and areas. The effects depend mainly on the following characteristics:

- **Quality of input water.** Although P-concentrations in the surface water were relative low in many parts of Nature Park De Wieden-Weerribben, they were too high near agricultural pumping stations and in the major channels, especially during the winter. Good quality of surface water and peat soil in the field experiments probably prevented P-eutrophication, but this risk is probably much larger near agricultural pumping stations and major channels.
- **Quality of soils.** In the mesocosm experiment, P-mobilization at high water levels only occurred in rich fen soils with relatively high P, and relatively low iron and calcium contents. This suggests that soils with high P are more susceptible for P-eutrophication. This is important, because in the area, P-availability showed large gradients from agricultural pumping stations to more isolated areas.

On the basis of this study, it is clear that the present application of a more flexible water level regime does not work. Inundation in the winter has no effect, possibly because a one week period is too short, and lower water levels in summer possibly have only negative effects. However, the positive effects of the unexpected summer inundation suggest that a slightly different approach may work. However, this needs further study.

Table 2.1: Preliminary conclusions about the introduction of a more flexible water regime in peatlands. Different sub-tables have been made to summarize the effects of flexible water regime on the dynamics of water- and soil levels (a), the buffer capacity (b), eutrophication (c) and the vegetation (d).

a.	Short-term increases (10 days)	Long-term increases (months)	Short-term decreases (10 days)	Long-term decreases (months)
Dynamics of water- and soil levels	<p>1. Inundation may occur, but only if the fen does not float or swells too much</p> <p>2. Relative small increases during the summer seem to lead to inundations at almost all locations with <i>Scorpidium</i> species</p>	<p>1. Only floating fens have been monitored, and water levels did not change</p>	<p>1. Larger decrease in non-floating than floating fens.</p> <p>2. Fluctuations in weather are of large importance on the water table</p> <p>3. Decreased watertables will only occur incidentally in reality, but maybe more frequent in the nearby future as a result of climate change</p>	<p>1. Only floating fens have been monitored, and water levels did not change</p>

b.	Short-term increases (10 days)	Long-term increases (months)	Short-term decreases (10 days)	Long-term decreases (months)
Buffer capacity and Acidification	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. Inundation water does not infiltrate 2. No change of buffer capacity or pH at 10cm 3. Lateral input of base-rich water beneath the fen may occur 4. Exchange between H from the moss-layer and Ca/Mg from the inundation water may occur</p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u> 1. Inundation water infiltrates, because of increased evapotranspiration 2. Increase of buffer capacity at 10cm by reduction processes and input of base-rich water. No change of pH.</p> <p><u>Floating fens during winter:</u> 1. No change of buffer capacity or pH at 10cm</p> <p><u>Floating fens during summer:</u> 1. <i>Not measured</i></p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. Inundation water infiltrates, leading to input of Ca and especially Fe. Decreased Ca/Fe-ratio may lead to acidification during dry periods. 2. Increase of buffer capacity in soil pore water by input of base-rich water, and after 3 weeks strong increase by reduction processes. No change of pH.</p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u> 1. Lots of inundation water infiltrates, leading to input of Ca and especially Fe. Decreased Ca/Fe-ratio may lead to acidification during dry periods. 2. Increase of buffer capacity in soil pore water by input of base-rich water, and after 3 weeks strong increase by reduction processes. No change of pH.</p> <p><u>Floating fens during winter:</u> 1. No change of buffer capacity or pH at 10cm</p> <p><u>Floating fens during summer:</u> 1. <i>Not measured</i></p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. <i>Not measured</i></p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u> 1. <i>No results</i></p> <p><u>Floating fens during winter:</u> 1. <i>Not measured</i></p> <p><u>Floating fens during summer:</u> 1. No change of buffer capacity or pH at 10cm</p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. After 5 weeks a decrease of the buffer capacity in the moss-layer by (temporary) oxidation processes. No change of pH.</p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u> 1. After 5 weeks a decrease of the buffer capacity in the moss-layer by (temporary) oxidation processes. pH only decreased at <i>Hamatocaulis vernicosus</i> after 12 weeks.</p> <p><u>Floating fens during winter:</u> 1. <i>Not measured</i></p> <p><u>Floating fens during summer:</u> 1. No change of buffer capacity or pH at 10cm</p>
c.	Short-term increases (10 days)	Long-term increases (months)	Short-term decreases (10 days)	Long-term decreases (months)
Eutrophication and Redox processes	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. Decrease redox potential at 10cm,</p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. Fe and SO₄-reduction</p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. <i>Not measured</i></p>	<p><u>Non-floating fens during winter:</u> 1. OrthoP constant at 10cm</p>

	<p>but no Fe or SO₄-reduction. No evidence of Fe or SO₄-reduction is probably caused by low temperatures or short period.</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm as long as P-poor input water</p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u></p> <p>1.Decrease redox potential at 10cm with Fe & SO₄-reduction</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm as long as P-poor input water</p> <p><u>Floating fens during winter:</u></p> <p>1.No reduction of Fe and SO₄</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm</p> <p><u>Floating fens during summer:</u></p> <p>1.<i>Not measured</i></p>	<p>2.OrthoP constant at 10cm for <i>Scorpidium scorpioides</i>, and an increase for <i>Hamatocaulis vernicosus</i>. Seems to depend on the amounts of P compared to Fe and Ca in the fen soils.</p> <p>3.NH₄-accumulation at 10cm</p> <p>4.Accumulation of toxic HS after addition of SO₄-rich inundation water</p> <p><u>Non-floating fens during summer:</u></p> <p>1.Fe and SO₄-reduction</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm. Increase in P-availability and P-uptake for <i>Hamatocaulis vernicosus</i>.</p> <p>3.No NH₄-accumulation at 10cm probably because of nitrification and plant uptake</p> <p>4.Limited HS-accumulation after addition of SO₄-rich inundation water. Probably through O₂-loss roots.</p> <p><u>Floating fens during winter:</u></p> <p>1.No reduction of Fe and SO₄</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm</p> <p><u>Floating fens during summer:</u></p> <p>1.<i>Not measured</i></p>	<p><u>Non-floating fens during summer:</u></p> <p>1.<i>No results</i></p> <p><u>Floating fens during winter:</u></p> <p>1.<i>Not measured</i></p> <p><u>Floating fens during summer:</u></p> <p>1.No oxidation of Fe and SO₄</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm</p>	<p><u>Non-floating fens during summer:</u></p> <p>1.OrthoP constant at 10cm</p> <p><u>Floating fens during winter:</u></p> <p>1.<i>Not measured</i></p> <p><u>Floating fens during summer:</u></p> <p>1.No oxidation of Fe and SO₄</p> <p>2.OrthoP constant at 10cm</p>
d.	Short-term increases (10 days)	Long-term increases (months)	Short-term decreases (10 days)	Long-term decreases (months)
Vegetation		<p><u>Winter:</u></p> <p>1.After 7 months no influence on vitality of brown mosses or plant species composition</p> <p>2.SO₄-rich inundation water led to a decrease of brown moss vitality</p>		<p><u>Winter:</u></p> <p>1.After 7 months a decrease of brown moss vitality, but may recover after rewetting</p> <p>2.No influence on plant species composition</p>

		<p>and to a decrease of small <i>Carex</i> species</p> <p><u>Summer:</u></p> <ol style="list-style-type: none">1. After 7 months an increase of brown moss vitality, but no influence on plant species composition2. SO₄-rich inundation water led to a decrease of brown moss vitality and to a decrease of small <i>Carex</i> species		<p><u>Summer:</u></p> <ol style="list-style-type: none">1. After 7 months a decrease of brown moss vitality, but may recover after rewetting2. No influence on plant species composition
--	--	--	--	---

1 Inleiding

Basenrijke trilvenen behoren tot de soortenrijkste levensgemeenschappen in Nederland (Westhof et al. 1971; Van Wirdum et al. 1992; Schaminée et al. 1995), en zijn prioritair habitats in het kader van de EU-Habitatrichtlijn (H7140). Goed ontwikkelde, schorpioenmosrijke trilvenen komen in Nederland vrijwel alleen nog voor in NW-Overijssel. Dit gebied is wat betreft omvang en ecologische kwaliteit het belangrijkste Nederlandse laagveengebied, en hotspot voor o.a. moerasmossen en -vlinders (Bijlsma et al. 2009). Het gebied is aangewezen als Natura 2000-terrein met een 'sense of urgency' wat betreft waterkwaliteit.

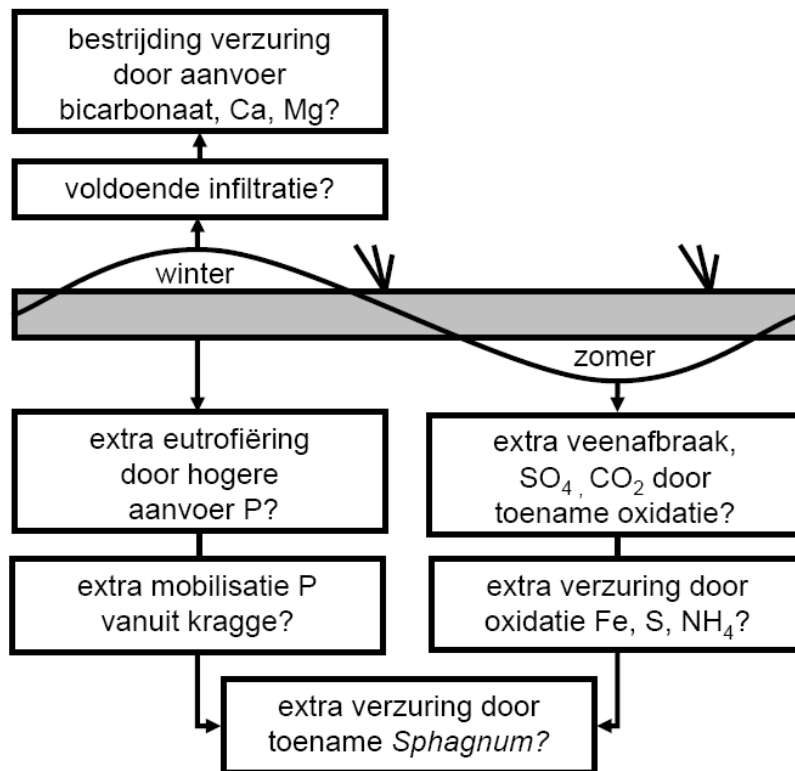
Voor een goede ontwikkeling van trilvenen is een goed functioneren van landschapsecologische processen van groot belang, waaronder de aanvoer van bicarbonaat- en basenrijk, maar fosfaatarm water, waardoor vervanging van schorpioenmossen door veenmos wordt tegengegaan of vertraagd (Kooijman 1993, Kooijman & Paulissen 2006), en het optreden van verlandings, waardoor de ontwikkeling van nieuwe trilvenen op gang komt. In verband met allerlei vormen van land- en watergebruik, worden waterpeilen in Nederland in toenemende mate constant gehouden. Het daarmee samenhangende vaste waterpeil wordt vaak gezien als een knelpunt voor succesvol beheer en ontwikkeling van natuur (Grootjans et al. 2001, Antheunisse et al. 2008). In dat verband wordt gezocht naar mogelijkheden om waterpeilen iets meer met het natuurlijke regime van neerslag en verdamping te laten meebewegen. In een klein, relatief goed geïsoleerd natuurgebied kan langer vasthouden van kwalitatief goed, 'gebiedseigen' water in de winter, en verminderde inlaat van vervuild water in de zomer, inderdaad tot verbetering leiden (Roelofs 1991; Lamers et al. 2006a, 2010).

Voor grotere en complexere gebieden als de boezem van NW-Overijssel ligt dit echter minder simpel. In De Wieden en De Weerribben bestaat het zogenaamde 'gebiedseigen' water voor een belangrijk deel uit vervuild water dat wordt opgepompt vanuit de polders. Op dit moment leidt deze input al tot een netto P-accumulatie in de boezem (Arcadis 2004). Het is dus de vraag of langer vasthouden van dit slechte water in de winter opweegt tegen het minder inlaten van 'gebiedsvreemd' water in de zomer. Dit probleem hangt samen met de verhouding tussen externe en interne bronnen van eutrofiering, waarover voor NW-Overijssel nog weinig bekend is. De P-beschikbaarheid kan worden beïnvloed door de aanvoer van fosfor van buiten, maar ook door chemische interacties ter plekke met ijzer, calcium en sulfaat (Lamers et al. 1998a, Lamers et al. 2006a).

Er wordt verwacht dat de buffercapaciteit van trilvenen en veenmosrietlanden hoger zal worden tijdens hoge waterstanden in de winter, door overstroming met bicarbonaat- en basenrijk water, en door de natte condities waarbij de alkaliniteit door reductieprocessen in de veenbodem omhoog gaat (o.a. Loeb et al. 2008a). Of dit ook daadwerkelijk zo is, moet worden onderzocht. Door de zuurstofarme condities tijdens overstromingen zou ook P-mobilisatie kunnen optreden, met name als er reductie van ijzer en sulfaat optreedt

(Boström et al. 1982; Caraco et al. 1989; Roelofs 1991; Smolders & Roelofs 1993; Koerselman & Verhoeven 1993; Lamers et al. 1998a, Lamers et al. 2001; Geurts et al. 2008a). Ook kan overstroming met fosfaatrijk water het risico met zich meebrengen dat eutrofiering de groeiplaatscondities stimuleert voor snelgroeïende veenmossen met een hoge verzuringscapaciteit (Kooijman & Kanne 1993; Kooijman & Bakker 1994), zoals Haakveenmos (*Sphagnum squarrosum*) en Fraai veenmos (*Sphagnum fallax*), waardoor de verzuring juist kan toenemen.

Verder is niet duidelijk wat de effecten zijn van lagere waterstanden in de zomer. Verdroging in de zomer kan gunstig zijn omdat minder nutriëntrijk water ingelaten hoeft te worden, maar een hogere beschikbaarheid van zuurstof kan ook leiden tot versnelde afbraak van veen en mineralisatie van nutriënten, en zelfs tot toename van de verzuring door oxidatie van Fe(II) naar Fe(III), sulfiden tot sulfaat en ammonium tot nitraat (Lamers et al. 1998b). Daarnaast kan het tot directe problemen leiden bij vegetatie die afhankelijk is van een hoge waterstand. De mogelijke interacties zijn samengevat in Figuur 1.1.



Figuur 1.1: Schematische voorstelling van de kennisvragen met betrekking tot de effecten van het instellen van peilfluctuatie in basenrijke trilvenen. Processen aan de bovenzijde van de 'kragge' worden voor de natuurbescherming als gunstig beschouwd en de processen aan de onderzijde als ongunstig.

De kennisvragen die aan de orde zullen komen zijn:

Processen bij verhoogd waterpeil in de winter

- Leidt verhoging van het waterpeil in de winter tot duurzame verhoging van het zuurbufferend vermogen (bicarbonaat, basenbezetting, pH)?
- Treedt het basenrijke water voldoende diep in de toplaag van de kragge?
- In welke mate beïnvloedt verhoging van het waterpeil in de winter de voorraad en beschikbaarheid van stikstof (ammonium en nitraat) en fosfor voor de vegetatie?
- Leidt een verhoogd peil in de winter tot extra uitwisseling van orthofosfaat tussen kragge en het water, en in welke richting?
- Verschilt het effect op pH, basenbezetting en nutriëntbeschikbaarheid tussen basenrijke en verzuurde kraggevenen?
- Welke peilfluctuatie is het meest effectief?
- Welke rol speelt de duur van de peilverhoging hierbij?

Processen bij verlaagd waterpeil in de zomer

- In welke mate leidt verlaging van het waterpeil in de zomer tot verzuring als gevolg van oxidatie van ijzersulfiden tot ijzerhydroxiden en sulfaat, en ammonium tot nitraat?
- In welke mate leidt verlaging van het waterpeil in de zomer tot verhoging van de mineralisatie en beschikbaarheid van stikstof (ammonium en nitraat) en fosfor?
- Leidt een lager waterpeil in de zomer tot minder aanvoer van sulfaten en orthofosfaat?
- Verschilt het effect op pH, basenbezetting en nutriëntenbeschikbaarheid tussen basenrijke en verzuurde kraggevenen?
- Leidt een lager waterpeil in de zomer tot stimulering van verlanding?
- Welke rol speelt de duur van de peilverlaging hierbij?

Rol van bodem- en waterkwaliteit en weersgesteldheid bij peilfluctuaties

- Leiden verschillen in uitgangssituatie in bodemchemie en/of waterkwaliteit tot een andere respons van nutriëntbeschikbaarheid, zuurbufferend vermogen en vegetatie op peilfluctuatie?
- Vormt hard en/of sulfaathoudend water een probleem in verband met mogelijke versnelde afbraak en accumulatie van toxische stoffen?
- Hebben weersomstandigheden een duidelijk effect op de onmiddellijk waarneembare gevolgen van peilfluctuatie?

Respons van sleutelsoorten op de aangeboden milieus

- Is er een meetbare respons van de belangrijkste mossoorten en vaatplanten op verwachte veranderingen in het milieu?

Het doel van deze pilot-studie is inzicht te krijgen in de voor- en nadelen van peilfluctuaties voor jonge verlandingsstadia, trilvenen en veenmosrietlanden in De Wieden en De Weerribben. Voor het onderzoek wordt aangesloten bij twee praktijkproeven in relatief schone delen van het gebied: het Kiersche Wiede en vak 60 van De Weerribben. In deze gebieden wordt in een deel van het terrein de waterstand gemanipuleerd, met een maximale verhoging van 20 cm in de winter voor een periode van 10 dagen, en een maximale uitzakking in de zomer van 10 cm t.o.v. het huidige vaste peil voor een periode van 5 dagen. Voor De Weerribben is een tweede proeflocatie beschikbaar, waarin de duur van de peilfluctuaties wordt verlengd tot twee maanden. De resultaten worden besproken in hoofdstuk 2.

Om de resultaten van de praktijkproef in een breder kader te plaatsen, wordt in hoofdstuk 3 een kolomexperiment met veenkernen besproken. In dit experiment, uitgevoerd onder gecontroleerde omstandigheden in klimaatkamers, worden de uitkomsten van veranderingen van meerdere verschillende variabelen, waaronder een langere duur, getest. Het effect van veranderingen in waterstand op de bodemchemie en vegetatie wordt bestudeerd tijdens zomerse en winterse omstandigheden. Dit onderzoek wordt gedaan voor twee voor het gebied karakteristieke, maar verschillende situaties: een vegetatie met Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus*) uit De Wieden en een vegetatie met Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) uit De Weerribben.

In hoofdstuk 4 wordt een eerste analyse uitgevoerd van de verdeling van fosfor in water en bodem over de gradiënt van poldergemalen naar hoofdsloten, petgaten en basenrijke trilvenen, om de situaties rondom de trilvenen beter te kunnen vergelijken met de omringende delen van de boezem. Er wordt gekeken naar de gradiënt in het oppervlaktewater en bodemvocht in de zomer en winter, en naar verschillende vormen en binding van fosfor, ijzer en calcium in de bodem.

In hoofdstuk 5 wordt een vergelijking gemaakt van standplaatsfactoren van de drie doelsoorten Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) met een buitenlandse referentie dataset uit Zweden en Oost-Polen (Kooijman & Hedenäs 1991, 2009, Hedenäs & Kooijman 1996, 1998). Ook worden beheersmatige overstromende schorpioenmoslocaties vergeleken met locaties die niet regelmatig langdurig overstroomd zijn. Deze locaties zijn op zichzelf niet goed vergelijkbaar, maar geven een eerste indruk van mogelijke lange-termijn effecten van bevoeiing.

Een groot deel van het onderzoek loopt echter nog tot eind 2012, en zal in dit rapport slechts zijdelings aan de orde komen. De praktijkproef loopt nog even door. Het bemestingsexperiment bij locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos is pas ingezet in 2010. Dit experiment zal de komende jaren doorlopen om te bepalen of lange-termijn bevoeiing een probleem kan zijn. Daarnaast wordt via dit experiment getoetst of N en/of P limiterend is voor de verschillende schorpioenmossen. Het tranplantatie experiment waarin groeiplaatscondities van Geel, Groen en Rood schorpioenmos nader wordt getoetst is eveneens gestart in 2010 en zal in 2011 worden afgerond. Een mineralisatie experiment, waarbij getoetst wordt of verdroging en betere toetreding van zuurstof kan leiden tot verhoogde mineralisatie van het veen en het vrijkomen van nutriënten, wordt binnenkort uitgevoerd. Verder is het onderzoek naar verlanding in ca 50 petgaten, van slecht ontwikkelde waar (nog) niets gebeurt tot redelijk ontwikkelde waar verlanding op gang lijkt te komen, in volle gang.

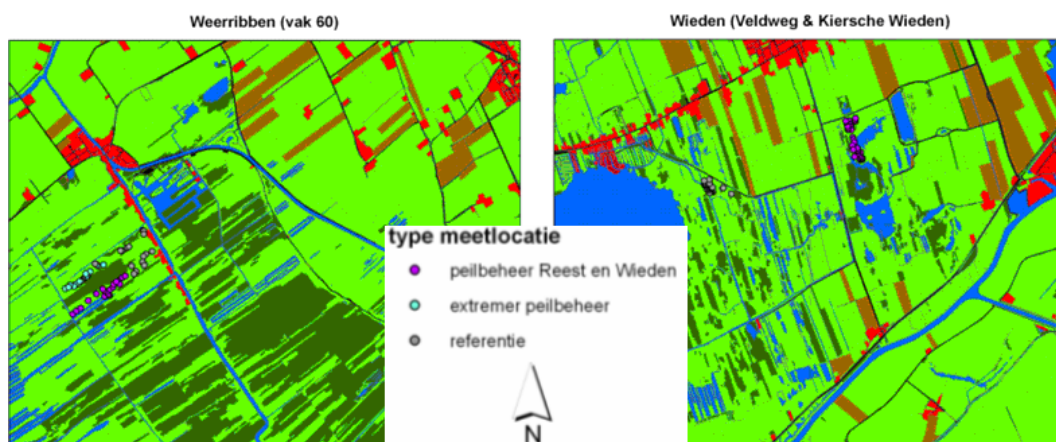
2 De praktijkproef

2.1 Inleiding en methode

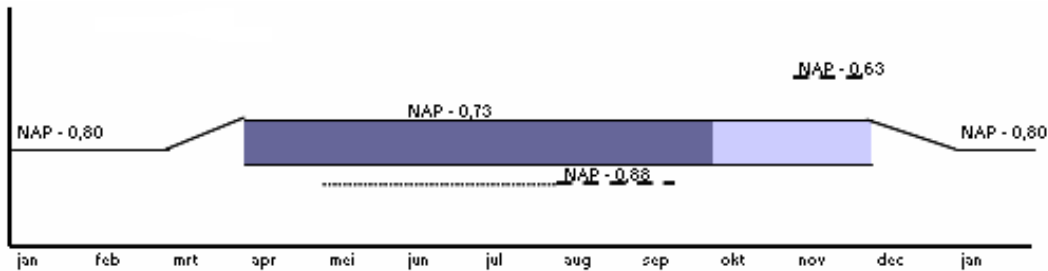
Onderzoekslocaties

In zowel De Wieden als De Weerribben wordt in proefgebieden de waterstand gemanipuleerd (Figuur 2.1). In De Wieden (Kiersche Wiede) worden de peilfluctuaties uitgevoerd volgens het plan van het Waterschap, met in de winter (november) een maximale verhoging van 20 cm voor een periode van tien dagen, en in de zomer (juli) een maximale uitzakking van 10 cm t.o.v. het huidige peil voor een periode van tien dagen (Figuur 2.2). Uit een analyse van de waterinlaat over de periode 2000 tot 2005 blijkt overigens dat het uitzakken van het peil in de praktijk slechts incidenteel zal voorkomen (in de analyse alleen in 2004), omdat het peil al weer binnen een week via neerslag terug moet zijn op het oude peil (Waterschap Reest en Wieden 2004). Peilverhogingen in de winter zullen in de werkelijkheid echter regelmatig optreden, maar niet elk jaar. Het experimentele flexibele waterpeil in het Kiersche Wiede kan dus gezien worden als de meest extreme situatie die volgens het voorgestelde peilbesluit mogelijk is in de boezem.

In De Weerribben zijn twee proeflocaties beschikbaar. In het eerste gebied wordt hetzelfde peilbeheer als in het Kiersche Wiede uitgevoerd. In het tweede gebied worden echter extremere situaties getoetst, namelijk een langere periode van 20 cm peilverhoging in de winter gedurende de maanden november t/m januari en een langere periode van 15 cm peilverlaging in de zomer gedurende de maanden juli t/m september.



Figuur 2.1: Ligging van de meetlocaties in de controle- en proefgebieden.



Figuur 2.2: Voorgestelde peilbeheer van het waterschap Reest en Wieden voor de boezem van NW-Overijssel (Waterschap Reest en Wieden 2004).

De monsterlocaties zijn in de zomer van 2008 gekozen in zowel de controlegebieden, waar het vaste peil gehandhaafd blijft, als in de daadwerkelijke proefgebieden. De monsterlocaties zijn gekozen over een gradiënt van basenrijke venen naar basenarme door veenmos gedomineerde venen en veenheide, en omvatten de volgende typen (Figuur 2.3):

1. Basenrijke kragge met schorpioenmos
 - Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus* (Hedenäs)) (**GeS**)
 - Groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii* (Hedenäs)) (**GrS**)
 - Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* (Limpr.)) (**RS**)
2. Basenrijke kragge met puntmos
 - gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata* (Loeske)) (**Pm**)
3. Relatief basenrijke veenmoskragge
 - glanzend en/of sparrig veenmos (*Sphagnum subnitens* (Russow & Warnst.) & *Sphagnum teres* (Ångstr.)) of Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre* (L.)) met moerasvaren (*Thelypteris palustris* (Schott)) (**Vm+**)
4. Basenarme veenmoskragge
 - gewoon en/of fraai veenmos (*Sphagnum palustre* & *fallax* (Klinggr.)) (**Vm**)
5. Veenheide
 - met o.a. gewone dopheide (*Erica tetralix* (L.)) (**Vh**)
 - met gewoon haarmos (*Polytrichum commune* (Hedw.)) (**Hm**)



Figuur 2.3: Foto's van een aantal karakteristieke mossen, respectievelijk van linksboven naar rechtsonder: Geel schorpioenmos, Groen schorpioenmos, Rood schorpioenmos, gewoon puntmos, sparrig veenmos en gewoon veenmos. Foto's zijn afkomstig van de website www.blwg.nl.

Hoewel in zowel De Wieden als in De Weerribben de gradiënt van baserijk naar verzuurd trilveen aanwezig is, zijn de gebieden verschillend in vegetatie. Voor zover mogelijk zijn per gebied voor ieder hoofdtype vijf meetlocaties gekozen, maar deze verschillen soms in subtype. Zo is in het controlegebied van De Wieden gemeten bij locaties met Groen schorpioenmos, en in het proefgebied bij locaties met Geel schorpioenmos, die wat betreft standplaatsfactoren verschillen in alkaliniteit, Ca en Fe-concentraties (zie hoofdstuk 5). In De Weerribben waren helemaal geen schorpioenmossen aanwezig. Verder wordt de groep met relatief baserijke veenmoskragge in De Wieden gevormd door het *Sphagnum teres-subnitens* type, en in De Weerribben door een moerasvarenvegetatie met gewoon veenmos.

Meetmethode en bemonstering

In de zomer en winter van 2008 is gestart met nulmetingen bij ieder van de 125 meetlocaties. In de winters van 2008 en 2009 en de zomers van 2009 en 2010 zijn vervolgens vlak voor en na de peilverhoging of verlaging metingen verricht op al deze meetlocaties. De metingen na de peilverandering werden steeds 21 dagen na de start van de peilverhoging of verlaging uitgevoerd. Het EGV en de temperatuur zijn over verschillende raaien op een aantal dieptes in de kragge bepaald met een prikstok (van Wirdum 1991). Daarnaast zijn met behulp van keramische cups, waardoor anäroob bemonsterd kan worden, monsters van het bodemvocht genomen uit de bovenste 10 cm van de bodem. Vanaf 2009 zijn er 10 dagen na de start van de peilverhoging in de winter ook monsters genomen van het bovenstaande oppervlaktewater als er inundaties optraden. In het veld zijn de EGV, pH en alkaliniteit van al deze monsters bepaald, waarbij de alkaliniteit is bepaald als de hoeveelheid HCl die toegevoegd moest worden om tot een pH van 4,2 te komen. Deze methode gaf vrijwel dezelfde resultaten als de titrator, die op basis van titratiecurves de alkaliniteit berekent. In het bodemvocht en oppervlaktewater zijn met behulp van een AA en ICP-OES ook alle andere relevante en sturende chemische variabelen bepaald, namelijk de concentraties aan Ca, Mg, Cl, K, Fe, Al, SO₄, NH₄, NO₃ en orthoP. In de zomer van 2008 zijn ook de sulfiden concentraties in het bodemvocht gemeten. Deze lagen in vrijwel alle gevallen onder de detectielimiet en worden verder niet meer besproken. Ten slotte zijn er in de zomer van 2008 ook bladmonsters van Wateraardbei (*Potentilla palustris* (L.)) en Tormentil (*Potentilla erecta* (L.)) geanalyseerd, die afkomstig waren uit de controle- en proefgebieden van De Wieden.

Daarnaast zijn vanaf de winter van 2009 bij alle meetlocaties vlak voor, tijdens en vlak na de peilwisselingen de waterstanden t.o.v. het maaiveld opgemeten, respectievelijk 1 dag voor, 10 dagen na en 21 dagen na de start van de peilverandering. Tevens zijn er in de onderzoeksgebieden divers geplaatst. Door op iedere plek gebruik te maken van een zwevende en een vaststaande buis konden schommelingen van de grondwaterstand en de kraggestand nauwkeurig worden gemonitord. In De Weerribben zijn er in de zomer van 2009 ongeveer op twintig locaties divers geplaatst, waarvan er zes in het controlegebied liggen. In De Wieden zijn in het voorjaar van 2010 op twaalf locaties divers geplaatst, waarbij er in het controle- en proefgebied steeds twee locaties zijn uitgezocht bij basenarme veenheides, basenarme vegetaties die gedomineerd werden door veenmos en baserijke vegetaties met schorpioenmos. Op deze twaalf locaties in De Wieden zijn sinds het voorjaar van 2010 tevens om het kwartier redox potentialen gemeten met behulp van dataloggers, waarbij op acht verschillende dieptes binnen de eerste 50 cm van de bodem is gemeten. Door materiaalpech zijn er in de zomer van 2010 helaas weinig redox gegevens verzameld.

Statistische analyse

Om voor de nulsituatie te bepalen of er verschillen waren tussen de onderzoeksgebieden in De Wieden en De Weerribben, tussen de zomer en winter en tussen de controle- en proefgebieden is gebruik gemaakt van een 3-weg ANOVA. Omdat uit deze nulmetingen bleek dat de onderzoeksgebieden in De Wieden en De Weerribben in chemische zin van elkaar verschilden, is in de rest van het hoofdstuk geen statistische vergelijking meer gemaakt tussen de experimenten in De Wieden en De Weerribben. Wel is elke keer de respons op fluctuaties in waterpeil binnen een proefgebied statistisch getoetst met behulp van een General Linear Model – Repeated Measure (GLM-RM), met Bonferroni Post Tests (SPSS), waarbij de respons en het tijdseffect zijn getoetst.

2.2 De nulsituatie

Geen verschillen tussen controle- en proefgebieden

Zowel binnen De Wieden als De Weerribben zijn er geen significante verschillen waargenomen in de uitgangssituatie van controle- en proefgebieden. In beide gebieden zijn de controle- en proefgebieden wat betreft pH, alkaliniteit, nutriënten niet verschillend. Hierdoor kan daadwerkelijk bepaald worden of trends die in de proefgebieden worden waargenomen, worden veroorzaakt door de peilwijzigingen.

Wel verschillen tussen De Wieden en De Weerribben

Er zijn wel verschillen in uitgangssituatie tussen De Wieden en De Weerribben (Tabel 2.1). Allereerst is al gemeld dat de vegetatie in beide gebieden lichtelijk verschilden. Daarnaast blijken de Ca-concentraties en de IR in het bodemvocht significant hoger te zijn in de onderzoeksgebieden van De Wieden. Dit lijkt te duiden op een kleinere invloed van calciumrijk grond- en/of oppervlaktewater en een grotere invloed van regenwater in de onderzoeksgebieden van De Weerribben, wat overeenkomt met onderzoek dat eerder is uitgevoerd in de omgeving van de onderzoekspercelen in De Weerribben (van Wirdum 1979, 1991; Groeneweg & van Wirdum 2004). Tevens blijken de K en SO₄-concentraties in het bodemvocht van De Wieden significant lager te zijn dan in De Weerribben, en zijn de Fe en Al-concentraties juist significant hoger in De Wieden. Bij de interpretatie van de respons op peilwisselingen moet hiermee rekening worden gehouden.

Verder blijken de NH₄, NO₃ en orthoP-concentraties in het bodemvocht van beide onderzoeksgebieden relatief laag te zijn (Tabel 2.1). In NW-Overijssel zijn de orthoP-concentraties relatief laag vergeleken met West-Nederland (Kooijman & Paulissen 2006). Dit is vermoedelijk de oorzaak van het nog aanwezig zijn van goed ontwikkelde soortenrijke venen met schorpioenmos in De Wieden en De Weerribben, terwijl deze in West-Nederland vrijwel geheel zijn verdwenen (Kooijman 1992, 1993).

Tabel 2.1: Verschillende chemische variabelen in het bodemvocht van kraggen in De Wieden en De Weerribben. Alle 125 meetlocaties zijn gebruikt, waarbij geen onderscheid is gemaakt tussen verschillende vegetatiegroepen. IR is berekend als $IR = 2*[Ca]/(2*[Ca] + [Cl])$. ¹ = significant effect van seizoen; ² = significante verschil tussen De Wieden en De Weerribben ($p < 0,01$).

	Zomer		Winter	
	Wieden	Weerribben	Wieden	Weerribben
pH	5,39 (0,55)	5,20 (1,01)	5,54 (0,50)	5,19 (0,80)
Alkaliniteit ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	602 (504)	508 (793)	610 (459)	410 (499)
EGV ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ¹	232 (100)	251 (124)	134 (68)	113 (71)
Ca ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ¹	486 (258)	379 (371)	287 (171)	194 (214)
Mg ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	100 (44)	143 (109)	65 (34)	59 (51)
K ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	5,4 (6,9)	48,1 (54,7)	13,6 (38,3)	73,9 (56,1)
Na ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	497 (222)	655 (282)	384 (170)	273 (128)
Cl ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	739 (303)	683 (297)	389 (156)	308 (121)
Al ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	3,06 (2,59)	1,46 (0,90)	1,80 (2,09)	1,06 (0,88)
Fe ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	10,8 (12,6)	4,2 (5,08)	21,7 (34,6)	6,9 (13,3)
SO ₄ ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ^{1, 2}	246 (339)	291 (387)	38 (37)	61 (53)
NH ₄ ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ¹	11,8 (2,9)	18,4 (7,7)	2,2 (1,0)	2,4 (0,8)
NO ₃ ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ¹	5,4 (1,5)	4,0 (1,4)	0,6 (0,3)	0,6 (0,5)
orthoP ($\mu\text{mol l}^{-1}$) ¹	0,59 (0,46)	0,31 (0,33)	0,26 (0,45)	0,34 (0,67)
IR (mol mol^{-1}) ²	0,56 (0,13)	0,44 (0,25)	0,57 (0,11)	0,41 (0,25)

Wel verschillen tussen zomer en winter

Zowel in De Wieden als De Weerribben zijn de Ca en Mg-concentraties in het bodemvocht significant lager in de winter, waardoor de EGV ook lager is (Tabel 2.1). Deze verschillen worden mogelijk veroorzaakt door verschillen in neerslag en verdamping, waardoor de invloed van regenwater tijdens de winter toeneemt (van Wirdum 1991). Dit komt echter niet terug in pH en alkaliniteit, die geen verschillen tussen zomer en winter laten zien.

Tabel 2.2. Chemische samenstelling van vaatplanten in het blad van Wateraardbei (*Potentilla palustris*) en Tormentil (*Potentilla erecta*) in de onderzoeksgebieden van De Wieden. A en B verschillen significant tussen verschillende vegetatiegroepen ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

	N (mg g^{-1})	P (mg g^{-1})	K (mg g^{-1})	N/P (g g^{-1})
<i>Controle</i>				
GrS	25,3 (5,2)B	1,33 (0,30)A	15,6 (2,2)A	19,1 (0,6)B
Pm	21,7 (1,9)B	1,75 (0,36)B	13,5 (1,0)B	12,9 (3,6)A
Vm+	15,5 (2,0)A	1,16 (0,10)A	11,7 (2,7)A	13,4 (0,5)A
Vm	17,7 (1,6)A	1,44 (0,18)A	13,5 (3,6)A	12,4 (0,5)A
Vh	17,7 (0,8)A	1,15 (0,05)A	12,6 (0,7)A	15,3 (0,7)A
<i>Proef</i>				
GeS	17,4 (4,1)B	1,21 (0,11)A	9,3 (5,2)AB	14,3 (2,5)B
Pm	16,8 (1,5)B	1,20 (0,32)A	11,2 (4,0)B	14,5 (2,5)B
Vm+	14,7 (1,4)AB	1,47 (0,29)AB	10,0 (3,5)AB	10,2 (1,8)A
Vm	16,2 (2,6)AB	1,58 (0,33)B	4,6 (2,1)A	10,5 (1,5)A
Vh	14,1 (0,6)A	1,18 (0,01)A	6,0 (1,7)A	12,0 (0,6)A

Tijdens de zomer wordt er ook een kleine, maar significante, verhoging van orthoP-concentraties gemeten in De Wieden. Daarnaast worden in de zomer tevens verhoogde NO₃ en NH₄-concentraties in het bodemvocht gevonden in zowel De Wieden als De Weerribben. Deze verhoogde P en N-concentraties, die ondanks de verhoogde nutriëntenbehoefte in de zomer worden gemeten,

zouden kunnen wijzen op een verhoogde netto mineralisatie in de zomer. Dit wordt ondersteund door de hogere concentraties aan organisch koolstof (DOC) in het bodemvocht, die duiden op een hogere decompositie. De K-concentraties in het bodemvocht nemen echter af in de zomer. Mogelijk wijst dit op een relatief sterke onttrekking van kalium door de vegetatie gedurende het groeiseizoen. Een eerste analyse van bladmonsters van Wateraardbei en Tormentil uit De Wieden suggereert echter dat kalium niet heel erg belangrijk is (Tabel 2.2). De locaties met schorpioenmossen lijken namelijk vooral P-gelimiteerd te zijn, wat in overeenstemming is met eerder uitgevoerde onderzoeken (Kooijman & Paulissen 2006; Kooijman & Hedenäs 2009). In verzuurde veenmosvegetaties gaat de P-beschikbaarheid echter omhoog, en lijkt de vegetatie vooral N-gelimiteerd te zijn, soms in combinatie met kalium.

Wel verschillen tussen de vegetatiegroepen

Zowel in De Wieden als De Weerribben zijn er duidelijke verschillen waargenomen tussen de verschillende vegetatiegroepen. In vrijwel alle controle- en proefgebieden hebben kraggen met haarmos, veenheide en veenmos een significant lagere pH en alkaliniteit dan kraggen met basenrijke veenmossen, moerasvaren, puntmos en/of schorpioenmos (Tabel 2.3). Door het wegvallen van de aanvoer van basenrijk water, in combinatie met interne zuurproductie door afbraak, oxidatie en veenmosgroei, neemt het bufferend vermogen gedurende de successie sterk af (o.a. Clapham, 1940; Segal, 1966; van Wirdum 1991). In Nederland wordt dit proces mogelijk versneld door de hoge atmosferische depositie. Alleen bij de locaties met haarmos in De Weerribben daalt de pH in de zomer tot onder de 4, mogelijk als gevolg van onvoldoende buffering tijdens oxidatie.

Tabel 2.3: pH en alkaliniteit van het bodemvocht tijdens de nulmetingen in de winter en zomer bij verschillende vegetatiegroepen in De Wieden en De Weerribben. A, B en C verschillen significant tussen verschillende vegetatiegroepen ($p < 0,05$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Haarmos.

	GeS / GrS	Pm	Vm+	Vm	Vh	Hm
<i>pH zomer</i>						
Wieden – Controle	6,03 (0,29)B	5,85 (0,24)B	5,36 (0,45)AB	5,24 (0,44)A	4,95 (0,24)A	-
Wieden – Proef	5,50 (0,20)B	5,74 (0,41)B	5,42 (0,58)B	4,75 (0,31)A	4,80 (0,05)A	-
Weerribben – Controle	-	6,06 (0,60)B	5,17 (0,56)B	4,93 (0,96)AB	4,03 (0,14)A	4,28 (1,01)A
Weerribben – Proef	-	6,01 (0,41)C	5,82 (0,46)C	4,49 (0,31)B	4,46 (0,79)AB	3,67 (0,23)A
Weerribben – Proef extreem	-	5,85 (0,54)B	6,04 (0,47)B	4,72 (0,57)A	5,95 (0,18)B	4,44 (0,36)A
<i>pH winter</i>						
Wieden – Controle	6,09 (0,14)C	6,02 (0,18)C	5,28 (0,54)AB	5,61 (0,18)B	4,97 (0,10)A	-
Wieden – Proef	5,61 (0,19)B	5,84 (0,35)B	5,48 (0,46)AB	5,02 (0,98)A	4,96 (0,15)A	-
Weerribben – Controle	-	5,92 (0,57)C	5,02 (0,24)B	4,65 (0,47)B	4,16 (0,14)A	4,31 (0,09)AB
Weerribben – Proef	-	5,83 (0,18)C	5,63 (0,15)C	4,69 (0,38)B	4,49 (0,25)AB	4,35 (0,16)A
Weerribben – Proef extreem	-	6,01 (0,45)B	5,54 (0,87)B	5,51 (0,57)B	5,74 (0,52)B	4,81 (0,23)A
<i>Alkaliniteit zomer (mmol l⁻¹)</i>						
Wieden – Controle	1,02 (0,93)A	0,41 (0,19)A	0,52 (0,32)A	0,28 (0,11)A	0,22 (0,03)A	-
Wieden – Proef	0,58 (0,12)B	0,92 (0,57)B	0,77 (0,36)B	0,27 (0,09)A	0,31 (0,06)A	-
Weerribben – Controle	-	0,96 (0,38)C	0,27 (0,22)B	0,13 (0,13)A	0,01 (0,01)A	0,07 (0,13)A
Weerribben – Proef	-	1,09 (0,65)B	0,36 (0,46)AB	0,28 (0,41)A	0,00 (0,00)A	0,00 (0,00)A
Weerribben – Proef extreem	-	1,07 (0,68)C	0,64 (0,27)C	0,07 (0,06)A	0,23 (0,05)B	0,05 (0,04)A
<i>Alkaliniteit winter (mmol l⁻¹)</i>						
Wieden – Controle	1,22 (0,33)B	1,12 (0,46)B	0,32 (0,09)A	0,26 (0,02)A	0,10 (0,10)A	-
Wieden – Proef	0,51 (0,20)AB	0,85 (0,49)B	0,39 (0,20)A	0,32 (0,19)A	0,22 (0,08)A	-
Weerribben – Controle	-	0,63 (0,39)C	0,20 (0,10)B	0,12 (0,13)A	0,03 (0,02)A	0,00 (0,01)A
Weerribben – Proef	-	0,77 (0,22)B	0,52 (0,19)B	0,07 (0,05)A	0,05 (0,05)A	0,03 (0,00)A
Weerribben – Proef extreem	-	1,11 (0,52)B	0,58 (0,60)A	0,41 (0,38)A	0,39 (0,28)A	0,12 (0,07)A

2.3 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de dynamiek van kraggen

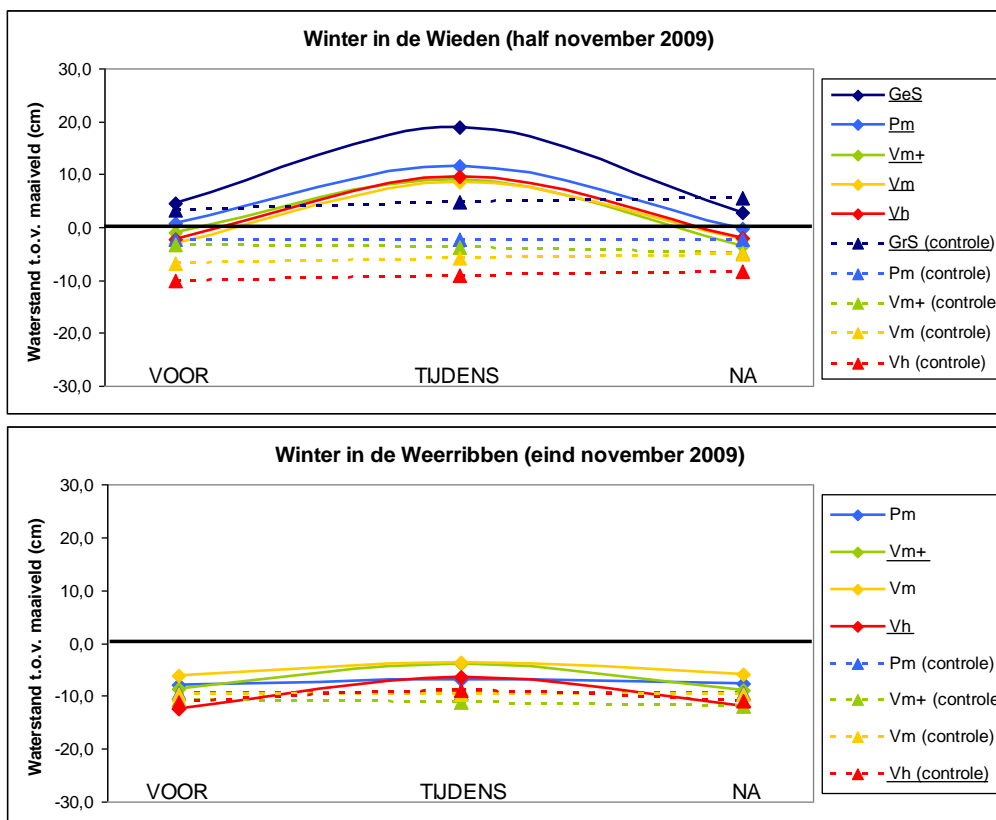
Situatie in de winter

In de winter van 2008, 2009 en 2010 leidde verhoging van het waterpeil in de winter tot inundaties in het Kiersche Wiede (Figuur 2.4). In het Kiersche Wiede leidde de peilverhoging bij alle vegetatiegroepen tot een significante stijging van de netto waterstand in de kragge van ca 15 cm, zelfs bij een aantal geïsoleerd gelegen relatief slappe en drijvende veenmoskraggen (Figuren 2.5 en 2.7). Hierdoor trad in het Kiersche Wiede vrijwel overal inundatie op, behalve bij hoger liggende zandruggen die door het gebied heenlopen (Figuur 2.6). In het controlegebied, waar geen peilverhoging plaatsvond, bleven de waterstanden gedurende dezelfde periode constant en waren er alleen inundaties op locaties met Groen schorpioenmos. Een toestand die een aantal keer per jaar blijkt op te treden.



Figuur 2.4: Gevolgen van de peilverhoging in het Kiersche Wiede in december 2008.

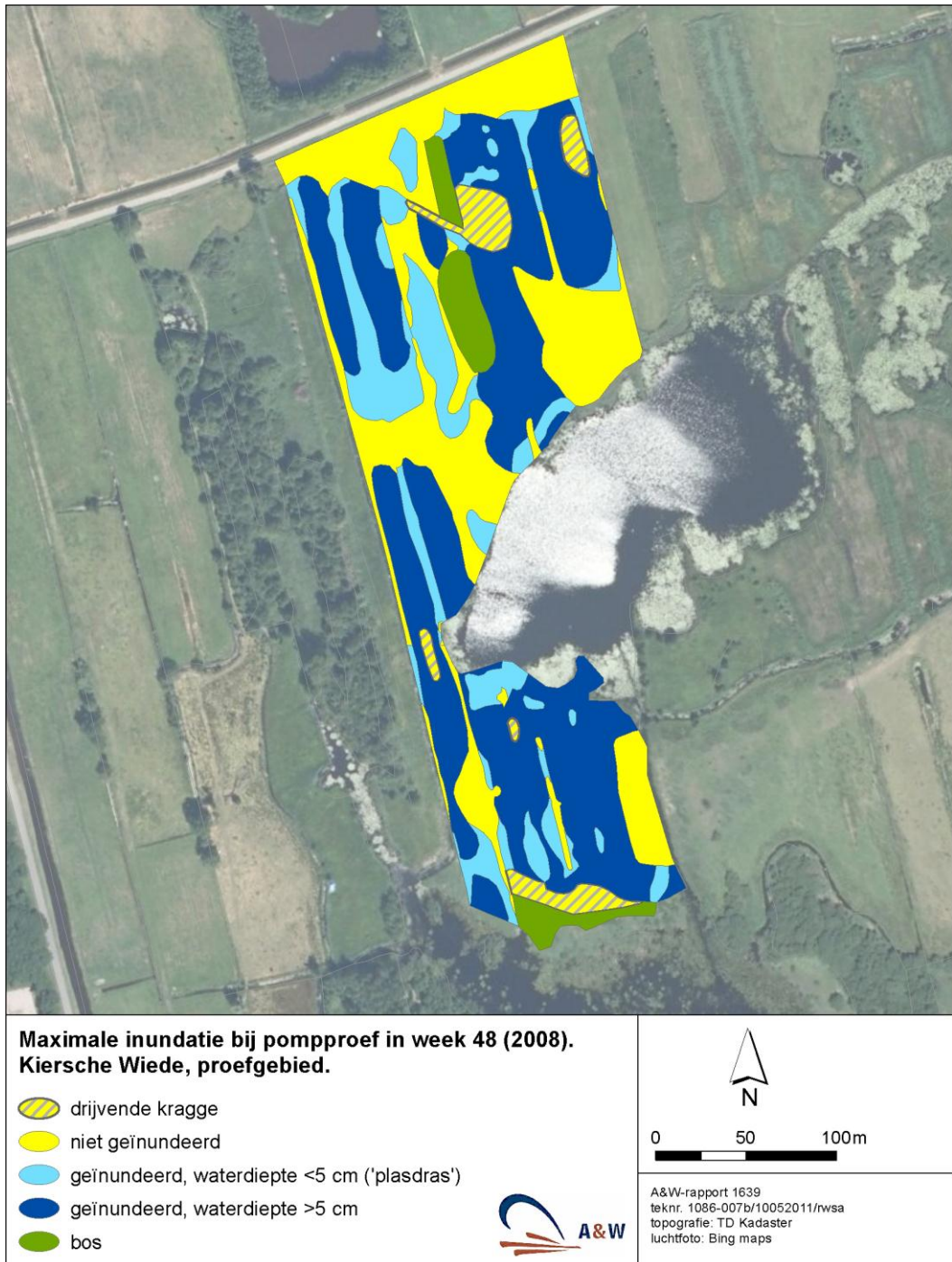
Peilverhoging in de winter blijkt niet altijd tot inundatie te leiden. Uit metingen in maart 2009, november 2009 en december 2010 blijkt namelijk dat er in vak 60 van De Weerribben sprake is van een min of meer meedrijvende kragge, waardoor er geen inundaties optreden (Figuur 2.5). In de sloten werd een bruto waterstandstijging van ongeveer 15 cm t.o.v. de vaste ondergrond gemeten, maar in de kragge bleef de netto stijging van de waterstand beperkt tot enkele centimeters, doordat de kragge ongeveer 10 cm meebeweegt (Figuur 2.8). De stijging in de kragge was statistisch significant, maar leidde nergens tot inundatie. Een vergelijkbare kleine waterstandstijging in de kragge werd ook in het extremere peilvak van De Weerribben gevonden, waar de peilverhoging twee maanden duurde in plaats van een week.



Figuur 2.5: Waterstanden vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhoging in de winter van 2009 in de controle- en proefgebieden van De Wieden en De Weerribben. Voor De Weerribben zijn de waterstanden weergegeven van het proefvlak waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Voor de meeste vegetatiegroepen gold dat er geen significante verschillen in waterstand waren tussen het controle- en proefgebied voordat het peil werd opgezet. Alleen de veenheide- en veenmoslocaties in het controlegebied van De Wieden hadden voor de peilverhoging een significant lagere waterstand dan in het proefgebied. Met behulp van een GLM-RM is per vegetatiegroep uitgerekend of één van de meetmomenten significant verschilt, waarbij vegetatiegroepen met significante verschillen in de legenda zijn onderstreept ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

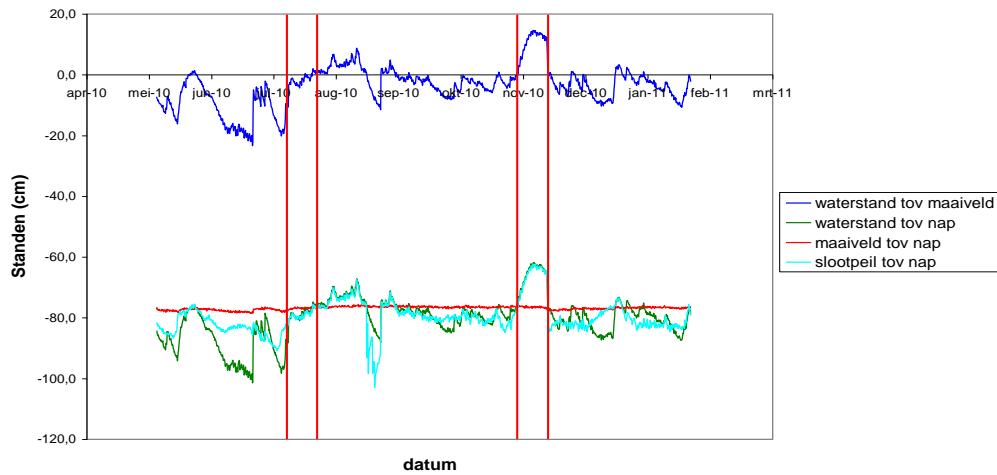
De verschillen in respons op de waterpeilverhoging tussen De Wieden en De Weerribben lijken te worden veroorzaakt door het al dan niet vastzitten van de kragge. In het Kiersche Wiede, waar inundaties optreden, ligt de vaste ondergrond op ongeveer 1 m diepte, terwijl deze ondergrond in De Weerribben ongeveer op 3 m diepte ligt. Het is dan ook goed mogelijk dat diepe beworteling in het Kiersche Wiede heeft geleid tot het vastleggen van de kraggen, terwijl de kraggen in De Weerribben vrijer kunnen bewegen (Figuren 2.7 en 2.8). Uit bodemkernen die in de zomer van 2010 in de Kiersche Wiede en De Weerribben zijn genomen, blijkt dat rhyzomen van Holpijp (*Equisetum fluviatile* (L.)) en met name Riet (*Phragmites australis* (Steud.)) het veen in de Kiersche Wiede verankeren. Verschillen in dichtheid en structuur van het veen spelen hierbij waarschijnlijk ook een rol. Van Wirdum (1991) vermeldt dat de kraggen in de Stobbenribben, gelegen in De Weerribben, een mate van meebewegen hebben van 30-90%, waarbij in het bijzonder rietkraggen een behoorlijk drijfvermogen hebben door hun hoge

luchtgehalte in de vele rhyzomen. Een boezembreed onderzoek naar verschillen in veenopbouw en bewortelingsdiepte lijkt noodzakelijk om beter inzicht te krijgen in het gedrag van kraggen tijdens peilveranderingen.

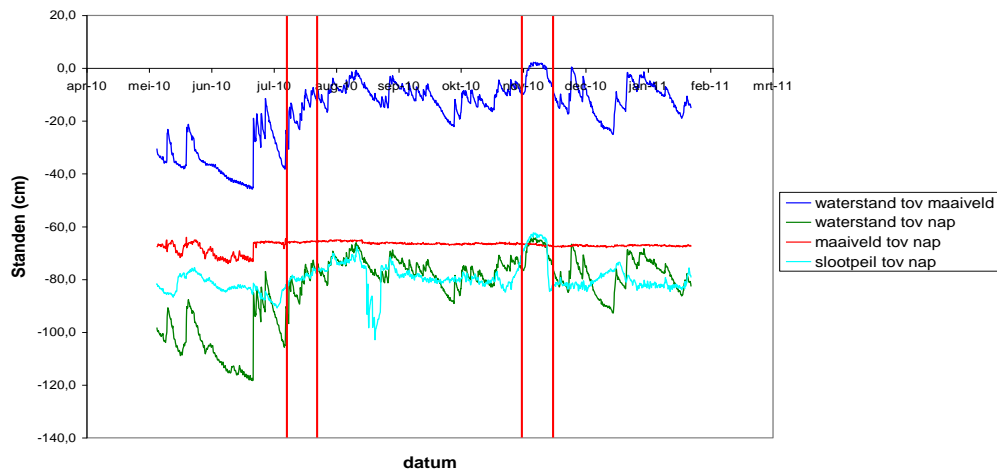


Figuur 2.6: Maximale inundatie in het Kiersche Wiede tijdens de peilverhoging in de winter van 2008 (Jager et al. 2011).

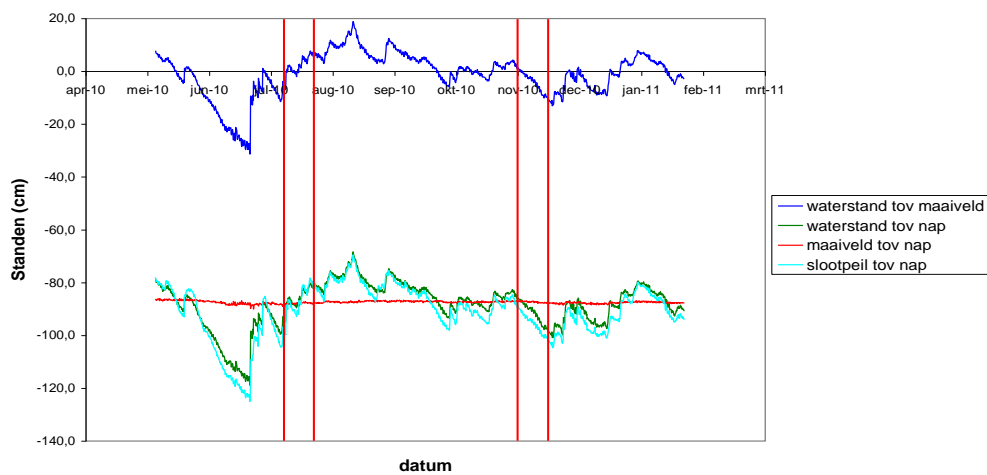
Geel schorpioenmos in de Wieden (flexibel peilgebied)



Veenheide in de Wieden (flexibel peilgebied)

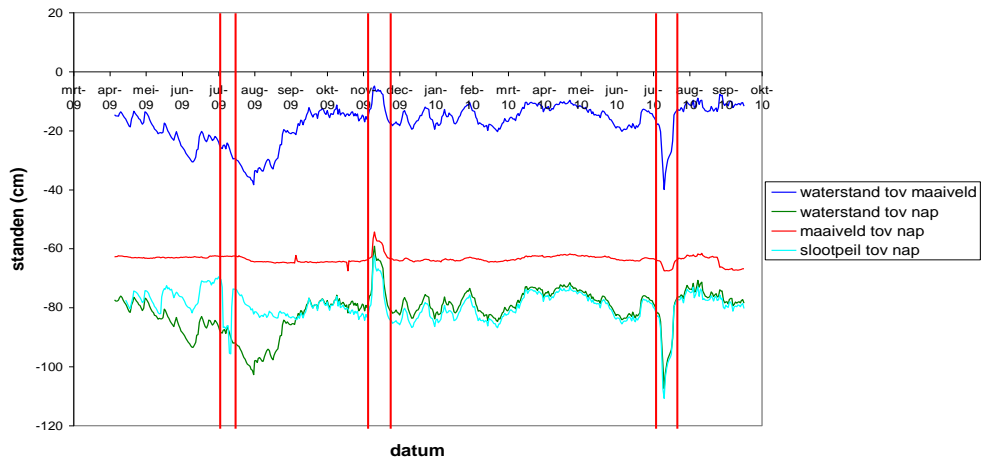


Groen schorpioenmos in de Wieden (controlegebied)

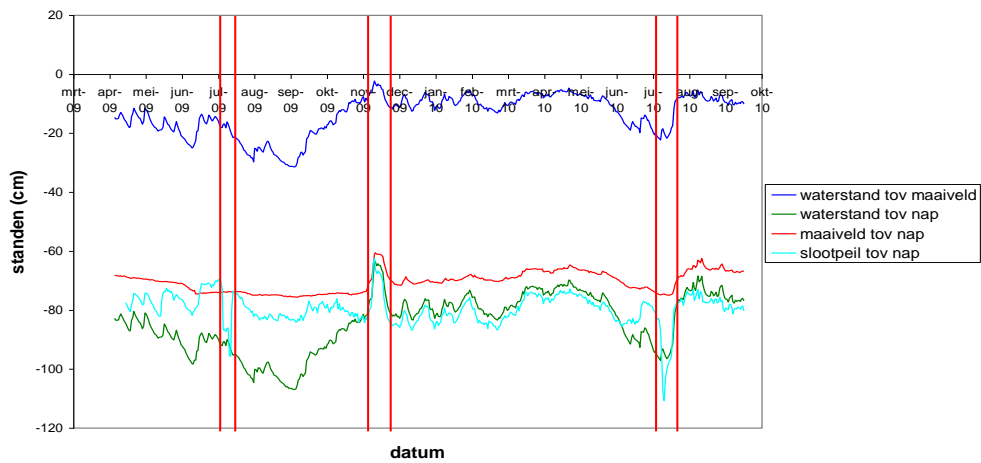


Figuur 2.7: Water- en kraggestanden in het peilproefgebied, waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt, en controlegebied van de Wieden. De verticale rode lijnen geven het moment aan waarop het peil in de sloten van het peilproefgebied zijn verlaagd (juli 2010) en verhoogd (begin november 2010).

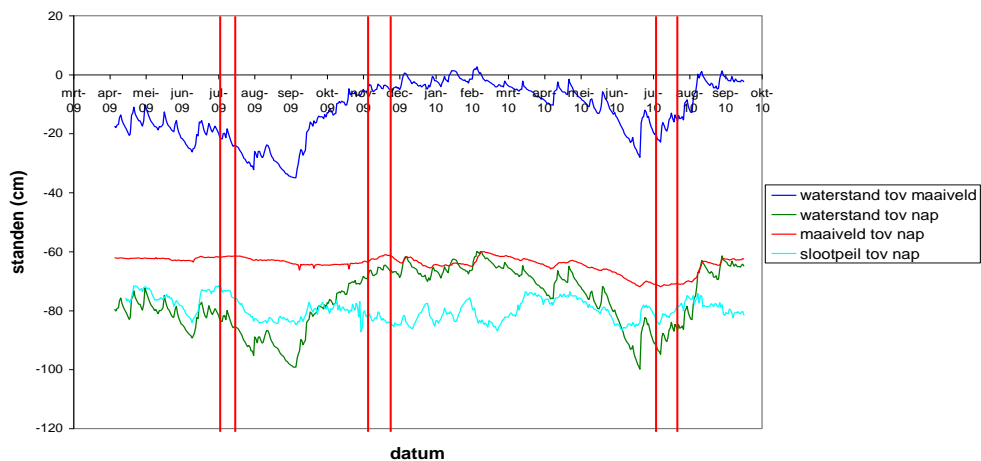
Veenheide in de Weerribben (flexibel peilgebied)



Veenmosrietland met Moerasvaren in de Weerribben (flexibel peilgebied)

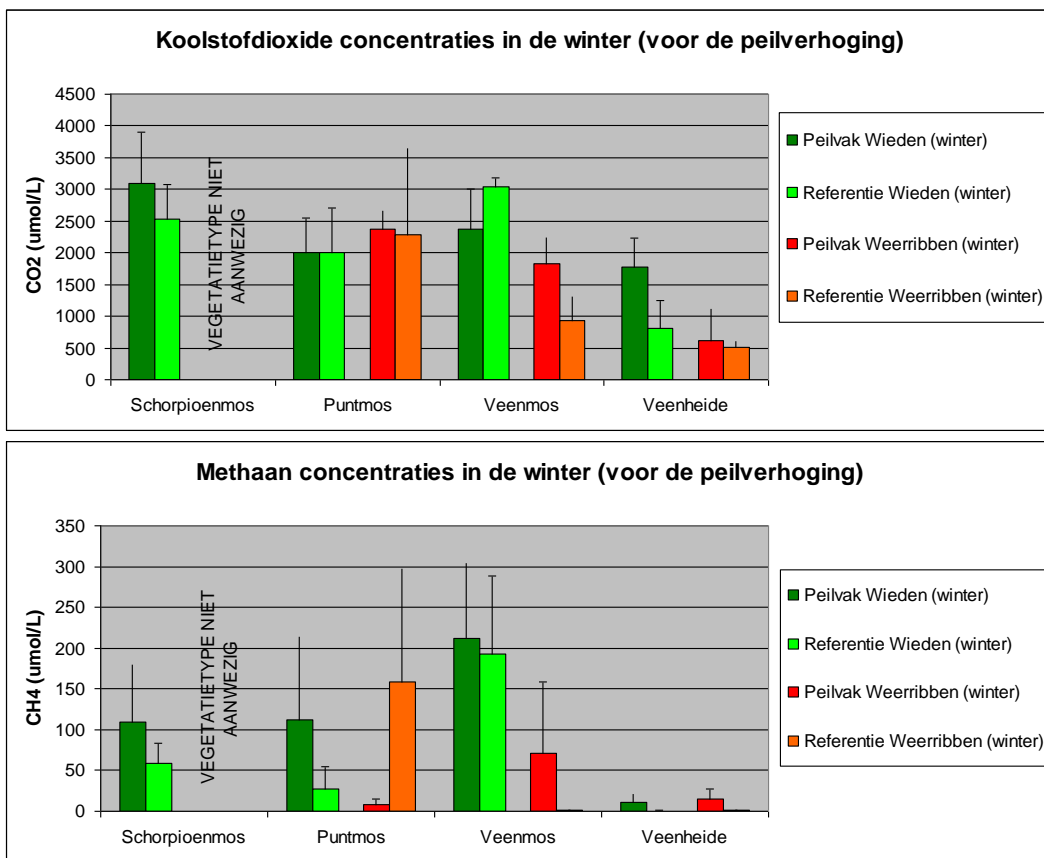


Veenheide in de Weerribben (controlegebied)



Figuur 2.8: Water- en kraggestanden in het peilproefgebied, waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt, en controlegebied van de Weerribben. De verticale rode lijnen geven het moment aan waarop het peil in de sloten van het peilproefgebied zijn verlaagd (begin juli 2009 en 2010) en verhoogd (begin november 2009).

Een andere factor die in theorie het verschil in respons op de waterpeilverhoging tussen de onderzoeksgebieden in De Wieden en De Weerribben zou kunnen verklaren is een verschil in CH₄-concentraties in de kraggen (Lamers et al. 1999; Scott et al. 1999; Tomassen et al. 2003). Methaan lost slecht op, in tegenstelling tot bijvoorbeeld kooldioxide, en vormt gasbellen in het veen die voor opzwellen en drijfvermogen kunnen zorgen. Methaan lijkt echter geen rol van betekenis te spelen (Figuur 2.9). In De Weerribben, waar het veen meer opzwellt en blijft drijven, zijn de CO₂ en CH₄-concentraties in het bodemvocht op 10 cm diepte voor veel vegetatiegroepen juist lager dan in De Wieden, waar daadwerkelijke inundatie optreedt. In riviergebieden en hoogvenen worden drijvende kraggen ook pas aangetroffen bij CH₄-concentraties van 400 µmol l⁻¹ of hoger (Tomassen et al. 2003, Loeb et al. 2007), wat in De Wieden en Weerribben niet wordt gehaald.



Figuur 2.9: CH₄ en CO₂-concentraties in het bodemvocht van controle- en proefgebieden in De Wieden en De Weerribben. De monsters zijn in de winter van 2009 (voor de peilverhoging) op 10 cm diepte genomen.

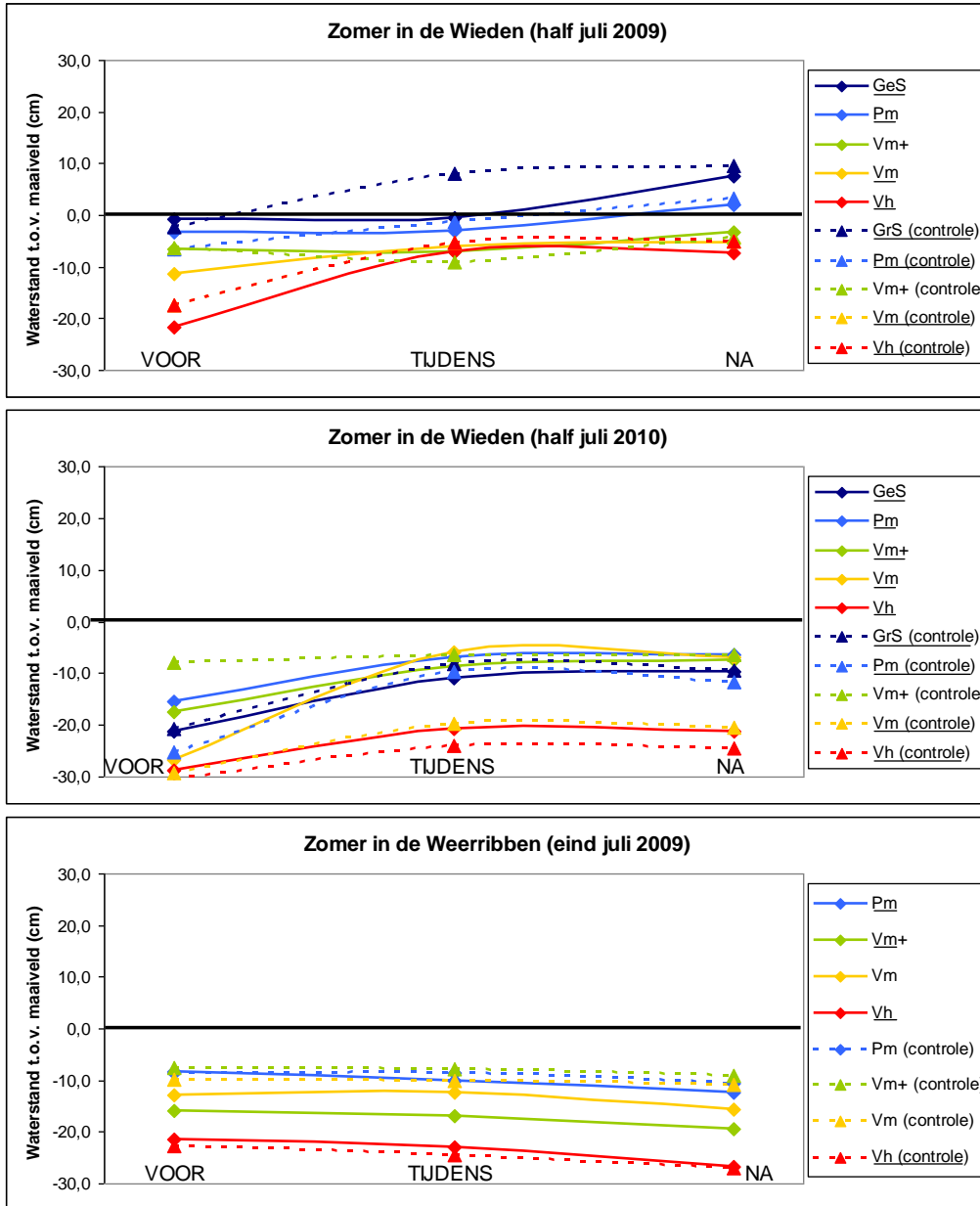
Situatie in de zomer

Ondanks dat uit een analyse van de waterinlaat blijkt dat het uitzakken van het peil in de praktijk slechts incidenteel zal voorkomen, is ook naar de mogelijke effecten van peilverlagingen gekeken. Ook tijdens de verlagingen in de zomer lijken De Wieden en De Weerribben verschillend te reageren op een peilverlaging van 10 cm gedurende een week. Hierbij speelde het weer een complicerende factor in zowel 2009 als 2010. In het Kiersche Wiede vond de peilverlaging in 2009 plaats tijdens een relatief natte periode, en in De Weerribben tijdens een relatief droge periode.

Hoewel het slootpeil in het Kiersche Wiede met 10 cm verlaagd was, werd het waterpeil in de kragge door de hoge regenval hoger i.p.v. lager (Figuren 2.7 en 2.10). De verhoging van de waterstand in de kraggen vond echter niet alleen in het proefgebied plaats, maar ook in het controlegebied. Hier trad zelfs inundatie met oppervlaktewater op bij locaties met Groen schorpioenmos en puntmos. In de zomer van 2010 gebeurde min of meer hetzelfde. Tijdens de peilverlaging trad wederom heftige regenval op, waardoor het waterpeil in de kragge ook in 2010 steeg i.p.v. van daalde. Het gemiddelde waterpeil in de kraggen met Schorpioenmos en puntmos stond tijdens de metingen van 2010 echter nog steeds ca 7 cm onder het maaiveld. In 2010 leidde de stijging dus niet tot inundaties in het controle- en proefgebied, doordat de waterstanden voor de regenperiode lager stonden dan in 2009.

Uit figuur 2.7 blijkt echter dat dalingen van het slootpeil in het Kiersche Wiede gedurende droge periodes in theorie wel degelijk zouden moeten leiden tot peildalingen in de kragge. Gedurende natuurlijk veroorzaakte peildalingen in de sloot tijdens droge periodes blijkt de waterstand in de kragge inderdaad omlaag te gaan. In de vaste gegroeide kraggen in het Kiersche Wiede lijkt het waterpeil in de kraggen dus sterker te worden beïnvloed door het weer dan door gemanipuleerde slootpeilen.

In De Weerribben leidde de peilverlaging in de zomer van 2009 tijdens een relatief droge periode daadwerkelijk tot een daling van de waterstand in de kragge (Figuur 2.8). Deze verlaging bedroeg echter net als in de winter niet meer dan een paar cm. Ook in het extremere peilvak van De Weerribben, waar de peilverlaging twee maanden duurde in plaats van een week, zakte het waterpeil in de kraggen slechts 2-4 cm. In het controlegebied bleef het waterpeil in de sloten en de kraggen constant. In de zomer van 2010 werden vergelijkbare kleine veranderingen in de waterstand waargenomen.



Figuur 2.10: Waterstanden in de zomer vlak voor, tijdens en vlak na de peilverlaging in de controle- en proefgebieden van De Wieden (2009 en 2010) en De Weerribben (2009). Voor De Weerribben zijn de waterstanden weergegeven van het proefvlak waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Voor alle vegetatiegroepen gold dat er geen significante verschillen in waterstand waren tussen het controle- en proefgebied voordat het peil werd opgezet. Met behulp van een GLM-RM is per vegetatiegroep uitgerekend of een van de meetmomenten significant verschilt t.o.v. een ander meetmoment, waarbij vegetatiegroepen met significante verschillen in de legenda zijn onderstreept ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

2.4 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de buffercapaciteit en pH

Door peilfluctuaties kunnen de pH en alkaliniteit op verschillende manieren worden beïnvloed. Door aanvoer van baserijk water kan aanrijking van basische kationen en/of HCO_3^- -ionen plaatsvinden, waardoor de pH kan stijgen. Ook redox processen kunnen een rol spelen, waarbij alkalinisatie kan optreden onder anaerobe omstandigheden en verzuring onder aerobe omstandigheden (Roelofs 1991). Reductieprocessen leiden die onder anaerobe omstandigheden tot alkalinisatie kunnen leiden, zijn (Stumm & Morgan 1996):

1. $5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- \rightarrow 5\text{HCO}_3^- + 2\text{N}_{2(\text{g})} + 2\text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$ (Denitrificatie)
2. $2\text{CH}_2\text{O} + \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+$ (Nitraatreductie)
3. $\text{CH}_2\text{O} + 4\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{s})} \rightarrow \text{HCO}_3^- + 4\text{Fe}^{2+} + 7\text{OH}^- + 3\text{H}_2\text{O}$ (Productie Fe(II))
4. $2\text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{HS}^- + \text{H}^+$ (Sulfaatreductie)
5. $2\text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$ (Methaanfermentatie)

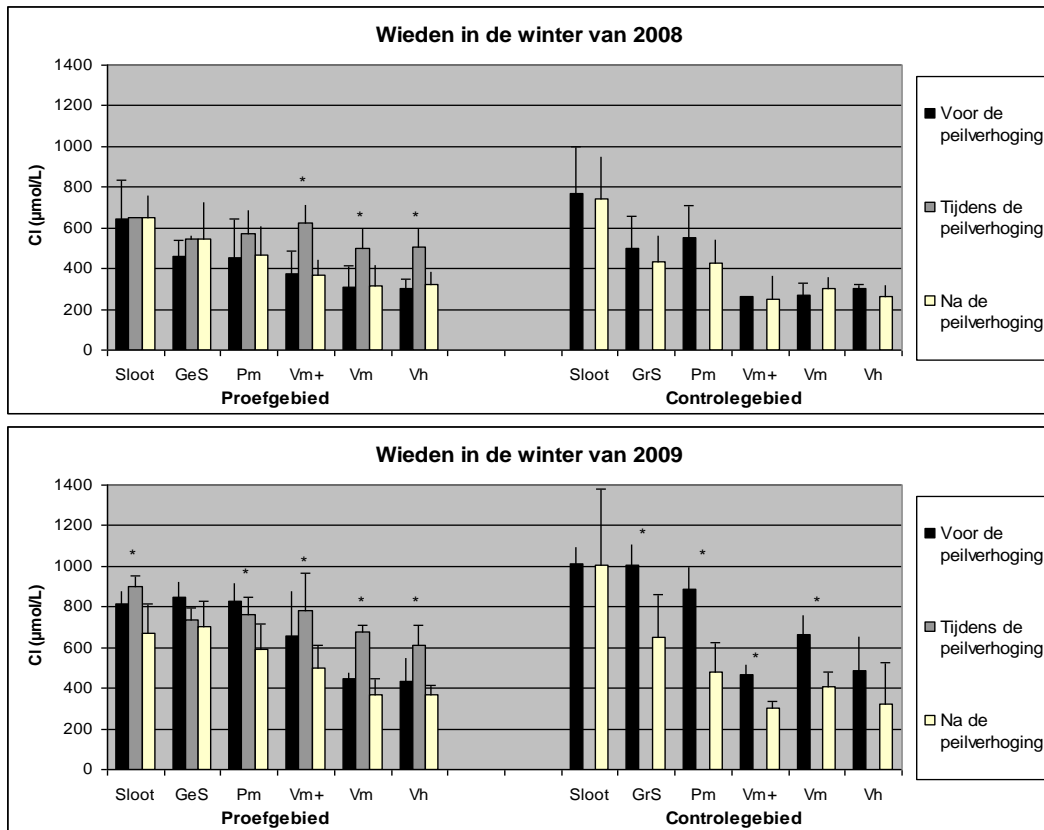
De alkaliniteit hangt op zijn beurt weer af van een aantal variabelen. Van groot belang is in ieder geval het evenwicht van bicarbonaat met de hoeveelheid calcium en zuur in de bodem en het water en de samenstelling van het adsorptiecomplex (Stumm & Morgan 1996):

6. $\text{CaCO}_{3(\text{s})} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$
7. $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(\text{g})}$
8. $\bullet \text{Ca} + 2\text{H}^+ \leftrightarrow \bullet 2\text{H} + \text{Ca}^{2+}$ (waarbij \bullet het adsorptiecomplex van de bodem is)

Bij de uitgangssituatie bleken er tussen de vegetatiegroepen binnen beide onderzoeksgebieden duidelijke verschillen in pH, alkaliniteit en IR te zijn. Deze verschillen blijven gedurende de proef met peilfluctuaties grotendeels in stand. In alle controle- en proefgebieden behielden de kraggen met veenheide en veenmos een significant lagere pH, alkaliniteit en IR dan kraggen met baserijke veenmossen, moerasvaren, puntmos en/of schorpioenmos, zowel voor als na de peilfluctuaties (Figuren 2.13, 2.14 en 2.15).

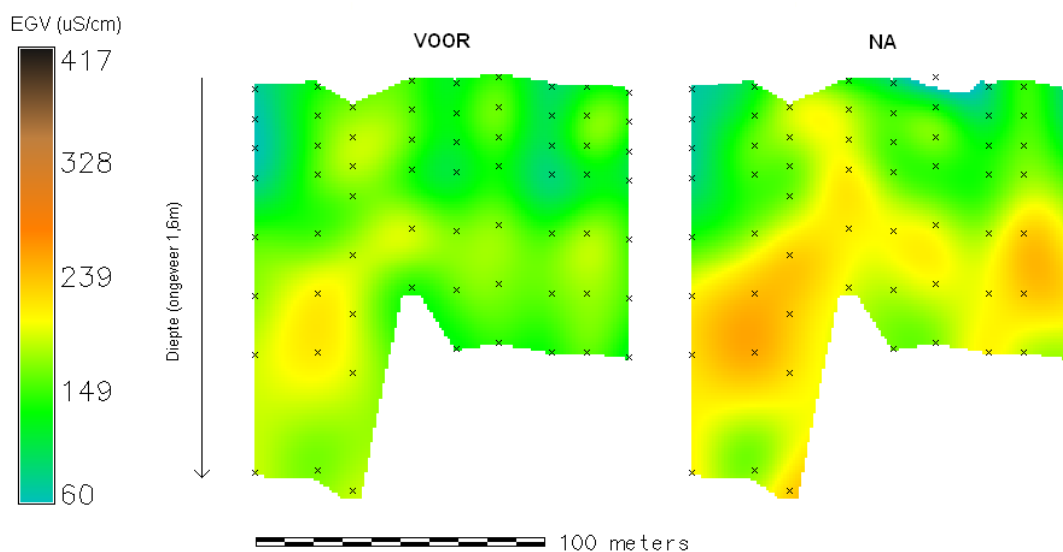
Situatie in de winter

In het Kiersche Wiede bleek de peilverhoging in de winter daadwerkelijk tot inundatie te leiden. Uit figuur 2.11 blijkt echter dat de Cl-concentraties en IR in het bodemvocht, dat over het algemeen gezien wordt als een biologisch inerte tracer, zowel in de winter van 2008 als 2009 niet zijn toe- of afgenomen na de inundaties met relatief chloriderijk oppervlaktewater in het Kiersche Wiede. Dit lijkt een indicatie dat er tijdens inundaties in de winter geen infiltratie optreedt van water uit de 'oppervlaktewaterdeken'. In het controlegebied is er in de winter van 2009 echter een verschil tussen het begin en het einde van de meetperiode. De Cl-concentraties nemen af, terwijl dit in 2008 niet het geval was. De lagere Cl-concentraties in 2009 zouden kunnen zijn veroorzaakt door verdunning met regenwater, hoewel er in 2008 gedurende de meetperiode ongeveer evenveel neerslag viel als in 2009. In 2008 bedroeg de totale neerslag in de meetperiode 98 mm, en in 2009 95 mm. De verlaagde Cl-concentraties in 2009 in het controlegebied werden waargenomen, maar niet in het Kiersche Wiede zelf waar de waterstand was verhoogd en inundatie optrad, wijst mogelijk toch op enige infiltratie. De metingen van 2010 geven hier mogelijk meer informatie over.



Figuur 2.11: Cl-concentraties en IR gedurende de peilverhogingen van november 2008 en 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

De infiltratie is mogelijk beperkt doordat de kraggen al waterverzadigd zijn. Dit wordt ondersteund door prikstokmetingen die tijdens de inundatie in 2009 en 2010 zijn uitgevoerd. Ook de EGV-raaien laten zien dat het geïnundeerde water waarschijnlijk niet kan inzijgen (Figuur 2.12; Jager et al. 2011). Het EGV in de bovenste 30 cm van de bodem blijft op de meeste plekken ongeveer gelijk. Tevens blijken er geen veranderingen in EGV op te treden tussen het Kiersche Wiede en het controlegebied (Jager et al. 2011). Ook dit is een indicatie dat het bovenstaande water niet de bodem kan inzijgen in de winter. Het EGV neemt echter op veel plekken toe vanaf ca 60 cm diepte (Jager et al. 2011). Mogelijk leidt de peilverhoging tot laterale infiltratie van slootwater (Schouwenberg & van Wirdum 1998). De beperktere hydrologische weerstand onder de kragge zou er voor kunnen zorgen dat hier stromingen van mineraalrijk water kunnen ontstaan tijdens de peilverhogingen, die vervolgens tijdens periodes met een neerslagtekort in de zomer kunnen leiden tot minerale aanrijking in de kraggen.



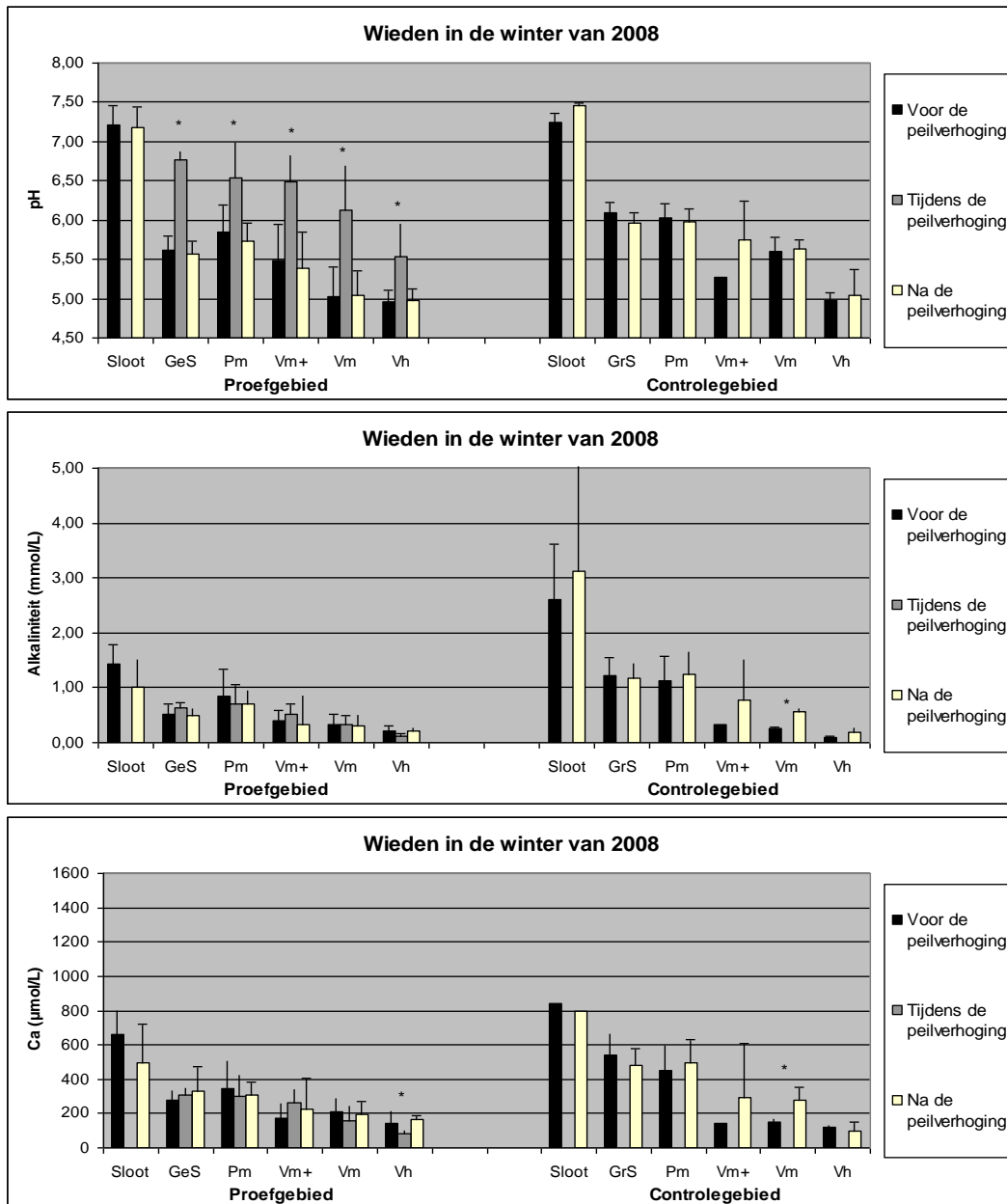
Figuur 2.12: Voorbeeld van een EGV-raai in het Kiersche Wiede, die vlak voor en na de peilverhoging van november 2009 gemeten is. De waarden voor de EGV zijn gecorrigeerd naar een waarde bij 25°C. Op de plekken met een kruisje is werkelijk gemeten. Met behulp van een kriging functie in GIS is de verdere interpolatie van de raai uitgevoerd. De raaien zijn gemaakt door het ecologische onderzoeksbureau Altenburg & Wymenga (Jager et al. 2011).

In de winters van 2008 en 2009 was er na de peilverhoging geen verhoging van de pH, alkaliniteit of Ca-concentraties te zien in het bodemvocht op 10 cm diepte (Figuren 2.13 en 2.14). Het is niet helemaal duidelijk of er in 2009 nu infiltratie is opgetreden, maar dit heeft in ieder geval niet geleid tot een verhoging van de pH of buffercapaciteit.

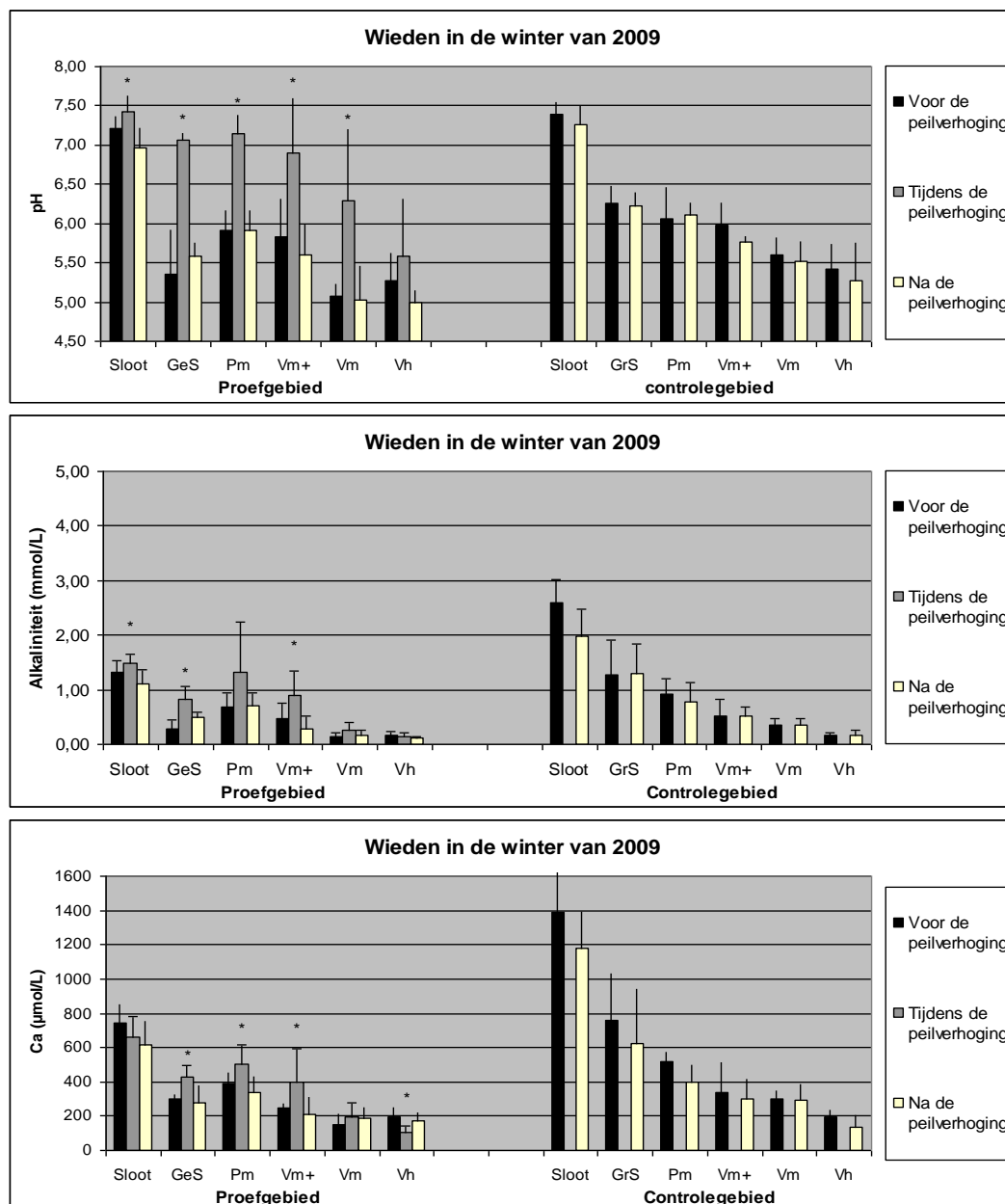
Uit analyses van het bovenstaande oppervlaktewater in het Kiersche Wiede blijkt echter dat de inundatie'deken' een inhomogene samenstelling heeft. De pH, alkaliniteit en Ca-concentraties vertonen een afname van de relatief baserijke locaties met Geel schorpioenmos en puntmos naar de meest geïsoleerde locaties met veenmosvegetaties en veenheide, terwijl de Na- en Cl-concentraties boven alle vegetaties hetzelfde zijn (Figuren 2.12, 2.13 en 2.13). De homogene verdeling van chloride suggereert dat de 'deken' initieel dezelfde samenstelling had, maar dat Ca^{2+} uit het bovenstaande oppervlaktewater is uitgewisseld tegen H^+ dat gebonden zat aan het adsorptiecomplex van de moslaag (van Wirdum 1991; Kooijman & Bakker 1994; Schouwenberg 1994; Schouwenberg & van Wirdum 1998; Paulissen et al. 2004). Vooral veenmossen hebben een hoge uitwisselingscapaciteit (Clymo & Hayward 1992) en kunnen op deze manier veel kationen opnemen. Meestal komen deze kationen uit het regenwater, maar bij overstroming zullen waarschijnlijk ook kationen uit het oppervlaktewater opgenomen kunnen worden. Deze resultaten lijken aan te geven dat de basenbezetting van de moslaag wordt opgeladen tijdens inundaties, wat tot extra pH-buffering kan leiden. Dit zal verder worden uitgezocht door de omvang van het kationuitwisselingscomplex (CEC) en de basenverzadiging van de bodems te bepalen (van Wirdum 1992).

In De Weerribben, waar geen inundatie optrad en de waterstand in de kragge nauwelijks werd verhoogd, vielen geen effecten te verwachten. Inderdaad konden er bij de verschillende vegetatiegroepen, zowel bij de korte als langdurigere peilverhogingen in 2009, geen significante verschillen worden

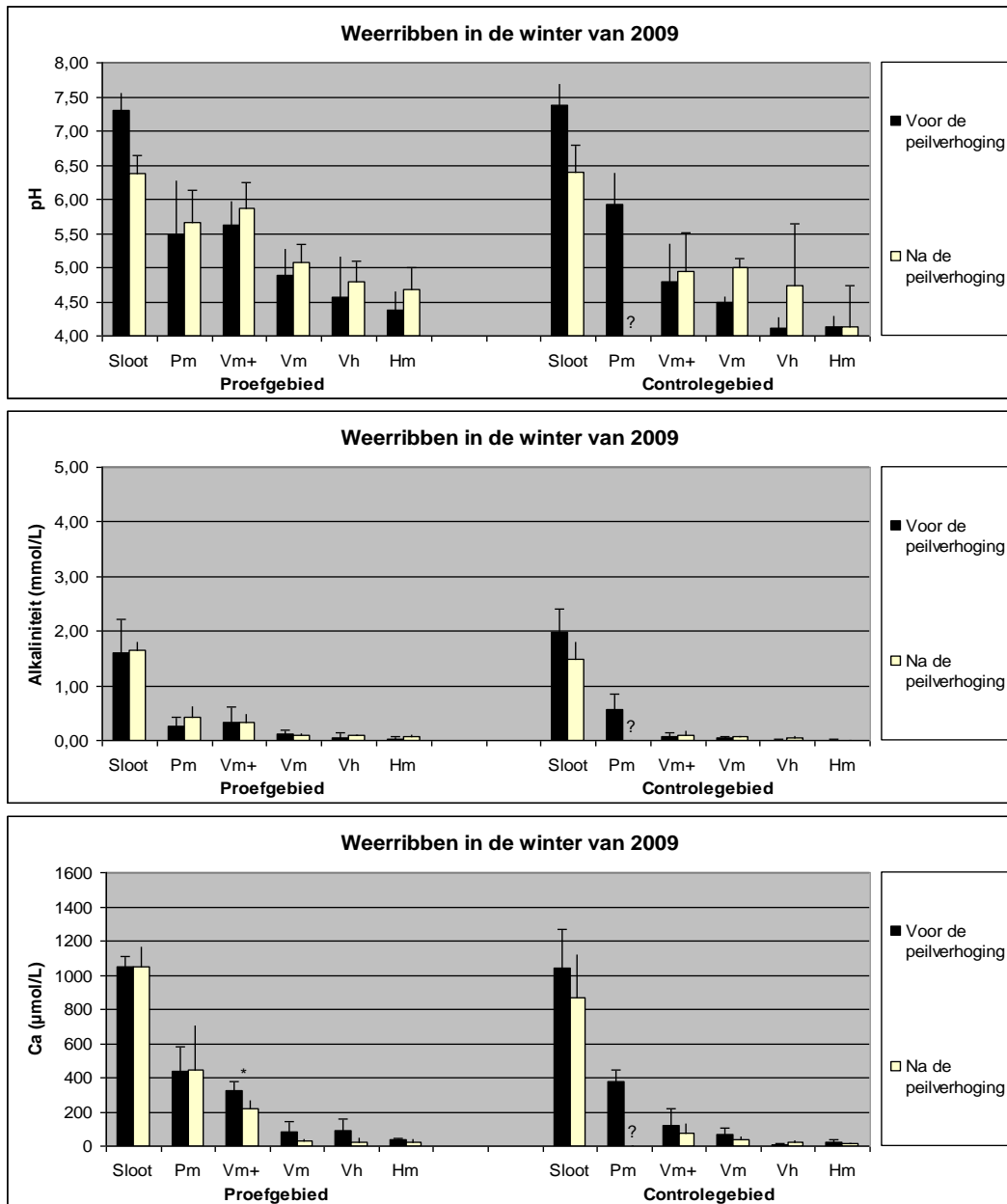
vastgesteld in de pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in het bodemvocht tussen momenten vlak voor en na de peilverhoging (Figuur 2.15).



Figuur 2.13: pH, alkaliniteit, Ca-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2008 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.



*Figuur 2.14: pH, alkaliniteit, Ca-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*



Figuur 2.15: pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverhoging van november 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Waardes zijn gegeven van het proefgebied waarin peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Bodemvochtmonsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Haarmos.

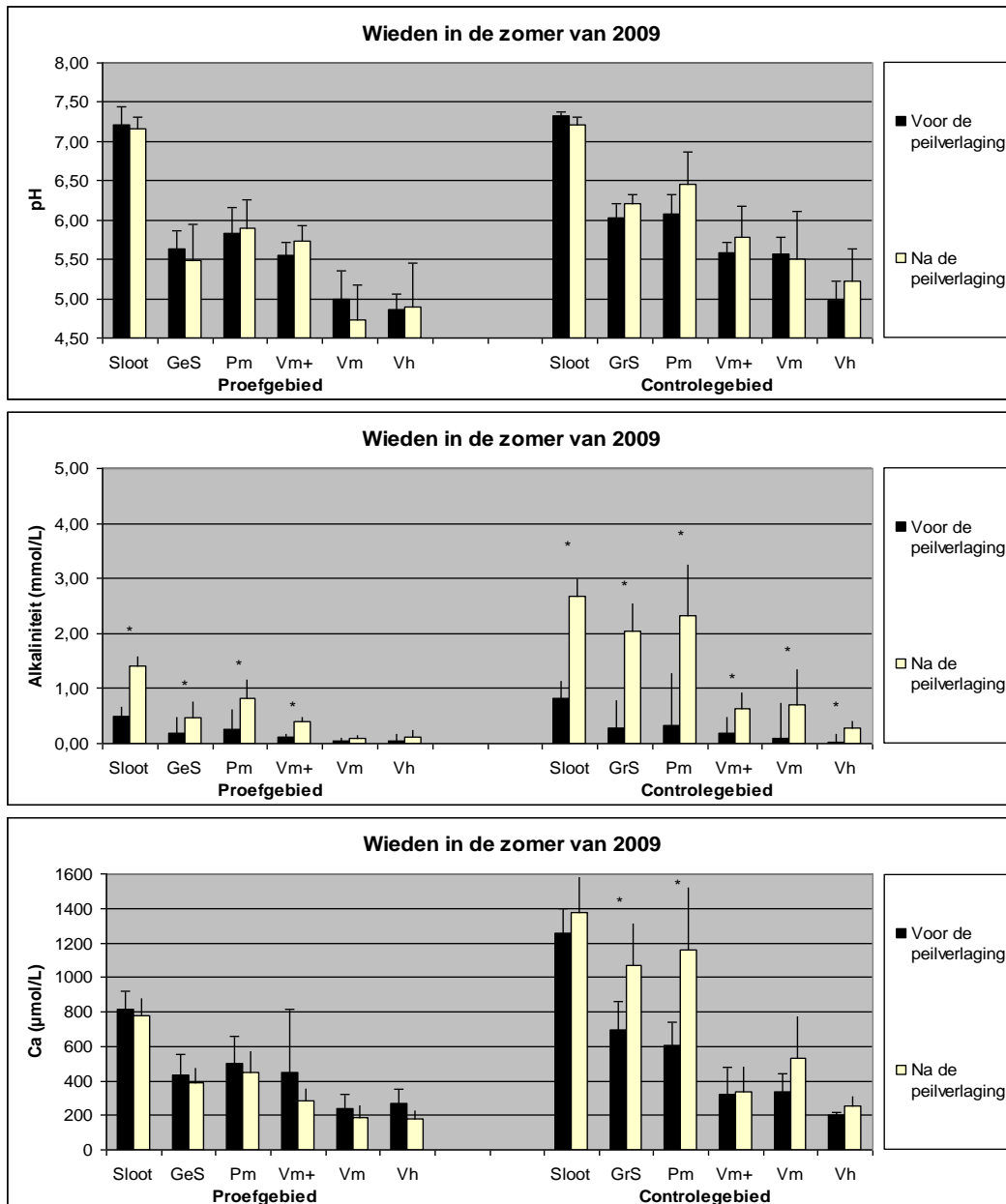
Situatie in de zomer

Zoals eerder aangegeven, leidde peilverlaging in De Wieden als gevolg van de hoge neerslag, zowel in 2009 als 2010, niet tot lagere maar juist tot hogere waterstanden in de kragge. In 2009 vielen de verhoogde waterstanden in de kraggen bij de meeste locaties samen met een verhoging van de alkaliniteit in de bodem, behalve bij de meest geïsoleerde kraggen met veenheide en veenmos (Figuur 2.16). Deze alkalinisering is waarschijnlijk het gevolg van reductieprocessen, die bij de hogere temperaturen een stuk sneller kunnen verlopen dan in de winter. Hierbij moet er rekening mee worden gehouden dat er waarschijnlijk weer verzuring zal optreden tijdens drogere periodes in de zomer, waardoor alkalinisering tijdens nattere periodes in de zomer waarschijnlijk niet leidt tot een duurzame verhoging van de buffercapaciteit. Ook leidde verhoging van de alkaliniteit niet tot een pH-verhoging.

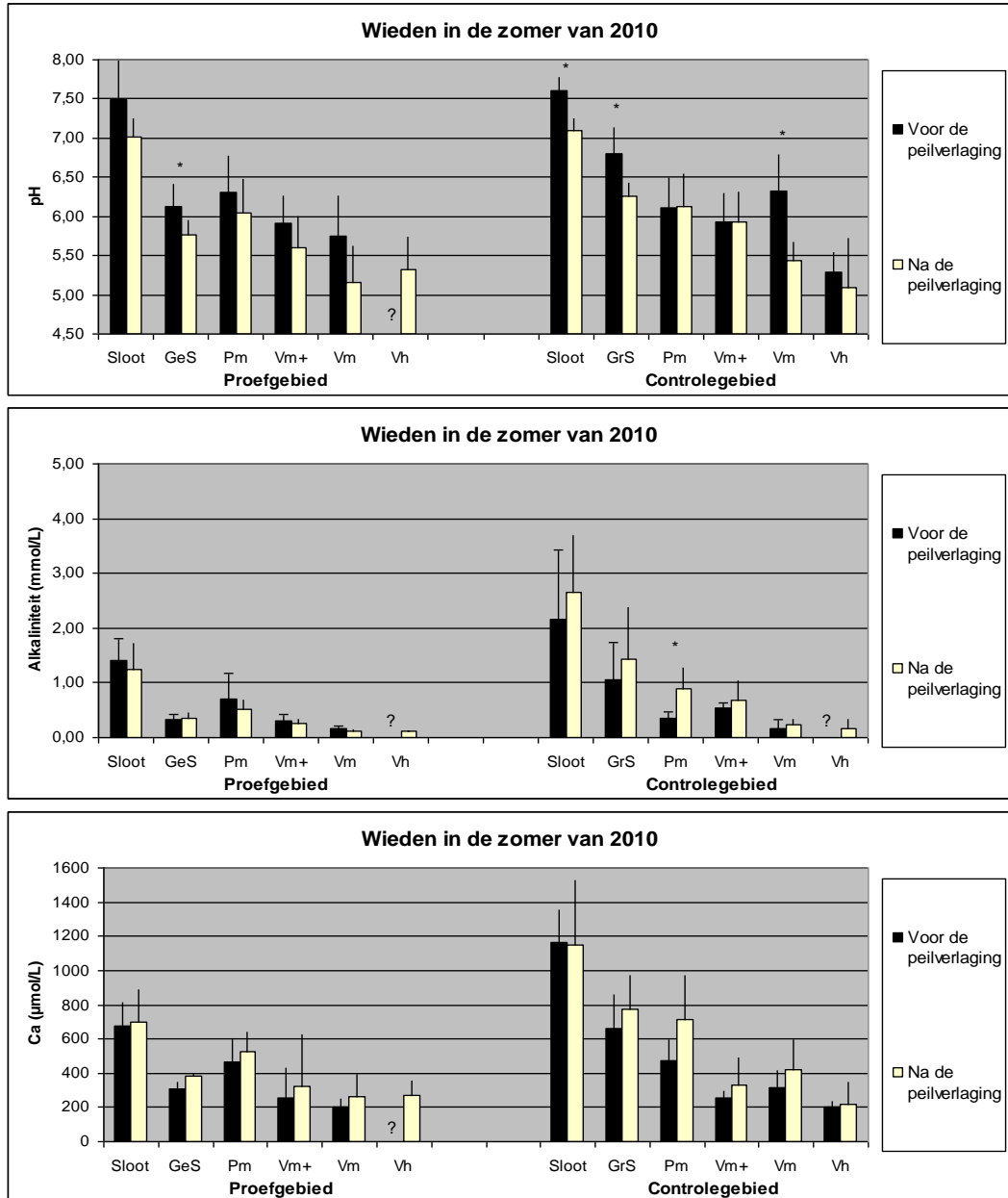
Uit de Ca-concentraties en IR blijkt dat de heftige regenval in de zomer van 2009 in het controlegebied zelfs leidde tot overstroming met oppervlaktewater bij locaties met Groen schorpioenmos en puntmos (Figuur 2.16). Op deze locaties nam de alkaliniteit extra sterk toe, waarschijnlijk doordat het calcium- en bicarbonaatrijke overstromingswater in de zomer wel kon infiltreren. De alkalinisering die tijdens inundaties in de winter werd gewenst, maar niet optrad doordat er geen inzijging kon plaatsvinden in de reeds verzadigde kraggen, kan dus wel optreden tijdens inundaties in de zomer, als de kragge voor de regenval niet waterverzadigd is door de hoge verdamping.

In de zomer van 2010 vond, ondanks de regenval, geen overstroming plaats, doordat de waterstanden voorafgaand aan de regen lager waren. Er heeft gedurende de zomermetingen van 2010 dan ook nergens infiltratie van calcium- en bicarbonaatrijk water kunnen optreden. Aangezien de alkaliniteit vrijwel nergens toeneemt, lijkt het erop dat er ook geen alkalinisering door reductieprocessen is opgetreden in de bovenste laag van de bodem (Figuur 2.17). Dit komt waarschijnlijk doordat het waterpeil, ondanks de stijging, in vrijwel alle gevallen toch nog 7-15 cm onder het maaiveld stond.

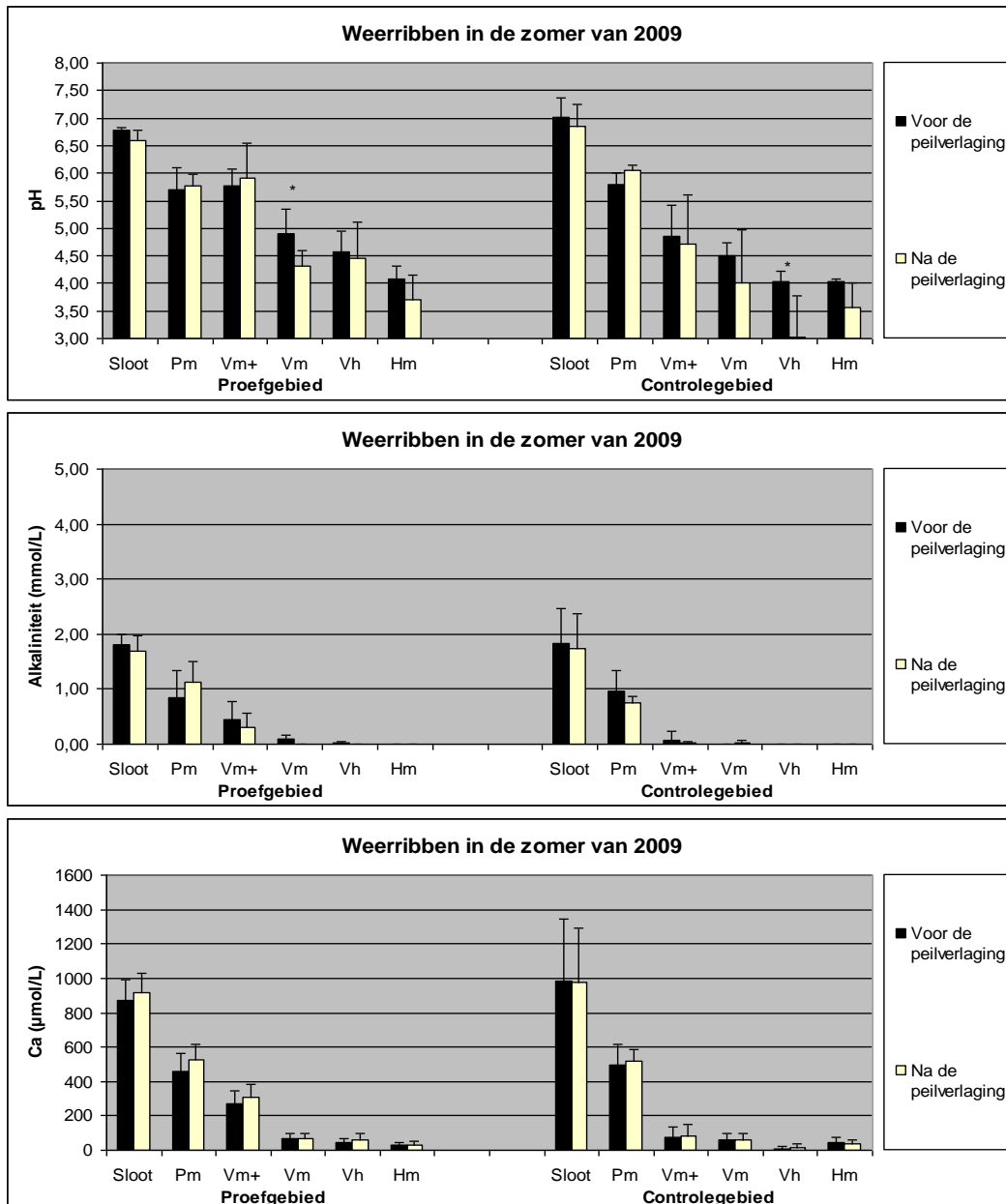
In De Weerribben, waar slechts een geringe daling van de waterstand in het veen optrad als gevolg van het meebewegen van de kragge, leidde de peilverlagingen in de zomers van 2009 en 2010 nergens tot significante verschillen in pH, alkaliniteit of Ca-concentraties (Figuur 2.18). Dit werd niet alleen gevonden in het peilvak waar het waterpeil slechts een week lager stond, maar ook in het peilvak dat 2 maanden lang een lager waterpeil ondervond. In beide proeven leidde geringe waterstandverlaging in de kragge dus niet tot extra verzuring door oxidatieprocessen.



Figuur 2.16: pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Bodemvocht monsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.



Figuur 2.17: pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2010 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Bodemvocht monsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

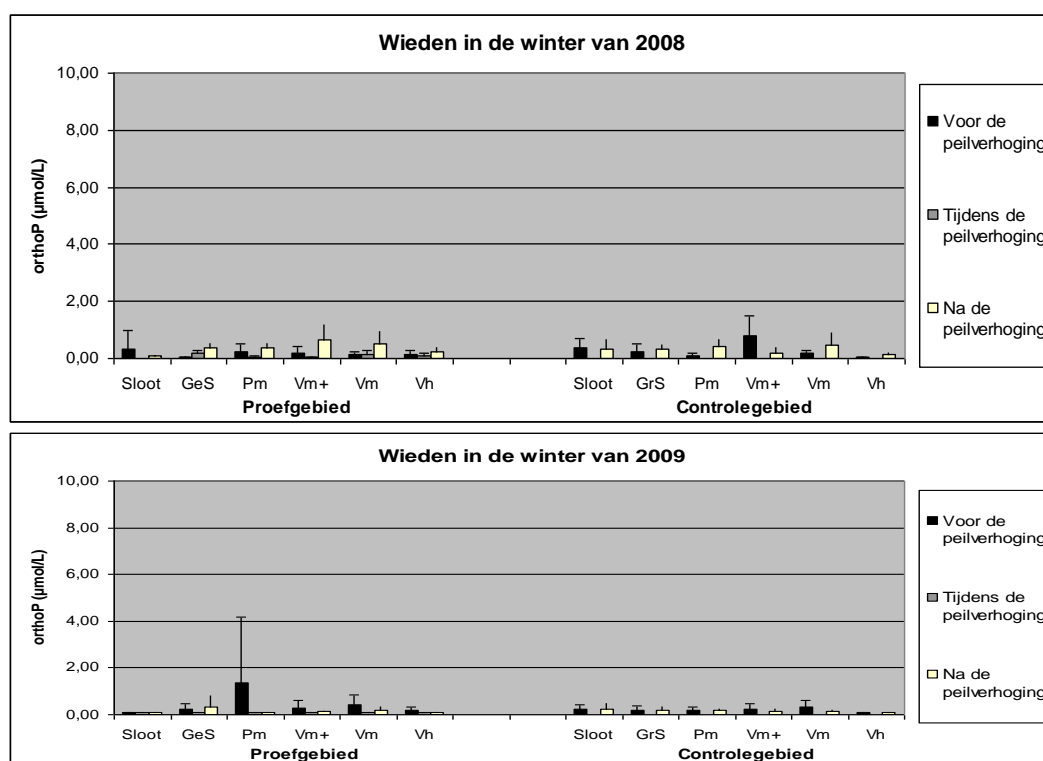


Figuur 2.18: pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Waardes zijn gegeven van het proefgebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Haarmos.

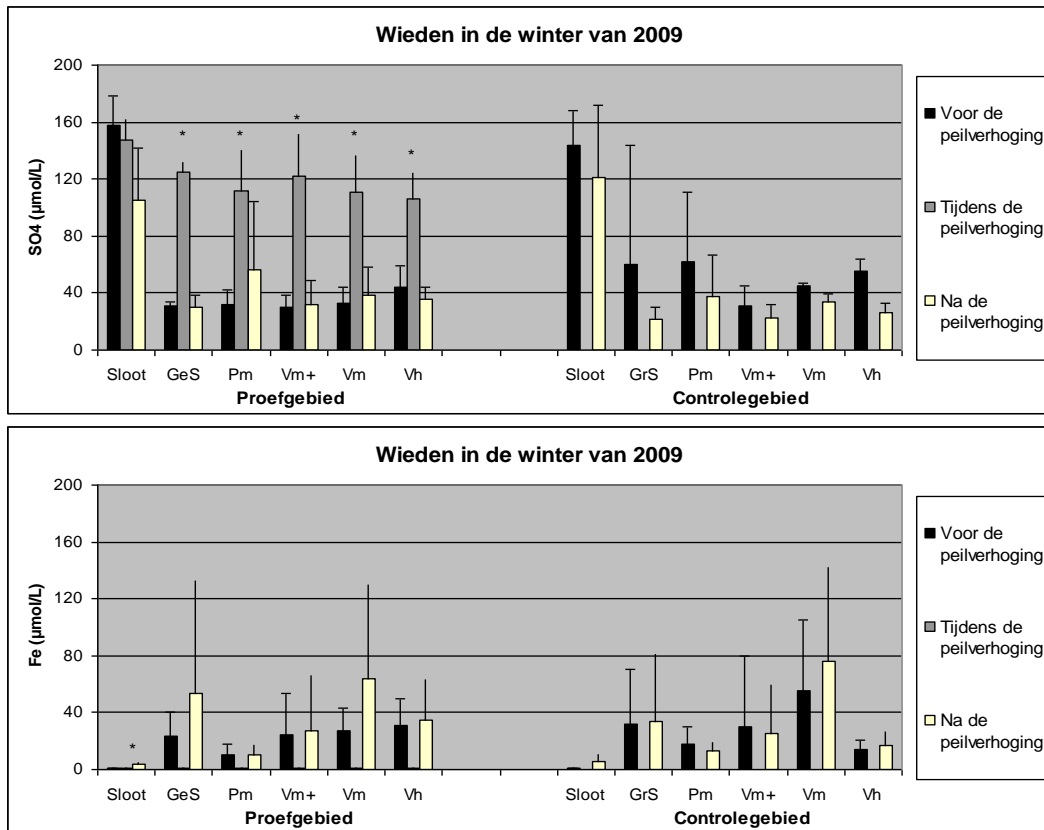
2.5 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de nutriëntbeschikbaarheid

Situatie in de winter

Bij de peilverhogingen in de winters van 2008 en 2009 hebben inundaties in het Kiersche Wiede niet geleid tot veranderingen in de orthoP-concentraties (Figuur 2.19). Beide jaren veranderden de SO₄ en Fe-concentraties in het bodemvocht ook niet significant gedurende de overstromingen (Figuur 2.20, waarbij de grafieken zowel de situatie in 2009 als 2008 representeren). Verhoging van de P-beschikbaarheid door externe aanvoer van orthofosfaat of door interne P-mobilisatie via reductieprocessen lijkt dan ook niet plaats te vinden. Hoewel de SO₄-concentraties in het bodemvocht niet zijn verhoogd als gevolg van de overstroming en er dus waarschijnlijk niet al te veel sulfaat in het systeem achterblijft, is enige waakzaamheid geboden met de verhoogde concentraties in het bovenstaande oppervlaktewater.

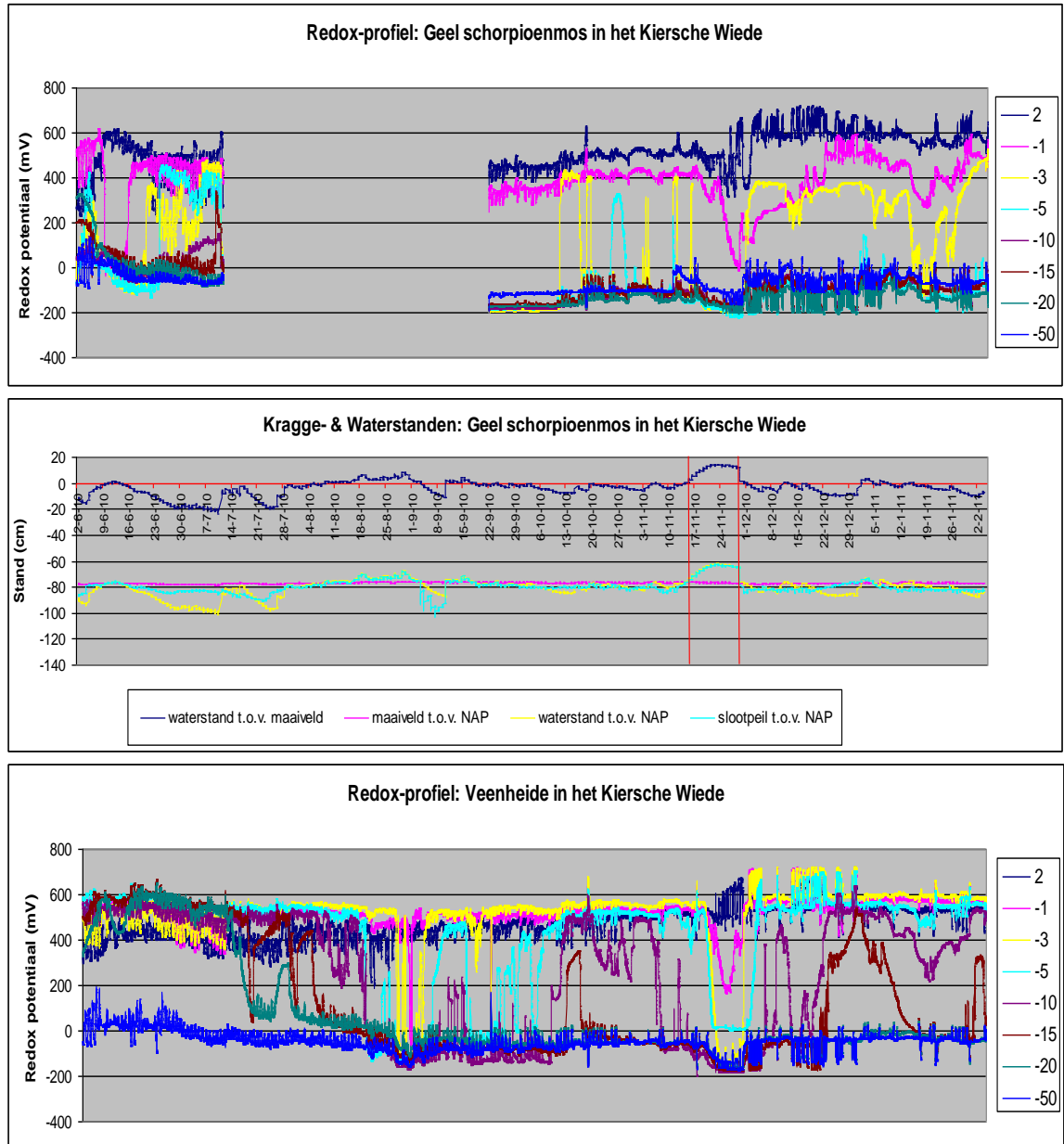


Figuur 2.19: orthoP-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2008 en 2009 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

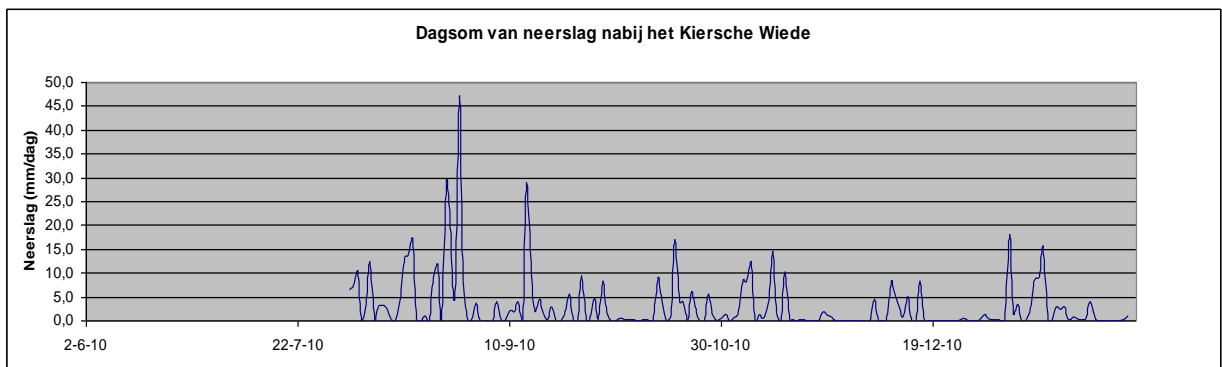
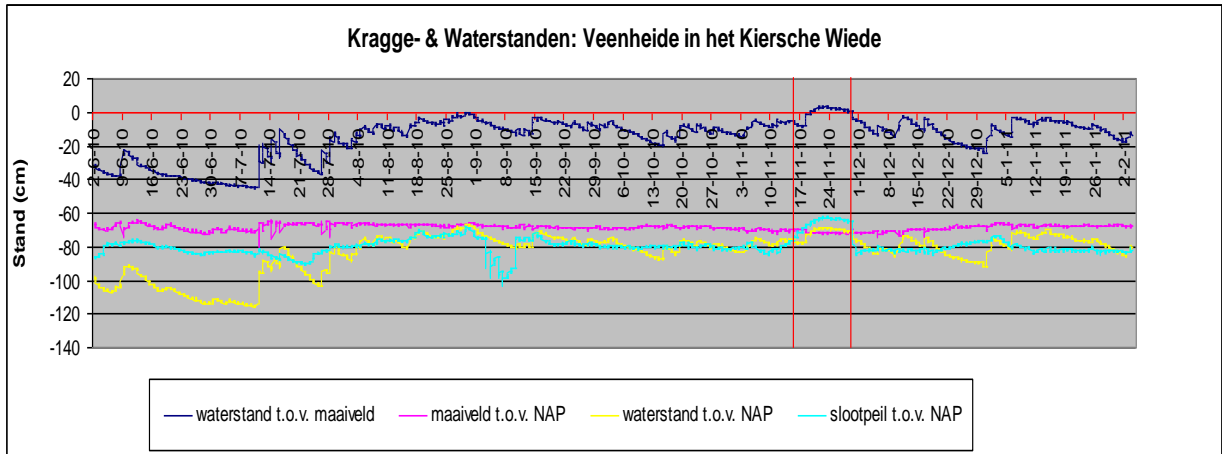


Figuur 2.20: Fe, SO₄-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2008 in verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.

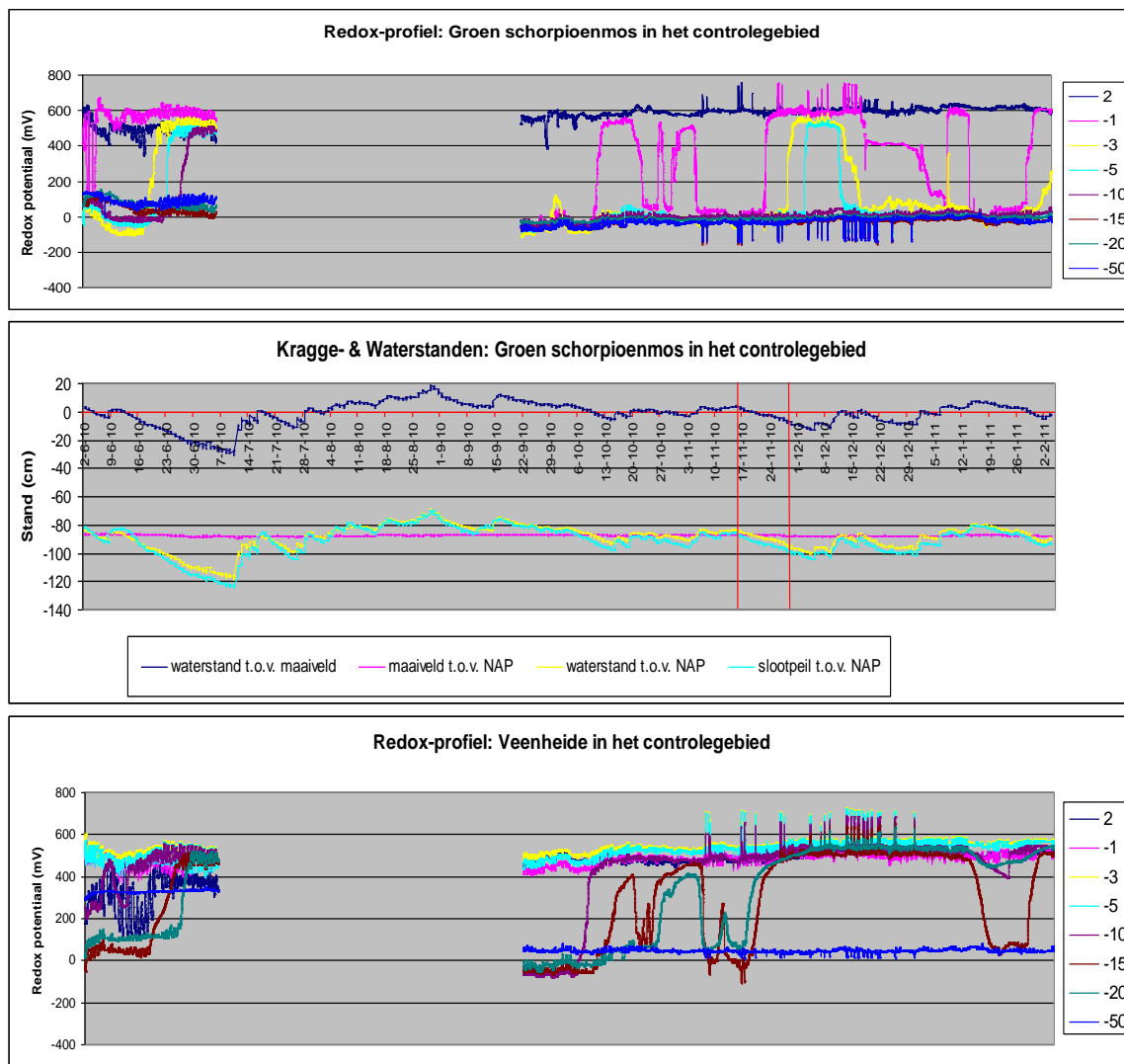
De redoxpotentiaal verandert echter wel degelijk (Figuren 2.21 en 2.22). De bovenste centimeters van de bodem zijn vaak geoxideerd, met potentialen van 400-600 mV. Op grotere diepte is de bodem permanent gereduceerd, waarbij de redoxpotentiaal zakt tot ca -200 mV. Op natte locaties met Geel schorpioenmos worden permanent gereduceerde condities al gevonden op 5 cm diepte, terwijl dit bij locaties met veenmos pas op 10 cm diepte het geval is en bij veenheide zelfs pas op 20 cm diepte. Hoewel de data nauwkeuriger zal worden geanalyseerd door middel van een wavelet analyse, blijkt nu al dat de redoxpotentiaal binnen enkele uren reageert op heftige regenval en de inundatie in de winter van 2010. Dit is in overeenstemming met onderzoek van Dušek et al. (2008). Tijdens de inundatie in de winter van 2010 was de redoxpotentiaal bij het maaiveld na een dag al vrijwel overal gezakt tot ongeveer -200 mV, een waarde waarbij ijzer- en sulfaatreductie kan optreden (Ponnamperuma 1972; Mitsch & Gosselink 1993). Veranderingen in de Fe en SO₄-concentraties zijn in de winter echter nog niet waar te nemen bij inundaties die slechts een week duren (Figuur 2.20). Dit komt waarschijnlijk doordat reductieprocessen worden uitgevoerd door micro-organismen, die mogelijk wat tijd nodig hebben om op te starten, zeker bij de lage temperaturen van de winter (o.a. Lamers et al. 2006b; Smolders et al. 2006).



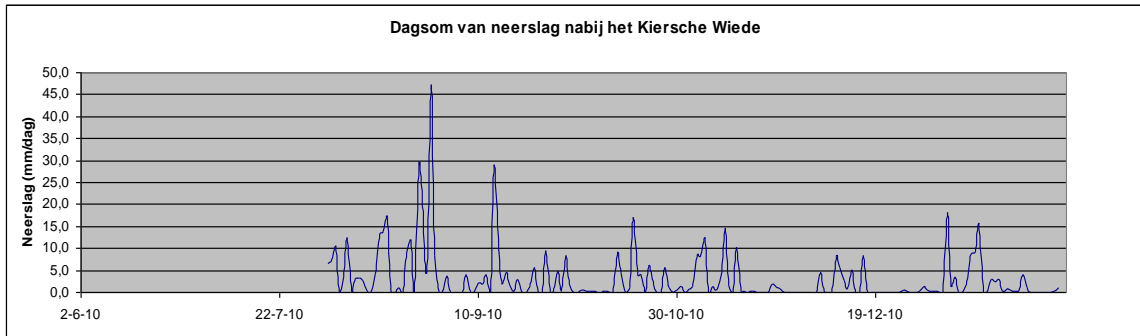
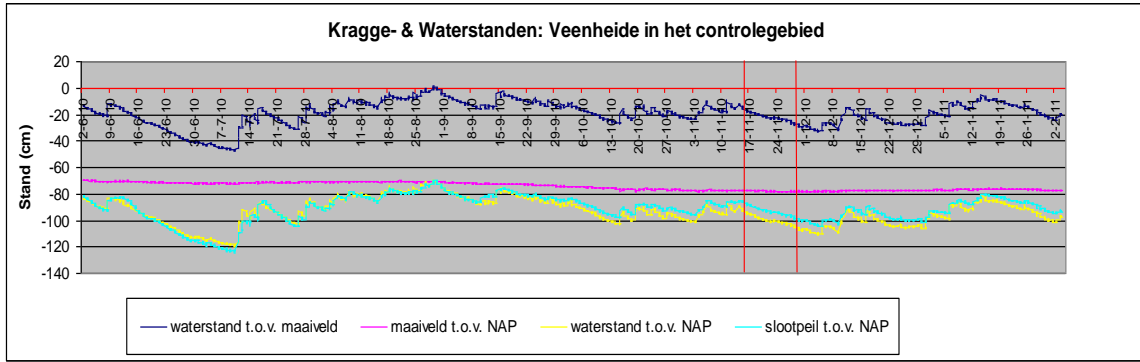
Figuur 2.21: In de bovenste en middelste grafiek wordt de redoxpotentiaal op verschillende dieptes in de kragge weergegeven voor locaties met Geel schorpioenmos en veenheide in het proefgebied van het Kiersche Wiede voor de periode juni 2010 tot februari 2011. Door materiële problemen in de zomer van 2010 is er een gat in de dataset ontstaan bij de locatie met Geel schorpioenmos. In de tweede en vierde grafiek worden de water- en kraggestanden gegeven die met behulp van divers op exact dezelfde locaties zijn gemeten, waarbij de rode lijnen het moment van de peilverhoging markeren. Ten slotte wordt in de onderste grafiek de dagsommen van de neerslag nabij het Kiersche Wiede gegeven. Alle grafieken zijn horizontaal op de tijdas uitgelijnd, zodat men direct kan zien of bepaalde schommelingen in de redoxpotentiaal te koppelen zijn aan periodes van heftige neerslag en/of waterstandschommelingen.



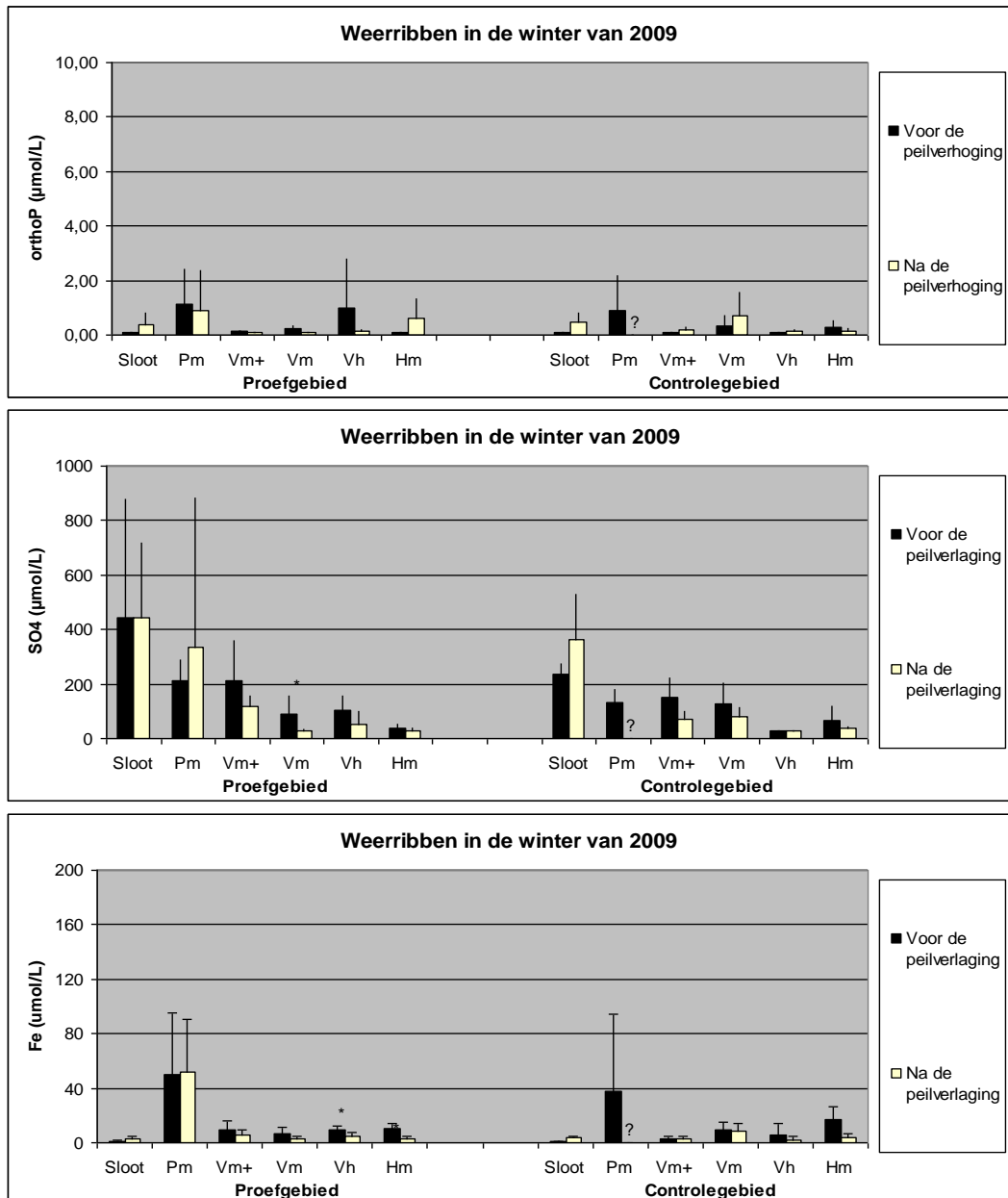
Vervolg Figuur 2.21.



Figuur 2.22: In de bovenste en middelste grafiek wordt de redoxpotentiaal op verschillende dieptes in de kragge bij locaties met Groen schorpioenmos en veenheide weergegeven voor het controlegebied in De Wieden in de periode juni 2010 tot februari 2011. Door materiële problemen in de zomer van 2010 is er een gat in de redox dataset ontstaan bij beide locaties. In de tweede en vierde grafiek worden de water- en kraggestanden gegeven die met behulp van divers op dezelfde locaties zijn gemeten als de redoxpotentialen. Ten slotte worden in de onderste grafiek de dagsommen van de neerslag nabij het controlegebied gegeven vanaf 5 augustus 2010. Alle grafieken zijn op de tijdas uitgelijnd, zodat men kan zien of bepaalde schommelingen in de redox-potentiaal te koppelen zijn aan periodes van heftige neerslag en/of waterstandschommelingen.



Vervolg figuur 2.22.

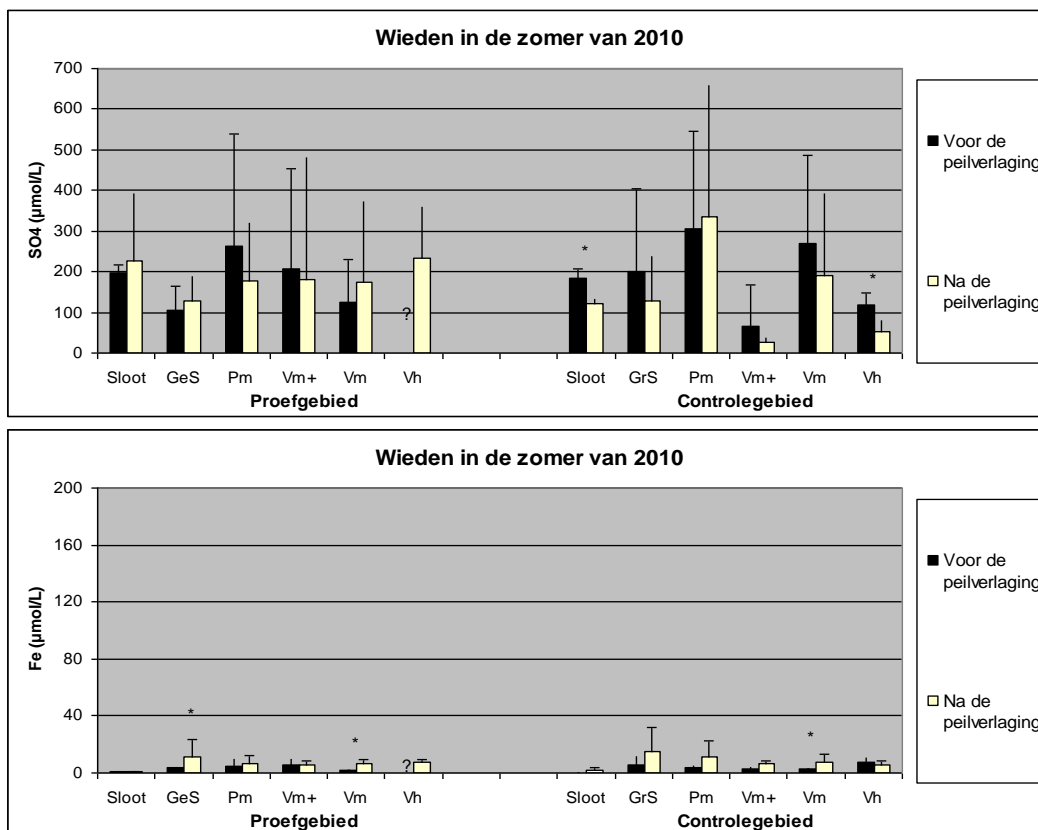


*Figuur 2.23: Fe, SO₄ en orthoP-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 voor verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Waardes zijn gegeven van het proefgebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Bodemvochtmonsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). Pm = Puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Haarmos.*

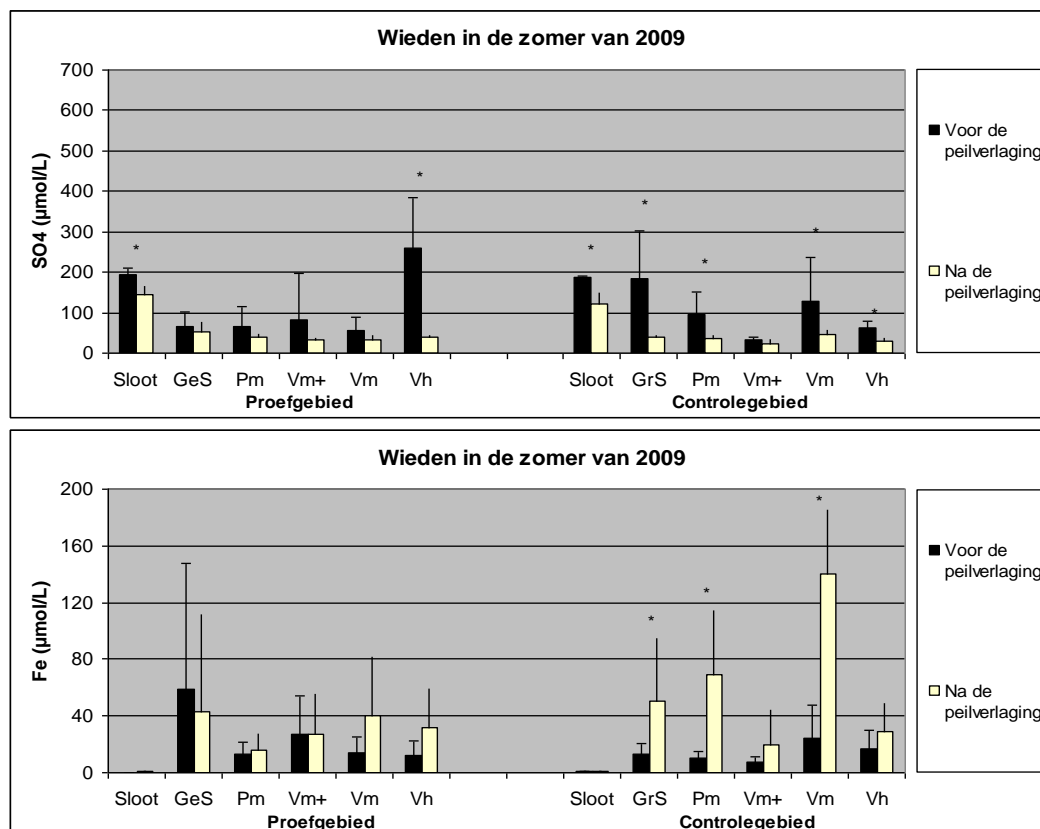
Bij gebrek aan veranderingen in waterstand en overstrooming zijn er in De Weerribben, zowel bij de korte als langdurigere peilverhogingen in 2009, geen veranderingen in ijzer, sulfaat of orthofosfaat waargenomen (Figuur 2.23).

Situatie in de zomer

In de zomer van 2010, toen hevige regenval in het controle- en proefgebied van de Wieden tot een peilverhoging leidde maar niet tot inundatie, lijken de onveranderde Fe en SO₄-concentraties aan te geven dat er (vrijwel) geen reductieprocessen bovenin de kraggen zijn opgetreden (Figuur 2.24). In de zomer van 2009 leidde heftige regenval echter wel degelijk tot inundatie van het controlegebied. Uit de Fe en SO₄-concentraties blijkt dat er gedurende deze periode reductie van beide in de bovenkant van de kragge optrad (Figuur 2.25). Bij deze reductieprocessen ontstaat Fe(II) dat veel beter oplosbaar is dan Fe(III), waardoor de Fe-concentraties significant toenamen. De SO₄-concentraties namen daarentegen significant af, doordat sulfaat bij deze reductiereacties wordt omgezet in het slechter oplosbare sulfide. Het optreden van redox processen in de zomer van 2009 wordt ondersteund door de stijging van de alkaliniteit in het controlegebied (Figuur 2.16). Ook in het Kiersche Wiede, waar ondanks de peilverlaging in de sloten het waterpeil in de kragge toenam gedurende de natte periode in 2009, nam de alkaliniteit waarschijnlijk toe door reductieprocessen. De Fe en SO₄-concentraties lijken in het Kiersche Wiede echter niet te veranderen door de reductieprocessen in de bovenkant van de kragge.



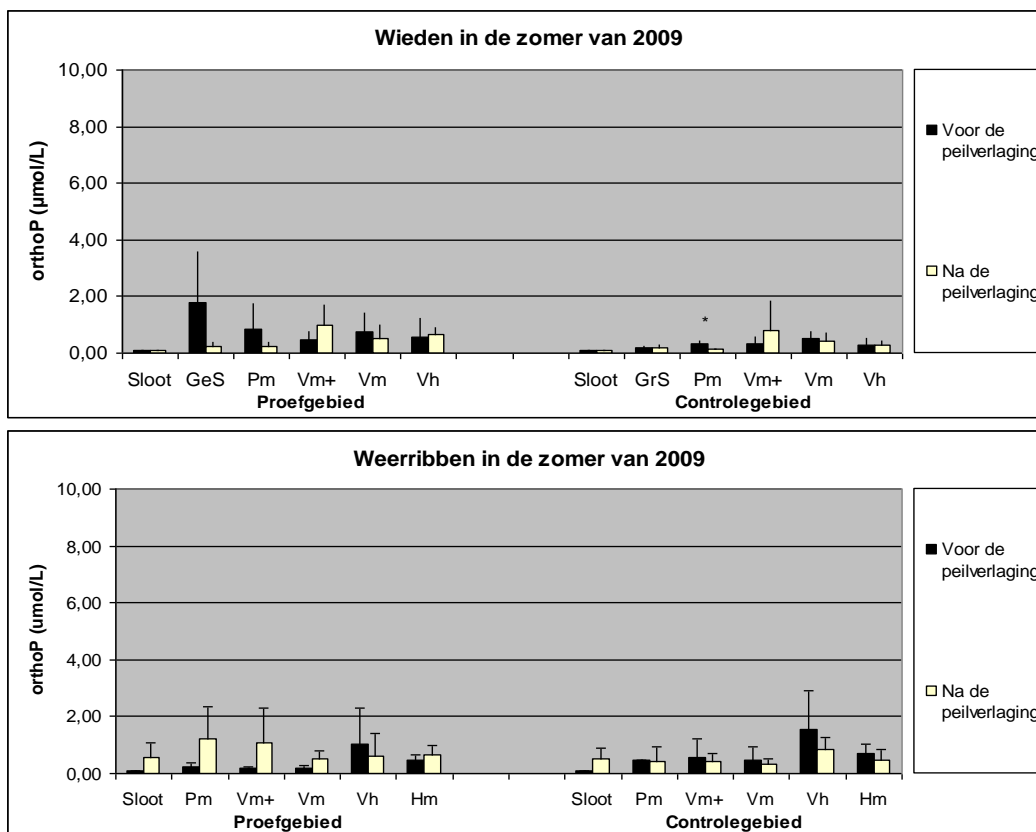
Figuur 2.24: Fe en SO₄-concentraties gedurende de peilverlagingen van juli 2010 voor verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Bodemvocht monsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide.



*Figuur 2.25: Fe en SO₄-concentraties gedurende de peilverlagingen van juli 2009 voor verschillende vegetatiegroepen in het controle- en proefgebied van De Wieden. Bodemvocht monsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide.*

Hoewel dit soort reductieprocessen kunnen leiden tot interne P-mobilisatie (o.a. Lamers et al. 1998a), bleken de orthoP-concentraties in De Wieden nergens te zijn toegenomen, zelfs niet tijdens de overstromingen in de zomer van 2009 in het controlegebied (Figuur 2.26). Mogelijk komt dat doordat het orthofosfaat dat vrijkomt direct wordt opgenomen door de groeiende planten en mossen of doordat de P-bezetting aan ijzer te laag is voor mobilisatie tijdens de vernatting (Loeb et al. 2008b).

In De Weerribben leidde de geringe waterstandsdalingen in de zomers van 2009 en 2010 niet tot significante veranderingen in de orthoP-concentraties (Figuur 2.26). Dit gold niet alleen voor het peilvak dat slechts een week een lager waterpeil had, maar ook in het peilvak dat twee maanden lang een lager waterpeil had.



Figuur 2.26. orthoP-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in verschillende vegetatiegroepen in controle- en proefgebieden van De Wieden en De Weerribben. Voor De Weerribben zijn de waarden gegeven van het proefgebied waarin de kort lopende peilfluctuaties zijn gehanteerd. Bodemvochtmonsters zijn op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,025$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Haarmos.

2.6 Conclusies en aanbevelingen

Situatie in de winter

Uit de metingen blijkt dat de structuur van de kraggen bij peilfluctuatie een zeer belangrijke rol speelt. Tijdens de peilverhogingen in de winter bleek er een groot verschil te zijn tussen de peilproefgebieden in De Wieden en De Weerribben. In het Kiersche Wiede trad inundatie op, terwijl in De Weerribben geen inundatie optrad doordat de kraggen mee omhoog dreven of opzwellen. Waarschijnlijk is het al dan niet vastgroeien van kraggen door beworteling in de ondergrond hierbij van belang.

De resultaten geven aan dat er in de winter geen alkalinisatie in de bodem optreedt. Bij de meebewegende kraggen van De Weerribben vindt er überhaupt geen externe aanvoer van mineraalrijk water plaats. Bij de geïnundeerde kragge in het Kiersche Wiede was infiltratie van het basenrijk water waarschijnlijk zeer beperkt, doordat de kragge al waterverzadigd was. Mogelijk treedt er wel uitwisseling op tussen het bovenstaande oppervlakte-water en de moslaag, waardoor de basenbezetting mogelijk wordt opgeladen. Dit moet verder worden uitgezocht. Tevens moet verder worden uitgezocht of

er op een dieper niveau in de bodem zijdelingse indringing van water optreedt tijdens de peilverhogingen in het Kiersche Wiede.

Verhoging van alkaliniteit door reductieprocessen treedt ook niet op, hoewel de redox potentiaal tijdens inundatie laag genoeg is voor sulfaatreductie. Waarschijnlijk is de periode van een week te kort om de reductieprocessen echt op gang te brengen, zeker bij de lage temperaturen van de winter. Dat betekent echter ook dat het risico van sulfidevorming en P-mobilisatie vanuit ijzerfosfaat beperkt is. Ten slotte blijkt ook de externe aanvoer van orthofosfaat in deze afgelegen gebieden gering te zijn.

Situatie in de zomer

De metingen in de zomer geven aan dat fluctuaties in het weer van grote invloed zijn op de waterstand in de kragge. In het Kiersche Wiede leidde de hoge regenval tijdens de peilverlaging in de sloten tot verhoogde in plaats van verlaagde waterstanden in de kragge. Lage waterstanden in de sloten leiden dus niet automatisch tot lage waterstanden in de kraggen. De hoge waterstanden in de zomer zorgden in het Kiersche Wiede zelfs voor een verhoging van de alkaliniteit door reductieprocessen. In het controlegebied langs de Veldweg, waar overstroming vanuit de sloot plaatsvond, zorgde de verhoogde waterstand ook voor een verhoging van de alkaliniteit. In dit geval kwam dit niet alleen door reductieprocessen in het veen, maar ook door de aanvoer en infiltratie van basenrijk oppervlaktewater. Deze infiltratie kon in de zomer waarschijnlijk wel optreden door de hoge verdamping tijdens het warme groeiseizoen. Hoewel er op sommige locaties ook ijzerreductie optrad, leidde dit niet tot verhoogde orthoP-concentraties.

In De Weerribben leidde de peildaling in de sloten tijdens een relatief droge periode slechts tot een geringe waterstands daling in de kragge, die geen gevolgen had voor de chemische samenstelling van het bodemvocht in het veen. Deze geringe waterstands daling in de kragge leidden niet tot verzuring en ook de orthoP-concentraties veranderde niet. Door capillaire werking leidt deze kleine daling mogelijk niet eens tot een verlaagd vochtgehalte.

3 Het kolomexperiment

3.1 Inleiding en methode

De combinatie van veldmetingen, veldexperimenten en mesocosmos-experimenten is binnen OBN zeer vruchtbaar gebleken (o.a. Lamers et al. 2006, 2010). Om peilverhoging in de winter en peilverlaging in de zomer te simuleren onder meer verschillende combinaties van peil, duur en waterkwaliteit dan mogelijk in de veldproeven, is een kolomexperiment met bodemkernen en hun vegetatie ingezet. Hierbij is specifiek aandacht besteed aan het vrijkomen of immobiliseren van orthofosfaat tijdens hoge en lage waterstanden, en de eventuele extra zuurbuffering of verzuring door peilverhoging dan wel verlaging. Om de effecten van temperatuur goed te kunnen toetsen is gekozen voor een constante temperatuur van 4°C en 18°C. Doordat het experiment langer doorloopt dan in het veld, wordt er inzicht verkregen in de effecten van een langdurigere overstroming of verdroging.

Eind april 2009 zijn in de Stobbenribben (vegetatie met Rood schorpioenmos) 48 kolommen en in het Kiersche Wiede (vegetatie met Geel schorpioenmos) 32 PVC kolommen gevuld met intacte kernen. De kolommen waren een halve meter lang en hadden een doorsnede van 19 cm. In het veld zijn de kernen met de daarop groeiende vaatplanten uitgezaagd uit de bovenste laag van het veen en in de kolommen geplaatst. Deze kernen waren ongeveer 30 cm dik, waardoor de bovenste 20 cm van alle kolommen ongevuld bleef (Figuur 3.1).



Figuur 3.1:
Kolomexperiment

Vervolgens zijn de kolommen naar het laboratorium gebracht, waar alle kolommen twee weken hebben geacclimatiseerd in een koele cel van 4°C die 12 uur werd verlicht (de gemiddelde temperatuur en daglengte in de winter). Gedurende deze twee weken het waterpeil in alle kolommen op maaiveld niveau gehouden door (waar nodig) demiwater toe te voegen. Na deze 2 weken is *at random* de helft van de kolommen (24 met Rood en 16 met Geel schorpioenmos) naar een warmere klimaatcel van 18°C gebracht die 16 uur werd verlicht (de gemiddelde temperatuur en daglengte in de zomer). Tijdens een nieuwe acclimatisatieperiode van 3 weken zijn vervolgens vegetatieopnames van alle kolommen gemaakt. Gedurende deze periode is nog niet gestart met de behandelingen.

Begin juni is gestart met de chemische nulmetingen. Met behulp van rhizons is op 1 cm (de moslaag) en 10 cm diepte bodemvocht anaeroob afgenomen, waarin relevante (sturende) chemische variabelen zijn bepaald, namelijk de pH, alkaliniteit, EGV, Ca, Mg, Cl, K, Fe, Al, SO₄, NH₄, NO₃, orthoP en sulfidenconcentraties. Tevens is de hoogte van de kragge t.o.v. de bovenrand van de kolom vastgesteld. Na de nulmeting is gestart met de behandelingen, waarbij elke behandeling in viervoud is uitgevoerd en de kolommen op willekeurige wijze een behandeling toegewezen kregen (Tabel 3.1). Bij de behandelingen met een lage waterstand is het waterpeil 15cm verlaagd door via een PVC-buisje en een afvoerslangetje het water weg te pompen. De verhoogde waterstanden zijn bereikt door mineraalrijk water (kunstmatig samengesteld), al dan niet bijgemengd met milieurelevante concentraties aan fosfaat (NaH₂PO₄), ammonium (NH₄Cl) of sulfaat (Na₂SO₄), aan de kolommen toe te voegen om de effecten van waterkwaliteit te testen. Hierbij is gebruik gemaakt van achtergrondconcentraties die normaal zijn voor trilvenen, en van orthoP-, NH₄- en SO₄-concentraties die in De Wieden en De Weerribben in de buurt van landbouwgronden voorkomen (Tabel 3.2). Om de veldschade aan de zeer kwetsbare vegetaties met Geel schorpioenmos te beperken, is er voor gekozen om de ammonium- en sulfaattoevoegingen alleen uit te voeren in kolommen met Rood schorpioenmos, zodat er minder kolommen met Geel schorpioenmos hoefde te worden verzameld.

Tabel 3.1: Behandelingen die zijn toegepast tijdens het kolomexperiment.

Type mos	Temperatuur	Waterstand	Behandeling
Geel schorpioenmos	4	-15	
Geel schorpioenmos	4	0	
Geel schorpioenmos	4	+15	
Geel schorpioenmos	4	+15	Fosfaat
Geel schorpioenmos	18	-15	
Geel schorpioenmos	18	0	
Geel schorpioenmos	18	+15	
Geel schorpioenmos	18	+15	Fosfaat
Rood schorpioenmos	4	-15	
Rood schorpioenmos	4	0	
Rood schorpioenmos	4	+15	
Rood schorpioenmos	4	+15	Fosfaat
Rood schorpioenmos	4	+15	Ammonium
Rood schorpioenmos	4	+15	Sulfaat
Rood schorpioenmos	18	-15	
Rood schorpioenmos	18	0	
Rood schorpioenmos	18	+15	
Rood schorpioenmos	18	+15	Fosfaat
Rood schorpioenmos	18	+15	Ammonium
Rood schorpioenmos	18	+15	Sulfaat

Tabel 3.2: Concentraties in het bovenstaande water bij kolommen met verhoogde waterstanden. Er is gebruik gemaakt van achtergrondconcentraties die normaal zijn voor trilvenen, en van orthoP-, NH₄- en SO₄-concentraties die in de boezem nabij landbouwgronden voorkomen.

Chemicaliën	Toegevoegd aan	Concentratie (µmol l ⁻¹)
CaCl ₂ .2H ₂ O	Alle kolommen met +15	1500
MgCl ₂ .6H ₂ O	Alle kolommen met +15	300
KCl	Alle kolommen met +15	100
NaHCO ₃	Alle kolommen met +15	2000
NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O	Fosfaat behandeling	4
NH ₄ Cl	Ammonium behandeling	100
Na ₂ SO ₄	Sulfaat behandeling	1000

Tijdens het experiment, dat 7 maanden heeft gelopen, zijn de waterstanden van alle kolommen 2 keer per week gecontroleerd, en wanneer nodig bijgevuld met demiwater om te compenseren voor verdamping. Daarnaast is het bovenstaande oppervlaktewater elke 3 weken verversd, omdat infiltratie, opname en/of uitwisseling met de bodem anders zouden leiden tot sterk veranderde concentraties in het bovenstaande oppervlaktewater. Vóór de verversing werd altijd de hoogte van de kragge opgemeten. Daarnaast werd voorafgaand aan de verversing elke keer het bovenstaande oppervlaktewater bemonsterd, zodat meer inzicht kon worden verkregen in de concentratie dalingen als gevolg van infiltratie-, opname- en uitwisselingprocessen. Bij het verversen werden de stoffen uit tabel 3.2 steeds in de juiste hoeveelheid toegevoegd. De P, N en S-vrachten die zo gerealiseerd zijn, zullen later worden berekend wanneer de concentraties in het bovenstaande oppervlakte allemaal zijn gemeten.

Gedurende het gehele experiment zijn regelmatig bodemvochtmonsters genomen op 10 cm diepte (te weten 3, 5, 8, 12, 15, 21, 28 & 31 weken na de nulsituatie). Bovendien zijn er bodemvochtmonsters in de moslaag genomen (op 1 cm diepte; 5, 12, 21 en 31 weken na de nulsituatie). Net als bij de nulsituatie, zijn alle relevante biogeochemische variabelen geanalyseerd in deze monsters. De effecten zijn na ln-transformatie getoetst met behulp van GLM Repeated Measures, met Bonferroni Post Tests (SPSS). Verschillen werden significant bevonden bij $p < 0,05$.

Ten slotte is het kolomexperiment na 31 weken afgesloten met een kartering. Daarna is de biomassa per soort geogst en is de totale biomassa van de moslaag en de algen bepaald. Daarnaast is met behulp van een Junior-PAM fluorometer (*Heinz Walz GmbH*) de vitaliteit van de schorpioenmossen met betrekking tot fotosynthese bepaald. Met de PAM-meter wordt de maximale fotosyntheseopbrengst van het 2^{de} fotosysteem gemeten. Dit werd uitgedrukt als een F_v/F_m -waarde die gelijk is aan $(F_m - F_0)/F_m$. Hierbij is F_m de maximale fluorescentie van het chlorofyl door een sterke lichtpuls, terwijl F_0 de basis fluorescentie opbrengst is bij een lage lichtpuls (beide worden onder donkergeacclimatiseerde omstandigheden gemeten).

Tevens zijn er bodemmonsters genomen, zodat er meer inzicht verkregen kon worden in de N en P-beschikbaarheid. Daarnaast zijn er ook analyses op het plantmateriaal uitgevoerd, zodat er met behulp van N/P, N/K en K/P ratio's gekeken kon worden of er verschuivingen optreden in limiterende nutriënten (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink et al. 2003; Güsewell 2004).

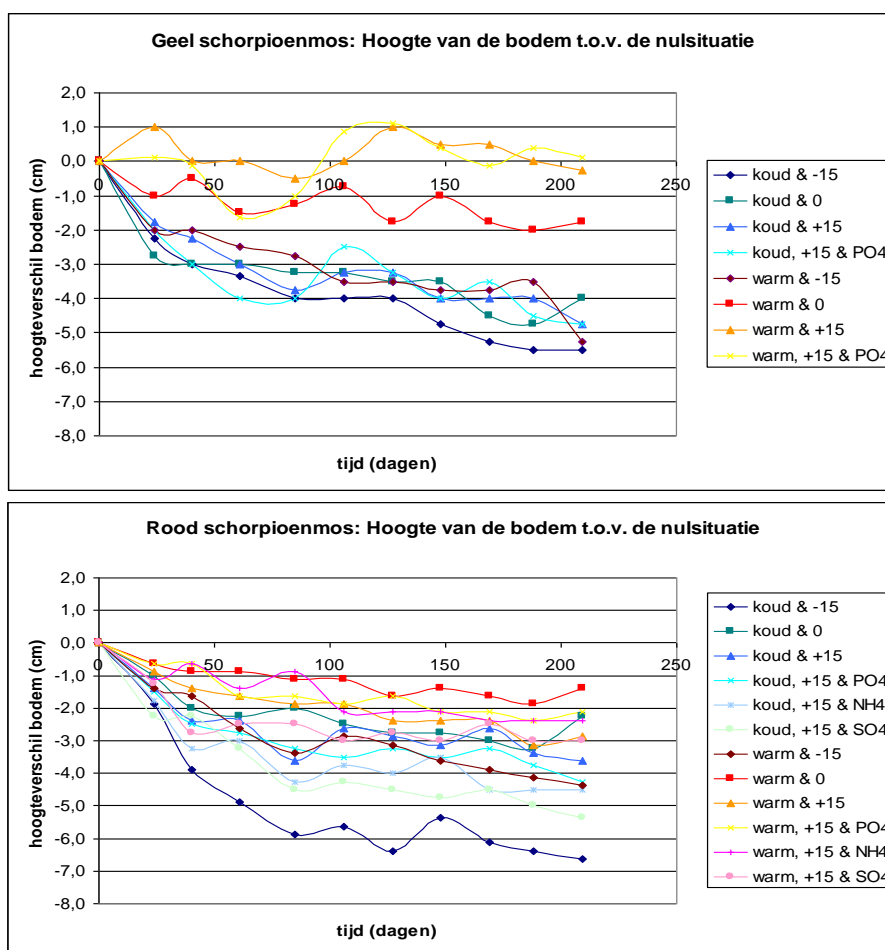
Dit experiment levert veel interessante resultaten op met betrekking tot de volgende 3 hoofdvragen:

- Welke gevolgen heeft een peilverhoging in de winter?
- Welke gevolgen heeft een peilverlaging in de zomer?
- Wat is de invloed van verhoogde fosfaat-, ammonium- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater tijdens hoge waterstanden?

3.2 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de dynamiek van kraggen

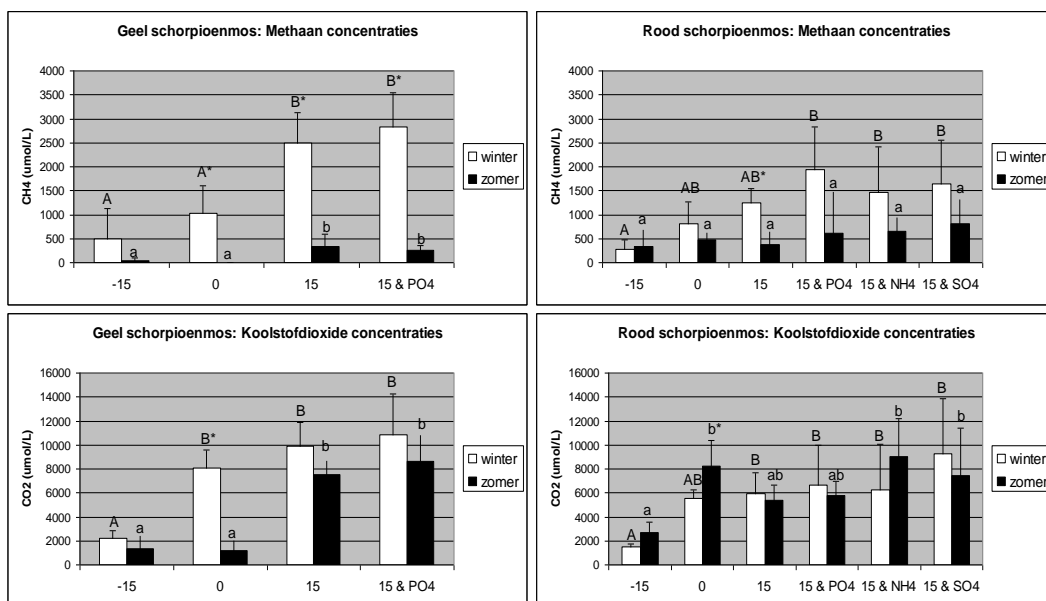
Gevolgen van een peilverhoging

Voor zowel kraggen met Rood als Geel schorpioenmos leidde alle peilbehandelingen onder koude omstandigheden tot een bodemdaling van ca 4 cm (Figuur 3.2; significant effect van peil, tijd en temperatuur). Onder warmere omstandigheden gebeurde dit alleen bij kolommen met peildalingen. Significante dalingen traden echter pas na 2-3 maanden op. Bij een peilverandering van 1 week, zoals bij de veldproef, zijn er nog geen verschillen. Deze dalingen vonden in de koude situatie dus ook plaats bij controlekolommen, die een waterstand op maaiveldniveau hadden, en bij kolommen met een peilverhoging. De bodemdaling bij kolommen met Rood schorpioenmos leek nog groter bij peilverlagingen, maar dit was niet significant. Verder is het opvallend dat peilverhogingen onder warmere omstandigheden niet, of in mindere mate, leiden tot bodemdaling. Deze resultaten komen niet overeen met de literatuur (o.a. Charman 2002), waarin duidelijk beschreven wordt dat chemische en biologische geïnduceerde bodemdalingen normaal gesproken sneller verlopen bij een hogere temperatuur en grotere toevoer van zuurstof.



Figuur 3.2: Hoogte van de bodemkernen t.o.v. de nulsituatie.

Verhoogde concentraties aan het 'drijfgas' methaan, dat nauwelijks oplost en gasbellen vormt in het veen, zouden in theorie geleid kunnen hebben tot minder bodemdaling of juist grotere opzwellen van het veen tijdens de zomersituatie (Dunfield et al. 1993; Bergman et al. 2000; Tomassen et al. 2003). Uit figuur 3.3 blijkt echter dat de methaanconcentraties in het bodemvocht aan het einde van het experiment juist significant lager waren in de meeste warme kolommen dan in de koude, en dat dit vooral het geval was bij kolommen met een hogere waterstand. De volumetoename van het gas van 5% in verband met de hogere temperatuur kan niet compenseren voor dit grote verschil. Aangezien water de grootste dichtheid heeft bij 4 °C, is het drijfvermogen van de veenkern in de winter juist het hoogst en in de zomer het laagst. De enige verklaring voor het meer opzwellen van het veen in de zomer zou daarmee de grotere hoeveelheid lucht in het aërenchym van de wortels van de vaatplanten kunnen zijn, veroorzaakt door de hogere snelheid van fotosynthese.

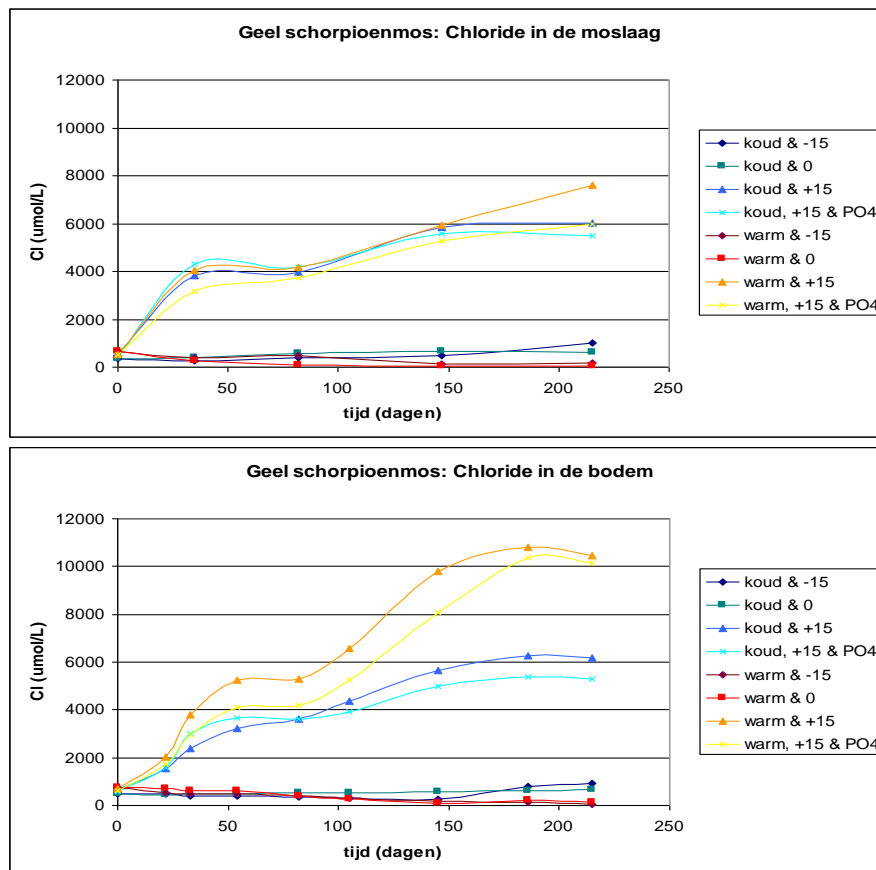


Figuur 3.3: CH₄ en CO₂-concentraties in het bodemvocht van kolommen met Geel of Rood schorpioenmos die zeven maanden lang onder verschillende behandelingen hebben gestaan. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een posthoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en seizoenen (winter = 4°C en zomer = 18°C) bepaald. Significante verschillen tussen behandelingen worden met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk koude en warme situaties, terwijl * een significant verschil aangeeft tussen de seizoenen ($p < 0.05$).

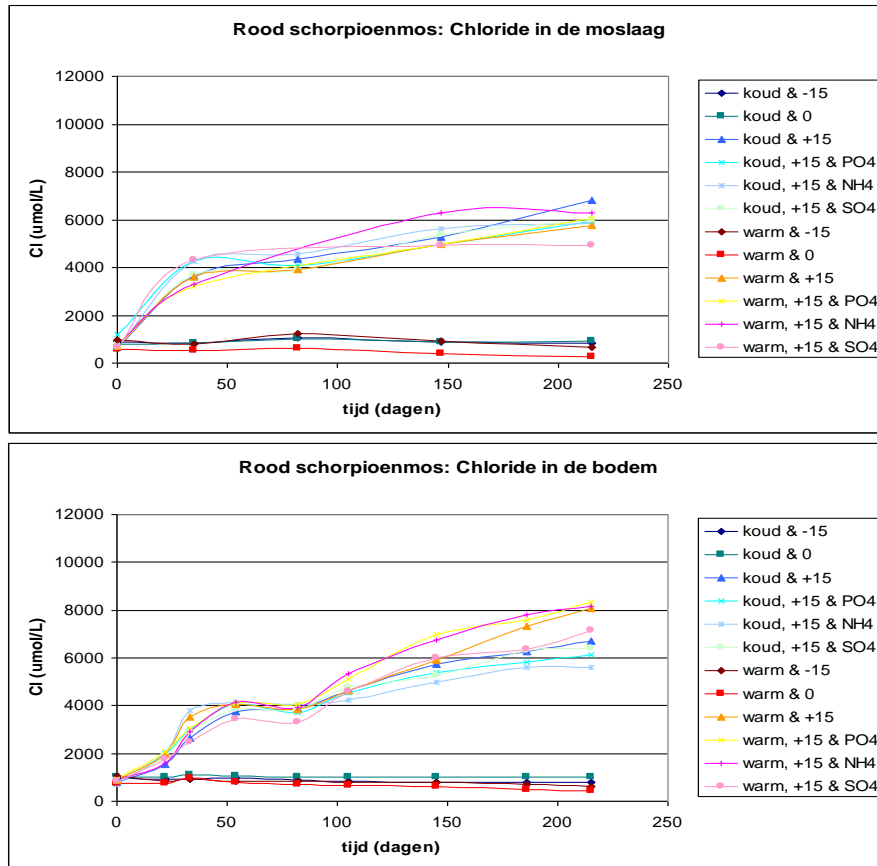
Uit figuren 3.4 en 3.5 blijkt dat de concentratie van het biologisch inerte Cl⁻ anion op 1 en 10 cm diepte sterk en significant is toegenomen bij alle geïnundeerde kolommen. Bij Geel schorpioenmos liet de veenlaag bij peilverhoging een hogere indringing zien bij hogere temperatuur (significante interactie van temperatuur en behandeling). Een soortgelijk patroon werd gevonden voor het EGV. In tegenstelling tot het praktijkexperiment in het Kiersche Wiede vond er bij alle kolommen met een hoge waterstand dus indringing plaats, waarbij aangetekend dient te worden dat de indringing in het experiment na 1 week nog maar gering was. Bij de kolommen is de kans op biogeochemische veranderingen tijdens peilverhogingen, zeker bij langere duur, dus groter dan in het veld.

Voor veldsituaties zal de mate van infiltratie sterk afhangen van de waterverzadiging en doorlatendheid van het veen, de laterale aanvoer van water (die in de kolomproef niet optreedt) en eventuele kwel. Aangezien er geen wegzijging plaatsvond in de reeds waterverzadigde kolommen moet het verschil met het veld te maken hebben met de vervanging van de waterkolom om de drie weken, waarbij de indringing mogelijk toegenomen is. Verdamping door middel van transpiratie van vaatplanten lijkt echter ook te zorgen voor inzijging. Bij dit proces functioneren de vaatplanten als een pomp die het aanwezige bodemvocht verdampen en zo "ruimte" vrij maken voor het bovenstaande chloriderijke oppervlaktewater. Vooral bij kolommen met Geel schorpioenmos is duidelijk waar te nemen dat warmere kolommen hoger Cl-concentraties en EGV's vertonen op 10 cm diepte, terwijl dat op 1 cm diepte niet het geval is. Extra verdamping in de warme klimaatcel maakt diepere inzijging dus gemakkelijker.

Er moet overigens worden opgemerkt dat bij alle kolommen met inundaties hogere Cl-concentraties en EGV's werden gemeten aan het einde van het experiment. Dit is veroorzaakt door de 3-wekelijkse verversing van het water, waardoor gestage indringing leidde tot een chloride aanrijking.



Figuur 3.4: Cl-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.



Figuur 3.5: Cl-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

Gevolgen van een peilverlaging

Bij een verlaagd peil in de zomer zijn de kraggen met Rood en Geel schorpioenmos met 4-5 cm gedaald, terwijl de controlekolommen met een waterstand op maaiveld niveau slechts 1-2 cm zijn gedaald (Figuur 3.2). In dit geval kan de verhoogde O_2 -intrede dus geleid hebben tot versnelde microbiologische en chemische omzettingen, waardoor massa- en volumeverlies kan optreden (Charman 2002; van Asselen et al. 2009). Mogelijk speelt de verminderde waterspanning in de poriën ook nog een rol. Dit kan namelijk leiden tot inklinking. Voor een periode van een week, zoals in de veldsituatie, is de mate van bodemdaling overigens nog marginaal.

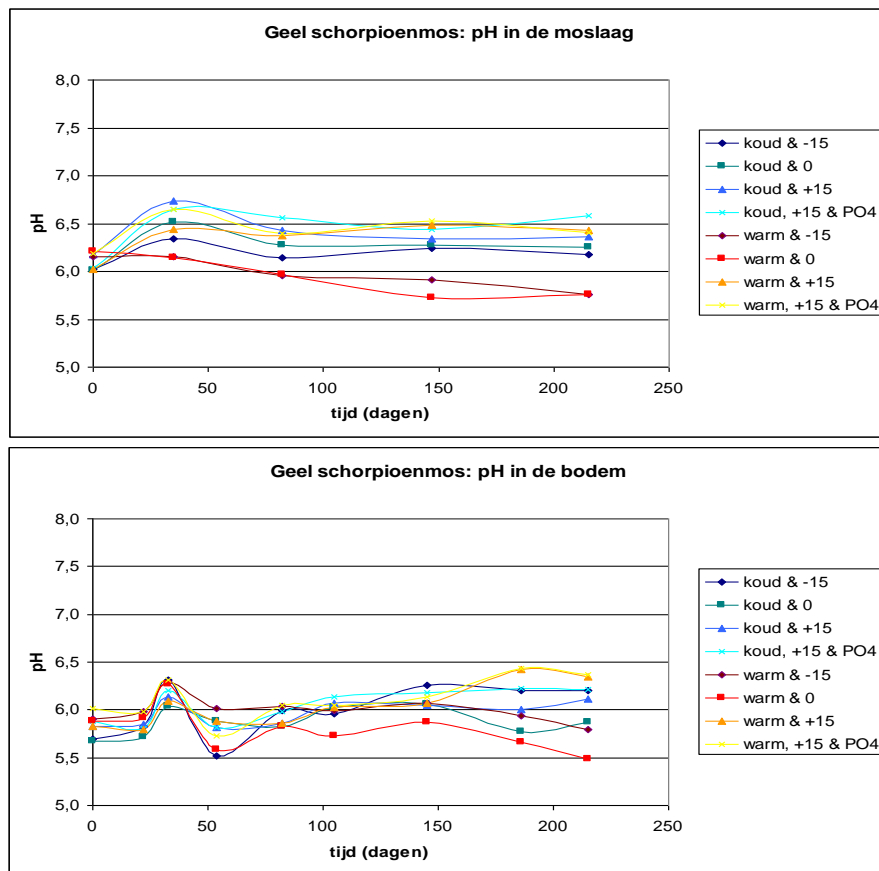
Bij de kolommen met Geel schorpioenmos die onder warme omstandigheden stonden heeft het bijvullen met demiwater waarschijnlijk geleid tot dalende Cl-concentraties bij die kolommen waar sprake was van een peilverlaging (Figuur 3.4). Dit verdunningseffect trad waarschijnlijk ook op bij de controlekolommen met Geel schorpioenmos die in de warme kamer stonden. Tijdens de verdere analyses is niet gecorrigeerd voor dit verdunningseffect, omdat de waargenomen effecten vele malen sterker bleken te zijn dan het effect veroorzaakt door de verdunningen.

Gevolgen van verhoogde orthofosfaat-, ammonium- of sulfaat-concentraties bij verhoogd waterpeil

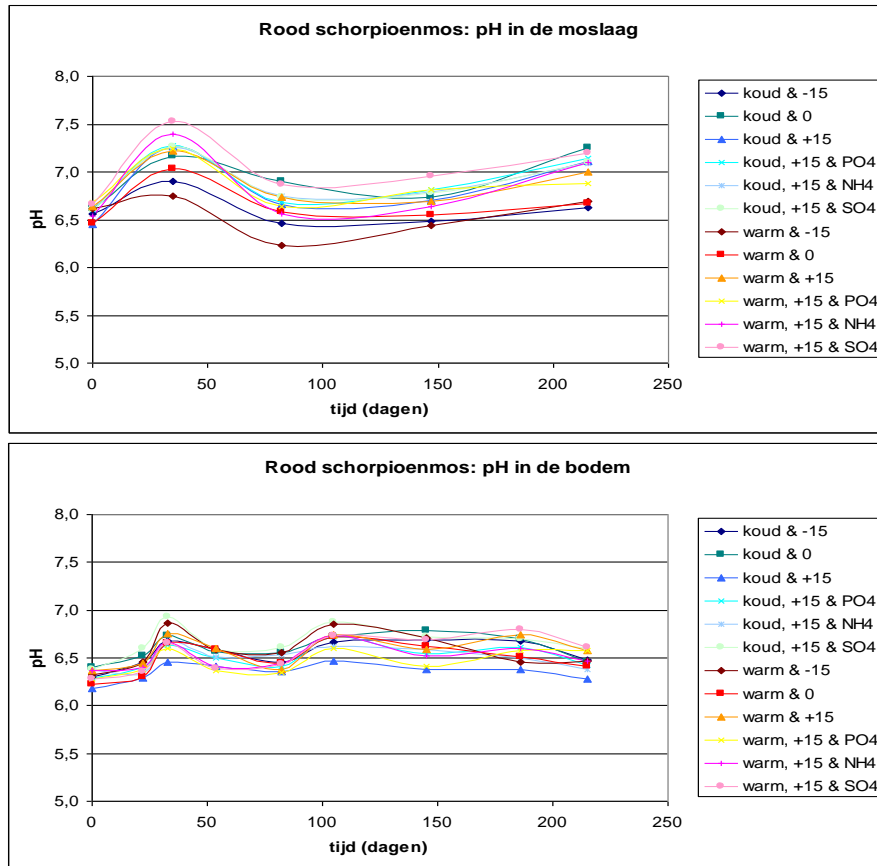
Een extra toevoeging van orthofosfaat, ammonium of sulfaat lijkt geen invloed te hebben op de kraggendynamiek. De kraggen gedroegen zich niet significant anders dan de andere kraggen met een verhoogde waterstand waar deze stoffen niet aan toe waren gevoegd.

3.3 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de buffercapaciteit en pH

De kolommen met Geel schorpioenmos hadden bij de start van het experiment een pH van ca 5,8 in de bodem en 6,2 in de moslaag, terwijl de pH bij Rood schorpioenmos op beide dieptes significant hoger lag met een pH van ca 6,3 in de bodem en 6,7 in de moslaag (Figuren 3.6 en 3.7). Dit pH-verschil tussen Geel en Rood schorpioenmos komt overeen met veldmetingen, en bleef gedurende het experiment aanwezig. Ook de alkaliniteit was bij de start van het experiment significant hoger in de moslaag (Figuren 3.8 en 3.9). De hogere pH en alkaliniteit in de moslaag is waarschijnlijk het gevolg van fotosynthese, waarbij CO₂ aan het water onttrokken wordt.



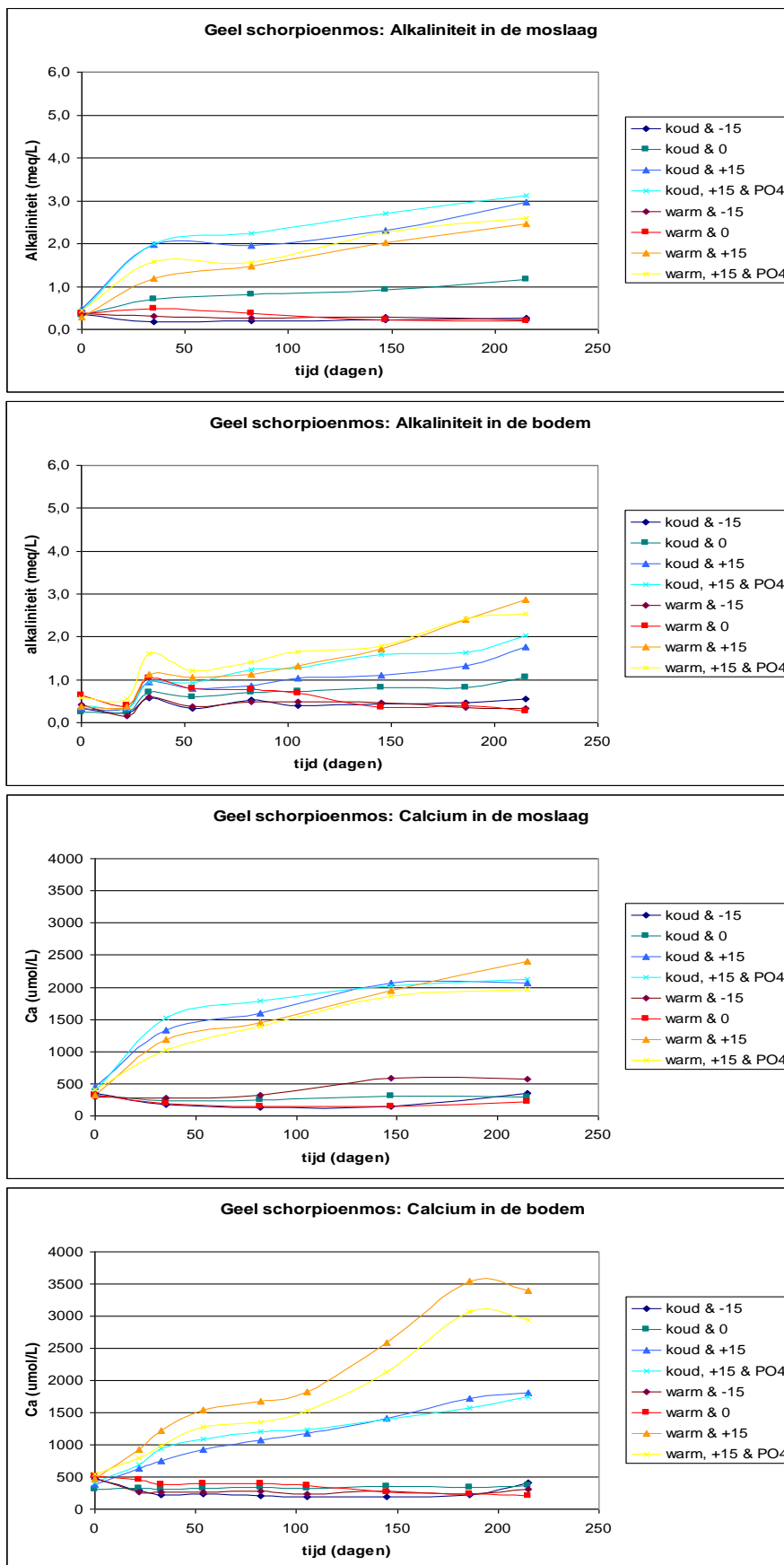
Figuur 3.6: pH in moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.



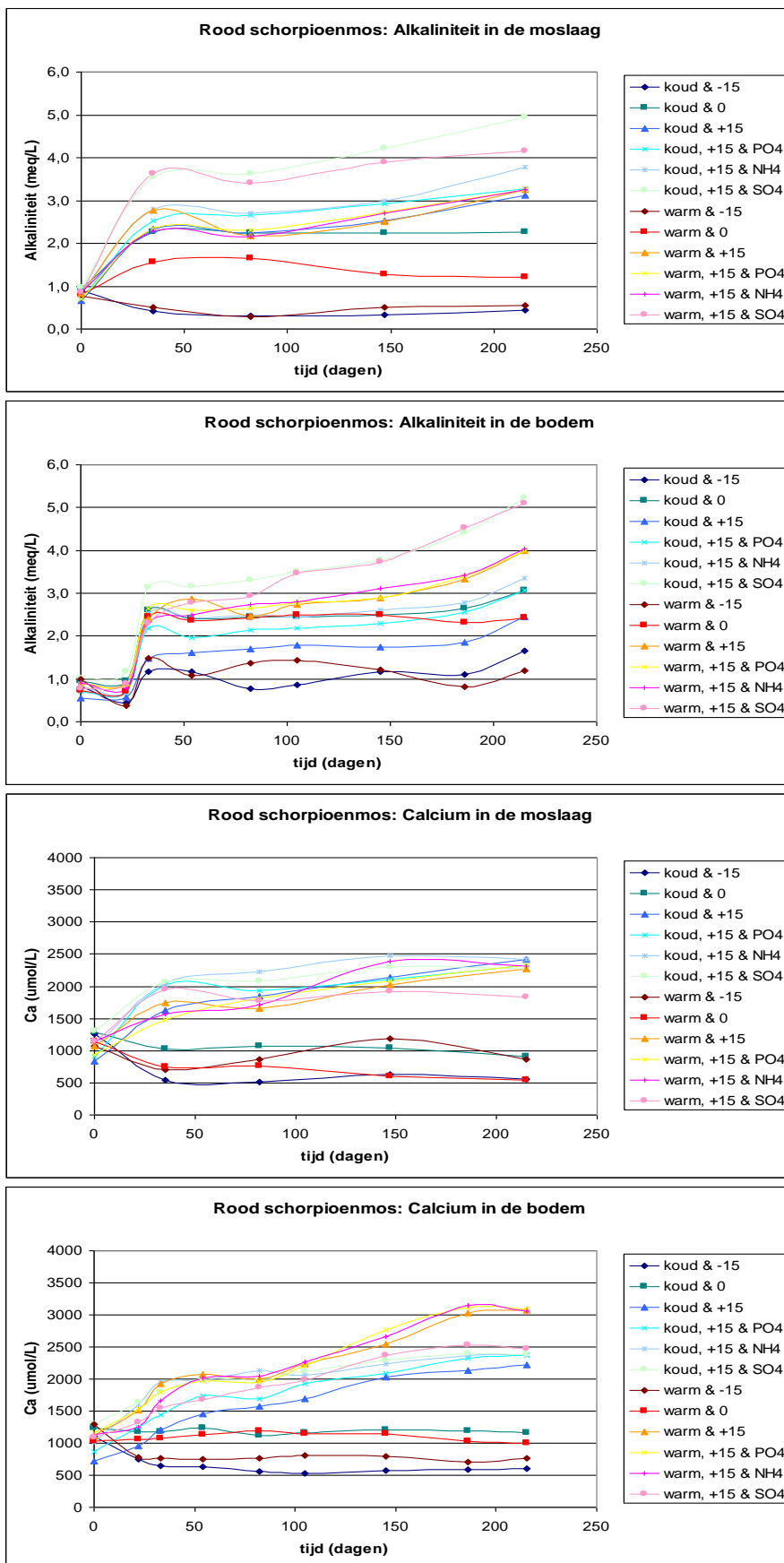
Figuur 3.7: pH in moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

Gevolgen van een peilverhoging

Zeven maanden peilverhoging heeft geleid tot een pH-stijging van ongeveer een halve eenheid, onafhankelijk van temperatuur, diepte in de bodem of mossoort (Figuren 3.6 en 3.7). In alle gevallen is deze stijging grotendeels in de derde week ontstaan, waarna de pH op wat schommelingen na niet sterk is veranderd. De alkaliniteit laat een soortgelijke stijging na 3 weken zien, maar blijft bij de meeste geïnundeerde kolommen verder oplopen (Figuren 3.8 en 3.9; significant effect van peil en tijd). Zoals in hoofdstuk 2 al is aangegeven kunnen de pH en alkaliniteit op twee manieren toenemen, namelijk door aanrijking van HCO_3 en Ca-ionen, of door interne alkalinisatie die optreedt door reductieprocessen (Roelofs 1991). De stijging van de pH en alkaliniteit na 3 weken werd zeer waarschijnlijk veroorzaakt door reductieprocessen, aangezien reductie een microbieel proces is dat op gang moet komen (Smolders et al. 2006). Dit wordt tevens bevestigd door de controlekolommen die dezelfde stijging van pH en alkaliniteit na 3 weken lieten zien. Uit de vorige paragraaf blijkt echter duidelijk dat de Cl-concentraties in de bodem toenamen bij de geïnundeerde kolommen, doordat er indringing van mineraalrijke water plaatsvond. Hoewel dit niet tot een verdere pH-stijging heeft geleid, leidde de indringing na de eerste 3 weken tot een verdere toename van de alkaliniteit, terwijl dit niet het geval was bij de controlekolommen. Deze stijging van de alkaliniteit ten gevolge van indringing was groter in de ondiepe moslaag dan in de diepere bodemlaag.



Figuur 3.8: Alkaliniteit en Ca-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.

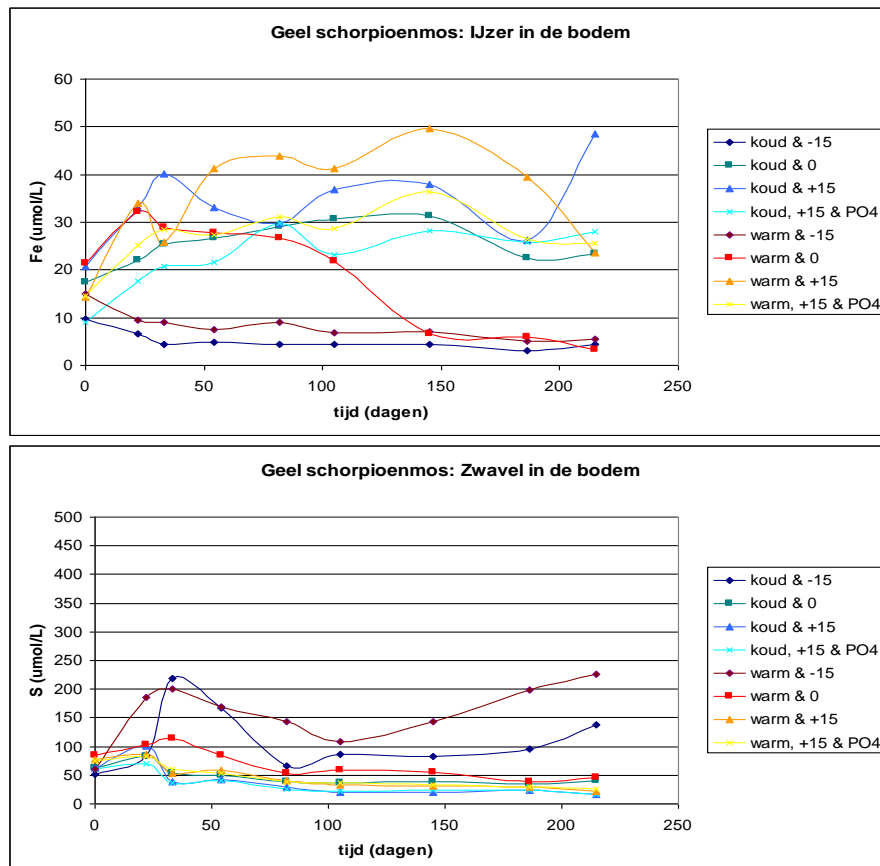


Figuur 3.9: Alkaliniteit en Ca-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

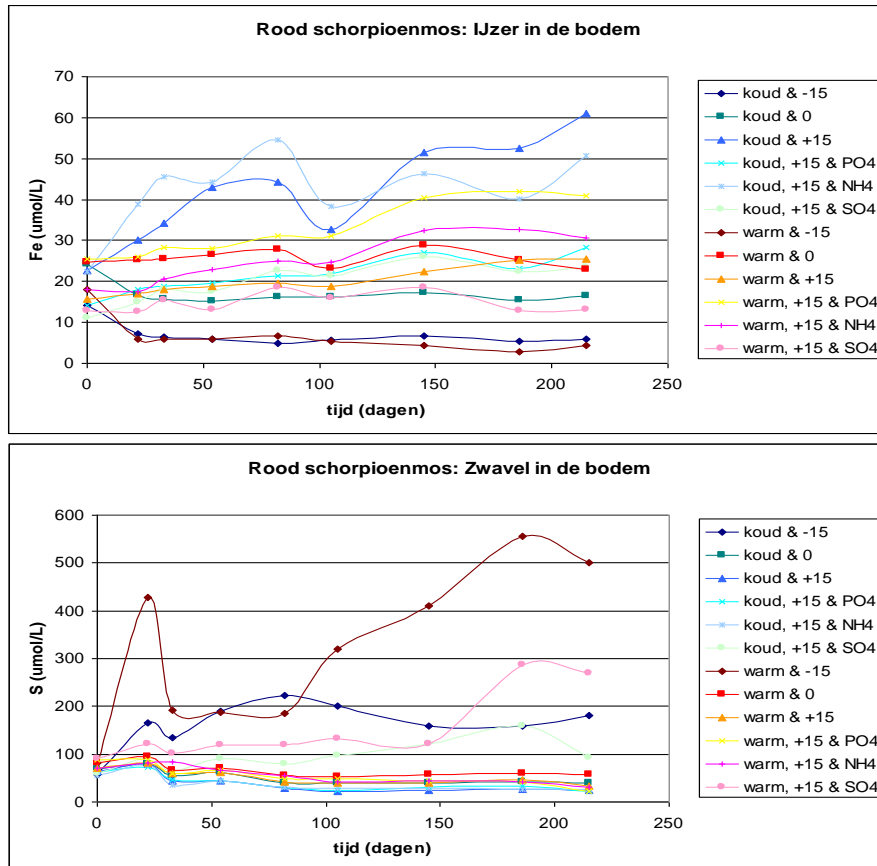
Niet alleen de alkaliniteit maar ook de Ca-concentraties namen significant toe in de geïnundeerde kolommen (Figuur 3.8 en 3.9). Calcium kan echter niet vrijkomen via reductieprocessen. De toename van de Ca-concentraties moet dus waarschijnlijk worden toegeschreven aan de indringing van het bovenstaande mineraalrijke water, wat in de warmere kolommen makkelijker ging door de grotere verdamping. De niet-geïnundeerde controlekolommen lieten dan ook geen enkele toename van de Ca-concentraties zien, terwijl dat voor de alkaliniteit wel het geval was.

Gevolgen van een peilverlaging

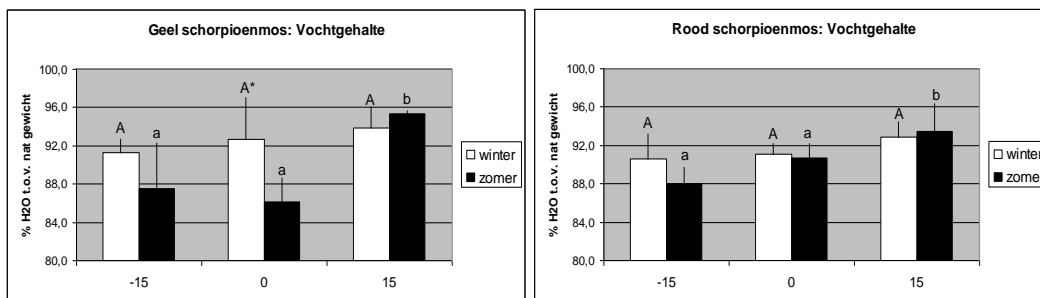
Een peilverlaging in de zomer leidde bij kolommen met Geel schorpioenmos, vooral in de moslaag tot verlaging van de pH tot waarden van 5,5 (Figuur 3.6). Hierbij kwam in de moslaag extra calcium vrij, wat aangeeft dat kationuitwisseling een rol speelt in de kolommen met een lage waterstand (Figuur 3.8). Ook de warme controlekolommen met Geel schorpioenmos vertoonde een lichte verzuring, maar hier kwam geen calcium uit de moslaag vrij. Het vochtgehalte in deze warme kolommen met Geel schorpioenmos, waar de verdamping veel groter was, was significant lager dan in soortgelijke koudere kolommen (Figuur 3.12). De verhoogde temperatuur en het verlaagde vochtgehalte kunnen leiden tot oxidatie van ijzer(sulfiden) en ammonium, waardoor verzuring kan optreden (Lamers et al. 1998a). Uit figuur 3.10 blijkt dat deze oxidatieprocessen inderdaad zijn opgetreden in de kolommen met Geel schorpioenmos waarin een lage waterstand werd gesimuleerd, aangezien de Fe-concentraties relatief laag zijn door neerslag van Fe(III) en de S-concentraties relatief hoog zijn door productie van sulfaat.



Figuur 3.10: Fe en S-concentraties in bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.



Figuur 3.11: Fe en S-concentraties in bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.



Figuur 3.12: Vochtgehaltenes van de veenbodems met Geel of Rood schorpioenmos. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een posthoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de drie waterstanden en de seizoenen (winter = 4°C en zomer = 18°C) bepaald. Significante verschillen tussen behandelingen worden met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk koude en warme situaties, terwijl * een significant verschil aangeeft tussen de seizoenen ($p < 0.05$).

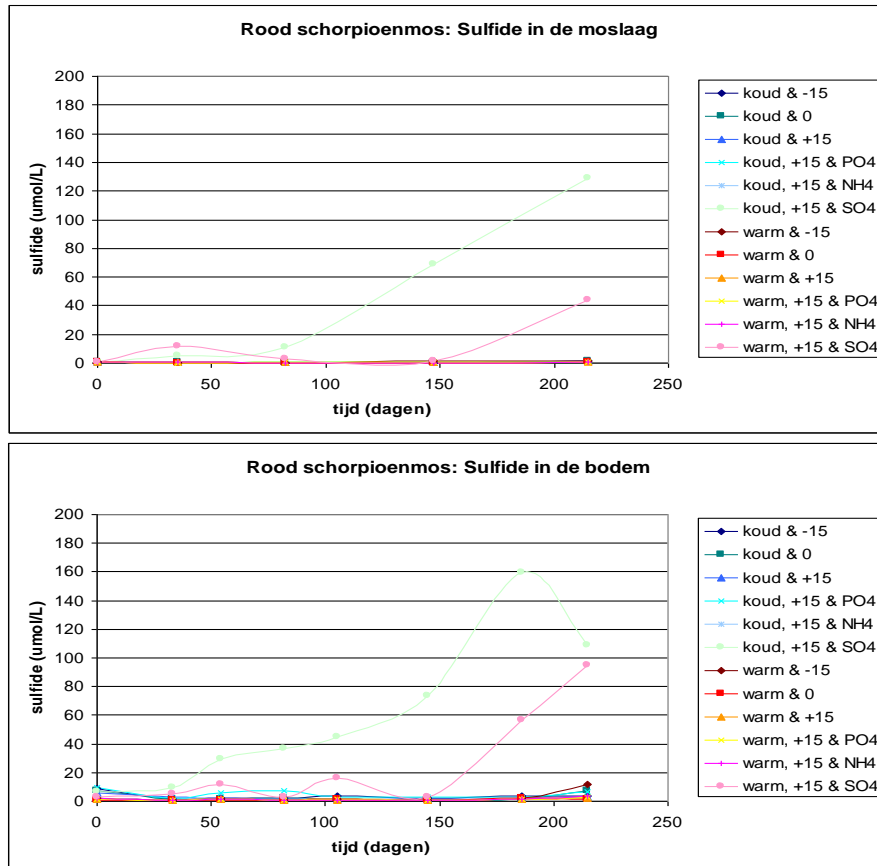
Bij Rood schorpioenmos leidde de peilverlaging niet tot verlaging van de pH, maar namen de alkaliniteit en de Ca-concentraties wel degelijk af, terwijl dit niet optrad in controlekolommen (Figuren 3.7 en 3.9). Ook bij kolommen met Rood schorpioenmos leidt een peilverlaging dus tot oxidatie van ijzersulfiden (Figuur 3.11), waardoor de alkaliniteit met name in de moslaag afnam. De buffercapaciteit is hier echter hoger dan bij het Geel schorpioenmos, waardoor geen pH-daling optrad.

Berekende potentiële verzuringscapaciteiten van de bodems ondersteunen de hypothese dat oxidatieprocessen hebben geleid tot lagere pH-waarden en alkaliniteiten in kolommen met verlaagde waterstanden. De potentiële verzuringscapaciteit kan geschat worden door de ratio tussen het potentieel verzurende element zwavel, dat via oxidatie tot verzuring kan leiden, en de basische kationen calcium en magnesium te berekenen (Lucassen et al. 2002). Hoge waarden van de totaal S/ (Ca+Mg) ratio in de bodem (vooral boven de 0,7) geven aan dat er een groot risico op oxidatieve verzuring is tijdens verlagingen van het waterpeil, waardoor de pH tot 4 kan dalen. Bij zowel de kolommen met Geel als Rood schorpioenmos lagen deze waarden tussen de 0,4 en 0,5. Lucassen et al. (2002) hebben aangetoond dat bij dergelijke waarden de pH van veenbodems kan dalen tot 5 bij volledige verdroging, waardoor het kationbufferingstraject van belang kan worden voor de pH-buffering. Het feit dat er, zoals vermeld, bij Geel schorpioenmos al een toename van de Ca-concentraties in het bodemvocht was, geeft aan dat het kationbufferingstraject in de moslaag van Geel schorpioenmos al een rol gaat spelen tijdens langdurige peilverlagingen. Voor Rood schorpioenmos geldt echter dat er geen calcium vrijkomt en vindt alleen bicarbonaat buffering plaats. Het risico op verzuring zal het grootst zijn in de moslaag, aangezien zuurstof makkelijker in de moslaag kan komen dan in de diepere bodem.

Gevolgen van verhoogde orthofosfaat-, ammonium- of sulfaat-concentraties bij verhoogd waterpeil

Toevoegingen van ammonium en orthofosfaat bij verhoogde waterstanden hebben niet geleid tot extra, of juist minder alkalinisatie (Figuren 3.8 en 3.9). Daarentegen was de alkaliniteit hoger in kolommen met Rood schorpioenmos waaraan sulfaat was toegevoegd. Onder koude en warme omstandigheden leidde sulfaattoevoeging bij hoge waterstanden tot extra sulfaatreductie, waardoor de alkaliniteit extra toenam (Baker et al. 1986; Smolders & Roelofs 1993; Smolders et al. 2006). Bij de warme sulfaatbehandeling in de kolommen met Rood schorpioenmos is de S/(Ca+Mg) ratio van het veen echter significant gestegen van 0,4 naar 0,7 als gevolg van de S-opslag door sulfaatreductie in de bodem. Dit geeft aan dat de tijdelijke extra verhoging van de alkaliniteit door inundatie met sulfaatrijk water leidt tot een aanzienlijke toename van het verzuringsrisico bij toekomstige peilverlagingen.

Uit figuur 3.13 blijkt verder dat niet alleen de alkaliniteit extra en significant is toegenomen bij de koude sulfaatbehandelingen in de kolommen met Rood schorpioenmos, maar dat er ook potentieel toxische sulfidenconcentraties ontstaan (waarden hoger dan $10 \mu\text{mol l}^{-1}$; Lamers et al. 2003). Het is zeer opvallend dat de sulfidenconcentraties vooral hoog zijn onder winterse omstandigheden, wanneer de vaatplanten minder actief zijn. Dit duidt erop, dat de oxidatie van sulfide in de bodem door zuurstofverlies van de wortels dan lager is, doordat de fotosynthese langzaam verloopt. In paragraaf 3.5 (Vegetatierespons) zal dieper worden ingegaan op de gevolgen van de sulfidenproductie voor de vegetatie. Het is overigens belangrijk om op te merken dat er binnen een week, de termijn van peilfluctuaties in het veld, nog geen accumulatie van sulfiden optreedt.



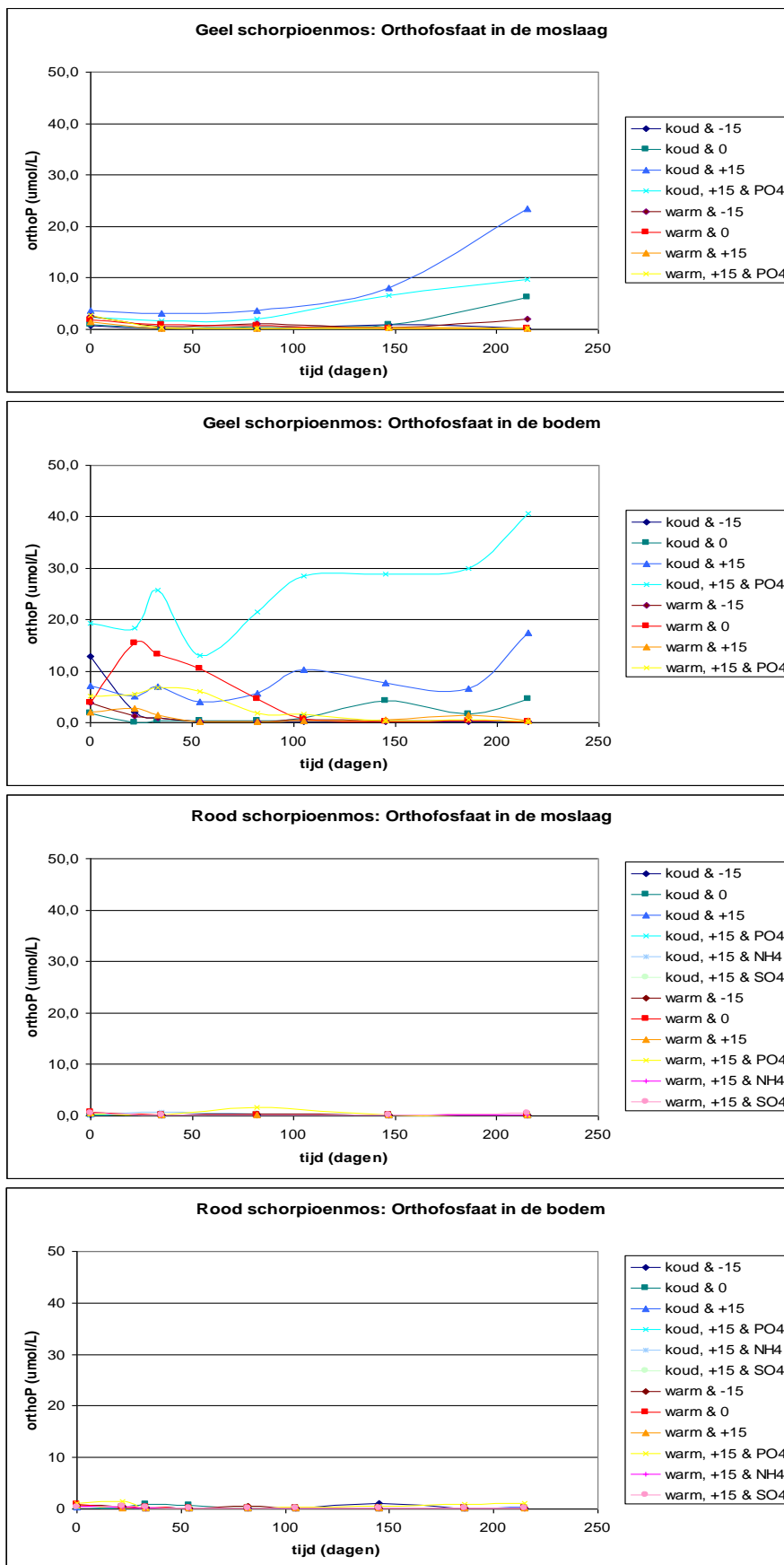
Figuur 3.13: Sulfidenconcentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

3.4 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de nutriëntbeschikbaarheid

Gevolgen van een peilverhoging

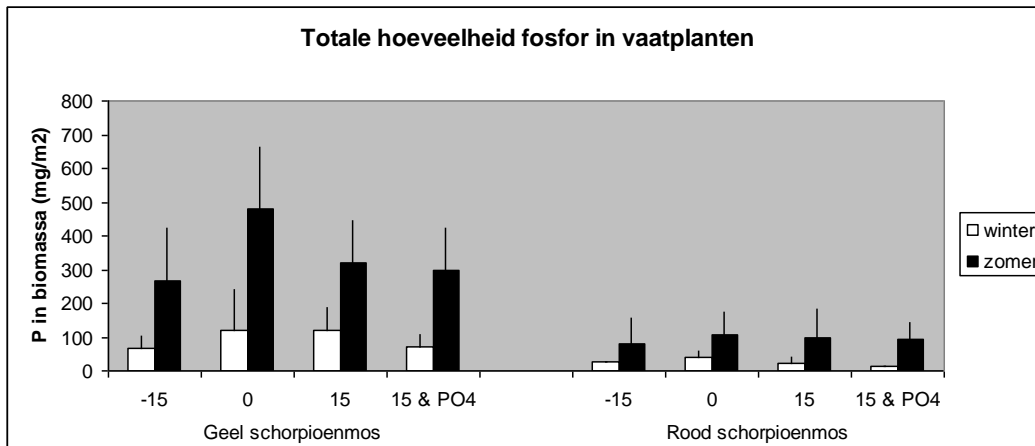
Bij anaerobe omstandigheden leidt een lagere indringing van zuurstof vaak tot reductie van Fe(III) naar Fe(II), waardoor orthofosfaat gemobiliseerd kan worden, zolang er tenminste orthofosfaat aanwezig is (Patrick & Khalid 1974; Koerselman et al. 1993; Lamers et al. 1998a). Gelijktijdig treedt er vaak ook reductie van sulfaat naar sulfide op. Deze sulfiden reageren vervolgens met de verschillende Fe(II)-fosfaat complexen, waarbij de sulfiden zich aan Fe(II) hechten en FeS_x vormen, en extra orthofosfaat kan vrijkomen (Caraco et al. 1989; Smolders & Roelofs 1993; Lamers et al. 1998a).

Uit figuren 3.10 en 3.11 blijkt dat, onafhankelijk van de temperatuur, het opzetten van de waterstand bij kolommen met Geel en Rood schorpioenmos heeft geleid tot verhoogde Fe-concentraties door de productie van het goed oplosbare Fe(II), en verlaagde SO_4 -concentraties door de reductie van sulfaat tot slecht oplosbare sulfiden. Deze reductieprocessen hebben echter alleen bij koude kolommen met Geel schorpioenmos, en dus niet in warme kolommen of kolommen met Rood schorpioenmos, geleid tot blijvend hogere orthoP-concentraties in zowel de bodem als moslaag (Figuur 3.14). In de eerste week van het experiment was dit overigens nog niet het geval.



Figuur 3.14: orthoP-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Geel en Rood schorpioenmos.

Aanvankelijk nam de orthoP-concentratie ook toe in warme controlekolommen met Geel schorpioenmos, maar na ongeveer 5 weken was de orthoP-concentratie in alle warme kolommen gedaald tot lage waarden van 0,1 tot 0,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 3.14). Het verschil in verloop van orthoP-concentraties tijdens peilverhogingen tussen koude en warme kolommen met Geel schorpioenmos is zeer waarschijnlijk het gevolg van fosfaatopname door mossen, algen en/of vaatplanten in de gesimuleerde zomer situatie. Uit Figuur 3.15 blijkt dat de vegetatie in de geïnundeerde kolommen met Geel schorpioenmos inderdaad gedurende het warmere groeiseizoen gebruik heeft gemaakt van het orthofosfaat dat door de reductieprocessen vrijkwam.

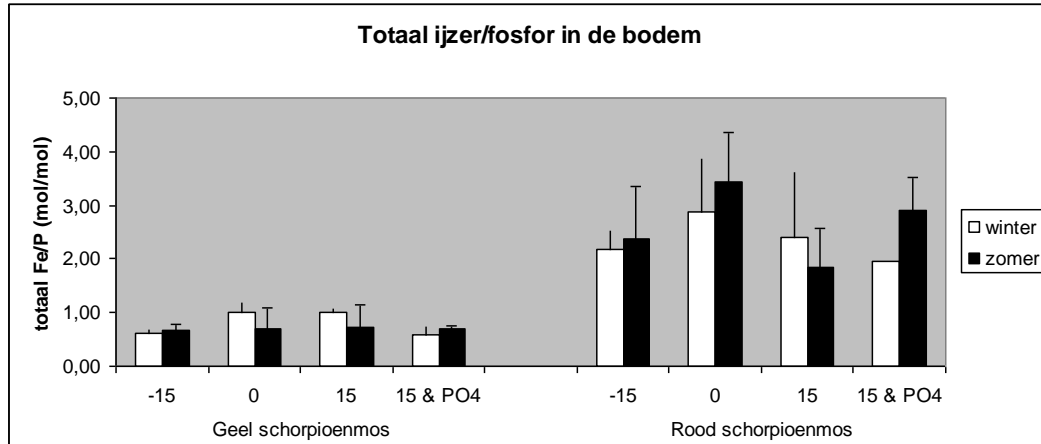


Figuur 3.15: Totale hoeveelheid fosfor in het bladweefsel van vaatplanten in kolommen met Geel en Rood schorpioenmos gedurende koude en warme omstandigheden. De totale hoeveelheid fosfor is berekend door de totale biomassa te vermenigvuldigen met de P-concentratie in het bladweefsel en dat te corrigeren voor de oppervlakte van de kolom.

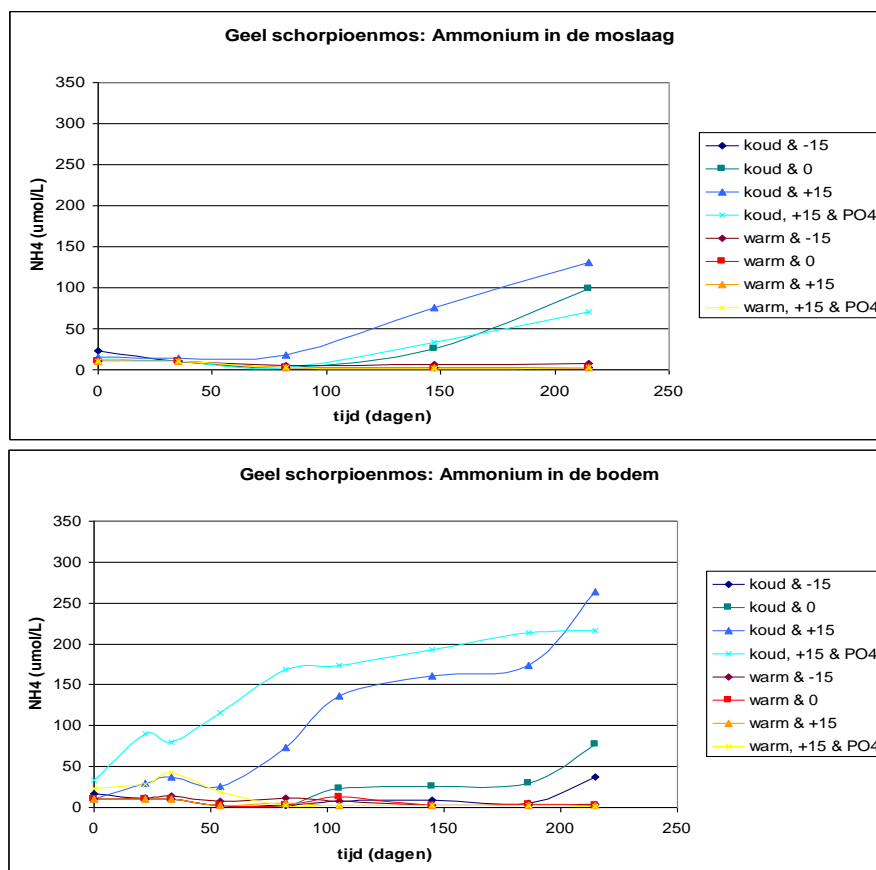
De N/P ratio van vaatplanten en mossen lag bij de kolommen met Rood schorpioenmos rond de 30-35, wat erop duidt dat in deze kolommen sterk P-limiterende omstandigheden heersten gedurende het experiment. Dit is in overeenstemming met de orthoP-concentraties die in de koude en warme kolommen met Rood schorpioenmos laag bleven met waarden tussen de 0,1 en 0,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Waarschijnlijk is er geen stijging waar te nemen, omdat de adsorptiecomplexen van ijzer(hydr)oxides voor de peilverhoging slechts weinig orthofosfaat bevatten (Figuur 3.16), waardoor ijzerreductie niet tot het grootschalig vrijkomen van orthofosfaat kon leiden (Geurts et al. 2008a; Loeb et al. 2008b). De hoeveelheid plantbeschikbaar P_{Olsen} bleek voor Rood schorpioenmos inderdaad de helft lager te zijn dan voor Geel schorpioenmos: 600 $\mu\text{mol l}^{-1}$ veen wat rond de verwachte waarde voor onbemest veen is versus 1200 $\mu\text{mol l}^{-1}$ veen wat een hoge waarde is (Smolders et al. 2008).

De peilverhoging leidde bij kolommen met Geel schorpioenmos niet alleen tot het vrijkomen van orthofosfaat, maar bij koude kolommen ook tot verhoogde NH_4 -concentraties in zowel de moslaag als veenlaag (Figuur 3.17). Bij Rood schorpioenmos valt hetzelfde patroon waar te nemen, maar was de stijging niet significant door een grotere spreiding (Figuur 3.18). De verhoging van NH_4 -concentraties onder koude omstandigheden wordt vermoedelijk veroorzaakt door de zeer geringe activiteit van vaatplanten en de lage nitrificatiesnelheid gedurende de koude omstandigheden. Door de geringe activiteit neemt vegetatie niet alleen minder nutriënten op onder koude omstandigheden, maar wordt er ook vrijwel geen zuurstof door vaatplanten de grond in gepompt (Jaynes & Carpenter 1986; Armstrong & Armstrong

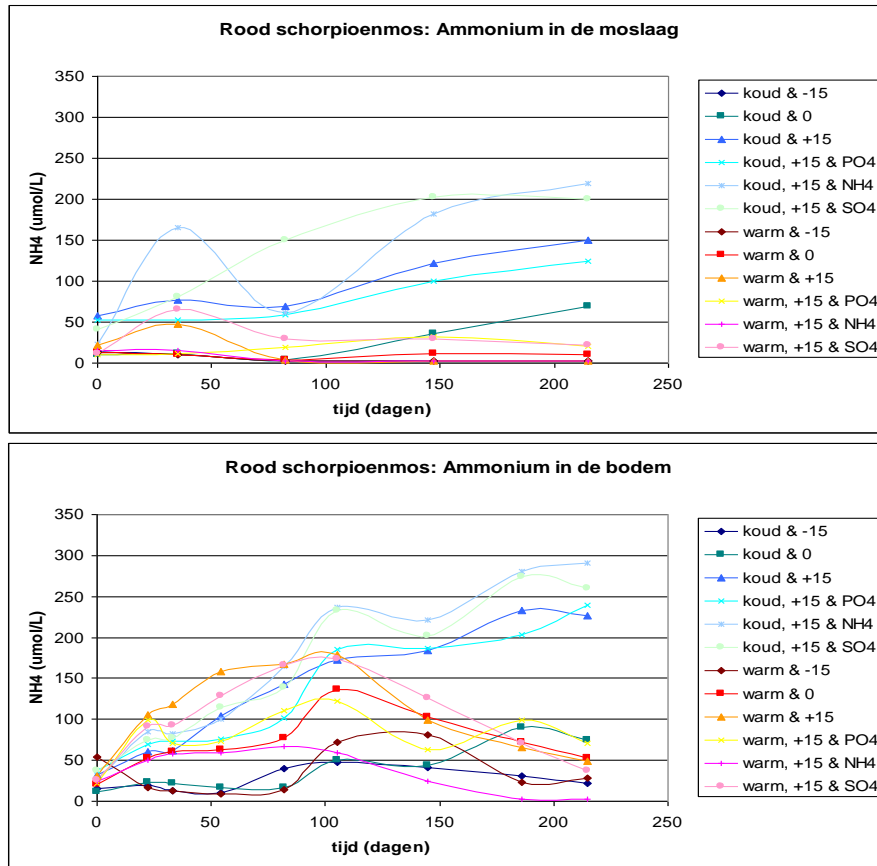
2001; van der Welle et al. 2007). Hierdoor kan ammonium, dat vrijkomt bij de mineralisatie van organisch materiaal, niet worden genitrificeerd en hoopt dus op. Onder warme omstandigheden zal de mineralisatie van organisch materiaal sneller verlopen, maar zorgt de O₂-pomp van de vegetatie voor een snellere nitrificatie van het geproduceerde ammonium.



Figuur 3.16: Totaal Fe/P ratio in de bodems van kolommen met Geel en Rood schorpioenmos gedurende koude en warme omstandigheden.



Figuur 3.17: NH₄-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.

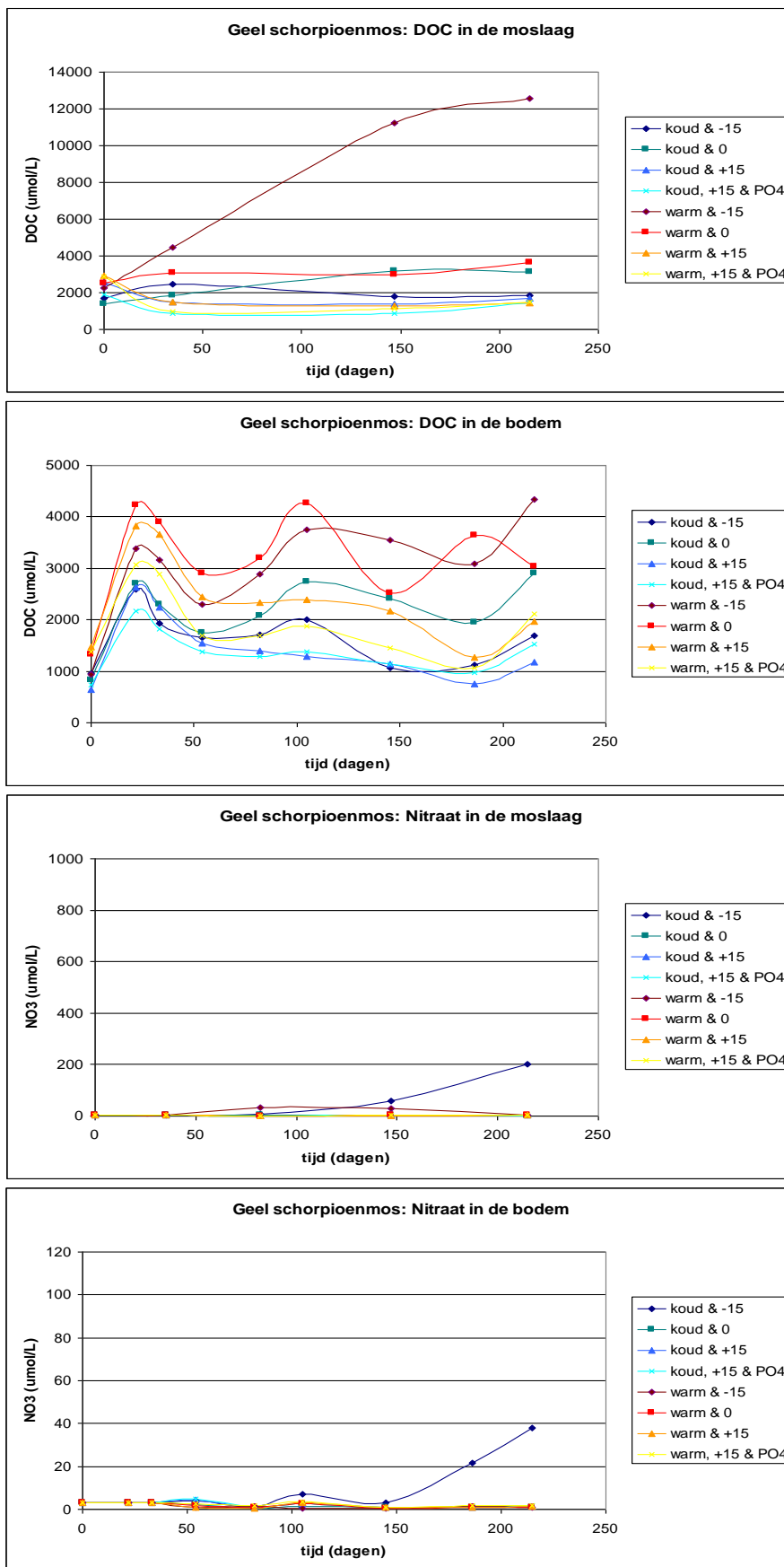


Figuur 3.18: NH_4 -concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

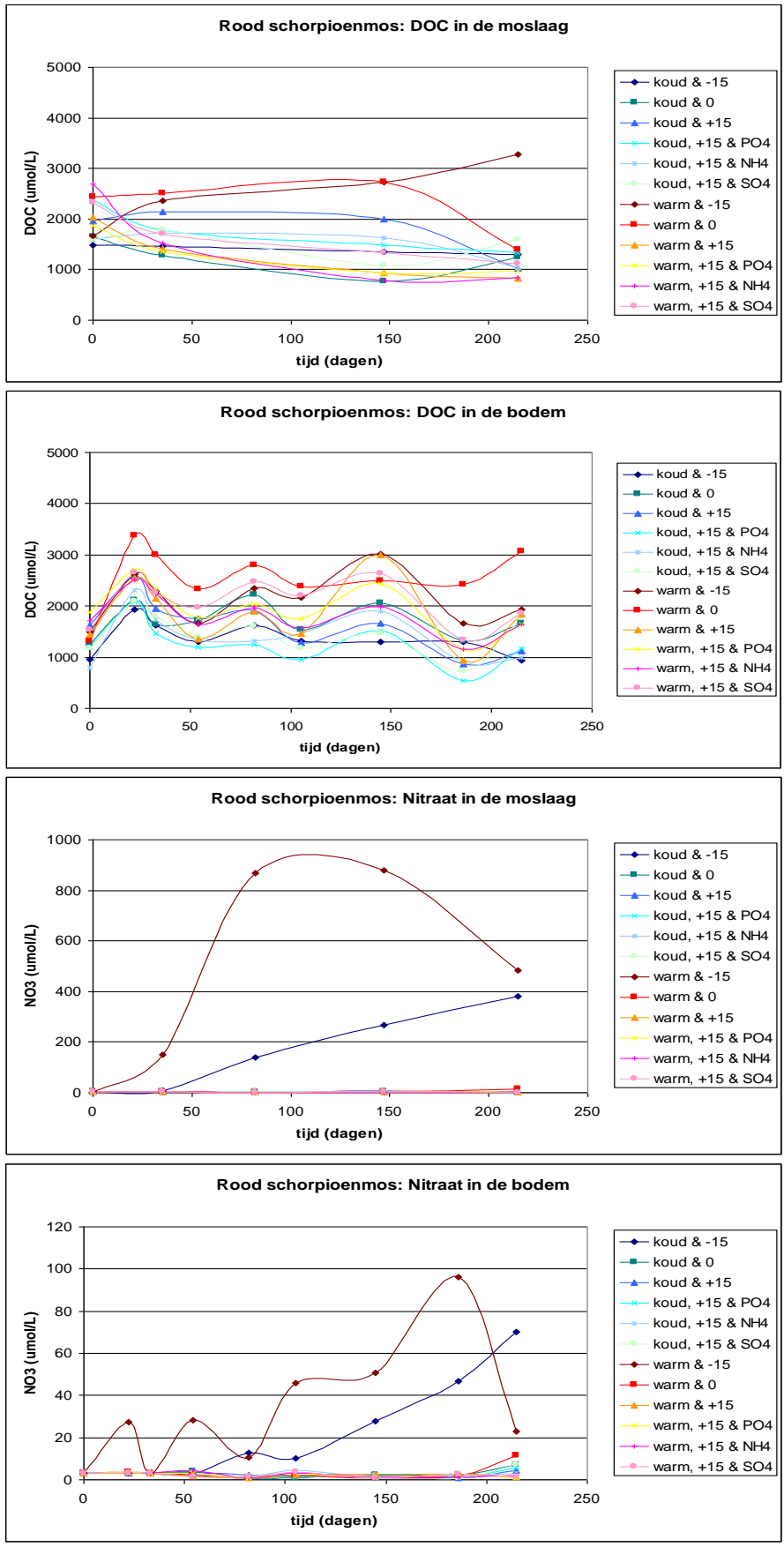
Gevolgen van een peilverlaging

Hoewel een hogere temperatuur en aerobe omstandigheden meestal leiden tot verhoogde mineralisatiesnelheden (o.a. Koerselman et al. 1993; Parton et al. 2007), bleken de NH_4 en orthoP-concentraties alleen toe te nemen onder koude anaerobe omstandigheden bij Geel schorpioenmos. Dat er onder deze koude omstandigheden P-mobilisatie optrad wijst erop dat P-fixatie door ijzeroxidatie in ieder geval bij Geel schorpioenmos mogelijk een rol speelt. Daarnaast lijken de lagere NH_4 en orthoP-concentraties onder warme omstandigheden te worden veroorzaakt door hogere nutriëntopname en nitrificatiesnelheden tijdens het groeiseizoen (Figuren 3.15, 3.19 en 3.20).

Aangezien de mineralisatiesnelheden niet zijn gemeten, kan bovenstaande hypothese in dit experiment niet direct worden getoetst. Uit de figuren 3.19 en 3.20 blijkt echter duidelijk dat aeratie van het veenpakket wel degelijk van belang is voor de nitrificatie- en decompositiesnelheden. De NO_3 en DOC-concentraties (opgelost organisch koolstof) nemen immers significant toe bij peilverlagingen, vooral in de bovenste moslaag.



Figuur 3.19: DOC en NO₃-concentraties in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van kolommen met Geel schorpioenmos.



Figuur 3.20: DOC en NO₃-concentraties in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van kolommen met Rood schorpioenmos.

Gevolgen van verhoogde orthofosfaat-, ammonium- of sulfaat-concentraties bij verhoogd waterpeil

Na toevoeging van extra orthofosfaat nam de orthoP-concentratie op beide dieptes alleen extra toe bij koude kolommen met Geel schorpioenmos (Figuur 3.14). Er was een piek na ongeveer een maand, en na drie maanden nam de orthoP-concentratie verder toe. Bij peilverhoging zonder extra toevoegingen was er echter ook al een toename te zien in het bodemvocht en de moslaag. De extra P-aanvoer verhoogde de concentratie in het bodemvocht verder. Dit betekent dus dat de bodem bij Geel schorpioenmos opgeladen kan raken met orthofosfaat bij overstroming met fosfaatrijk water in de winter.

Het was opvallend dat de orthoP-concentratie bij Rood schorpioenmos, die bij aanvang al laag was, in alle gevallen laag bleef als er extra orthofosfaat werd toegevoegd, zelfs bij koude kolommen. Het lijkt er dus op dat het orthofosfaat bij Rood schorpioenmos sneller wordt opgenomen door de vegetatie of beter wordt gebonden aan de bodem en moslaag. Aangezien de extra P-aanvoer, zowel tijdens koude als warme temperaturen, niet leidde tot een significant hogere totale P-inhoud van de vaatplanten per vierkante meter (Figuur 3.15) moet er van worden uitgegaan dat de P-binding aan de bodem en/of moslaag sterker is in de kolommen met Rood schorpioenmos. De binding van orthofosfaat aan calcium en/of ijzer(hydr)oxides speelt hierbij waarschijnlijk een cruciale rol (zie hoofdstuk 5).

Ook bij de sulfaatbehandeling, die alleen is uitgevoerd op kolommen met Rood schorpioenmos, steeg de orthoP-concentratie niet (Figuur 3.14). Hoewel de reductie van sulfaat naar sulfide (Figuren 3.11 en 3.13) kan leiden tot de vorming van FeS_x en P-mobilisatie (o.a. Caraco et al. 1989), nam de orthoP-concentratie niet toe. Waarschijnlijk komt dit door de lage bezetting van orthofosfaat aan het adsorptiecomplex van ijzer(hydr)oxides (Loeb et al. 2008b; Geurts et al. 2008a).

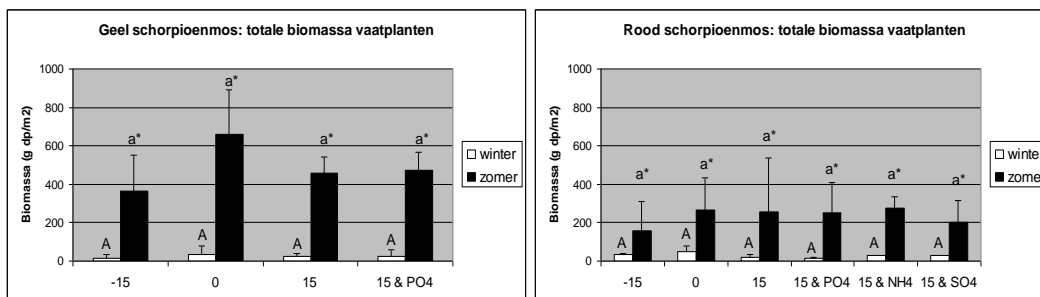
Ten slotte bleek het extra toevoegen van ammonium bij de kolommen met Rood schorpioenmos geen effect te hebben op het vrijkomen van nitraat, ammonium of orthofosfaat in de bodem (Figuren 3.14, 3.18 en 3.20). Bij de zomerse temperaturen werd alle ammonium genitrificeerd. Bij de winterse temperaturen werden wel hogere NH_4 -concentraties gemeten, maar dat gold voor alle kolommen met een hogere waterstand. De zeer lage nitrificatie snelheden in de winter waren dus van groter belang dan het extra toegevoegde ammonium. Voor de productie van nitraat bleek een verlaagd peil veel belangrijker te zijn dan aanvoer van ammonium.

3.5 Mogelijke effecten van peilfluctuaties op de respons van de vegetatie

Uit de vorige paragrafen blijkt dat verschillende waterstanden, temperaturen en toevoegingen hebben geleid tot verschillende biogeochemische omstandigheden. Om te bepalen hoe de vegetatie (vaatplanten en mossen) met deze verschillende omstandigheden is omgegaan, zijn karteringen uitgevoerd (voor, tijdens en na het experiment). Tevens is na afsluiting van het experiment de biomassa van mossen en vaatplanten bepaald, de lengte van mossen gemeten en de vitaliteit van schorpioenmosses bepaald met behulp van PAM-metingen.

De totale bovengrondse biomassa van de vaatplanten liet aan het einde van het experiment duidelijk een significant seizoenseffect zien voor alle

behandelingen (Figuur 3.21). Gedurende de koude omstandigheden heeft er (vrijwel) geen groei plaatsgevonden, terwijl er duidelijk groei heeft plaatsgevonden onder warmere omstandigheden. Daarnaast bleek de totale biomassaproduktie tijdens het groeiseizoen (bij hoge temperatuur) bij alle behandelingen met Geel schorpioenmos significant hoger te zijn dan bij Rood schorpioenmos. Dit verschil in productiviteit tussen beide type schorpioenmos kraggen kan veroorzaakt zijn door de hogere beschikbaarheid van orthofosfaat in de kolommen met Geel schorpioenmos. Verschillen in soortensamenstelling spelen hierbij echter waarschijnlijk ook een rol. Beide type kolommen bevatten veel *Carex elata* (All.), maar de kolommen met Geel schorpioenmos bevatten relatief veel productievare soorten als *Juncus subnodulosus* (Schrank), *Galium palustre* (L.) en *Menyanthes trifoliata* (L.), terwijl de kolommen met Rood schorpioenmos voornamelijk veel kleine zegges als *Carex oederi oedocarpa* (Lange) bevatten.

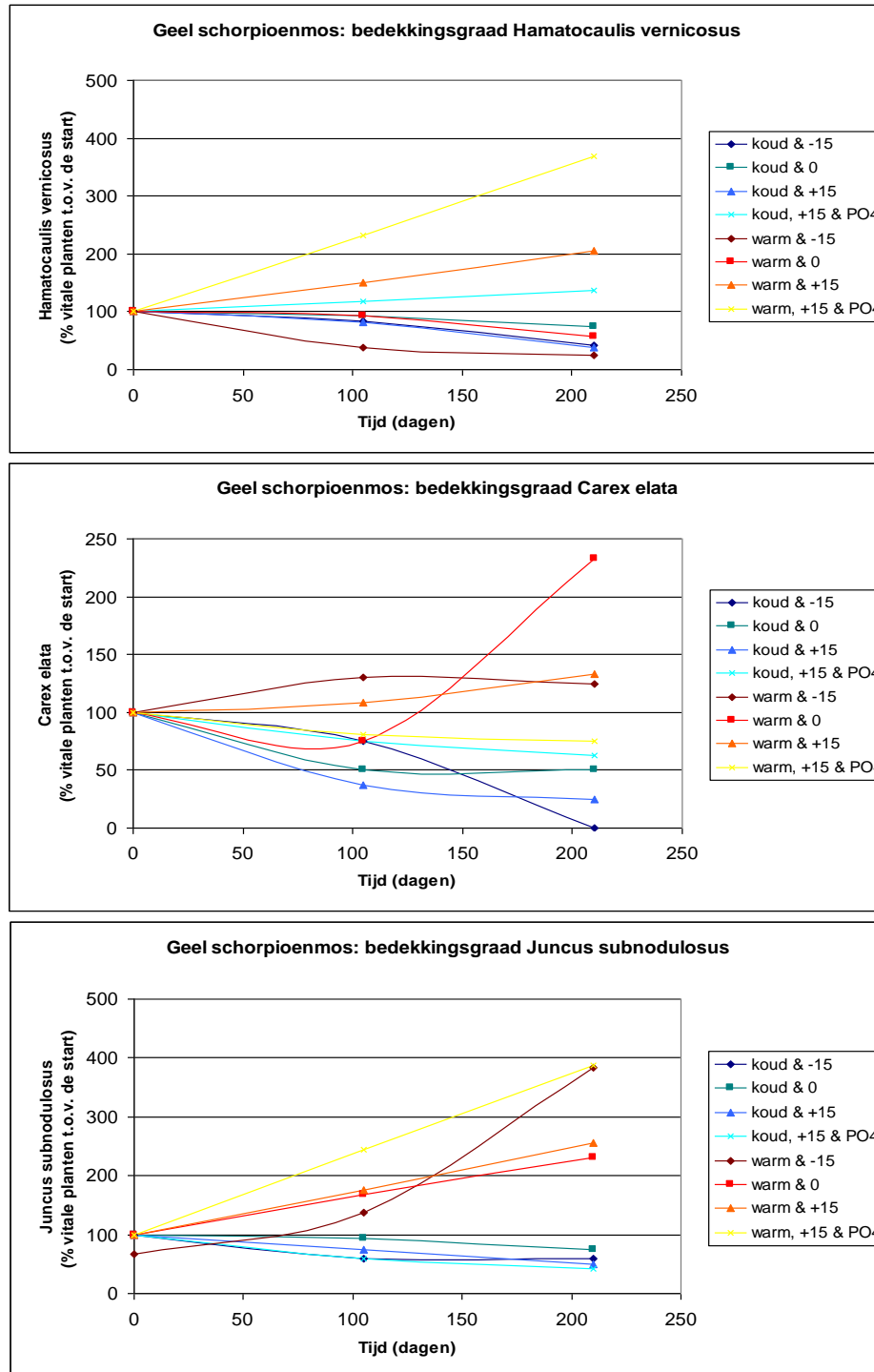


Figuur 3.21: Totale bovengrondse biomassa van de vaatplanten aan het einde van het experiment in kolommen met Geel en Rood schorpioenmos. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een posthoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en het seizoen (winter = 4°C en zomer = 18°C) bepaald. Er waren geen significante verschillen tussen de behandelingen. Significante verschillen tussen seizoenen worden met * aangegeven ($p < 0.05$).

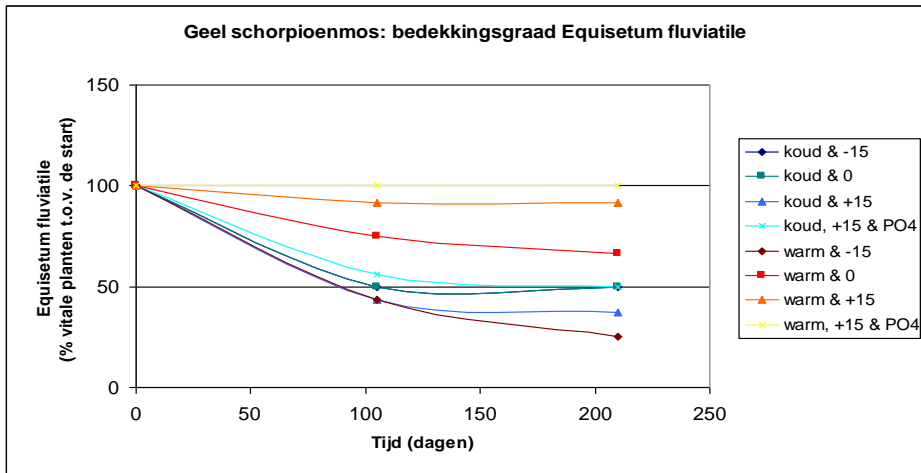
Uit figuur 3.21 blijkt ook dat er, zowel bij koude als warme situaties, geen significante verschillen in totale bovengrondse biomassa waren tussen kolommen met verschillende waterstanden of behandelingen. In deze meetperiode hebben de verschillende chemische omstandigheden dus niet geleid tot verschillen in de totale bovengrondse biomassaproduktie. Hoewel de totale biomassa van de vaatplanten niet werd beïnvloed, reageerden de soorten wel verschillend op de behandelingen (Figuren 3.22 en 3.23).

Gevolgen van een peilverhoging

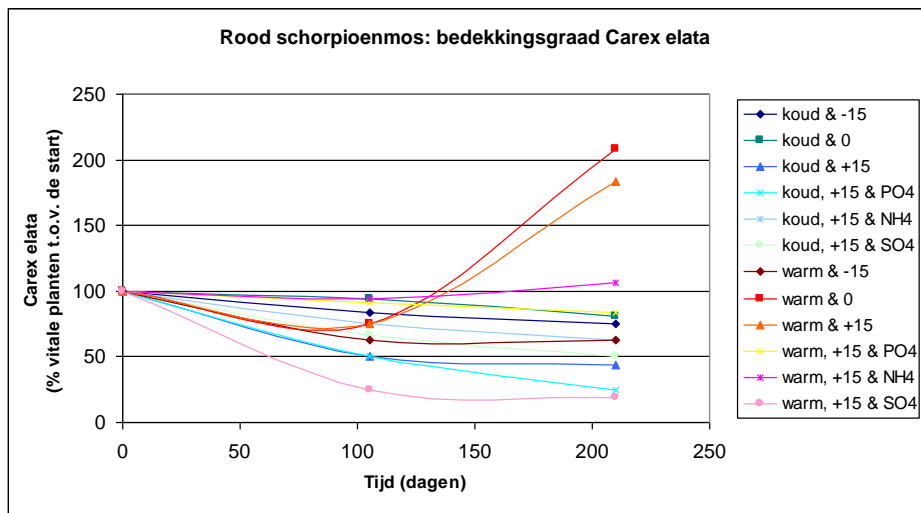
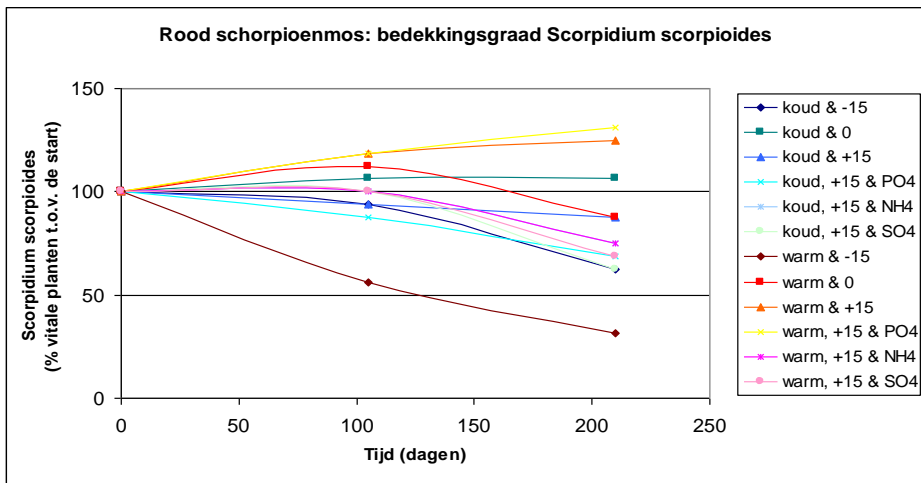
Peilverhogingen onder koude omstandigheden hadden geen invloed op de totale bovengrondse biomassa, en ook de soortensamenstelling lijkt niet sterk te zijn beïnvloed (Figuren 3.21, 3.22 en 3.23). Er was (vrijwel) geen biomassaproduktie, waardoor de vegetatie in alle kolommen ongeveer hetzelfde reageerden. Een peilverhoging onder warmere omstandigheden leidde na 7 maanden echter ook niet tot verschillen in de bovengrondse biomassa, en de meeste individuele soorten reageerden tijdens de verhoging niet anders dan in de controlekolommen. Alleen de kleine zeggensoort *Carex oederi oedocarpa*, wat een kernsoort voor blauwgraslanden is en niet voor trilvenen, vond de lange peilverhogingen duidelijk niet prettig, en nam af.



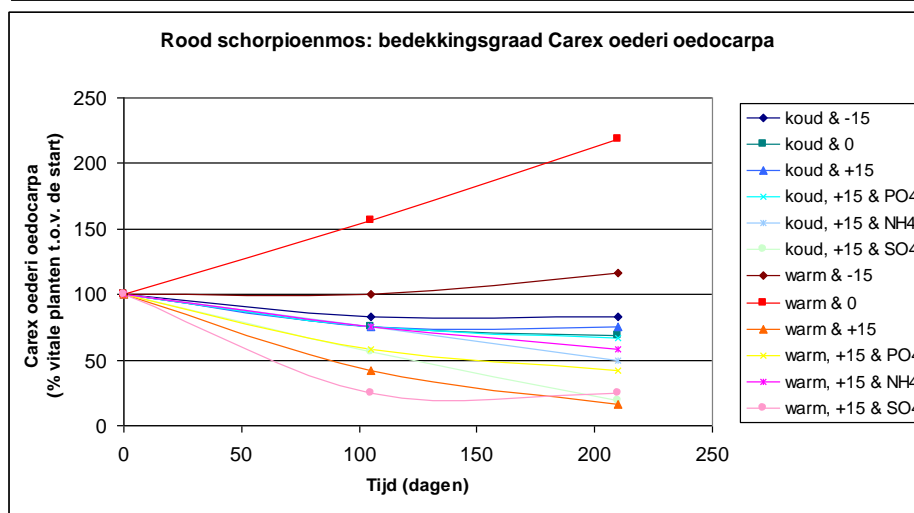
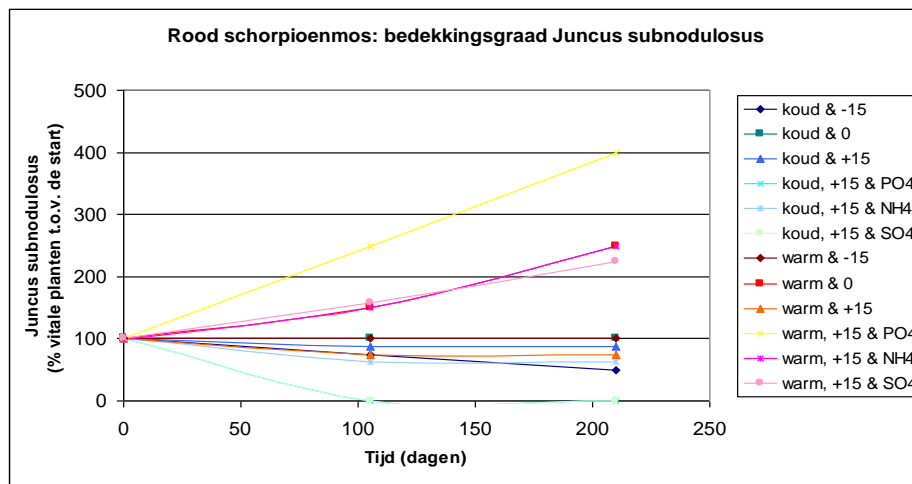
Figuur 3.22. Percentage vitale mossen en planten t.o.v. de start voor *Hamatocaulis vernicosus*, *Carex elata*, *Juncus subnodulosus* en *Equisetum fluviatile*.



Figuur 3.22 vervolg.



Figuur 3.23: Percentage vitale mossen en planten t.o.v. de start voor *Scordium scorpioides*, *Carex elata*, *Juncus subnodulosus* en *Carex oederi oedocarpa*.

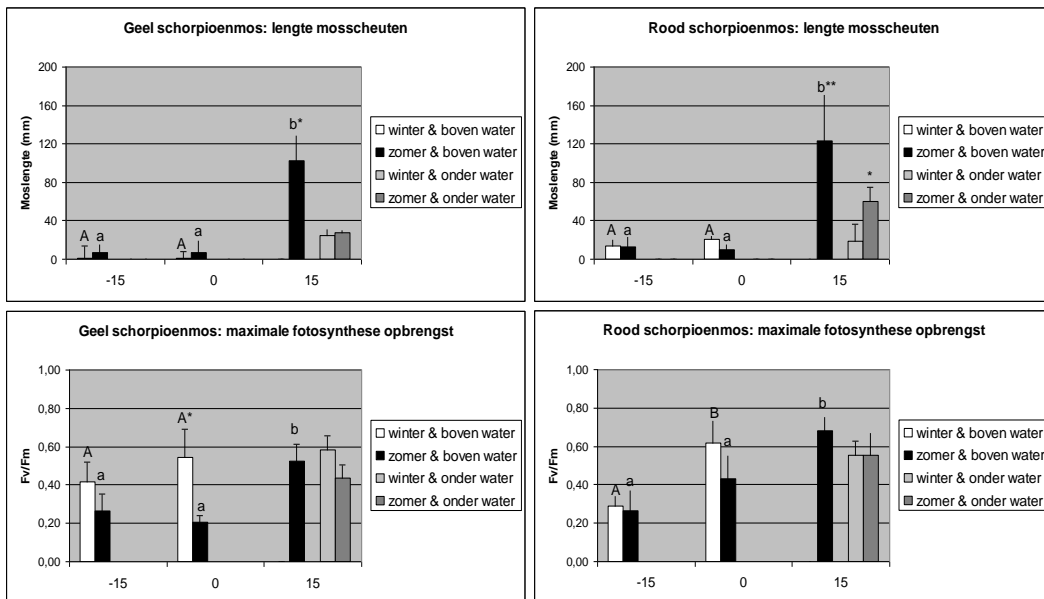


Vervolg figuur 3.23.

Een peilverhoging onder koude omstandigheden leidde bij zowel Geel als Rood schorpioenmos tot een kleine achteruitgang van de bedekking (op het oog) vitale schorpioenmossen, terwijl een peilverhoging onder warmere omstandigheden juist leidde tot een toename van de bedekking (Figuren 3.22 en 3.23). Ook de lengte van de mosscheuten nam toe bij de peilverhogingen onder warmere omstandigheden (Figuur 3.24). Er werden veel lange en vaak vertakkende mosscheuten gevormd die tot boven het oppervlaktewater groeiden, dat 15cm boven het maaiveld lag. Uit PAM-metingen bleek dat deze lange scheuten ook veel vitaler waren dan de mossen uit de warme controlekolommen (Figuur 3.24). Waarschijnlijk komt dit doordat de mossen in de controlekolommen enigszins zijn uitgedroogd gedurende het experiment (Figuur 3.12). Overigens waren niet alleen de lange scheuten erg vitaal, maar ook de niet snel groeiende mosscheuten. Een peilverhoging onder warme omstandigheden lijkt dan ook gunstig te zijn voor de vitaliteit van de schorpioenmossen.

Onder koude omstandigheden konden de mossen niet ver naar boven groeien tijdens de peilverhogingen (Figuur 3.24). Hoewel de bedekkingsgraad

enigszins daalde, bleek uit de PAM-metingen dat de beperkte groei niet nadelig was voor de vitaliteit. Over het algemeen bleken de mossen zelfs vitaal onder de winterse omstandigheden, maar was het gewoonweg te koud voor groei.



Figuur 3.24: Moslengte en maximale fotosynthese opbrengst van Geel en Rood schorpioenmos bij verschillende waterstanden, waarbij per kolom een gemiddelde van 3 random gekozen individuele mosscheuten is gebruikt. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een posthoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de drie waterstanden en de seizoenen (winter = 4°C en zomer = 18°C) bepaald. Voor mossen die niet onder water zaten, worden significante verschillen tussen behandelingen met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk koude en warme situaties, terwijl * een significant verschil aangeeft binnen een waterstandbehandeling ($p < 0.05$).

Gevolgen van een peilverlaging

Het verlagen van de waterstand lijkt geen invloed te hebben op de totale biomassa van de vaatplanten, maar de soortensamenstelling lijkt wel enigszins te veranderen: *Equisetum fluviatile* reageerde bijvoorbeeld negatief, terwijl soorten als *Carex oederi oedocarpa* en *Galium palustre* juist positief reageerden (Figuren 3.22 en 3.23). Schorpioenmossen en andere slaapmossen lieten echter duidelijk een daling in bedekking zien bij de kolommen met verlaagde waterstanden, vooral tijdens warme omstandigheden. Dit is in overeenstemming met gemeten vitaliteit waarden, die aangeven dat beide typen schorpioenmos niet goed bestand waren tegen de droge situaties (Figuren 3.24 en 3.25). Het is echter onduidelijk of deze mossen zich weer zouden kunnen herstellen na vernatting.



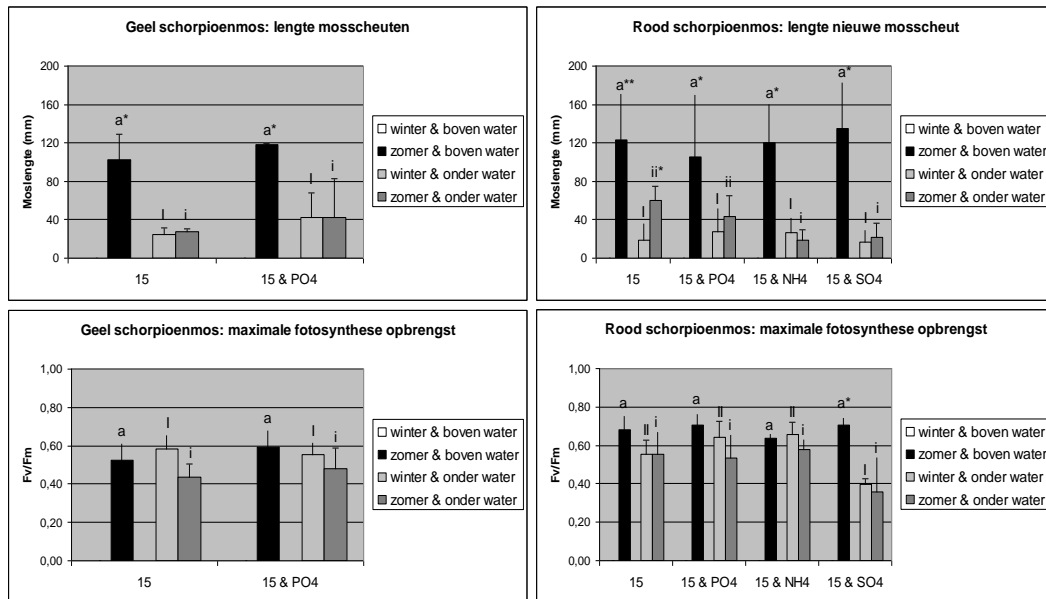
Figuur 3.25: Rood schorpioenmos uit een kolom met peilverlaging (boven) en peilverhoging (onder)

Gevolgen van verhoogde orthofosfaat-, ammonium- of sulfaat-concentraties bij verhoogd waterpeil

Extra toevoeging van orthofosfaat heeft niet geleid tot een extra toename van de biomassa van vaatplanten (Figuur 3.21). In de warme kolommen met Geel en Rood Schorpioenmos leidde de extra toevoeging van orthofosfaat wel tot een sterke toename van *Juncus subnodulosus*, terwijl *Carex elata*, *Equisetum fluviatile* en *Carex oederi oedocarpa* niet op de P-toevoeging reageerden of zelfs verminderden (Figuren 3.22 en 3.23). Dit betekent dat verhoogde orthoP-concentraties kan leiden tot dominantie van *Juncus subnodulosus* ten koste van andere soorten. Net als *Juncus effusus* (L.) (Smolders et al. 2008) blijkt deze soort dus ook sterk op P-verhogingen te reageren.

In de warme kolommen met Geel Schorpioenmos nam na extra P-additie niet alleen de bedekking van *Juncus subnodulosus* toe, maar ook de bedekking van de moslaag (Figuur 3.22). Dit blijkt ook uit de lengte van de mosscheuten en de vitaliteit van, zowel de snel als langzaam groeiende, schorpioenmossen (Figuur 3.26). De bedekking van Rood schorpioenmos nam ondanks de hoge vitaliteit echter niet toe na extra toediening van orthofosfaten. Waarschijnlijk hechtte het extra toegevoegde orthofosfaat in dit geval grotendeels aan het adsorptiecomplex van mossen en/of ijzer(hydr)oxides.

Uit analyses van het bodemvocht bleek al dat ammoniumtoediening aan kolommen met verhoogde waterstanden niet leidde tot verhoogde NH_4 -concentraties. De ammoniumtoevoeging leidde ook niet tot verschillen in de totale biomassa van de vegetatie, noch tot verschillen in samenstelling van de vegetatie. Paulissen et al. (2004) hebben aangetoond dat slaapmossen gedurende het groeiseizoen al toxische effecten kunnen ondervinden bij NH_4 -concentraties van $100 \mu\text{mol l}^{-1}$. In de zomerbehandeling werd de NH_4 -concentratie bij beide mossen echter maximaal $50 \mu\text{mol l}^{-1}$ door de hoge nitrificatiesnelheid, zelfs bij extra ammoniumtoevoeging. Uit PAM-metingen bleek dan ook dat er geen sprake is van een dalende vitaliteit (Figuur 3.26). Er waren zelfs veel mosscheuten die zo sterk groeiden dat ze boven het water uitkwamen, dat 15 cm boven het maaiveld stond. In de winter situatie kwamen overigens wel hoge NH_4 -concentraties voor van ca $250 \mu\text{mol l}^{-1}$, maar de vitaliteitsmetingen lijken aan te geven dat Rood schorpioenmos buiten het groeiseizoen overweg kan met deze NH_4 -concentraties.



*Figuur 3.26: Moslengte en maximale fotosynthese opbrengst van Geel of Rood schorpioenmos bij verschillende behandelingen, waarbij per kolom een gemiddelde waarde van 3 individuele mosscheuten is gebruikt. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een posthoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en de seizoenen (winter = 4°C en zomer = 18°C) bepaald. Voor mossen die onder warme omstandigheden boven het water uitstaken, worden de significante verschillen tussen behandelingen met A & B weergegeven, terwijl significante verschillen tussen behandelingen voor mossen die onder water zaten met I & II en i & ii worden weergegeven voor respectievelijk koude en warme situaties. Een significante verschil binnen een behandeling wordt met * aangegeven (p < 0.05).*

Ook extra toevoegen van sulfaat had geen invloed op de totale biomassa van de vaatplanten, maar de samenstelling van de vaatplanten veranderde wel. Alle karakteristieke zegges (*Carex elata*, *Carex lasiocarpa* (Ehrh.) en *Carex oederi oedocarpa*) gingen sterk achteruit, terwijl *Juncus subnodulosus* juist toenam onder zomerse omstandigheden (Figuur 3.23). Niet alleen zegges, maar ook de schorpioenmossen en andere slaapmossen lieten een daling in bedekking zien. De achteruitgang van karakteristieke zegges en slaapmossen kwam overeen met verhoogde sulfidenconcentraties van 50-150 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 3.13). Het was al bekend dat deze sulfidenconcentraties tot toxische effecten bij zegges kunnen leiden, en dat *Juncus* soorten resistenter zijn (Lamers 2001). Het is echter voor het eerst dat door middel van PAM-metingen wordt aangetoond dat deze concentraties ook toxisch kunnen zijn voor slaapmossen, in dit geval Rood schorpioenmos. Hoewel een aantal snelgroeiende vitale mosscheuten onder de warme situatie nog in staat was om boven het oppervlaktewater uit te komen, bleek het grootste gedeelte van de mosscheuten vrijwel niet meer te groeien door een achteruitgang in vitaliteit (Figuur 3.26). Dit betekent dat aanvoer van sulfaatrijk water tot sterke veranderingen in samenstelling van de vegetatie kan leiden.

3.6 Conclusies en aanbevelingen

Het experiment laat zien dat er na een week peilverandering nog weinig tot geen biogeochemische effecten zichtbaar zijn, wat overeenkomt met de

veldproef. Het experiment is dan ook uitgevoerd om te zien wat de effecten op langere termijn zijn, zowel bij winterse als bij zomerse temperaturen.

Gevolgen van een peilverhoging

Langdurige periodes van inundatie lijken gunstig te zijn voor trilveenkraggen. De meeste vaatplanten blijken niet te worden beïnvloed door inundatie, hoewel *Carex oederi oedocarpa* nadelig beïnvloed werd. Schorpioenmossen, maar ook andere slaapmossen als *Campyllum stellatum* (Jensen) en *Fissidens adianthoides* (Hedw.), lijken zelfs gebaat bij inundaties. Deze mossen groeien namelijk zeer sterk tijdens inundaties onder zomerse omstandigheden.

Tevens blijkt er in de winter en zomer alkalinisering op te treden tijdens langdurige periodes van inundatie, waardoor een successie naar zuurdere successiestadia langzamer zal verlopen. De alkalinisatie werd door twee processen veroorzaakt, namelijk door reductieprocessen en door infiltratie van het bicarbonaat- en mineraalrijke oppervlaktewater. Alkalinisatie via reductie leidde na 3 weken in zowel de winter als zomer tot een grote toename van de alkaliniteit en tot een pH-stijging van ongeveer een halve eenheid. Helaas is deze vorm van interne alkalinisatie geen duurzame oplossing voor de praktijk, aangezien oxidatieprocessen tijdens drogere periodes zullen leiden tot het omgekeerde proces: interne verzuring. Zolang het veen nat blijft, en in de eerste periode van peildaling is dat het geval, blijft de bodem echter gebufferd door deze alkaliniteit. Alkalinisatie door infiltratie van bicarbonaat- en mineraalrijk oppervlaktewater is wel duurzaam, aangezien er in dit geval een externe extra input van bicarbonaat en calcium optreedt. Deze externe alkalinisatie bleek vooral van belang te zijn in de oppervlakkige moslaag en in de diepere bodem van de warme kolommen.

Tijdens de peilverhogingen traden echter ook biogeochemische processen op die in nadelig zouden kunnen uitpakken in de praktijk, maar volgens de karteringen en vitaliteitsmetingen niet hebben geleid tot problemen in de kolommen. Zo blijkt er tijdens koude peilverhogingen, die ook in de veldsituatie plaatsvinden, een ophoping van ammonium op te treden. De NH_4 -concentraties lopen zelfs op tot $250 \mu\text{mol l}^{-1}$ in de bodem en $150 \mu\text{mol l}^{-1}$ in de moslaag, terwijl bekend is dat ammonium bij 20°C al toxisch kan zijn voor schorpioenmossen bij waarden van $100 \mu\text{mol l}^{-1}$. Om binnen een half jaar tot NH_4 -concentraties van $250 \mu\text{mol l}^{-1}$ te komen, moet de productiesnelheid ca $500 \text{ molN ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ zijn geweest. Alhoewel uit de vitaliteitsmetingen blijkt dat schorpioenmossen in de winter hogere NH_4 -concentraties aan kunnen, kan de ammoniumproductie tijdens langdurig geïnundeerde situaties in de winter dus redelijk groot zijn t.o.v. de kritische depositiewaarde voor trilvenen van $1200 \text{ molN ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (van Dobben & van Hinsberg 2008). Er moet echter rekening mee worden gehouden dat in een veldsituatie een gedeelte van de geproduceerde ammonium wordt genitrificeerd tijdens drogere periodes.

Daarnaast lijkt het erop dat er door reductieprocessen veel orthofosfaat desorbeert tijdens peilverhogingen in kolommen met Geel schorpioenmos. In koude kolommen leidt de desorptie tot sterk verhoogde orthoP-concentraties in het bodemvocht, die konden oplopen tot ongeveer $25 \mu\text{mol l}^{-1}$. In de warme kolommen werd in het bodemvocht geen verhoging van de orthoP-concentratie waargenomen, doordat het extra toegevoegde orthofosfaat leidde tot een sterke groei van Geel schorpioenmos dat zeer waarschijnlijk P-gelimiteerd was. In de praktijk zou dit echter averechts kunnen uitpakken, aangezien uit verschillende onderzoeken blijkt dat eutrofiëring kan leiden tot een snelle achteruitgang van schorpioenmossen en andere slaapmossen door dominantie van andere mos- en plantsoorten.

Gevolgen van een peilverlaging

Lange periodes van lage waterstanden lijken ongunstig te zijn voor goed ontwikkelde trilveenkraggen. Hoewel de meeste vaatplanten niet erg blijken te worden beïnvloed door een langdurige peilverlaging, lijken karakteristieke verlandingssoorten als *Equisetum fluviatile* en *Menyanthes trifoliata* negatief te reageren. Verder blijken de schorpioenmossen en andere slaapmossen slecht bestand tegen een langdurige daling van de waterstand. Het is echter onduidelijk of deze mossen na vernatting weer zouden kunnen herstellen.

Ook biogeochemisch gezien lijkt een lange periode van lage waterstanden ongunstig. De aanwezigheid van voldoende zuurstof leidt tot oxidatieprocessen, waardoor de kraggen niet alleen inzakken maar er ook verzuring optreedt. Dit proces treedt vooral op in de moslaag waar zuurstof gemakkelijk kan komen tijdens periodes van lage waterstanden. Hoewel oxidatieve verzuring in de praktijk (gedeeltelijk) kan worden gecompenseerd door interne alkalinitasie tijdens inundaties, moet er bij peilverlagingen in de zomer (wanneer de verdamping ook relatief groot is) rekening worden gehouden met grotere interne verzuring tijdens het groeiseizoen, zeker als het veen veel zwavel of ijzer bevat. Dit zal de successie naar zuurminnende vegetaties versnellen. Daarnaast lijkt het erop dat tijdens lange periodes van lage waterstanden ook de mineralisatiesnelheid toeneemt, waardoor de beschikbaarheid van nitraat en orthofosfaat kan toenemen. Dit zal door middel van een mineralisatie-experiment worden getoetst. Een combinatie van verdroging, verzuring en verhoogde nutriënt beschikbaarheden tijdens het groeiseizoen is hoe dan ook nadelig voor goed ontwikkelde trilvenen.

Gevolgen van verhoogde orthofosfaat-, ammonium- of sulfaat-concentraties bij verhoogd waterpeil

Inundatie van fosfaatrijk water leidde alleen in koude situaties bij kraggen met Geel schorpioenmos tot verhoogde orthoP-concentraties. Onder warmere situaties nam de orthoP-concentratie waarschijnlijk niet toe doordat de vegetatie en mossen het orthofosfaat snel opnamen. Dit blijkt ook uit de versnelde groei van *Juncus subnodulosus* en Geel schorpioenmos tijdens de extra toevoeging van orthofosfaat in de warme kolommen.

Hoewel de vegetaties met Rood schorpioenmos, net als de vegetaties met Geel schorpioenmos, waarschijnlijk P-gelimiteerd waren, reageerde Rood schorpioenmos niet op de toevoeging van extra orthofosfaat. Dit komt waarschijnlijk doordat er bij de kraggen met Rood schorpioenmos nog veel vrije plekken aan het adsorptiecomplex van ijzer(hydr)oxides aanwezig waren, waardoor het toegevoegde orthofosfaat zich snel kon hechten. Ondanks het uitblijven van nadelige gevolgen tijdens het toevoegen van het orthofosfaat aan de kolommen met Rood schorpioenmos, mag er zeker niet worden verondersteld dat langdurige inundaties met fosfaatrijk water onschadelijk, of zelfs voordelig, zijn voor trilveenkraggen met schorpioenmos. In de praktijksituatie zouden inundaties met fosfaatrijk water namelijk wel degelijk erg negatief kunnen uitpakken, doordat concurrentieverhoudingen tussen mossen zullen veranderen en algenontwikkeling plaats kan vinden. Helaas kon de invloed van verschuivende concurrentieverhoudingen niet worden onderzocht in een kolomexperiment van zeven maanden.

Verder blijkt dat een langdurige inundatie van ammoniumrijk water niet leidt tot extra hoge NH_4 -concentraties in de bodem of moslaag. In de zomersituatie wordt alle ammonium waarschijnlijk genitrificeerd en in de winter leidt inundatie, onafhankelijk van de ammoniumtoevoeging, sowieso tot ophoping van ammonium, omdat de O_2 -pomp van vaatplanten vrijwel wordt stopzet tijdens het winterseizoen waardoor nitrificerende processen vrijwel stoppen. Hoewel Paulissen et al. (2004) hebben aangetoond dat NH_4 -concentraties van ongeveer $100 \mu\text{mol l}^{-1}$ bij 20°C al toxisch kunnen zijn voor slaapmossen, blijkt uit deze experimenten dat inundatie van goed ontwikkelde trilveenkraggen met ammoniumrijk water niet hoeft te leiden tot grote problemen voor de vegetatie, omdat de NH_4 -concentraties in de zomer laag genoeg blijven.

Daarentegen is een inundatie met sulfaatrijk water nadelig voor goed ontwikkelde trilvenen. Hoewel de alkaliniteit toeneemt door reductie, wat in principe voordelig kan zijn voor trilveenkraggen, leiden dezelfde processen tijdens inundatie met sulfaatrijk oppervlaktewater ook tot de productie van sulfiden. Het is daarbij opvallend dat de sulfidenconcentraties vooral hoog zijn onder winterse omstandigheden, wanneer de vaatplanten minder actief zijn en dus minder zuurstof de bodem in "pompen". De verhoogde sulfidenconcentraties hebben er toe geleid dat de soorten samenstelling van de vaatplanten veranderde. Verschillende zegges gingen achteruit, terwijl *Juncus subnodulosus* toenam. Alle slaapmossen (waaronder Rood schorpioenmos) gingen snel achteruit. Verder is er bij verdroging een sterk verhoogd risico op verzuring als er tijdens peilverhogingen sulfaatrijk water wordt aangevoerd.

4 Inundatie en nutriëntenlast op het landschapsniveau

4.1 De dynamiek van kraggen tijdens hoge waterstanden

Uit de praktijkproef naar flexibel peilbeheer blijkt dat tijdens verhoogde waterpeilen sommige kraggen gaan zwellen of drijven, terwijl andere kraggen geïnundeerd raken (zie hoofdstuk 1). Dit fysieke verschil blijkt vervolgens te leiden tot verschillende bodemchemische processen. Om de gevolgen van een meer variërend waterpeil voor de gehele boezem beter te kunnen schatten, is het van groot belang om voor de hele boezem te weten welke kraggen geïnundeerd zullen worden en uitdrogen en welke kraggen meedrijven.

Dit is getest door te kijken op welke kraggen water komt te staan tijdens hoge waterstanden, en door te kijken om welke vegetatietypen het hierbij gaat. Voor een eerste poging is op 1 september 2010, na een periode van hevige neerslag¹, filmmateriaal van de gehele boezem verzameld vanuit een vliegtuig. Vervolgens is getracht om op kaart aan te geven op welke kraggen water stond gedurende deze natte periode (Figuur 4.1). Bij het analyseren van de data bleek echter dat de gebruikte methode alleen betrouwbaar is voor locaties met zomermaaibeheer, omdat de vegetatie anders het zicht op de bodem te veel ontnemt. Uit de onderste twee foto's van figuur 4.2 (Kiersche Wiede en Veldweg) blijkt dat het waarnemen van inundaties onmogelijk of zeer lastig is op percelen die nog niet gemaaid zijn. Op de foto's is niet duidelijk te zien of er water op de kraggen stond, terwijl een paar uur later in het veld duidelijk water op de kraggen stond. Verder bleek de filmresolutie te grof om goed onderscheid te kunnen maken tussen locaties die geïnundeerd werden met oppervlaktewater en locaties waar het grondwater lokaal omhoog gedrukt werd door de hoge waterstanden.

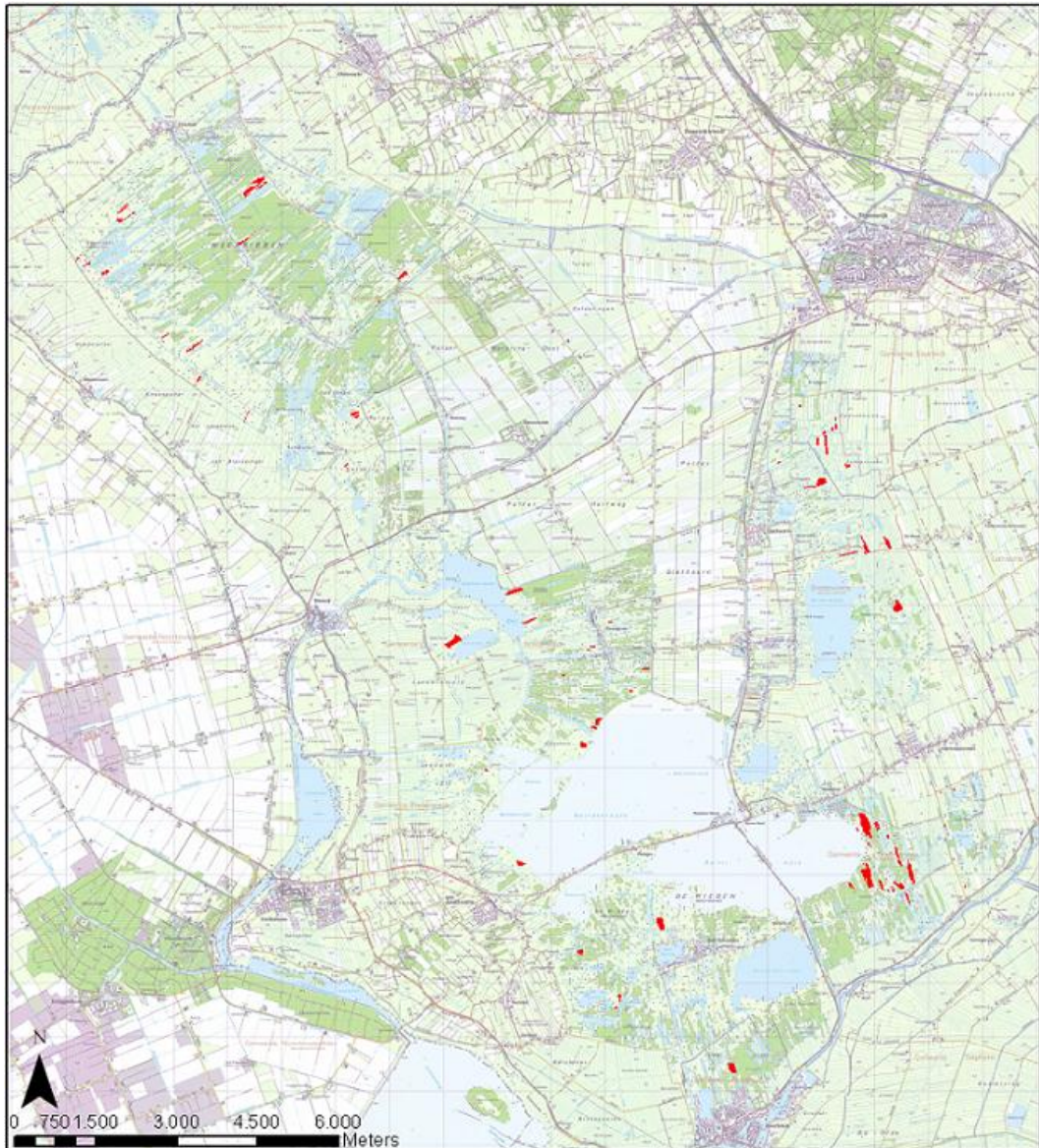
Hoewel het interpreteren van figuur 4.1 erg lastig is door de methodologische beperkingen heeft deze eerste analyse toch een aantal interessante uitkomsten opgeleverd:

- Ondanks het direct wegpompen van het overtollige water door gemaal Stroink is de waterstand eind augustus lokaal gestegen tot -0,69m NAP². Dit komt neer op een extra peilverhoging van 2 cm t.o.v. het maximale huidige peilregime in de zomer (Waterschap Reest en Wieden 2004), en is dus 8 cm lager dan het voorgestelde hoge waterpeil in de winter. Zelfs deze geringe peilverhoging leidt er lokaal toe dat er water op de kraggen is komen te staan (Figuur 4.1 en 4.2).

¹ <http://www.knmi.nl/klimatologie>

² http://www.reestenwieden.nl/1-even_met_water/peilbeheer/waterstanden

- Kraggen kunnen bij hoge waterstanden door de gehele boezem onder water komen te staan, maar het aantal plekken waar water op de kraggen is waargenomen lijkt aan de oostzijde van De Wieden groter dan elders in het gebied (Figuur 4.1). Dit heeft mogelijk te maken met de beperkte veendikte in dit gedeelte van de boezem (Haans & Hamming 1962; Rienks et al. 2002), waardoor deze kraggen mogelijk zijn vast geworteld aan de zandondergrond en dus niet kunnen opdrijven of uitzetten tijdens peilverhogingen. Ook elders in het gebied lijken kraggen met water erop samen te vallen met ondiepe zanddieptes op de kaart van Haans & Hamming (1962).



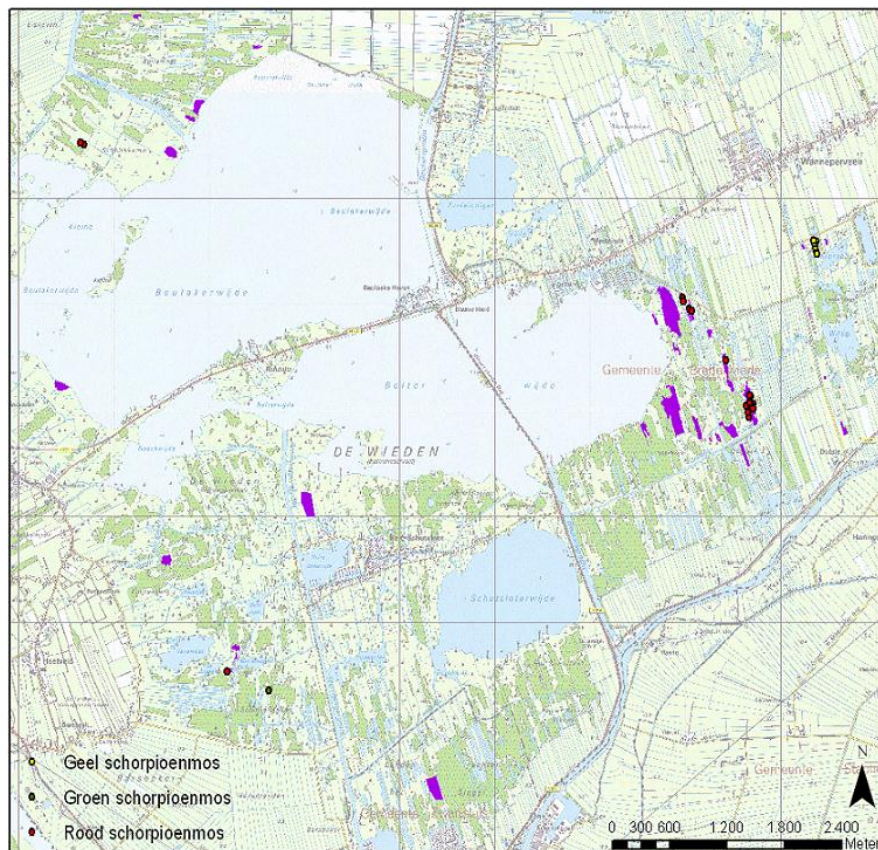
Figuur 4.1: Locaties in De Wieden en De Weerribben, waar in ieder geval water op de kragge stond tijdens de hoge waterstanden van eind augustus en begin september 2010. De maximale hoogte van de waterstand was lokaal - 0,69 m NAP. Dit is een geringe extra peilverhoging van 2 cm t.o.v. het huidige peilregime in de zomer.



Figuur 4.2: De eerste vier foto's geven voorbeelden van situaties waar op 1 september 2010 duidelijk water op de kraggen te zien was. De laatste twee foto's laten locaties zien die op 1 september nog niet gemaaid waren (Veldweg en Kiersche Wiede). Op deze foto's valt nauwelijks te zien dat er water op de kraggen staat, terwijl uit veldmetingen blijkt dat dit wel het geval was.

Wanneer voor De Wieden gekeken wordt waar de schorpioenmoslocaties uit de soortenkartering van 2005-2007 liggen, dan lijkt het erop dat vrijwel alle locaties met schorpioenmos op een plek liggen die tijdens de hoge waterstand van eind augustus 2010 onder water stonden (figuur 4.3). Hoewel bekend is dat de soortenkartering onvolledig is, lijkt dit een aanwijzing dat basenrijke venen met schorpioenmos te maken kunnen hebben met periodes van inundatie. Dit is in overeenstemming met waarnemingen die anderen eerder ook al hebben beschreven voor NW-Overijssel en andere Nederlandse gebieden (Meijer et al. 1955; Segal 1966; Touw & Rubers, 1989; van Wirdum 1991). In veenmosvegetaties is dit mogelijk niet het geval. Zo blijkt er bij de Kikkerlanden en de Reeënweg water op de schorpioenmosvegetaties te staan, maar niet op de stukken met veenmos (Figuur 4.2).

Zoals aangegeven betrof dit deel van het onderzoek slechts een eerste inventarisatie. Er is meer onderzoek nodig om een goed antwoord te kunnen geven op de vraag welke kraggen geïnundeerd zullen raken bij invoering van flexibel peilbeheer en welke niet. Een uitgebreide test met tijdelijke verhoging van het waterpeil is noodzakelijk. Via vervolgonderzoek moet ook achterhaald worden in hoeverre inundatie nu al een rol speelt bij instandhouding van schorpioenmosvegetaties. Het lijkt zinnig om een kartering uit te voeren van alle schorpioenmosvegetaties in De Wieden en De Weerribben en deze data te koppelen aan de mate waarin de kraggen verankerd zijn aan de ondergrond.



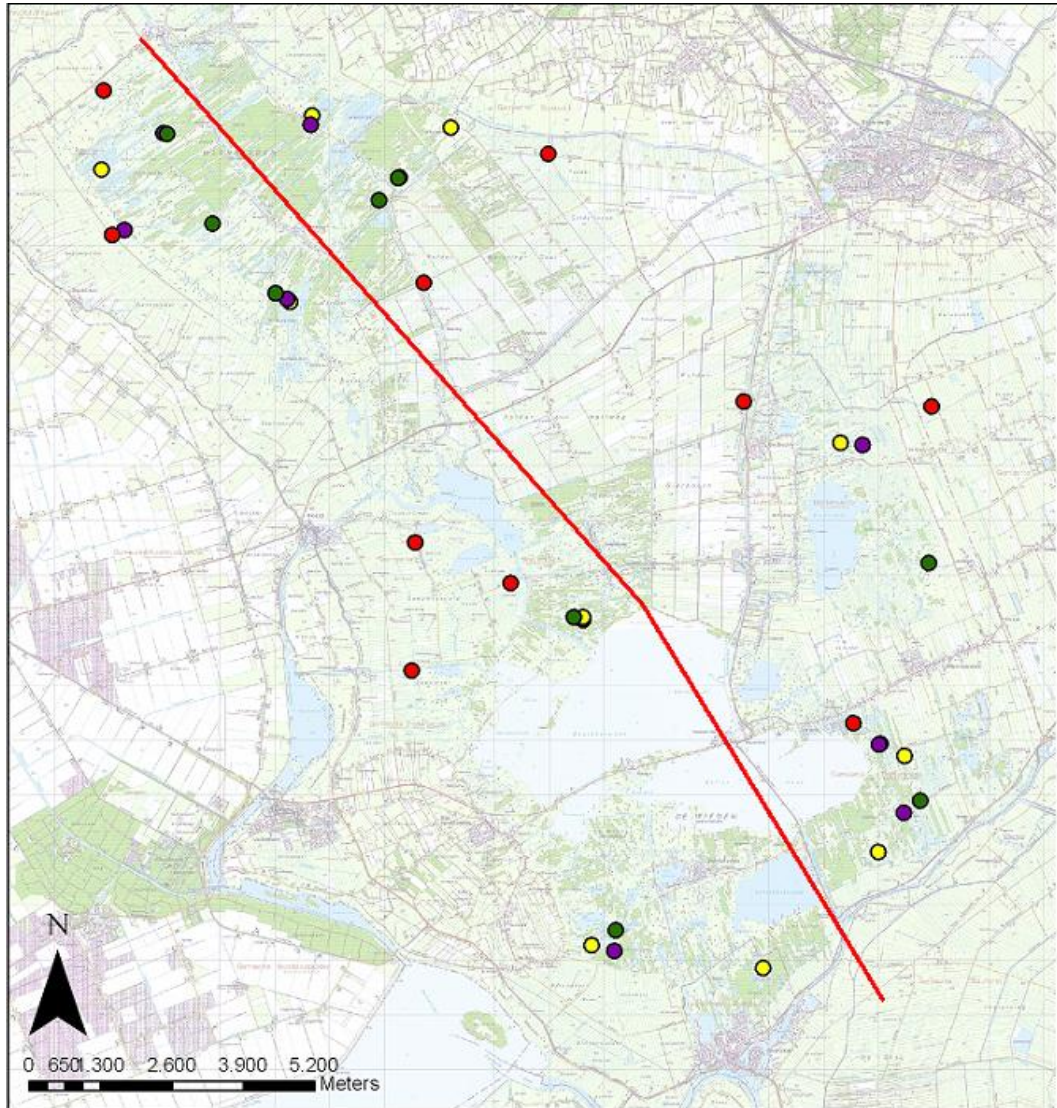
Figuur 4.3: Overlap tussen het optreden van inundaties op 1 september 2010 en het voorkomen van schorpioenmossen. Er is gebruik gemaakt van de soortenkartering 2005-2007 van De Wieden. Hoewel bekend is dat de soortenkartering onvolledig is, blijkt dat de hoge waterstanden tot inundatie hebben geleid bij vrijwel alle gekarteerde locaties met schorpioenmos in De Wieden.

4.2 Buffercapaciteit en pH

De praktijkproef toont aan dat een inundatie van een week in de winter niet leidt tot een verhoging van de alkaliniteit, pH of Ca-concentratie. Een inundatie van een week in de zomer blijkt echter te kunnen leiden tot alkalinisering. Tevens blijkt uit de kolomproef dat langdurige inundaties, zowel in de winter als de zomer, inderdaad leiden tot een hogere alkaliniteit, pH en Ca-concentraties. Beide experimenten tonen aan dat de alkalinisering enerzijds wordt veroorzaakt door reductieprocessen tijdens vernatting en anderzijds door infiltratie van mineraalrijk oppervlaktewater. Verhoging van de alkaliniteit via aanvoer van oppervlaktewater zal echter alleen effectief plaatsvinden als dit water voldoende calcium en bicarbonaat bevat, en lage nutriëntconcentraties heeft. Alkalinisering als gevolg van reductie is vaak een tijdelijk proces, wat weer gecompenseerd kan worden door verzuring tijdens een drogere periode. In de relatief schone gebieden van de praktijkproef lijken die risico's mee te vallen. Het is echter de vraag of de risico's bij inundatie in minder schone delen van het gebied, waar de aanvoer van ijzer, sulfaat en fosfaat waarschijnlijk veel hoger is, ook zo klein zijn.

Om deze reden is het onderzoek naar de ruimtelijke verdeling van nutriënten en basen binnen De Wieden en De Weerribben al gestart in de winter van 2009. Er is een vergelijkend onderzoek uitgevoerd over een gradiënt vanaf de poldergemalen via de hoofdsloten naar goed ontwikkelde petgaten met Krabbescheer dominantie en basenrijke trilvenen met schorpioenmossen. Deze gradiënt is aan zowel de westzijde, waar polders grenzen aan de voormalige Zuiderzee, als aan de oostkant, waar het veen uitwigt tegen de zandgebieden van het Drents plateau, in vijfvoud bemonsterd (Figuur 4.4). Bij de gemalen, sloten en petgaten zijn zowel in de zomer (eind augustus 2009) als winter (begin maart 2009) monsters van het oppervlaktewater en het bodemvocht van de onderwaterbodems genomen, terwijl bij de trilvenen alleen monsters van het bodemvocht uit de kragge zijn genomen.

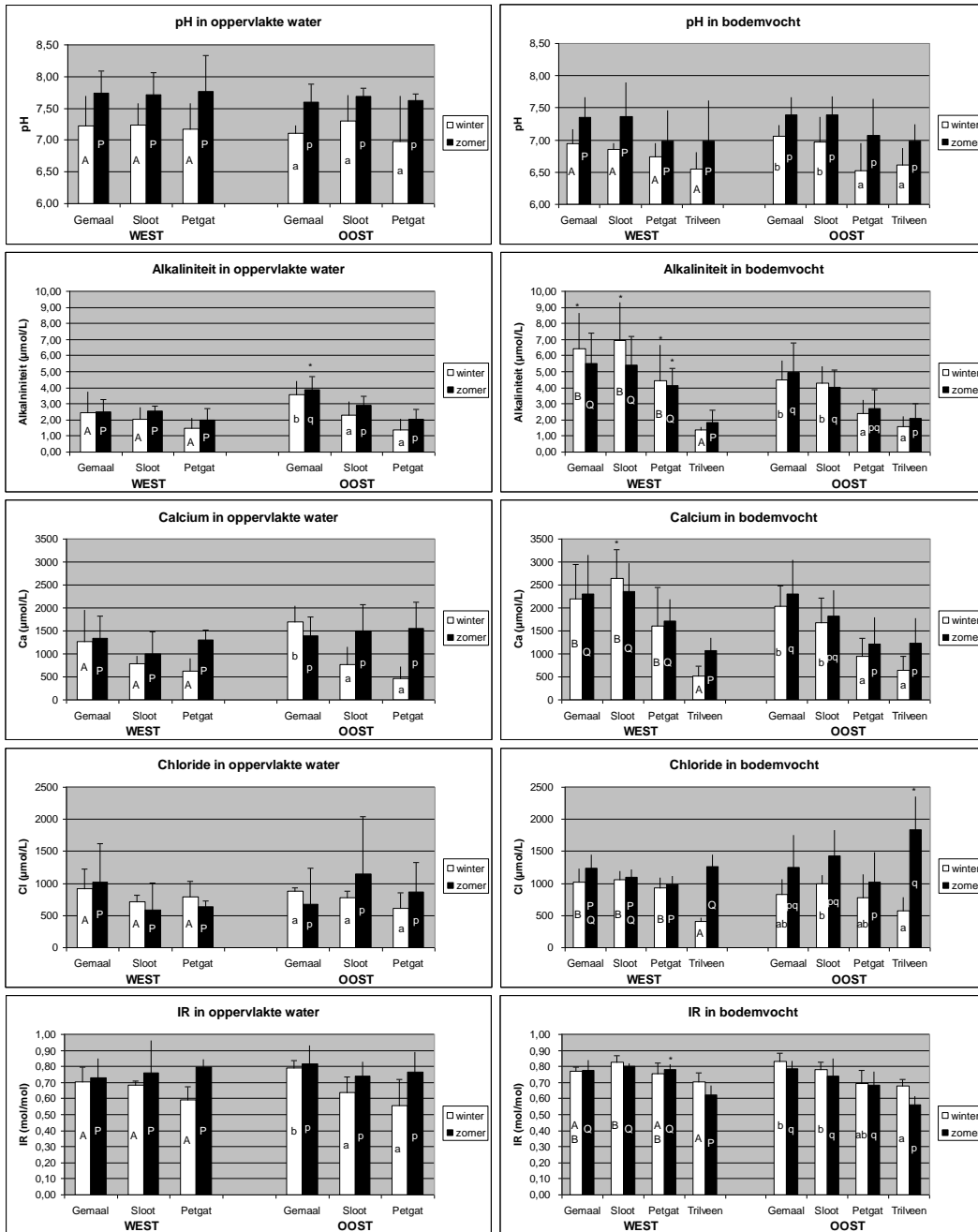
In de oppervlaktewater- en bodemvochtmonsters, die op 10 cm diepte anaeroob zijn genomen met keramische cups, zijn alle sturende variabelen bepaald, waaronder de pH, alkaliniteit, Ca en Cl-concentratie, die meer inzicht kunnen geven in de basenhuishouding van de boezem. Verschillen tussen de gemalen, sloten, petgaten en trilvenen en de ligging hiervan in het westen en het oosten zijn bepaald met een 2-weg ANOVA, waarbij een Bonferroni posthoc analyse is gebruikt om verschillen tussen individuele gemiddeldes te toetsen. Daarnaast is de chemische samenstelling van de oppervlaktewater- en bodemvochtmonsters vergeleken met referentiewatertypen van van Wirdum (1991), zodat voor alle locaties bekend is uit welke typen water het is samengesteld. Hierbij is gebruik gemaakt van een ordinaal systeem, waarin de macro-ionenconcentraties van een watermonster primair worden vergeleken met de samenstelling van atmosferisch (regenwater, A), lithosferisch (kalkrijk grondwater, L) en thalassosferisch water (zeewater, T), en secundair met molunosferisch vervuild Rijnwater (N).



Figuur 4.4: Meetlocaties van het gebiedsonderzoek in De Wieden en De Weerribben. Rode locaties zijn poldergemalen, paarse locaties zijn verbindingssloten, gele locaties zijn goed ontwikkelde petgaten en groene locaties zijn basenrijke trilvenen. De rode lijn geeft de grens aan tussen het westen en het oosten van de boezem.

In de zomer zijn er vrijwel geen significante verschillen in de pH, alkaliniteit en Ca-concentratie van het oppervlaktewater van poldergemalen, sloten en petgaten waargenomen (Figuur 4.5). De oostelijke gemalen blijken in de zomer echter een hogere alkaliniteit te hebben dan de westelijke. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de aanvoer van bicarbonaat- en mineraalrijk water vanaf het oostelijker gelegen Drents Plateau. De vrij constante pH, alkaliniteit en Ca-concentraties suggereren dat het oppervlaktewater in de gehele boezem ongeveer van hetzelfde basenrijke watertype is in de zomer. Dit wordt ondersteund door de hoge IR. In de zomer lijkt het instromende basenrijke oppervlaktewater dus goed te worden verspreid door de boezem. Hierbij speelt de netto waterstroming van inlaatpunten naar meer geïsoleerde delen van het gebied door het verdampingsoverschot mogelijk een rol (Torenbeek 2008). Het netto neerslagtekort verklaart ook de beperkte verdunning. Het is hierbij van belang om te vermelden dat de metingen zijn

uitgevoerd aan het einde van een vrij droge augustusmaand, maar dat er nog geen water de boezem was ingelaten bij gemaal Stroink.

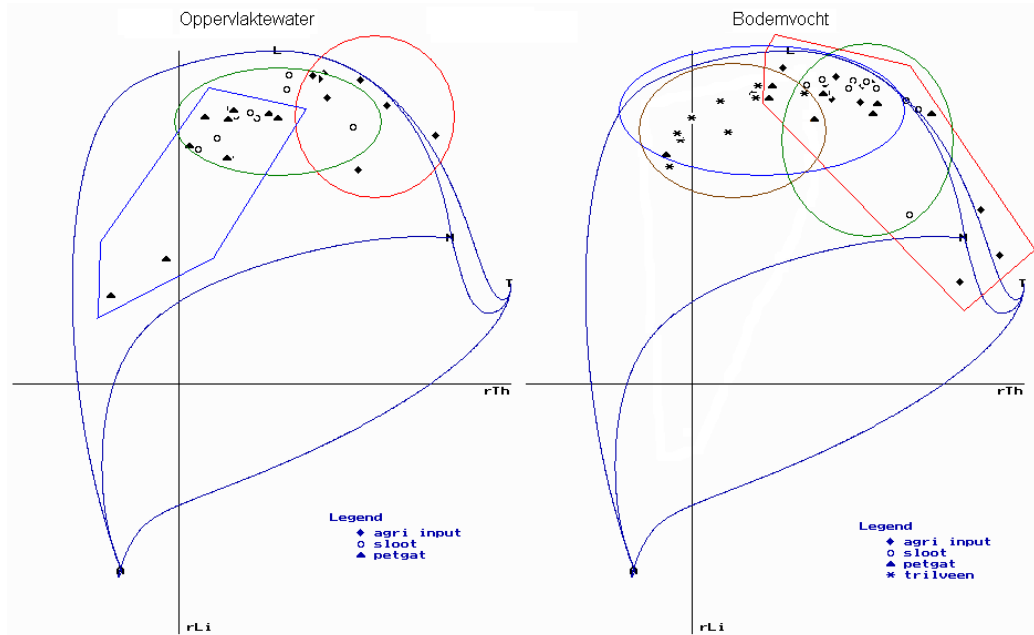


Figuur 4.5: pH, alkaliniteit, Ca, Cl-concentratie en IR in oppervlaktewater en bodemvocht tijdens de winter en zomer, waarbij de IR berekend is als $IR = \frac{2 \cdot [Ca]}{2 \cdot [Ca] + [Cl]}$. A & B en P & Q verschillen significant in het westen, terwijl a & b en p & q significant verschillen in het oosten. Significante verschillen tussen locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven ($p < 0,05$).

In de winter nemen de alkaliniteit en Ca-concentraties in het oppervlaktewater echter af over de gradiënt van poldergemalen naar trilvenen (Figuur 4.5). Bij de poldergemalen is de IR van het oppervlaktewater ongeveer 0,75 terwijl deze bij petgaten is gedaald tot ongeveer 0,55. Dit geeft aan dat de invloed van regenwater groter wordt naarmate de locaties meer geïsoleerd liggen. Deze gradiënt wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het netto neerslagoverschot in de winter, waardoor er in de winter meer basenrijk water uit de omringende polders op de boezem wordt geloosd, terwijl in de geïsoleerde centrale delen van het gebied op dat moment verdunning met regenwater optreedt. Volgens Torenbeek (2008) treedt door het netto neerslagoverschot in de winter regelmatig omkering van de stroomrichting op, waardoor het basenrijke inlaatwater bij de poldergemalen mogelijk minder goed over de boezem kan worden verspreid.

In het bodemvocht nemen de pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in zowel winter als zomer significant af over de gradiënt van poldergemalen naar trilvenen (Figuur 4.5). Dit duidt er op dat gemiddeld door het jaar heen de invloed van regenwater groter is in de meer geïsoleerde delen van de boezem, zoals de petgaten en trilvenen. Dit wordt ondersteund door de afname in IR van het bodemvocht van ongeveer 0,80 nabij gemalen naar 0,65 bij trilvenen. Het is overigens van belang om te vermelden dat een IR van 0,65, een pH van 6,5-7,0 en een alkaliniteit van ongeveer $1,5 \text{ mmol l}^{-1}$ in basenrijke schorpioenmostrilvenen nog steeds significant hoger zijn dan in verzuurde veenmosvegetaties. In deze (nog) meer door regenwater beïnvloede vegetaties kan de IR dalen naar 0,45, de pH naar 4,0-5,0 gaan en de alkaliniteit waarden van 0-0,5 mmol l^{-1} bereiken (zie hoofdstuk 2). De trilvenen met *Scorpidium scorpioides* zijn dus relatief geïsoleerd t.o.v. gemalen, sloten en petgaten, maar zijn minder door regenwater beïnvloed dan de venen die door veenmossen worden gedomineerd (van Wirdum 1991).

Om beter onderscheid te kunnen maken tussen de verschillende waterbronnen in de boezem is de macro-ionische samenstelling van de oppervlaktewater- en bodemvochtmonsters in een ordinaal systeem vergeleken met de samenstelling de samenstelling van atmosferisch (regenwater, A), lithosferisch (kalkrijk grondwater, L), thalassosferisch (zeewater, T) en molunosferisch vervuild Rijn water (N) (van Wirdum 1991). In figuur 4.6 zijn deze referenties en de monsters uitgezet tegen rLi en rTh, respectievelijk de gelijkenis met kalkrijk grondwater en zeewater. In natuurlijke landschappen, die buiten directe invloed van infiltratiegebieden en de zee staan, weerspiegelt veel oppervlaktewater de chemische samenstelling van kalkrijk grondwater, dat via het oppervlaktewatersysteem tot afvoer komt en daar in meer (bovenstrooms) of mindere (benedenstrooms) mate met regenwater vermengd is (van Wirdum 1991). De rLi-rTh diagrammen laten echter zien dat het oppervlaktewater en bodemvocht bij verbindingssloten (groen omlijnd) en poldergemalen (rood omlijnd) veeleer bijmenging van zeewater en/of vervuild water suggereert, dan van regenwater. De meer geïsoleerde petgaten en trilvenen laten daarentegen een natuurlijkere situatie zien, waarin de invloed van het grondwater groter is en de invloed van vervuild water kleiner. De rLi-rTh diagrammen laten dus zien dat de invloed van "vervuild" oppervlaktewater afneemt gaande van poldergemalen naar meer geïsoleerde doelvegetaties in petgaten en trilvenen. Niettemin liggen ook de punten van de petgaten en trilvenen duidelijk rechts van de menglijn van kalkrijk grondwater (L) en regenwater (A), wat erop wijst dat ook hier enige bijmenging van zeewater en/of vervuild Rijnwater optreedt.



Figuur 4.6: rLi-rTh diagrammen, waarin de samenstelling van oppervlaktewater- (links) en bodemvochtmonsters (rechts) bij poldergemalen (ruiten binnen de rode omlijning), sloten (open rondjes binnen de groene cirkel), petgaten (driehoeken binnen de blauwe omlijning) en trilveren (sterren binnen de bruine cirkel) in de winter wordt vergeleken met de samenstelling van regenwater (A), grondwater (L), zeewater (T) en vervuild Rijnwater (M). rLi en rTh geven de gelijkens van een monster weer met respectievelijk kalkrijk grondwater en zeewater.

4.3 Nutriëntbeschikbaarheid

De praktijkproef laat zien dat peilverhogingen en -verlagingen van een week (vrijwel) geen eutrofiërende effecten hebben. De proefgebieden liggen echter redelijk geïsoleerd, en het aanvoerwater was nutriëntarm. Dat is echter niet in de gehele boezem het geval. Om de gevolgen van een flexibeler waterpeil voor de hele boezem beter te kunnen schatten, is het noodzakelijk om meer inzicht te hebben in eutrofiërende processen die een rol spelen in de boezem.

Om de verdeling van nutriënten binnen De Wieden en De Weerribben beter in de vingers te krijgen, is gebruik gemaakt van hetzelfde meetnetwerk als bij de vorige paragraaf. Zowel aan de oost- als westzijde zijn in vijfvoud monsters genomen bij poldergemalen, hoofdsloten, petgaten en trilveren met schorpioenmossen (figuur 4.4). Bij gemalen, sloten en petgaten zijn monsters genomen van het oppervlaktewater en het water in de onderwaterbodem. Bij de trilveren is alleen het water in de kragge bemonsterd. Op iedere locatie is tevens de bodem bemonsterd voor analyse van verschillende fosfor en ijzer fracties. Ook is plantmateriaal van de totale biomassa verzameld, waarbij water- en oeverplanten afzonderlijk zijn bemonsterd. Verschillen tussen poldergemalen, sloten, petgaten en trilveren, en tussen oost en west zijn getoetst met een 2-weg ANOVA, waarbij een Bonferroni posthoc analyse is gebruikt om de verschillen tussen individuele gemiddeldes te toetsen.

In het oppervlaktewater en bodemvocht zijn verschillende variabelen bepaald die meer inzicht kunnen geven in de nutriëntenhuishouding van de boezem, namelijk de turbiditeit en de Ca, Mg, K, Fe, Al, S, NH₄, NO₃, orthoP en sulfiden

concentratie. In het plantenmateriaal zijn de totale C, K, N en P-concentratie, waarmee bepaald is welke nutriënten limiterend zijn op verschillende plekken in de boezem (Koerselman & Meuleman 1996). Aangezien fosfor in veel veensystemen een beperkende factor voor succesvolle successie lijkt te zijn (o.a. Verhoeven, Koerselman & Meuleman 1996; Wassen et al. 2005; Kooijman & Paulissen 2006; Lamers et al. 2010), is besloten om een aantal bodem extracties uit te voeren die meer inzicht geven in de fosforhuishouding van de bodem. In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte methodes (zie bijlage 1 voor een samenvatting van de voorschriften).

Tabel 4.1: Overzicht van de extractiemethodes die zijn toegepast op de bodems.

Extractiemethode	Gemeten fracties	Referentie
H ₂ SO ₄	Totaal P, mineraal P & organisch P (P _{tot}), (P _{min}) & (P _{org})	Westerman 1990
Sequentiële EDTA	P gebonden aan Fe en Al & P gebonden aan Ca (P _{Fe,Al}) & (P _{Ca})	Golterman 1996
NH ₄ -oxalaat	Amorf Fe en Al & geadsorbeerd P en S (Fe _{ox} en Al _{ox}) & (P _{ox} en S _{ox})	Schwertmann 1964
Na-pyrofosfaat	Organisch gebonden amorf Fe en Al (Fe _{pyr} en Al _{pyr})	Dixon & Weed 1989
Na-bicarbonaat	Biologisch beschikbaar P (P _{Olsen})	Olsen 1954

In de bodem komt fosfor in verschillende fracties voor, namelijk als deel van de organische matrix, gebonden aan calcium en amorf sesqui(hydr)oxides (aluminium en ijzer) en als direct beschikbaar orthofosfaat (Fixen & Grove 1990). De vorm waarin fosfor in de bodem voorkomt, bepaalt in grote mate de beschikbaarheid voor de vegetatie. De P-fractie die gefixeerd is in de organische matrix (P_{org fix}) kan alleen vrijkomen via mineralisatie en lijkt op de korte termijn onbereikbaar voor de vegetatie. Het overige fosfor is over het algemeen voor een groot gedeelte gebonden aan calcium (P_{Ca}) of amorf ijzer of aluminium (P_{Fe,Al}) (o.a. Lindsay & Moreno 1966; Patrick & Khalid 1974). De mate waarin deze fosfaten gebonden worden, is van veel factoren afhankelijk, waaronder de redoxcondities en de concentraties van orthoP, SO₄, HS, Al, Fe en Ca (Boström et al. 1988; van der Zee & van Riemsdijk 1988; Caraco et al. 1989; Fixen & Grove 1990; Roelofs 1991; Smolders & Roelofs 1993; Lookman et al. 1995; Lamers et al. 1998a; Beltman et al. 2000; Loeb et al. 2008b). Zo blijken fosfaten sterk gebonden te zijn aan mineraal Ca (P_{Ca min}), waardoor ze waarschijnlijk alleen via verzuring beschikbaar komen (Stumm & Morgan 1996; Golterman 1998). Fosfaten die aan mineraal Fe en Al gebonden zijn (P_{Fe,Al min}), komen daarentegen makkelijker beschikbaar, doordat deze binding minder sterk is (Sanchez and Uehara 1980; McBride 1994; Lookman et al. 1995). Verder blijkt ook de TOC-concentratie in de bodem van invloed te zijn op P-(de)sorptie processen (Borggaard 2005; Guan et al. 2006; Sauerwein 2010). Fosfaten lijken zwakker gebonden aan organische complexen met Al en Fe (P_{Fe,Al-org}) dan aan minerale vormen van Fe en Al (Koenings & Hooper 1976; Borggaard 2005; Kooijman et al. 2009). Hoewel er weinig bekend is over de binding van fosfaten aan organisch Ca-complexen (P_{Ca-org}), lijkt het logisch dat een soortgelijke binding ook mogelijk is en dat een dergelijke binding minder sterk is dan de fosfaatbinding aan mineraal Ca (P_{Ca min}).

Een aantal van de bovengenoemde bodemfracties kan direct worden gemeten (zie tabel 4.1). Andere fracties kunnen echter niet direct worden gemeten en zijn berekend. In tabel 4.2 staat beschreven welke berekeningen zijn uitgevoerd, waarbij bij de berekening van $P_{Fe,Al\ min}$, $P_{Ca\ min}$, $P_{Fe,Al\ org}$ en $P_{Ca\ org}$ is aangenomen dat de $P_{Ca\ min}/P_{Fe,Al\ min}$ en $P_{Ca\ org}/P_{Fe,Al\ org}$ ratio's gelijk zijn aan de overkoepelende $P_{Ca}/P_{Fe,Al}$ ratio.

Tabel 4.2: Omschrijving en berekeningswijze van de berekende fracties.

Berekende fracties	Omschrijving	Formule
$P_{Fe,Ca,Al\ org}$	P gebonden aan organische Al, Fe en Ca-complexen	$P_{Fe,Ca,Al\ org} = P_{Fe,Al} + P_{Ca} - P_{min}$
$P_{org\ fix}$	P gefixeerd in de organische matrix	$P_{org\ fix} = P_{org} - P_{Fe,Ca,Al\ org}$
$P_{Fe,Al\ min}$	P gebonden aan mineraal Fe en Al	$P_{Fe,Al\ min} = P_{min} * P_{Fe,Al} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$P_{Ca\ min}$	P gebonden aan mineraal Ca	$P_{Ca\ min} = P_{min} * P_{Ca} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$P_{Fe,Al\ org}$	P gebonden aan organische Al en Fe-complexen	$P_{Fe,Al\ org} = P_{Fe,Ca,Al\ org} * P_{Fe,Al} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$P_{Ca\ org}$	P gebonden aan organische Ca-complexen	$P_{Ca\ org} = P_{Fe,Ca,Al\ org} * P_{Ca} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
Fe_{ox-pyr} en Al_{ox-pyr}	Anorganische Fe en Al(hydr)oxides	$Fe_{ox-pyr} = Fe_{ox} - Fe_{pyr}$ $Al_{ox-pyr} = Al_{ox} - Al_{pyr}$

N en P in de vegetatie

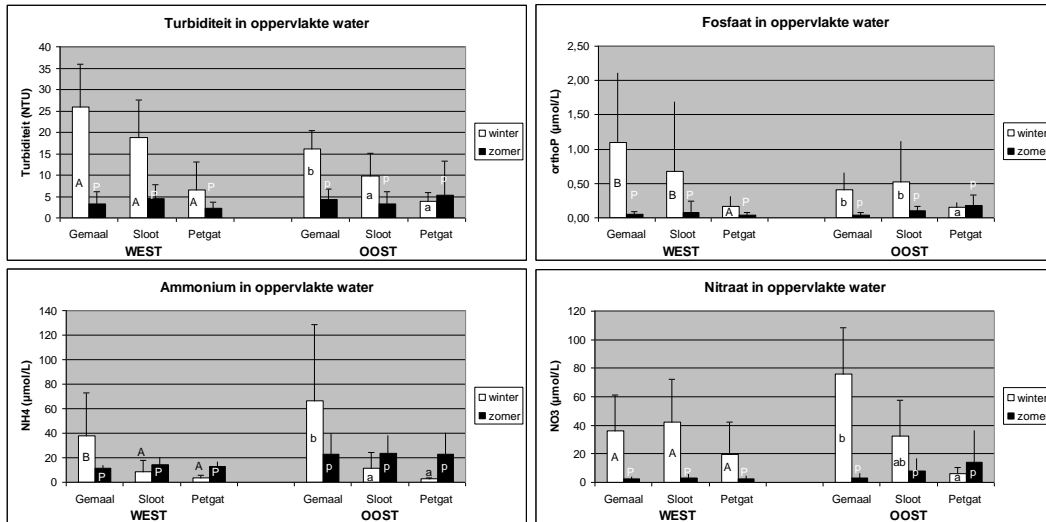
Uit analyses van het bladweefsel blijkt dat zowel bij water- als oeverplanten de hoeveelheid fosfor in het bladweefsel significant afneemt van gemalen naar trilvenen, waardoor de C/P en N/P ratio's toenemen (Tabel 4.3). Zowel in het westen als het oosten van de boezem verschuift de N/P ratio van ongeveer 8 bij de poldergemalen naar ongeveer 18 bij trilvenen. Dit duidt op een verschuiving van een situatie waarin fosfor niet limiterend is bij gemalen en sloten naar een meer P-limiterende situatie bij trilvenen (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink 2003; Güsewell 2004). De N/P ratio's bij petgaten lijken tussen de 14 en 18 te liggen. Uit vervolgmetingen op waterplanten, die eind juli 2010 zijn uitgevoerd in 65 petgaten, blijkt echter dat de N/P ratio's in de meeste petgaten van De Wieden en De Weerribben ongeveer 10 is. Het lijkt er dus op dat fosfor ook in de petgaten niet een limiterende factor is voor de groei van waterplanten.

Tabel 4.3: Gemiddeldes en standaard deviaties van totale C, N en P-concentraties en C/N, C/P en N/P ratio's in bladweefsel van alle biomassa. Voor poldergemalen, verbindingssloten en petgaten zijn monsters van waterplanten en oeverplanten geanalyseerd, terwijl voor trilvenen monsters van oeverplanten en mossen geanalyseerd zijn. A & B en a, b & c verschillen significant in respectievelijk het westen en het oosten. Significante verschillen tussen locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven ($p < 0,05$).

Planttype	Ligging	Locatie	C (mg g ⁻¹)	N (mg g ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)	C/N (g g ⁻¹)	C/P (g g ⁻¹)	N/P (g g ⁻¹)	
Waterplant	West	Gemaal	338 (65)A	24,5 (8,2)A	3,5 (1,2)B	14,3 (1,7)A*	101 (26)A	7,1 (1,5)A	
		Sloot	418 (28)B	23,8 (3,4)A	2,1 (0,5)AB	17,9 (2,8)B	207 (56)B*	11,6 (2,6)B	
		Petgat	408 (24)B	21,4 (4,4)A	1,5 (0,4)A	19,9 (5,5)B	301 (118)B	14,9 (2,4)B	
	Oost	Gemaal	378 (27)a	33,9 (4,2)c	4,7 (0,7)c	11,2 (1,0)a	82 (10)a	7,4 (1,2)a	
		Sloot	409 (25)a	26,8 (5,1)b	2,9 (0,5)b	15,6 (2,8)b	144 (31)b	9,2 (1,0)b	
		Petgat	362 (73)a	17,8 (3,7)a	1,0 (0,4)a	20,4 (1,7)c	377 (98)c	18,4 (4,2)c	
Oeverplant	West	Gemaal	442 (8)A	27,8 (9,4)B	3,1 (1,2)B	17,2 (4,9)A	163 (63)A	9,5 (2,4)A	
		Sloot	465 (6)B	15,7 (3,1)A	0,9 (0,2)A	30,7 (6,4)B	530 (105)B*	17,3 (1,8)B	
		Petgat	469 (7)B	17,2 (4,6)AB	1,1 (0,4)A	28,5 (6,7)B	506 (208)B	17,2 (3,7)B	
		Trilveen	472 (10)B	12,6 (3,6)A	0,7 (0,3)A	39,5 (9,8)B	725 (265)B	18,0 (2,8)B	
	Oost	Gemaal	447 (13)a	21,2 (4,3)a	2,2 (1,0)a	22,0 (5,8)A	249 (136)a	11,0 (4,3)a	
		Sloot	464 (13)ab	21,8 (5,4)a	1,9 (1,2)a	22,3 (5,4)A	322 (156)ab	13,9 (4,6)a	
		Petgat	472 (5)a	15,9 (3,4)a	1,3 (0,6)a	30,8 (6,8)B	450 (198)b	14,1 (3,5)a	
		Trilveen	456 (17)ab	15,8 (6,2)a	1,1 (0,8)a	32,3 (11,4)B	626 (398)b	17,8 (6,0)b	
	Mos	West	Trilveen	458 (4)	19,1 (3,3)	0,7 (0,1)	24,5 (4,5)	654 (95)	27,0 (4,2)
		Oost	Trilveen	447 (13)	18,6 (2,6)	0,8 (0,2)	24,5 (3,4)	571 (111)	23,7 (5,4)

Verspreiding van orthofosfaat door de boezem

Deze verschuiving in de nutriëntenhuishouding van planten komt overeen met de eerder behandelde diagrammen uit figuur 4.6, waaruit bleek dat de invloed van 'vervuild' oppervlaktewater afneemt van de gemalen naar de meer geïsoleerde delen van het gebied, zoals petgaten en trilvenen. In de winter zijn de orthoP, NH₄ en NO₃-concentraties in het oppervlaktewater, maar ook de turbiditeit, inderdaad significant hoger bij verbindingssloten en met name de poldergemalen (Figuur 4.7). Deze gradiënt wordt waarschijnlijk enerzijds veroorzaakt door de uitspoeling van stikstof en fosfor vanaf agrarische velden en de relatief grote inlaat van vervuild water vanuit de polders, terwijl dan in de centrale delen van de boezem juist verdunning met regenwater optreedt (Arcadis 2004). Anderzijds leidt het netto neerslagoverschot in de winter volgens Torenbeek (2008) regelmatig tot omkering van de stroomrichting van het water, waardoor het water vanuit het fijnere haarvatensysteem naar de grotere afvoervaarten stroomt (Torenbeek 2008). Mogelijk zorgen deze stromingen er voor dat de relatief grote N en P-inputs uit agrarische gebieden in de winter slechts in geringe mate in het fijnere haarvatensysteem kunnen komen en vrij snel worden afgevoerd via gemaal Stroink.



Figuur 4.7: Turbiditeit, OrthoP, NH₄ en NO₃-concentraties in het oppervlaktewater tijdens de winter en zomer. A & B en P & Q verschillen significant in het westen, terwijl a & b en p & q significant verschillen in het oosten. Significante verschillen tussen de locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven ($p < 0,05$).

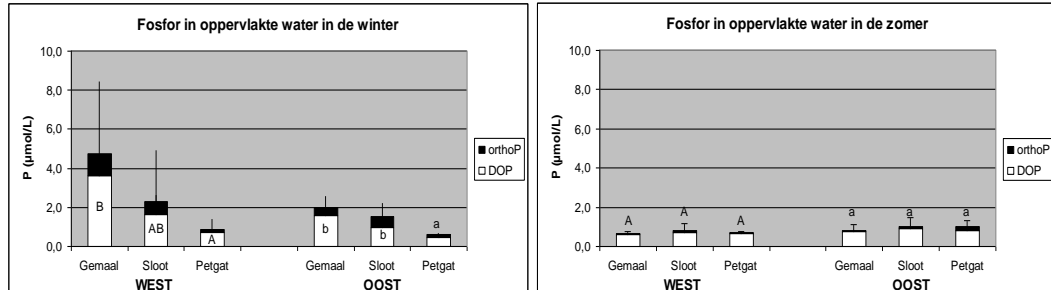
In de zomer wordt voor de nutriënten in het oppervlaktewater echter geen gradiënt van gemalen naar meer geïsoleerde petgaten waargenomen (Figuur 4.7). De turbiditeit, orthoP, NH₄ en NO₃-concentraties zijn overal hetzelfde. De afwezigheid van een dergelijke gradiënt in de zomer wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verlaagde inlaat vanuit polders en de grotere hoeveelheid nutriënten die door algen en waterplanten wordt opgenomen (Arcadis 2004). Mogelijk speelt de waterstroming van inlaatpunten naar meer geïsoleerde delen van het gebied door het netto verdampingsoverschot in de zomer hierbij ook een rol (Torenbeek 2008).

De metingen zijn echter aan het einde van een vrij droge augustusmaand uitgevoerd vlak voordat er bij gemaal Stroink water werd ingelaten³. Uit metingen die Lamers et al. (2010) een week na inlaat bij gemaal Stroink hebben uitgevoerd, bleek dat er dan wel degelijk een gradiënt aanwezig is van gemaal Stroink naar Krabbescheer gedomineerde petgaten. De alkaliniteit daalde van 3 naar 2 mmol l⁻¹, sulfata daalde van 350 naar 200 µmol l⁻¹, ortho-fosfaat daalde van 1 naar 0,1 µmol l⁻¹, totaal-N (nitraat en ammonium) daalde van 150 naar 18 µmol l⁻¹ en de turbiditeit daalde van 6-10 naar 1 NTU (Lamers et al. 2010). Overigens lijkt het belang van dergelijke inlaten bij gemaal Stroink van beperkt belang te zijn op de totale P-balans van de boezem, omdat deze inlaten over het algemeen slecht 1-2 keer per jaar voorkomen en dan relatief gezien een beperkte hoeveelheid fosfor de boezem inlaten vergeleken met de jaarlijkse inlaat vanuit polders (Arcadis 2004).

De orthoP-concentraties in het oppervlaktewater lijken dus zowel in de winter als de zomer, zelfs als er bij gemaal Stroink water vanuit het IJsselmeer wordt ingelaten, in grote delen van de boezem lager te zijn dan 1 µmol l⁻¹. Er blijkt echter niet alleen orthofosfaat via het oppervlaktewater het gebied in te komen, maar ook andere vormen van fosfor. Het gaat om DOP (opgelost organisch fosfor) en andere organische fosforverbindingen die niet zijn opgelost. Deze P-fracties zijn vaak niet direct beschikbaar voor de vegetatie, maar dragen bij aan de totale P-vracht van de boezem. Uit figuur 4.8 blijkt

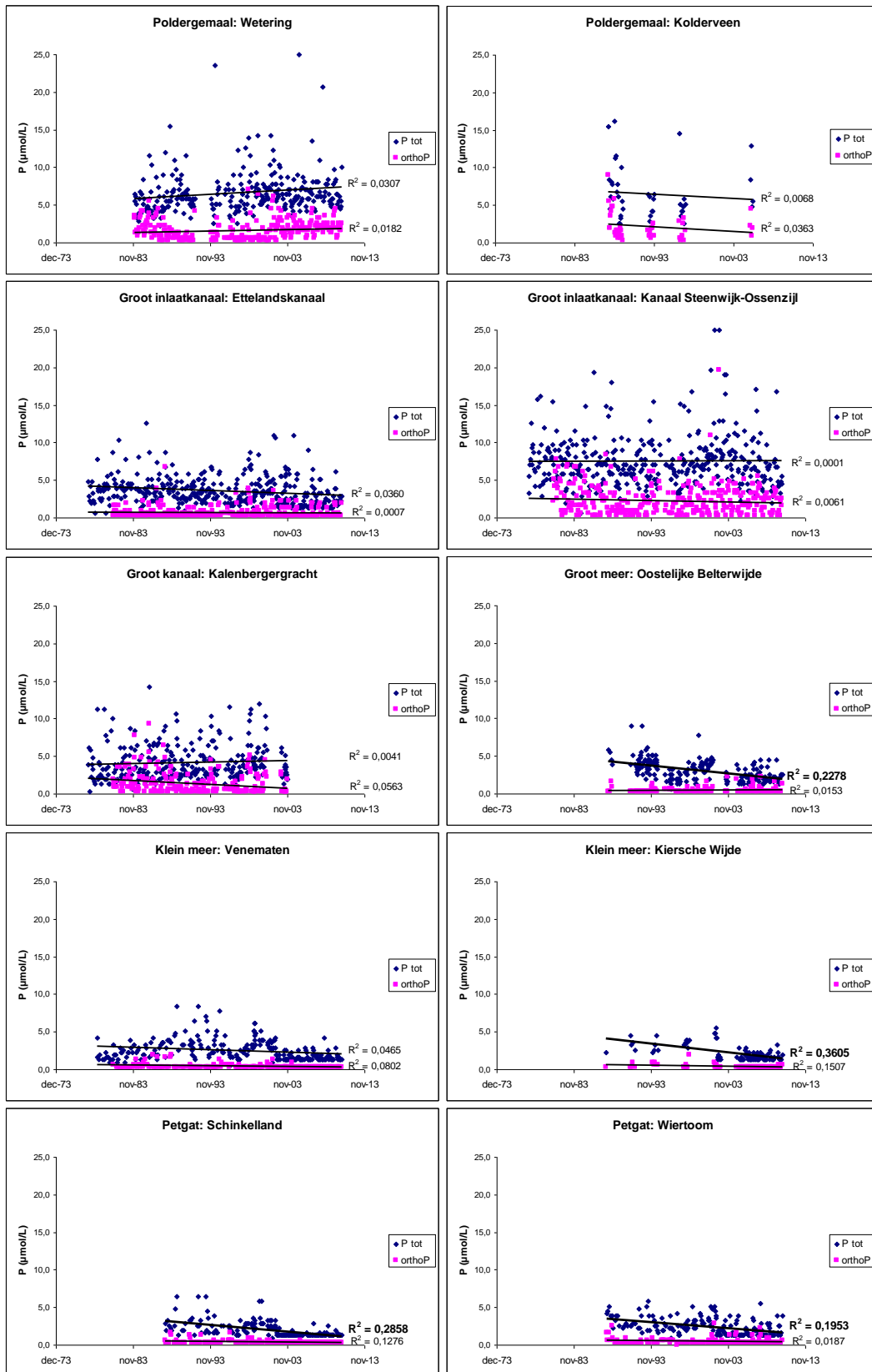
³ http://www.reestenwieden.nl/leven_met_water/peilbeheer/waterstanden

dat DOP van groot belang is voor de totale P-vracht. Vooral in de winter komen relatief hoge DOP-concentraties voor nabij poldergemalen en in de sloten. Hoewel de DOP-concentraties in de petgaten zowel in de winter als zomer onder de $1 \mu\text{mol l}^{-1}$ liggen, is de DOP-concentratie ook in de petgaten aanzienlijk hoger dan de orthoP-concentratie.



Figuur 4.8: OrthoP en DOP-concentraties in het oppervlaktewater tijdens de winter en zomer. A & B en a & b zijn gebruikt om significante verschillen in de DOP-concentratie aan te geven voor respectievelijk het westen en het oosten van de boezem ($p < 0,05$).

Het belang van deze fractie voor de totale P-vracht wordt ondersteund door meetgegevens van het waterschap Reest en Wieden. Zij hebben de afgelopen 30 jaar op verschillende plekken in de boezem de orthoP en totale P-concentraties in het oppervlaktewater van de boezem gemeten. Het verschil tussen beide is DOP of een andere organische fosforverbinding die niet opgelost is. Uit figuur 4.9 blijkt dat de concentraties van deze, al dan niet opgeloste, organische P-fracties 2 tot 4 keer hoger is dan de orthoP-concentratie. Het is echter niet duidelijk wat er met deze organische, deels opgeloste, organische P-input gebeurt. Hoewel deze fractie waarschijnlijk grotendeels niet direct beschikbaar is voor de huidige vegetatie, zou deze fractie op de lange termijn mogelijk vrij kunnen komen via mineralisatie.



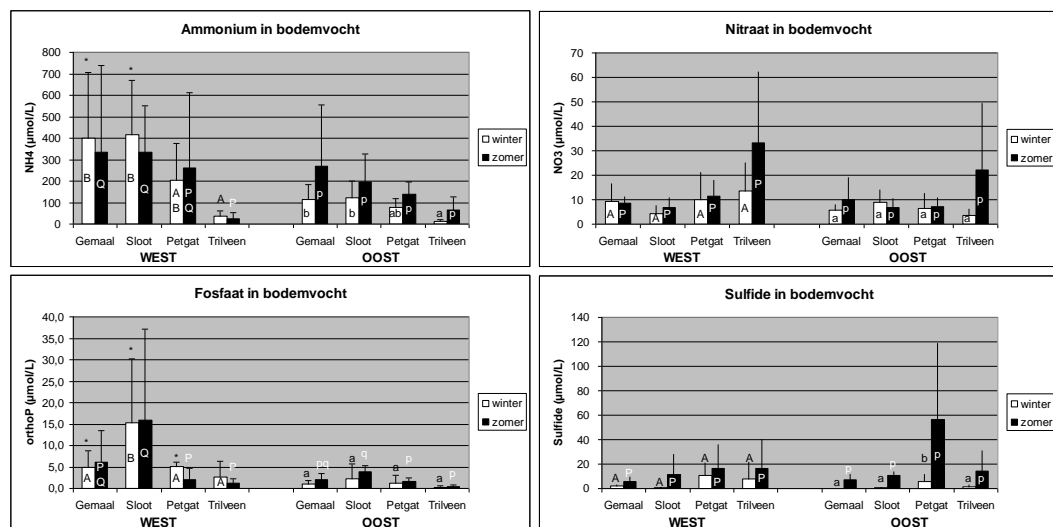
Figuur 4.9: OrthoP en totale P-concentraties in het oppervlaktewater op verschillende locaties in de boezem, waarbij de locaties van boven naar beneden steeds dichterbij het haarvatensysteem liggen: poldergemalen, grote kanalen, grote meren, kleine meren en petgaten. Data is afkomstig van het Waterschap Reest en Wieden.

Het is overigens interessant om te zien dat orthoP en totale P-concentraties gedurende de afgelopen decennia niet lijken te zijn afgenomen nabij gemalen en grote transportkanalen, maar dat met name de totale P-concentratie wel significant lijkt te zijn afgenomen in de meren en petgaten. Bij deze meer geïsoleerde locaties, waar de orthoP en totale P-concentraties al relatief laag waren, lijkt het er dus op dat er minder, al dan niet opgeloste, organische P-verbindingen het systeem in komen dan een aantal decennia geleden.

Nutriëntbeschikbaarheid in het bodemvocht

Voor het optreden van verlanding moet niet alleen de kwaliteit van het oppervlaktewater goed zijn, maar ook de kwaliteit van het bodemvocht. Uit figuur 4.10 blijkt dat de NH_4 en orthoP-concentraties in het bodemvocht significant hoger zijn bij poldergemalen en sloten. Zowel in de zomer als winter lijken de NH_4 en orthoP-concentraties alleen bij goed ontwikkelde petgaten en trilvenen lager te zijn dan respectievelijk 100 en $1 \mu\text{mol l}^{-1}$, die als grenswaarden worden gehanteerd (Lamers et al. 2006, 2010).

Er blijkt een duidelijk verschil te zijn tussen het westen en het oosten van de boezem. De orthoP-concentraties in het bodemvocht zijn met name in de winter significant hoger bij westelijk dan oostelijk gelegen poldergemalen, sloten en petgaten (Figuur 4.10). In het oosten is de orthoP-concentratie in het bodemvocht overal redelijk laag, terwijl dit in het westen alleen bij de trilvenen het geval is. Niet alleen de orthoP-concentraties, maar ook de alkaliniteit en NH_4 -concentraties in het bodemvocht zijn in de winter hoger bij westelijk gelegen poldergemalen en sloten, terwijl dit niet het geval is voor de NO_3 -concentraties (Figuur 4.5 en 4.10).



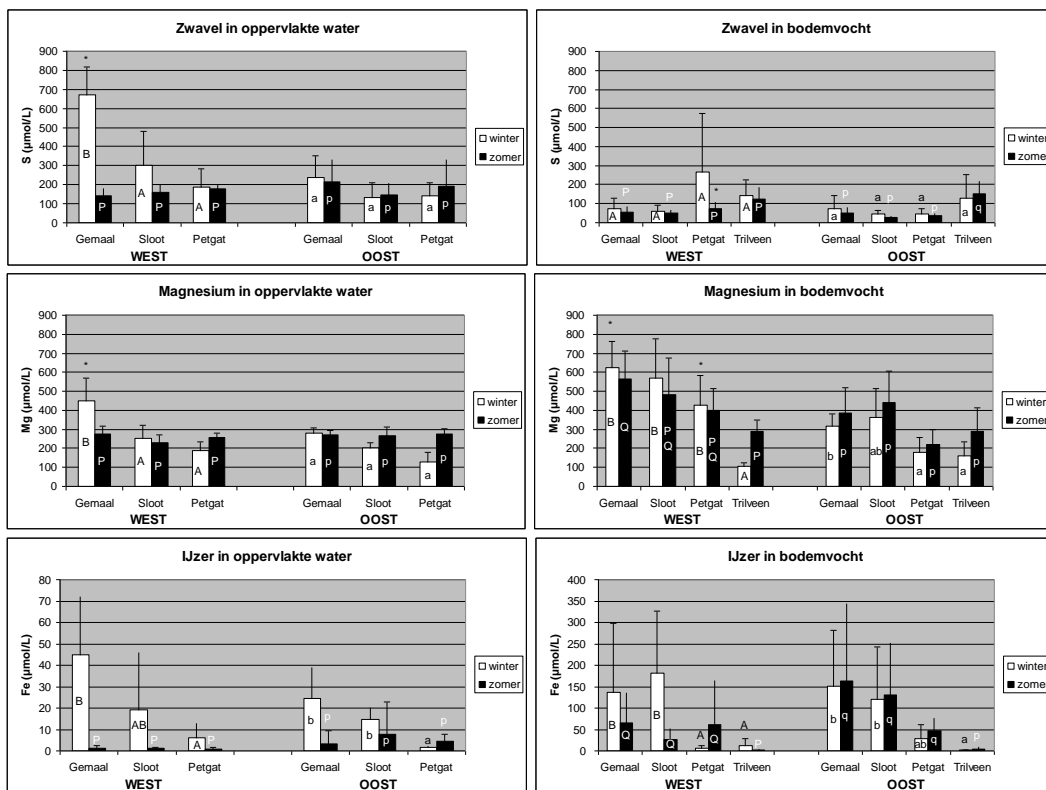
*Figuur 4.10: NH_4 , NO_3 , orthoP en sulfidenconcentraties in het bodemvocht tijdens de winter en zomer. A & B en P & Q verschillen significant in het westen, terwijl a & b en p & q significant verschillen in het oosten. Significante verschillen tussen de locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven ($p < 0,05$).*

De verhoogde alkaliniteit, NH_4 en orthoP-concentraties in het bodemvocht van westelijk gelegen poldergemalen en verbindingssloten worden mogelijk veroorzaakt door de inlaat van sulfaatrijk water in de winter bij westelijk gelegen gemalen en pompstations (Figuur 4.11). De verhoogde SO_4 en Mg-concentraties zijn hoogstwaarschijnlijk het gevolg van de voormalige Zuiderzee die in het verleden direct aan de westzijde van de boezem grensde.

Onder anaerobe omstandigheden, zoals bij onderwater bodems veelal het geval is, treedt sulfaatreductie op. Hierbij wordt sulfaat niet alleen gereduceerd tot sulfide door, maar treedt ook alkalinisatie en decompositie van organisch materiaal op volgens (Stumm & Morgan 1996):



De hogere alkaliniteit in het bodemvocht bij westelijk gelegen poldergemalen, sloten en petgaten kan dus zijn veroorzaakt door de verhoogde SO_4^- concentraties. Het is daarbij opvallend dat de alkaliniteit in het westen vooral hoger is in de winter, terwijl micro-organismen dan minder actief zijn. Dit komt mogelijk doordat vaatplanten in de zomer actiever zijn, waardoor er actief zuurstof de grond wordt ingepompt (Jaynes & Carpenter 1986; Armstrong & Armstrong 2001). Dit is in overeenstemming met de resultaten van het kolomexperiment (hoofdstuk 3). Ook de significant hogere, en mogelijk toxische, NH_4^- concentraties in de onderwaterbodems in het westen moeten vermoedelijk verklaard worden door de hogere SO_4^- concentraties. Deze leiden niet alleen tot hogere decompositiesnelheden, waardoor meer ammonium wordt geproduceerd, maar ook tot zuurstofarme omstandigheden, waardoor er vrijwel geen nitrificatie kan optreden (Geurts et al. 2009).



Figuur 4.11: S, Mg en Fe-concentraties in het bodemvocht en oppervlaktewater tijdens de winter en zomer. A & B en P & Q verschillen significant in het westen, terwijl a & b en p & q significant verschillen in het oosten. Significante verschillen tussen de locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven ($p < 0,05$).

De sulfiden die vrijkomen bij sulfaatreductie kunnen tot toxische effecten leiden als de concentraties in het bodemvocht hoger zijn dan $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Lamers et al. 2006). Uit figuur 4.10 blijkt dat er in de boezem vrijwel nergens ophoping van sulfiden optreedt. Hoge sulfidenconcentraties worden vermoedelijk voorkomen doordat er voldoende ijzer is (Connell & Patrick

1969; Rajan 1978; Giblin et al. 1990; Smolders & Roelofs 1993; Alves & Lavorenti 2004). Door de sterke binding van sulfiden aan ijzer kunnen eerder geadsorbeerde fosfaten echter vrij komen (Boström et al. 1988; Caraco et al. 1989; Smolders & Roelofs 1993; Lamers et al. 1998a, 2002). De verhoogde orthoP-concentraties in het bodemvocht doen vermoeden dat dit proces van P-mobilisatie aan de westzijde van de boezem inderdaad plaatsvindt.

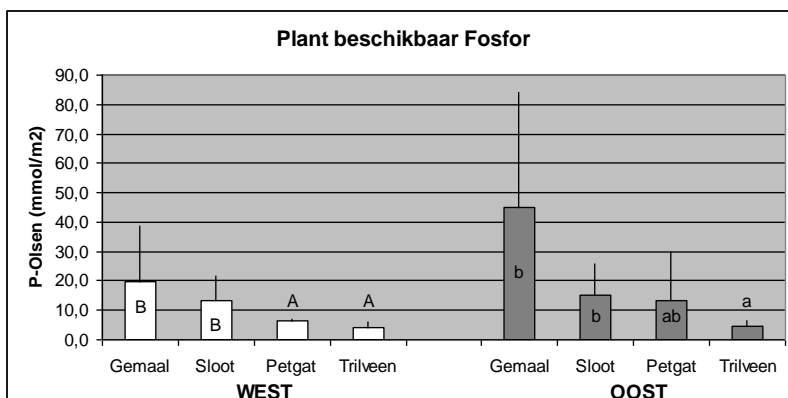
P-mobilisatie versus P-beschikbaarheid

Theoretisch gezien zouden de Fe/orthoP ratio's in het bodemvocht (in het vervolg aangeduid als Fe/P) echter hoog genoeg moeten zijn om P-mobilisatie van de bodem naar de waterlaag op de meeste locaties in de boezem te beperken, alhoewel de ratio's in het westen van de boezem lager zijn dan in het oosten (Tabel 4.4). Volgens Geurts et al. (2008a) is er bij Fe/P ratio's boven de 3,5 mol mol⁻¹ voldoende ijzer in de bodem aanwezig om het orthofosfaat te immobiliseren. Op grond van onderzoek in het programma Baggernut, dat zich richt op interne P-mobilisatie in een groot aantal Nederlandse wateren, kan de nalevering voor de westelijke gemalen en sloten worden geschat op 0,2 tot 3 mgP m⁻² dag⁻¹, en 0,1 tot 1,2 mgP m⁻² dag⁻¹ voor oostelijk gelegen gemalen en sloten (Poelen et al. 2011). Zowel de Fe/P ratio's als de geschatte P-nalevering lijken dus aan te geven dat er mogelijk enige P-mobilisatie naar de waterlaag optreedt in het westen van de boezem.

*Tabel 4.4: Fe/orthoP-ratio's in het bodemvocht. Waardes zijn gegeven als een gemiddelde van de zomer en winter. Voor ratio's boven de 3,5 geldt volgens Geurts et al. (2008a) dat er voldoende ijzer aanwezig is om orthofosfaat te immobiliseren en P-mobilisatie naar de waterlaag te reduceren. A & B en a & b verschillen significant in respectievelijk het westen en oosten, terwijl een * aangeeft dat er een significant verschil is tussen het westen en het oosten (p < 0.05).*

	Gemaal	Sloot	Petgat	Trilveen
Fe/P westen (mol mol ⁻¹)	25 (27)B	13 (14)AB	3 (4)A	13 (19)AB
Fe/P oosten (mol mol ⁻¹)	194 (248)b*	165 (279)b	59 (57)ab*	9 (7)a

Geurts et al. (2008a) geven verder aan dat het aantal vaatplanten dat op de rode lijst staat significant toeneemt boven Fe/P ratio's van 1, en dat de bedekking van deze soorten significant toeneemt bij waarden boven de 10. Hoewel de Fe/P ratio's in de onderwaterbodems van De Wieden en De Weerribben bijna overal hoger zijn dan 10, zijn er vrijwel alleen rode lijstsoorten te vinden in de petgaten en trilvenen. Bij de gemalen en sloten is dit niet het geval, wat overeenkomt met de lage N/P ratio's van de vegetatie op deze locaties. De kritische Fe/P ratio's zeggen dus mogelijk iets over P-mobilisatie naar het water, maar blijkbaar minder over de P-beschikbaarheid. Mogelijk kunnen planten dus toch orthofosfaten opnemen onder deze omstandigheden. Dit komt overeen met de hoeveelheid plantbeschikbaar P_{Olsen} in de bodems (Figuur 4.12). Het lijkt er dan ook op dat P-mobilisatie van de bodem naar de waterlaag misschien niet plaatsvindt bij Fe/P ratio's van boven de 10, maar dat een gedeelte van het orthofosfaat wel degelijk beschikbaar is voor de vegetatie.



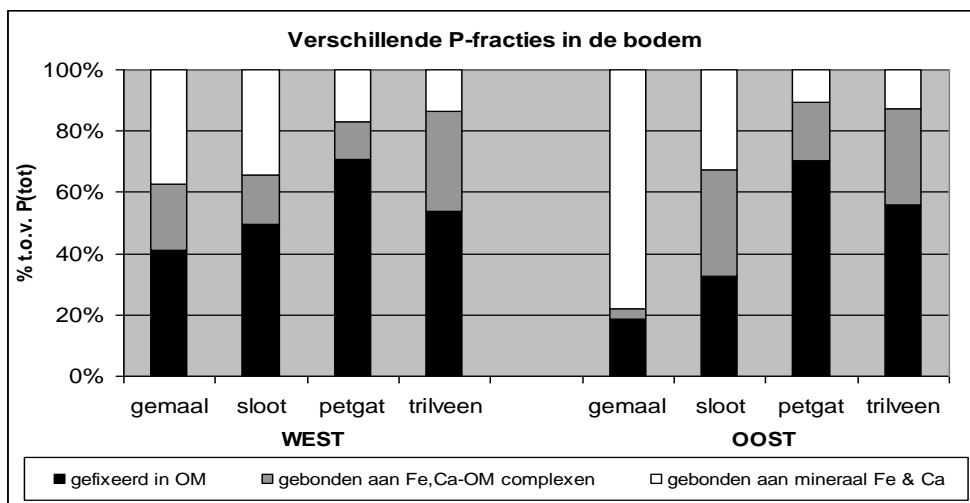
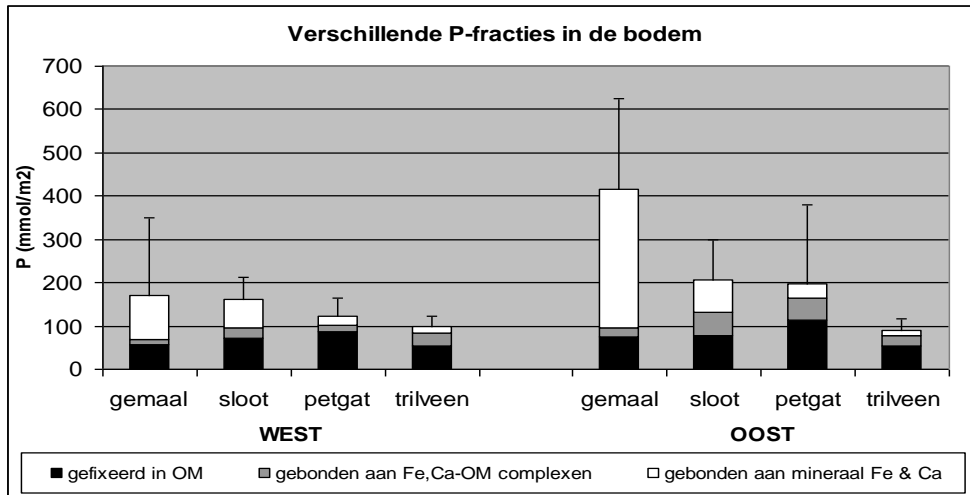
Figuur 4.12: Concentratie plantbeschikbaar fosfor (P-Olsen) in de bodems van poldergemalen, sloten, petgaten en trilvenen. De waarden zijn per m² gegeven voor een bodemdpte van 10 cm. A & B en a & b verschillen significant in respectievelijk het westen en het oosten ($p < 0.05$).

Om de beschikbaarheid van nutriënten en de mogelijkheden voor successie binnen de boezem beter te kunnen schatten, moet meer inzicht worden verkregen in de puur chemische P-mobilisatie en de hoeveelheid P die nog door planten kan worden vrijgemaakt. Als eerste stap zijn verschillende bodemextracties uitgevoerd. Aangezien onderwaterbodems waarschijnlijk meer anaeroob zijn dan trilveenbodems, wordt eerst ingegaan op de P-beschikbaarheid van onderwaterbodems over de gradiënt van gemalen naar goed ontwikkelde petgaten. Vervolgens wordt er gekeken of er verschillen zijn tussen onderwaterbodems van petgaten en trilveenbodems.

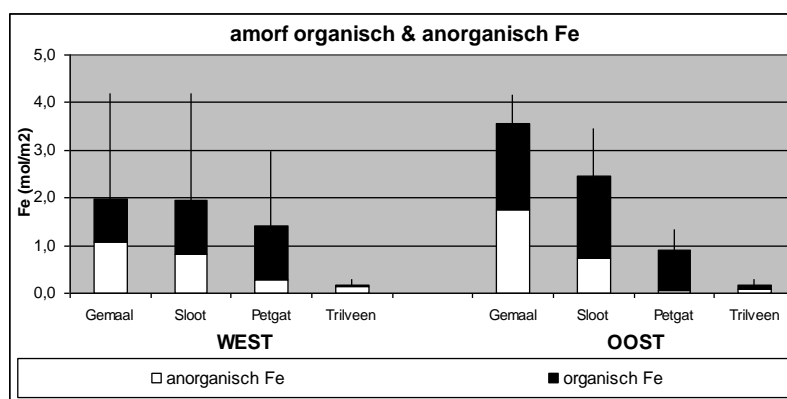
Van poldergemalen naar goed ontwikkelde petgaten

Met uitzondering van het gemaal Duinigermeer, waar de hoeveelheden ijzer en fosfor in de onderwaterbodem extreem hoog waren, is de totale hoeveelheid fosfor in de bodem bij de andere westelijke gemalen meer dan twee keer zo laag als in het oosten (Figuur 4.13). Bij de verdere analyses is gemaal Duinigermeer overigens buiten de dataset gehouden. Verder blijkt uit figuur 4.13 dat de totale hoeveelheid fosfor in de bodem bij goed ontwikkelde petgaten niet significant lager is dan bij poldergemalen en sloten. Er lijkt echter een verschuiving op te treden in de vorm waarin fosfor in de bodem voorkomt. Bij de poldergemalen bevatten de onderwaterbodem relatief veel mineraal fosfor. Bij de petgaten blijkt het meeste fosfor echter gefixeerd te zijn in de organische matrix, wat in overeenstemming is met sequentiële extracties die Lamers et al. (2006) hebben uitgevoerd. De afname in de fractie mineraal fosfor en het toenemen van organisch fosfor wordt mogelijk ten dele veroorzaakt door omzettingsprocessen, waarbij relatief makkelijk beschikbare fosfaten worden vastgelegd in dode algen en planten.

De afname in de fractie mineraal fosfor en het toenemen van organisch fosfor over de gradiënt van poldergemalen naar petgaten wordt mogelijk ook veroorzaakt door het afnemen van de hoeveelheid mineraal ijzer over deze gradiënt (Figuur 4.14). De totale hoeveelheid amorf ijzer in onderwaterbodems verschilt net als totaal P niet significant tussen poldergemalen, sloten en petgaten, maar er treedt wel een verschuiving op in de vorm waarin ijzer in de bodems voorkomt. Zoals kan worden verwacht in een veensysteem dat rijk is aan organische stof komt het meeste ijzer in de onderwaterbodems voor als organische Fe-complexen. Het aandeel organisch ijzer t.o.v. mineraal ijzer neemt zelfs significant toe van gemalen naar petgaten. Het lijkt er dus op dat mineraal ijzer wordt omgezet in organisch gebonden ijzer.

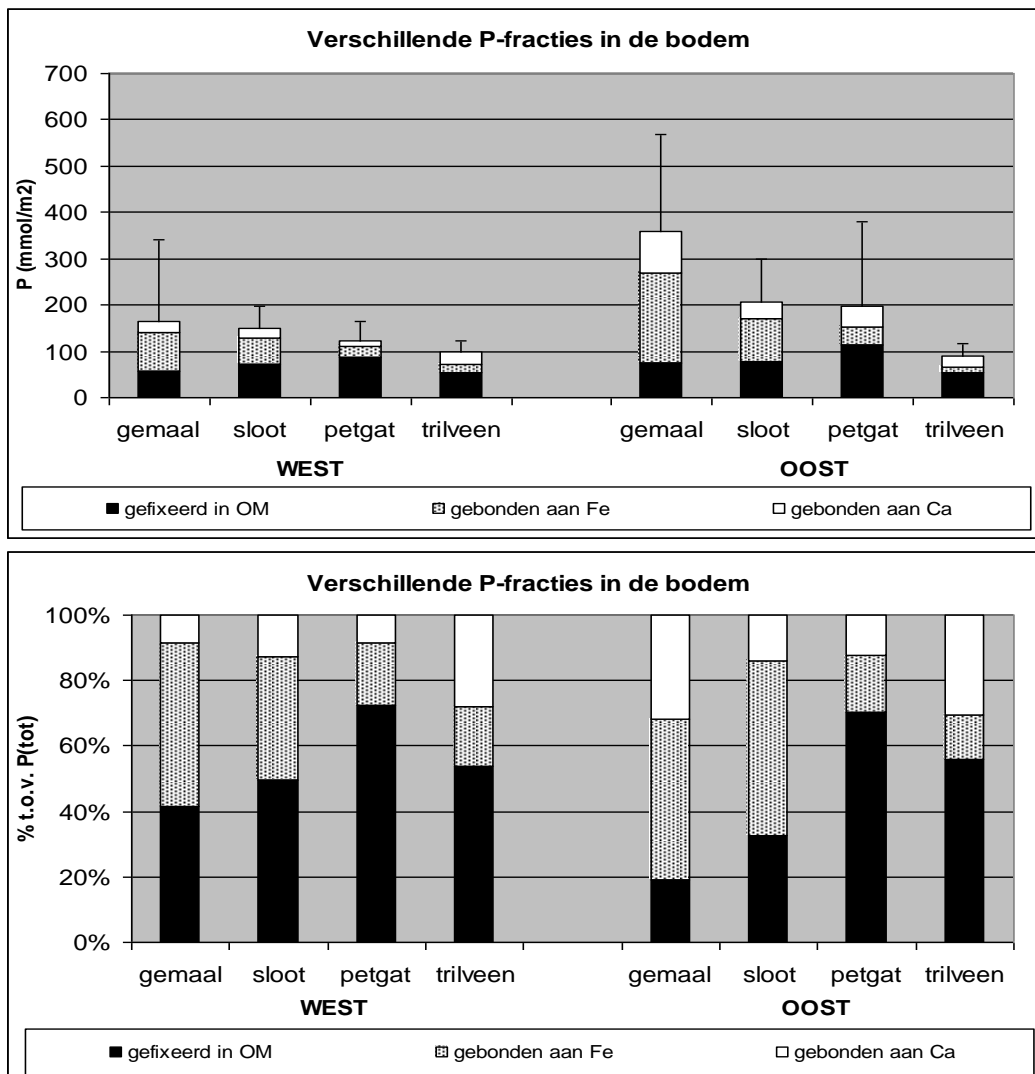


Figuur 4.13: Fosfor gefixeerd in organisch materiaal (OM), gebonden aan organische Fe en Ca-complexen en gebonden aan mineraal Fe en Ca. Gegeven zijn de absolute hoeveelheden per m² voor een bodemdpte van 10 cm (bovenste figuur) en t.o.v. de totale hoeveelheid fosfor in de bodem (onderste grafiek). De berekeningswijze voor de fosforfracties is in tabel 4.2 omschreven.



Figuur 4.14. Concentraties amorf anorganisch en organisch gebonden ijzer in de bodem. De waarden zijn per m² gegeven voor een bodemdpte van 10 cm.

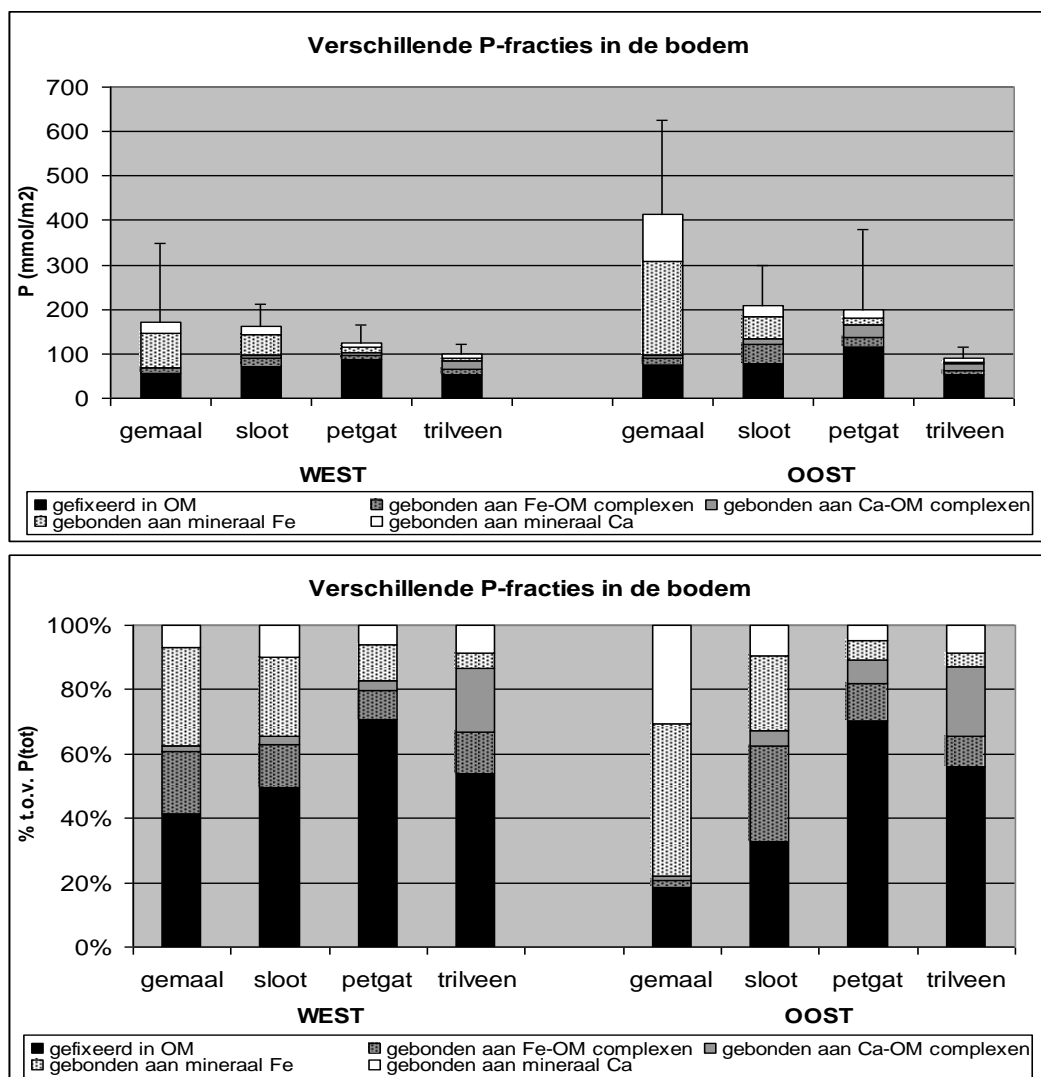
Deze omzetting van mineraal naar organisch gebonden ijzer is mogelijk de reden waarom de onderwaterbodems van petgaten significant minder ijzergebonden fosfor bevatten dan de onderwaterbodems van poldergemalen en verbindingssloten (Figuur 4.15 en 4.16). Orthofosfaat bindt namelijk relatief zwak aan organische Fe-complexen (Kooijman et al. 2009). Enerzijds is dit voordelig voor de petgaten omdat er geen grote tikkende "P-bom" in de onderwaterbodems aanwezig is, anderzijds is het nadelig omdat er bij een extra input van fosfor slechts in geringe mate binding aan ijzer in de bodem mogelijk is (Loeb et al. 2007).



Figuur 4.15: Fosfor gefixeerd in organisch materiaal, gebonden aan ijzer en gebonden aan calcium. Gegeven zijn de absolute hoeveelheden per m² voor een bodemdiepte van 10 cm (bovenste figuur) en t.o.v. de totale hoeveelheid fosfor in de bodem (onderste grafiek). De berekeningswijze van de verschillende fosforfracties is in tabel 4.2 omschreven.

Bij de poldergemalen lijkt aanrijking van mineraal ijzer plaats te vinden in de onderwaterbodems (Figuur 4.14). Dit komt mogelijk doordat er bij sommige landbouwgebieden in de winter ijzerrijk water wordt uitgeslagen op de boezem (Figuur 4.11). Aan de ene kant heeft deze aanrijking mogelijk een positief effect, omdat er meer sulfaten en orthofosfaat kunnen worden vastgelegd voordat ze de goed ontwikkelde petgaten en trilvenen bereiken.

Aan de andere kant ligt er nu fosfor opgeslagen bij deze gemalen (Figuur 4.15 en 4.16) dat op de langere termijn kan vrijkomen (Loeb et al. 2007) en/of al beschikbaar is (Figuur 4.12). Vooral bij de westelijke gemalen is dit risico aanwezig, omdat het uitslagwater hier ook sulfaatrijk is (Figuur 4.11). Het is daarbij zorgwekkend dat het inlaatwater in de winter bij westelijk gelegen poldergemalen zoals de Blankenham- en Tuinderpolder significant hogere SO_4 -concentraties bevat dan het inlaatwater bij het gemaal Stroink, het centrale inlaatpunt tijdens droge periodes in de zomer (ongeveer 500 i.p.v. 150-200 $\mu\text{mol l}^{-1}$). Deze westelijk gelegen polders, die in de winter veel meer water de boezem inlaten dan gemaal Stroink in de zomer (Torenbeek 2008), vormen in potentie dus een groter risico voor de ecologische ontwikkeling van de boezem dan gemaal Stroink zelf. Het afkoppelen van het poldergemaal Tuinderpolder en het verplaatsen van het gemaal Blankenham polder naar het zuiden zullen dus waarschijnlijk een positief effect hebben op de toekomstige ontwikkeling van de westelijke Weerribben.



Figuur 4.16: Verschillende P-fracties in absolute hoeveelheden per m^2 op een bodemdikte van 10 cm (bovenste figuur) en t.o.v. de totale hoeveelheid fosfor in de bodem (onderste grafiek). De berekeningswijze van de verschillende P-fracties is in tabel 4.2 omschreven, waarbij aangenomen is dat de $P_{\text{Ca min}}/P_{\text{Fe,Al min}}$ en $P_{\text{Ca-org}}/P_{\text{Fe,Al org}}$ ratio's gelijk zijn aan de overkoepelende $P_{\text{Ca}}/P_{\text{Fe,Al}}$ ratio. OM = organisch materiaal.

Ten slotte blijken er geen significante verschillen te zijn in de hoeveelheid calciumgebonden fosfor in onderwaterbodems van poldergemalen, sloten en petgaten (Figuur 4.15). Er lijkt echter een verschuiving op te treden van fosfor dat voornamelijk aan mineraal calcium is gebonden naar fosfor dat voornamelijk aan organische Ca-complexen gebonden is (Figuur 4.16). Welke gevolgen dit precies heeft voor de P-beschikbaarheid is onduidelijk, omdat er nog veel onbekend is over de binding van fosfor aan verschillende Ca-fracties. Net als bij ijzergebonden fosfor, ligt het echter voor de hand dat fosfor dat gebonden is aan organische Ca-complexen makkelijker vrijkomt dan fosfor dat aan mineraal calcium gebonden is en alleen via verzuring kan vrijkomen.

Van goed ontwikkelde petgaten naar trilvenen

De totale hoeveelheid fosfor en de hoeveelheid plant beschikbare P_{Olsen} verschillen niet significant tussen goed ontwikkelde petgaten en trilvenen (Figuren 4.12 en 4.13). Zowel bij petgaten als trilvenen blijkt redelijk veel fosfor gefixeerd te zijn in de organische matrix en zijn relatief weinig fosfaten gebonden aan mineraal calcium of ijzer (Figuur 4.13).

In tegenstelling tot de totale hoeveelheid fosfor in beide bodems, is de totale hoeveelheid amorf ijzer in de trilveenbodems significant lager dan in de onderwaterbodems van petgaten (Figuur 4.14). Beide type bodems blijken echter evenveel ijzergebonden fosfaten te bevatten (Figuur 4.15). In de trilveenbodems zijn echter relatief veel minerale ijzer(hydr)oxides aanwezig waaraan fosfaten sterk binden, terwijl in de onderwaterbodems van de petgaten voornamelijk organische Fe-complexen voorkomen, met een potentieel zwakkere fosfaat binding. Dit proces wordt waarschijnlijk versterkt doordat de trilveenbodems zuurstofrijker zijn dan onderwaterbodems in de petgaten. Hierdoor bevatten de trilveenbodems waarschijnlijk relatief meer ijzer(III), waaraan orthofosfaat sterker gebonden kan worden.

Ten slotte blijken relatief veel fosfaten in trilvenen aan calcium gebonden te zijn (Figuur 4.15). Dat is in de onderwaterbodems van petgaten veel minder het geval. Het gaat hierbij waarschijnlijk grotendeels om fosfaten die aan organische Ca-complexen gebonden zijn (Figuur 4.16). Welke gevolgen dit heeft voor de P-beschikbaarheid is nog onduidelijk, omdat er te weinig bekend is over de binding van fosfor aan verschillende calciumfracties. Hoewel de oorzaken en exacte gevolgen van de relatief grote hoeveelheid mineraal ijzer en calciumgebonden fosfaat in de trilvenen nog niet duidelijk zijn, lijkt het er op dat er in de basenrijke trilvenen een aantal P-fixerende mechanismen werkzaam zijn die in petgaten nog ontbreken. Verder onderzoek zal moeten uitwijzen in hoeverre de waargenomen verschillen in de P-huishouding gevolgen heeft voor het al dan niet optreden van verlanding in de petgaten.

4.4 Conclusies en aanbevelingen

Uit dit deelonderzoek blijkt dat de gevolgen van een flexibel waterpeil kunnen verschillen per locatie. Zo treedt er bij sommige kraggen inundatie op bij kleine peilverhogingen, terwijl dit bij andere kraggen niet gebeurt. Hoewel de uitgevoerde gebiedsbrede analyse tijdens hoge waterstanden in de zomer slechts betrouwbaar is voor locaties met zomermaai-beheer, lijkt het er op dat vrijwel alle basenrijke venen met schorpioenmossen onder water komen te staan bij een geringe stijging van het peil boven het huidige maximum. Daarnaast lijkt het erop dat er makkelijker water komt te staan op kraggen waar de zandige ondergrond ondiep ligt. Een uitgebreider vervolgonderzoek is

echter noodzakelijk om de waarnemingen van de uitgevoerde pilot te kunnen bevestigen en de gevolgen van het voorgestelde peilbeheer op de gehele boezem te kunnen bepalen. Het zou zeer wenselijk zijn als voor de gehele boezem wordt bepaald waar inundaties optreden tijdens de voorgestelde hoge standen in de winter. Dit zou bij voorkeur in februari of maart moeten worden gedaan, wanneer de meeste rietlanden gemaaid zijn. Hierbij zou gebruik moeten worden gemaakt van hoge resolutie camera's, zodat beter onderscheid kan worden gemaakt tussen locaties waar grondwater lokaal omhoog wordt gedrukt en locaties die geïnundeerd raken met oppervlaktewater.

Ook de samenstelling van het oppervlaktewater en bodemvocht verschilt per locatie. In de winter blijken de pH, alkaliniteit, Ca en nutriëntconcentraties in het bodemvocht en het oppervlaktewater af te nemen over de gradiënt van poldergemalen naar goed ontwikkelde petgaten en trilvenen. In de winter komen er naast orthofosfaat ook organische fosforverbindingen via het oppervlaktewater de boezem in, waarbij deze organische fosforverbindingen voor een belangrijk deel de totale P-vracht en P-opslag in de boezem bepalen. Hoewel deze organische fosforverbindingen waarschijnlijk grotendeels niet direct beschikbaar zijn voor de vegetatie kunnen ze op de langere termijn mogelijk beschikbaar komen, bijvoorbeeld via mineralisatie. Om de gevolgen van een boezembreed flexibel peilbeheer te kunnen schatten is het dus van groot belang om beter te weten wat er precies met de verschillende P-inputs in de boezem gebeurt.

Gedurende een droge periode in de zomer, waarbij er geen water werd ingelaten bijemaal Stroink, is er in tegenstelling tot de wintersituatie geen gradiënt waargenomen voor de pH, alkaliniteit, Ca en nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater. Het afwezig zijn van deze gradiënt wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de beperktere inlaat van polderwater in de zomer, de beperktere verdunning door het netto neerslagtekort in de zomer en de netto waterstroming van poldergemalen naar petgaten gedurende grote delen van het groeiseizoen. Door deze processen wordt het instromende basenrijke en relatief nutriëntarme oppervlaktewater waarschijnlijk gedurende grote delen van de zomer redelijk goed door de boezem verspreid. Ook in de zomer zijn er echter situaties mogelijk, waarbij er wel degelijk een nutriëntengradiënt in de boezem kan worden waargenomen. Dit lijkt bijvoorbeeld te gebeuren vlak na inlaat bijemaal Stroink wat over het algemeen slechts 1-2 keer per jaar voorkomt. Concluderend kan dus gesteld worden dat de verspreiding van nutriënten en basische kationen via het oppervlaktewater gedurende het jaar sterk lijkt te worden beïnvloed door de regionale hydrologie. Het is dan ook noodzakelijk om meer inzicht te krijgen in de hydrologische gevolgen van een boezembreed flexibel peilbeheer.

Gaande van poldergemalen naar goed ontwikkelde petgaten en trilvenen zijn er geen verschillen in de totale hoeveelheid fosfor in de bodem, maar de P-beschikbaarheid voor planten neemt wel af over deze gradiënt. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verschuiving van voornamelijk mineraal fosfor, ijzer en calcium bij gemalen naar vooral organisch gebonden fosfor, ijzer en calcium bij petgaten. Deze verschuiving heeft een aantal gevolgen:

- Bij de randen van de boezem lijkt een ophoping van fosfaten op te treden, die voornamelijk gebonden zijn aan mineraal ijzer en calcium. Hier is echter ook een substantiële hoeveelheid fosfaten aanwezig die minder sterk gebonden is aan organische Fe en Ca-complexen.
- De hoge Fe/P ratio's in het bodemvocht bij poldergemalen en sloten lijken aan te geven dat de P-mobilisatie hier beperkt is. Dit wordt ondersteund door de relatief lage geschatte P-naleveringen van 0,1 tot

1,2 mgP m⁻² dag bij oostelijk gelegen gemalen en sloten, en 0,2 tot 3 mgP m⁻² dag⁻¹ bij de westelijke gemalen en sloten. Deze waarden geven echter aan dat er aan de westzijde van de boezem, waar in de winter sulfaatrijk oppervlaktewater aanwezig is en de Fe/P ratio's met name in de petgaten redelijk laag zijn, wel degelijk rekening moet worden gehouden met de mobilisatie van orthofosfaat naar de waterlaag. Het fosfor dat relatief zwak is gebonden aan organische Fe-complexen vormt in dit verband een extra risico.

- Gaande naar de meer geïsoleerde en goed ontwikkelde petgaten in de boezem wordt steeds meer fosfor gefixeerd in organisch materiaal (dode planten en algen). Deze gefixeerde fosfor fractie is op de korte termijn waarschijnlijk grotendeels onbeschikbaar voor de vegetatie.
- In de petgaten is echter nog steeds een substantiële hoeveelheid fosfor aanwezig die niet is gefixeerd in organisch materiaal. Deze P-fractie is waarschijnlijk relatief makkelijk beschikbaar, doordat het grotendeels relatief zwak gebonden is aan organische Fe en Ca-complexen. Mogelijk is deze fosfaatbron de oorzaak van veel verlandingsproblemen in de huidige petgaten. Fosfaat toevoeren uit het verleden hebben mogelijk dus nog steeds effect op de successie van de petgaten.
- Ondanks de hoge Fe/P ratio's in het bodemvocht nabij gemalen, sloten en petgaten geven de lage N/P ratio's van de vegetatie aan dat de P-beschikbaarheid te hoog is. Waarschijnlijk zijn de planten in staat om de relatief grote hoeveelheden calcium- en ijzergebonden fosfaat op te nemen, bijvoorbeeld via actieve verzuring. Er is echter nog niet veel bekend over de mogelijkheden die planten hebben om fosfor actief van verschillende ijzer- en calciumfracties af te halen.

Concluderend kan gesteld worden dat het risico op eutrofiëring tijdens hoge waterstanden het grootst lijkt te zijn in de buurt van poldergemalen en sloten. Hier zijn relatief veel fosfaten in het oppervlaktewater aanwezig, waardoor er tijdens periodes van inundatie P-aanrijking zou kunnen optreden. Verder is bij de poldergemalen relatief weinig fosfor gefixeerd in de organische matrix en zijn er relatief veel fosfaten die op de langere termijn via P-mobilisatie weer vrij zouden kunnen komen doordat ze zijn gebonden aan organisch gebonden en mineraal ijzer. Door verhoogde SO₄-concentraties in het westen is het risico op P-mobilisatie tijdens inundaties vooral aanwezig nabij westelijke gemalen en sloten. Deze verhoogde SO₄-concentraties nabij westelijk gelegen gemalen en sloten leiden niet alleen tot een verhoogd risico op P-mobilisatie, maar kunnen tijdens periodes van inundatie mogelijk ook leiden tot ophoping van ammonium en zelfs tot sulfidentoxiciteit.

De risico's van verhoogde waterstanden lijken beperkter te zijn bij goed ontwikkelde petgaten en trilvenen. Hier zijn de orthoP-concentraties in het bodemvocht laag, lijkt de fosfaataanvoer via het oppervlaktewater beperkt en is relatief veel fosfor gefixeerd in organisch materiaal. De onderwaterbodems van petgaten bevatten echter relatief veel fosfor dat zwak gebonden is aan organische Fe-complexen, terwijl de meeste fosfaten in de trilveenbodems gebonden zijn aan minerale sesqui(hydr)oxides en calcium. Mogelijk zorgen deze bodemchemische verschillen er voor dat de verlanding van veel petgaten in De Wieden en De Weerribben niet wil doorzetten. Om te achterhalen of er in drijvende trilveenbodems inderdaad P-fixerende mechanismen actief zijn die in petgaten ontbreken, zullen er de komende jaren extra extracties worden uitgevoerd op bodems van verschillende typen petgaten en trilvenen.

5 Effecten van overstroming op Geel, Groen en Rood schorpioenmos

5.1 Inleiding en methode

In dit hoofdstuk worden de standplaatsfactoren van drie belangrijke doelsoorten met elkaar vergeleken, namelijk Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*). Deze drie soorten hebben verschillende standplaatsvoorkeuren, onder meer wat betreft overstromingstolerantie (Eurola et al. 1984; Van Wirdum 1991; Van Tweel & Van Wirdum 1999). Rood schorpioenmos wordt vooral gevonden op plaatsen die in de zomer niet langdurig en diep uitdrogen en vaak onder invloed van oppervlaktewater staan. Groen schorpioenmos groeit in een hetzelfde type basenrijk laagveen, maar op plaatsen die in de zomer langdurig 5-20 cm boven het grondwatervniveau kunnen liggen, buiten de directe invloed van het oppervlaktewaterstelsel. Geel schorpioenmos is geen basenrijke maar basenminnende soort en heeft hetzelfde bereik t.o.v. de waterspiegel als beide andere soorten. De Nederlandse standplaatsen van beide laatste soorten zijn tot nu toe weinig onderzocht. Hoewel van Rood schorpioenmos bekend is dat dit vooral op regelmatig overstromde plaatsen voorkomt, is van geen van de soorten bekend wat de eisen en toleranties t.a.v. overstroming zijn en in hoeverre de waterkwaliteit hierbij een kritische rol speelt. In dit hoofdstuk worden de relevante standplaatsen beschreven om een eerste indruk te krijgen van deze eisen.

Onderzoekslocaties

Voor dit onderzoek zijn watermonsters van locaties in NW-Overijssel vergeleken met een buitenlandse referentie dataset uit relatief ongestoorde gebieden in Zweden en Oost-Polen waar inundaties met oppervlaktewater niet voorkomen. Ook is een eerste analyse gemaakt van potentiële lange-termijn effecten van overstroming, die in het praktijk-experiment met flexibel waterpeil nog niet kunnen worden vastgesteld. Om een beeld te krijgen van mogelijke lange-termijn effecten zijn aanvullende metingen verricht op locaties in NW-Overijssel waar al dan niet beheersmatig een overstromings-regime is ingesteld. De situaties zijn ook in andere opzichten verschillend, en ook niet geheel representatief voor flexibel peilbeheer in de boezem, maar geven wel degelijk een eerste indruk van mogelijke positieve en negatieve effecten van langdurige overstroming op de waterkwaliteit, bodem en vegetatie. Nog niet alle analyses op bodem en vegetatie zijn uitgevoerd, maar verschillen zijn op grond van de huidige gegevens al aantoonbaar.

Voor Geel schorpioenmos zijn locaties in het Kiersche Wiede, waar overstroming als beheersmaatregel tot de start van de praktijkproef in 2008 niet plaatsvond, vergeleken met locaties langs het Meppelerdiep, waar de waterstand al decennia lang wordt verhoogd om het terrein te overstromen. In het verleden trad de Meppelerdiep regelmatig buiten zijn oevers en

overstroomde de Meppelerdieplanden (van Tweel & van Wirdum 1999). Door de slechte kwaliteit van het water is het beheer veranderd, waardoor er het afgelopen decennia niet of nauwelijks overstromingen vanuit het Meppelerdiep hebben plaatsgevonden. Om verdroging en verzuring van het gebied te voorkomen, zijn het afgelopen decennia door het gehele jaar heen beheersmatige overstromingen met relatief schoon oppervlaktewater uit De Wieden gesimuleerd (van Tweel & Sparrius 2007). Voor Groen schorpioenmos is gekozen voor een vergelijking van locaties bij de Veldweg in De Wieden, waar geen beheersmatige overstroming plaatsvindt, en locaties bij de Veerslootlanden nabij Staphorst, waar gedurende het gehele jaar sinds ongeveer 10 jaar beheersmatige overstromingen plaatsvinden vanuit de naburige sloot die door kwel van kalk- en ijzerrijk grondwater wordt gevoed (KIWA Water Research & ECG 2007). Voor Rood schorpioenmos zijn locaties in de Stobbenribben (gelegen in De Weerribben), waar geen beheersmatige overstroming plaatsvindt, vergeleken met locaties aan de Reeënweg in De Wieden, waar sinds 15 jaar gedurende het gehele jaar overstromingen met oppervlaktewater plaatsvinden via greppels die in het trilveen zijn aangelegd (blijkt uit navraag bij lokale beheerder). Uit veldwaarnemingen in de winter van 2009 en de zomer van 2010 bleek echter dat alle zes de locaties met schorpioenmos bij natte weersomstandigheden en hoge waterstanden incidenteel onder water komen te staan. Bij de beheersmatig overstroomde locaties traden de inundaties echter frequenter en langduriger op.

Bemonstering van water, bodem en vegetatie

Bij alle zes de Nederlandse locaties zijn in de zomer en winter van 2008 en 2009 bodemvochtmonsters genomen. In 2008 varieerde het aantal replica's van twee tot zes; in 2009 zijn de monsters in vijf- tot zesvoud verzameld. De watermonsters zijn bemonsterd en geanalyseerd volgens het in hoofdstuk 2 beschreven protocol. Om de standplaatscondities van de drie mossen in een breder perspectief te plaatsen zijn de Nederlandse monsters vergeleken met een referentie dataset uit Zweden en Polen. De 217 Zweedse monsters maken deel uit van een grotere dataset, die door het hele land heen verzameld is in de periode 1991-1998 (Kooijman & Hedenäs 1991; Hedenäs & Kooijman 1996, 2004). De 14 Poolse monsters zijn in 2010 verzameld in het oosten en noordoosten van het land.

Bij alle zes Nederlandse locaties zijn in 2009 elk vijf tot zes bodemmonsters verzameld voor een totaalanalyse en extracties met NaCl en water. Daarnaast zijn de oxalaat-extraheerbare fracties van fosfor en ijzer bepaald. Een verdere fractionering van verschillende vormen van fosfor en ijzer moet nog worden uitgevoerd. Verder is in 2008 en 2009 een eerste serie vegetatiemonsters verzameld. Omdat het aantal replica's in verschillende locaties varieert van een tot zeven, kan analyse van de vegetatie alleen worden gebruikt als eerste indicatie. Een meer representatieve bemonstering wordt in 2011 uitgevoerd. In 2008 zijn monsters genomen van Wateraarde (*Potentilla palustris*) en/of Tormentil (*Potentilla erecta*). In 2009 is de bovengrondse biomassa van alle vaatplanten bemonsterd.

Ten slotte wordt in dit hoofdstuk ook gebruik gemaakt van de bovengrondse biomassa die verzameld is bij de start van een bemestingsproef in 2010. Omdat de oppervlakte van de kwetsbare schorpioenmossen op de meeste locaties beperkt is, is er voor iedere soort slechts een locatie gekozen. Voor Geel schorpioenmos is dit het Meppelerdiep, voor Groen schorpioenmos de Veldweg, en voor Rood schorpioenmos de Stobbenribben. Op deze locaties wordt een bemestingsproef uitgevoerd in vijf proefvlakken van 4x4 m, bestaande uit vier subplots van 2x2 m: een controleplot, en drie plots met N, P of NP bemesting. De eerste bemesting heeft plaatsgevonden in het voorjaar

van 2010, zodat nog geen conclusies kunnen worden verbonden aan het feit dat er in de zomer van 2010 geen significant verschil in de bovengrondse biomassa van vaatplanten bij locaties met Geel en Groen schorpioenmos was.

Statistische analyse

Verschillen tussen schorpioenmossoorten, locaties en het mogelijke effect van overstroming op de chemische samenstelling van water, bodem en vegetatie zijn getoetst met 2-weg ANOVA.

5.2 Resultaten

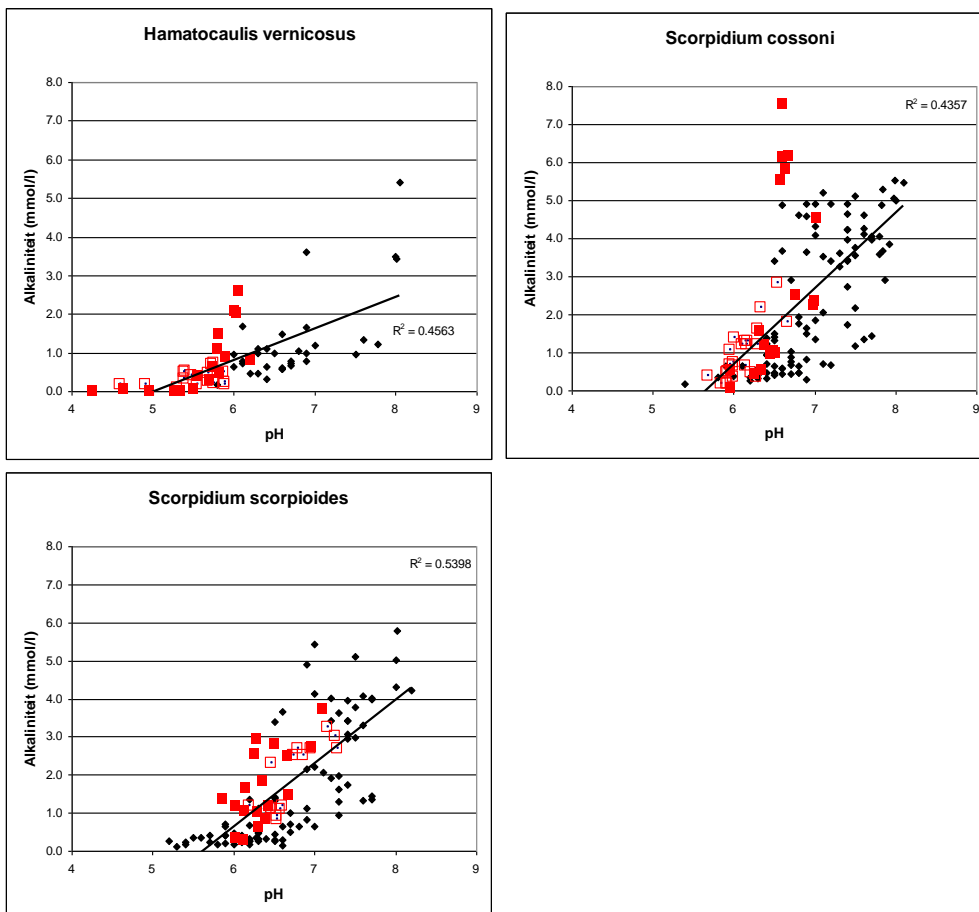
Verschillen in buffercapaciteit

De standplaats van de drie schorpioenmossen verschilt significant wat betreft pH, alkaliniteit en Ca-concentraties (Tabel 5.1). De gemiddelden voor pH, alkaliniteit en calcium zijn lager bij locaties met Geel schorpioenmos dan met Groen en Rood schorpioenmos. Voor alle drie de schorpioenmossoorten is er, geheel volgens verwachting, een duidelijk verband tussen pH en alkaliniteit (Figuur 5.1). Er zijn echter duidelijke verschillen tussen de soorten. De pH-waarden kunnen op locaties met Geel schorpioenmos net zo hoog oplopen als bij Groen en Rood schorpioenmos, maar de alkaliniteit is veel lager. Bij een pH van 7,5 is de alkaliniteit ca 2 mmol l^{-1} op locaties met Geel schorpioenmos, terwijl deze oploopt tot ca 4 mmol l^{-1} bij Groen en Rood schorpioenmos, wat bijna een verdubbeling is.

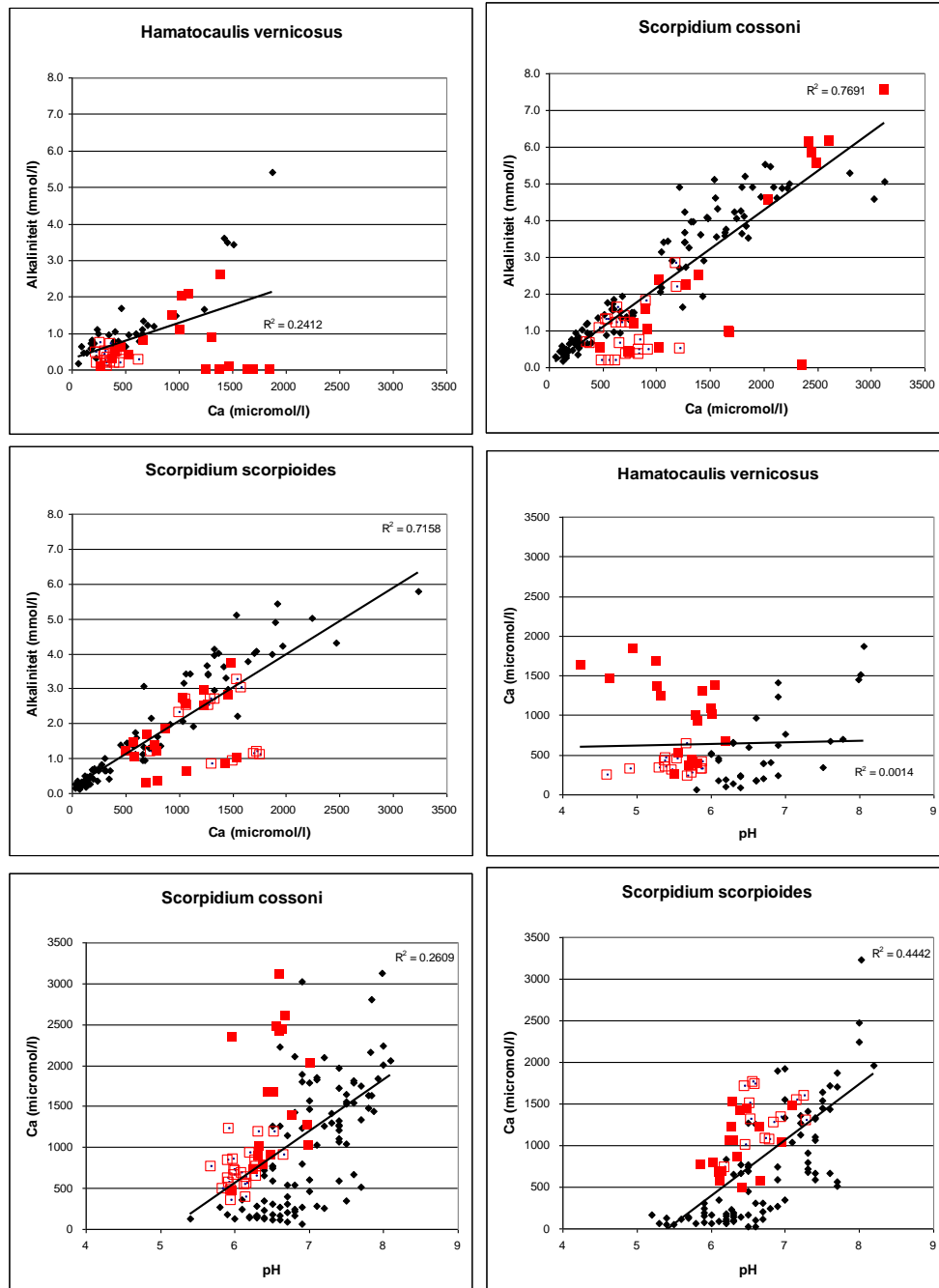
De hogere alkaliniteit op locaties met Groen en Rood schorpioenmos lijkt vooral samen te gaan met hogere Ca-concentraties (Figuur 5.2). Op Geel schorpioenmoslocaties komen de Ca-concentraties niet boven de $2000 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ (80 mg l^{-1}), terwijl de waarden bij de andere twee soorten kunnen oplopen tot meer dan $3000 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ (120 mg l^{-1}). Op locaties met Groen en Rood schorpioenmos is er tevens een duidelijk verband tussen de Ca-concentraties en alkaliniteit of pH. Geel schorpioenmoslocaties laten daarentegen een zwak verband zien tussen pH en Ca-concentraties van buitenlandse referenties en Nederlandse locaties die niet regelmatig overstromen, dat zelfs verdwijnt als de overstromende locaties erbij worden genomen. De pH kan hoog of laag zijn, maar is niet (meer) afhankelijk van de Ca-concentraties. Bij alle schorpioenmossoorten is overigens een afwijkend groepje monsters te zien met Ca-concentraties rond de $1500 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$, maar met relatief lage alkaliniteit. Deze monsters zijn genomen in juli 2009, in een relatief droge periode, waarbij de waterstand tot onder het maaiveld was gezakt. De alkaliniteit is vermoedelijk tijdelijk gedaald door oxidatieprocessen in het veen. Dit bracht echter slechts geringe veranderingen in pH met zich mee.

Tabel 5.1: Verschillen in pH, alkaliniteit, Ca en Fe-concentraties in het water tussen soorten, landen en/of al dan niet beheersmatig overstroomde locaties. Links de vergelijking tussen soort (Geel, Groen en Rood schorpioenmos) en land (buitenlandse referenties uit Zweden en Polen versus de Nederlandse monsters uit niet regelmatig overstroomde locaties); rechts de vergelijking tussen soort en overstroming (buitenlandse referenties uit Zweden en Polen versus de beheersmatig overstroomde locaties in Nederland). Significante verschillen zijn weergegeven met hun overschrijdingskans; ns = niet significant ($p < 0,05$).

	soort	Land	soort	overstroming
pH	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
alkaliniteit	0,0001	0,0001	0,0001	ns
Ca	0,0004	Ns	0,0010	0,0001
Fe	0,0001	Ns	0,0001	0,0001
Ca/Fe	0,0001	Ns	0,0004	0,0040



Figuur 5.1. pH en alkaliniteit in watermonsters bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmoslocaties (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen. ■ = beheersmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; □ = niet regelmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; ◆ = referentiemonsters.



Figuur 5.2: Ca-concentraties versus alkaliniteit (boven), en pH versus Ca-concentraties (onder) in watermonsters bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen. ■ = beheersmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; □ = niet regelmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; ◆ = buitenlandse referentiemonsters.

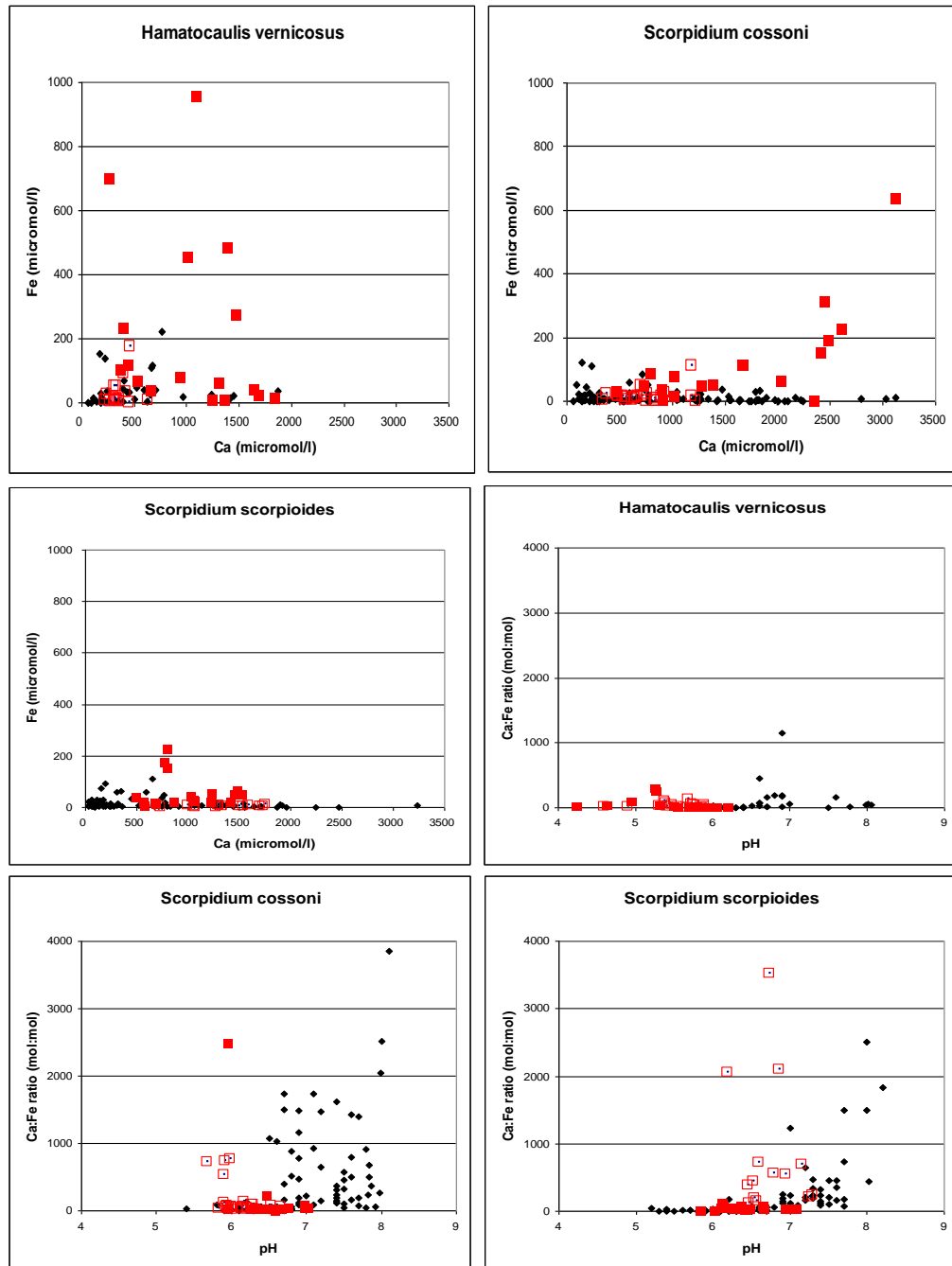
De Nederlandse locaties die niet regelmatig overstromen verschillen niet van de buitenlandse referentielocaties in Ca-concentraties, maar wel in pH en alkaliniteit (Tabel 5.1, Figuur 5.1 en 5.2). Voor alle drie de soorten hebben de Nederlandse monsters een lagere pH en alkaliniteit dan de buitenlandse. Voor locaties met Geel schorpioenmos geldt dat de alkaliniteit van 0,1–2 $\mu\text{mol l}^{-1}$

en met name de pH van 4,5-6 in NW-Overijssel lager zijn dan in de buitenlandse referentiemonsters waar de alkaliniteit $0,5-4 \mu\text{mol l}^{-1}$ is en de pH tussen de 5,5 en 8 ligt. Voor Groen en Rood schorpioenmoslocaties passen de alkaliniteit ($0,25-6 \mu\text{mol l}^{-1}$) en pH (5,5-7) in NW-Overijssel binnen de internationale range, maar zijn de waarden, met name van de pH, bij vergelijkbare Ca-concentraties duidelijk lager dan die in de buitenlandse monsters. Dit geldt niet alleen voor de monsters uit de droge periode van juli 2009, maar voor alle monsters. Deze relatief lage pH hangt vermoedelijk ten dele samen met de hoge atmosferische depositie in Nederland (de Haan et al. 2008), vergeleken met de meer afgelegen gebieden in Zweden en Oost-Polen (Remke et al. 2009). In NW-Overijssel loopt de N-depositie op tot ca $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, maar in grote delen van Zweden en Oost-Polen ligt deze ver beneden de $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Hoewel dit bij locaties met Groen en Rood schorpioenmos wel degelijk lijkt te leiden tot een daling van de pH, lijkt het er ook op dat deze locaties nog voldoende gebufferd worden door calcium en bicarbonaat om de pH enigszins op peil te houden. Op locaties met Geel schorpioenmos lijkt dit niet het geval te zijn. Een hogere zuurdepositie maakt dit, door de lagere alkaliniteit en Ca-concentraties al zwakker gebufferde systeem, nog gevoeliger voor verzuring. Om te bepalen of de hoge N-depositie in Nederland daadwerkelijk tot verzuring zou kunnen leiden, zal echter moeten worden achterhaald of de pH in de afgelopen decennia is gedaald in de Nederlandse vennen met schorpioenmos, of dat de Nederlandse populaties altijd al bij lagere pH-waarden voorkwamen.

Ook de overstromde Nederlandse locaties hebben een lagere pH dan de buitenlandse referentielocaties. De beheersmatig overstromde locaties hebben in tegenstelling tot de niet regelmatig overstromde locaties echter geen lagere alkaliniteit t.o.v. de referentielocaties, en zelfs hogere Ca-concentraties. Wanneer het terrein daadwerkelijk onder water staat, is de alkaliniteit waarschijnlijk hoger door reductieprocessen (Ponnamperuma 1984; Lamers et al. 1998a; Loeb et al. 2008a). Dit zou de zojuist besproken relatief lage alkaliniteit, die gemeten wordt op schorpioenmoslocaties in Nederland die niet regelmatig overstromen, in zekere mate kunnen compenseren. Door overstroming neemt waarschijnlijk ook de aanvoer van kalkrijk water toe, waardoor de Ca-concentratie hoger zijn. De hogere alkaliniteit en Ca-concentraties ten opzichte van de niet regelmatig overstromende locaties leidt echter niet tot een hogere pH. Ook op de regelmatig overstromde Nederlandse locaties is de pH relatief laag vergeleken met de buitenlandse referentielocaties. Dit heeft behalve met hoge atmosferische depositie mogelijk ook te maken met verhoogde aanvoer van ijzer en sulfaat tijdens overstromingen, waardoor de redox gevoeligheid en de verzuringscapaciteit kunnen toenemen.

Verschillen in Fe-concentraties

De standplaats van de drie schorpioenmossoorten verschilt behalve in pH, alkaliniteit en Ca-concentraties ook duidelijk in Fe-concentraties (Tabel 5.1). Niet regelmatig overstromende locaties met Geel schorpioenmos bevatten significant hogere Fe-concentraties dan Groen of Rood schorpioenmoslocaties (Figuur 5.3). De Fe-concentraties zijn gemiddeld $34 \mu\text{mol l}^{-1}$ bij locaties met Geel schorpioenmos, en $13-14 \mu\text{mol l}^{-1}$ bij de andere twee soorten. Ook de Ca/Fe ratio laat duidelijke verschillen zien tussen de schorpioenmoslocaties die niet regelmatig overstromen. Voor Geel schorpioenmoslocaties is de Ca/Fe ratio relatief laag met een gemiddelde van 74, terwijl deze ratio voor Groen en Rood schorpioenmos een stuk hoger ligt op respectievelijk 350 en 280.



Figuur 5.3: Ca versus Fe-concentraties (boven), en pH versus Ca/Fe ratio (onder) in watermonsters bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen. ■ = beheersmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; □ = niet regelmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; ◆ = buitenlandse referentiemonsters.

Er is voor de Fe-concentraties en Ca/Fe ratio's geen verschil gevonden tussen de Nederlandse locaties die niet regelmatig overstromen en de buitenlandse referenties. De Nederlandse locaties die regelmatig overstromen laten echter significant hogere Fe-concentraties zien dan de referenties. Op regelmatig overstromende locaties kan de Fe-concentratie bij Geel schorpioenmos 212

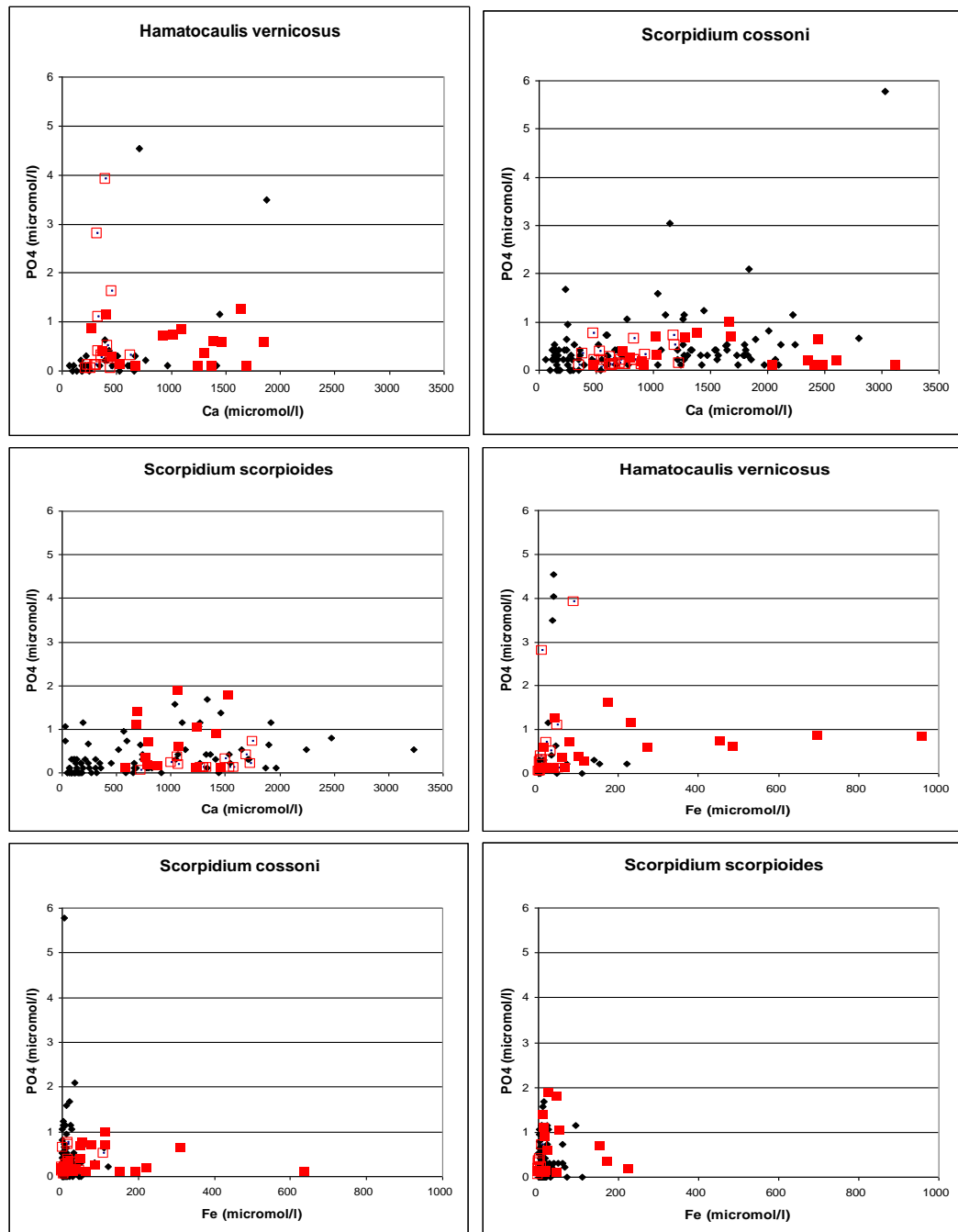
$\mu\text{mol l}^{-1}$ zijn, $122 \mu\text{mol l}^{-1}$ bij Groen schorpioenmos en $55 \mu\text{mol l}^{-1}$ bij Rood schorpioenmos. Dit leidt tot lagere Ca/Fe ratio's in de regelmatig overstromende gebieden. Op locaties met Geel schorpioenmos is die nog maar 43, bij Groen schorpioenmos is deze met 168 nog relatief hoog, maar bij Rood schorpioenmos is de Ca/Fe ratio ook afgenomen tot 39. Overigens worden de relatief lage Fe-concentraties bij regelmatig overstromende locaties met Rood schorpioenmos waarschijnlijk veroorzaakt door de lage Fe-concentratie in het aangevoerde oppervlaktewater, die met $0,5 \mu\text{mol l}^{-1}$ significant lager is dan $7,0 \mu\text{mol l}^{-1}$ op de regelmatig overstromende locaties met Geel of Groen schorpioenmos.

Verschillen in orthoP en K-concentraties

Bij alle drie de schorpioenmossen geldt dat de orthoP-concentraties in het bodemvocht in de meeste gevallen lager zijn dan $2 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 5.4). Deze waarden zijn relatief laag in vergelijking met veel van de Nederlandse oppervlaktewateren (Lamers et al. 2006, 2010), en ook lager dan in de basenrijke trilvenen van het Vechtplassengebied met gewoon puntmos (Kooijman & Paulissen 2006). Dit geeft dan ook aan dat het om soorten van relatief voedselarme milieus gaat (Kooijman & Hedenäs 1991, 2009; Hedenäs & Kooijman 1996). De overall verschillen tussen soorten zijn voor orthofosfaat niet significant en er blijken ook geen verschillen te zijn tussen buitenlandse en Nederlandse locaties (Tabel 5.2). Bij Geel en Groen schorpioenmoslocaties komen wel hogere waarden voor dan bij Rood schorpioenmos, waardoor de gemiddelde orthoP-concentraties op Geel schorpioenmoslocaties hoger zijn dan op Rood schorpioenmoslocaties, namelijk 0,6 i.p.v. 0,3 $\mu\text{mol l}^{-1}$.

Tabel 5.2: Verschillen in K en orthoP-concentraties, en Ca/P en Fe/P ratio's in het water tussen soorten, landen en/of al dan niet beheersmatig overstroomde locaties. Links de vergelijking tussen soort (Geel, Groen en Rood schorpioenmos) en land (buitenlandse referenties uit Zweden en Polen versus de Nederlandse monsters uit niet regelmatig overstroomde locaties); rechts de vergelijking tussen soort en overstroming (buitenlandse referenties uit Zweden en Polen versus de beheersmatig overstroomde locaties in Nederland). Significante verschillen zijn weergegeven met hun overschrijdingskans; ns = niet significant ($p < 0,05$).

	Soort	Land	Soort	overstroming
K	Ns	Ns	Ns	0,0020
orthoP	Ns	Ns	Ns	ns
Ca/P	Ns	0,0007	Ns	0,0003
Fe/P	0,0001	Ns	0,0001	0,0001

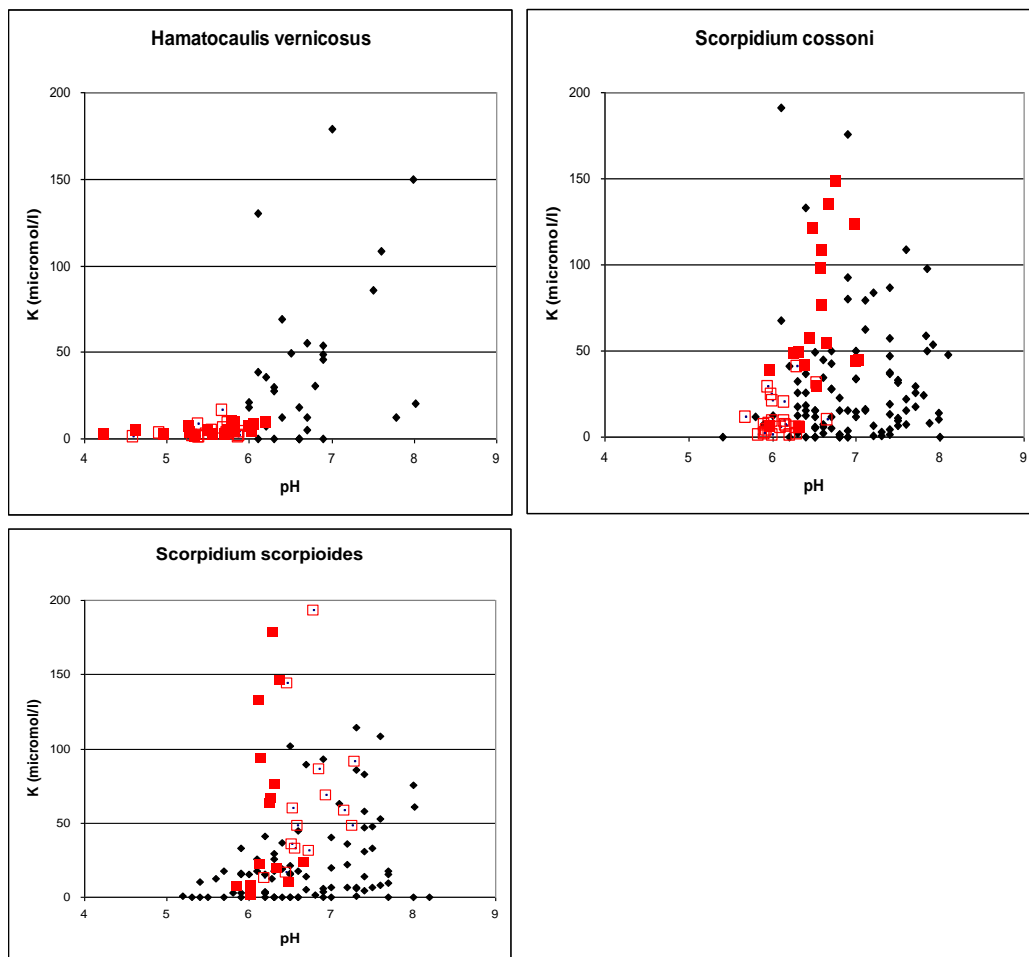


Figuur 5.4: Ca versus orthoP-concentraties (boven), en Fe versus orthoP-concentraties (onder) in watermonsters bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen. ■ = beheersmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; = niet regelmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; ◆ = buitenlandse referentiemonsters.

Er lijkt geen overall verband te zijn tussen de orthoP en Ca-concentraties in het bodemvocht, en ook de Ca/P ratio verschilt niet tussen de standplaats van de verschillende soorten (Tabel 5.2 en Figuur 5.4). De Fe/P ratio is echter significant hoger op Geel schorpioenmoslocaties dan bij de andere twee soorten (Tabel 5.2). Ook lijken hogere Fe-concentraties, zoals die voorkomen

op regelmatig overstroomde locaties met Geel en Groen schorpioenmos, tot op zekere hoogte samen te gaan met lage orthoP-concentraties, wat overeenstemt met de hoge bindingscapaciteit van ijzer voor fosfaat (Boström et al. 1988; van der Zee & van Riemsdijk 1988; Smolders & Roelofs 1993; Lookman et al. 1995; Lamers et al. 1998a; Kooijman et al. 1998). De toevoer van ijzer en calcium op de regelmatig overstroomende locaties is dan ook waarschijnlijk de oorzaak van de significant hogere Fe/P en Ca/P ratio's t.o.v. de buitenlandse referentielocaties.

Evenals orthoP verschillen de K-concentraties in het bodemvocht overall niet tussen de schorpioenmossoorten (Tabel 5.2 en Figuur 5.5). Het is wel opvallend dat bij Nederlandse locaties met Geel schorpioenmos vooral lage K-concentraties zijn gemeten, terwijl de K-concentraties bij de buitenlandse referentielocaties relatief hoog waren bij alle soorten. Zelfs bij regelmatige overstroming blijven de K-concentraties op Nederlandse locaties met Geel schorpioenmos laag, terwijl regelmatige overstroming bij Groen en Rood schorpioenmos wel degelijk tot hogere K-concentraties leidt.



Figuur 5.5: pH en K-concentraties in watermonsters bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen. ■ = beheersmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; □ = niet regelmatig overstroomde locaties uit NW-Overijssel; ◆ = referentiemonsters.

Bodemeigenschappen en potentiële effecten van overstroming

Uit vergelijking van Nederlandse en buitenlandse bodemvochtmonsters blijkt dus dat regelmatige overstroming kan leiden tot hogere K, Ca en met name Fe-concentraties. Vervolgonderzoek op de zes Nederlandse locaties met schorpioenmos ondersteunt dit. Bodemanalyses zijn gebruikt om lange-termijn verschillen tussen wel en niet regelmatig overstromende locaties met schorpioenmossen te analyseren, terwijl de bodemvochtgegevens van 2009 zijn gebruikt om directe korte-termijn effecten van inundaties te analyseren. In de zomer van 2009 stonden alle locaties droog en in de winter waren vrijwel alle locaties geïnundeerd, waardoor verschillen tussen de zomer- en wintersituatie van 2009 meer inzicht kunnen geven in de directe korte-termijn gevolgen van overstromingen op schorpioenmoslocaties.

Allereerst blijken de totale Ca en Fe-concentraties in de bodem, en ook de totale kationenconcentratie (Ca+Mg+K+Na+Fe+Al), significant hoger te zijn in de overstroomde bodems (Tabel 5.3). Dit is vooral het geval bij Geel en Groen schorpioenmoslocaties waar overstroming vanuit het Meppelerdiep of via opgepompt water uit een kwelsloot plaatsvindt. Bij de regelmatig overstromende locatie met Rood schorpioenmos, waar de overstroming via greppeltjes vermoedelijk relatief gering is, zijn de verschillen veel kleiner. Bij Geel schorpioenmos wordt overigens een deel van het verschil tussen de niet (Kiersche Wiede) en wel beheersmatig overstroomde (Meppelerdiep) locaties waarschijnlijk veroorzaakt door een verschil in bodemopbouw. De kleibodem langs het Meppelerdiep bevat namelijk van nature meer mineralen dan de veenbodem bij het Kiersche Wiede. Dit is ook terug te zien in de totale hoeveelheid kationen, die veel hoger is langs het Meppelerdiep dan bij de andere locaties. Uiteindelijk is deze aanrijking overigens ook het resultaat van vroegere overstromingen van het Meppelerdiep.

Tabel 5.3: Verschillende fracties en ratio's van calcium en ijzer in de bodems en het bodemvocht bij Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstromde en niet regelmatig overstromde locaties in NW-Overijssel. Kationen totaal = totaal Ca+Mg+K+Na+Fe+Al; kationen extract = (Ca+Mg+K+Na) in SrCl₂-extract + (Fe+Al) in oxalaat extract; zuurindex = (Fe+S)/(Ca+Mg). De waarden voor de bodemgegevens zijn per m² gegeven voor een bodemdiepte van 10 cm. Voor de bodemvochtgegevens geldt dat in de zomer van 2009 alle locaties droog stonden en in de winter vrijwel alle locaties geïnundeerd waren. ¹ = significant effect van bevloeiing; ² = significante verschillen tussen soorten (p < 0,05).

	Niet beheersmatige overstromingen			Regelmatig beheersmatig overstromingen		
	Geel	Groen	Rood	Geel	Groen	Rood
<i>Totaal</i>						
kationen (mol m ⁻²) ^{1, 2}	4,3 (1,3)	6,7 (1,8)	5,6 (0,4)	47,2 (10,3)	17,8 (2,3)	5,0 (1,5)
Ca (mol m ⁻²) ^{1, 2}	2,7 (0,7)	4,3 (0,7)	4,4 (0,4)	6,3 (0,8)	7,9 (1,5)	3,6 (1,0)
Fe (mol m ⁻²) ^{1, 2}	0,2 (0,1)	0,6 (0,4)	0,2 (0,1)	11,7 (3,7)	4,3 (0,5)	0,4 (0,3)
Ca/kation (%) ^{1, 2}	65 (6)	67 (10)	78 (1)	14 (2)	44 (4)	72 (2)
Fe/kation (%) ^{1, 2}	5 (2)	9 (4)	3 (1)	24 (3)	25 (3)	8 (3)
Ca/Fe (mol mol ⁻¹) ^{1, 2}	14 (6)	10 (5)	30 (15)	1 (0)	2 (0)	9 (3)
zuurindex (mol mol ⁻¹) ^{1, 2}	0,7 (0,2)	0,6 (0,1)	0,5 (0,1)	1,6 (0,2)	1,0 (0,2)	0,6 (0,1)
<i>Extraheerbaar</i>						
kationen (mol m ⁻²) ^{1, 2}	3,2 (0,7)	5,9 (0,4)	3,8 (0,5)	15,9 (2,1)	11,4 (2,1)	3,7 (0,8)
Ca-SrCl ₂ (mol m ⁻²) ^{1, 2}	2,1 (0,4)	3,9 (0,4)	2,8 (0,4)	3,5 (0,5)	6,2 (1,4)	2,5 (0,6)
Fe-oxalaat (mol m ⁻²) ^{1, 2}	0,2 (0,1)	0,7 (0,3)	0,1 (0,1)	6,9 (1,8)	3,2 (0,8)	0,4 (0,3)
Ca/kation (%) ^{1, 2}	67 (5)	66 (6)	73 (2)	22 (5)	54 (4)	68 (3)
Fe/kation (%) ^{1, 2}	6 (2)	11 (4)	4 (1)	43 (5)	28 (5)	10 (4)
Ca/Fe (mol mol ⁻¹) ^{1, 2}	12 (4)	7 (3)	26 (11)	1 (0)	2 (1)	8 (3)
<i>Bodemvocht in zomer 2009</i>						
Kationen (mmol l ⁻¹) ²	1,2 (0,3)	1,6 (0,3)	3,4 (0,3)	2,1 (0,8)	2,7 (0,9)	2,4 (0,6)
Ca water zomer (mmol l ⁻¹) ^{1, 2}	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	1,6 (0,2)	1,3 (0,6)	1,5 (0,6)	1,1 (0,4)
Fe water zomer (μmol l ⁻¹) ¹	34 (36)	13 (7)	6 (4)	17 (14)	70 (48)	51 (58)
Ca/kation (%) ¹	37 (7)	45 (2)	47 (2)	59 (12)	53 (6)	46 (5)
Fe/kation (%)	2,6 (2,3)	0,9 (0,4)	0,2 (0,1)	1,0 (0,1)	2,8 (0,2)	2,6 (0,4)
Ca/Fe (mol mol ⁻¹) ^{1, 2}	27 (18)	64 (35)	375 (230)	134 (125)	15 (1)	42 (27)
<i>Bodemvocht in winter 2009</i>						
Kationen (mmol l ⁻¹) ²	1,0 (0,1)	1,8 (0,4)	3,0 (0,2)	1,4 (0,4)	2,1 (0,7)	2,1 (0,5)
Ca water winter (mmol l ⁻¹) ²	0,3 (0,0)	0,8 (0,3)	1,4 (0,2)	0,5 (0,1)	1,0 (0,4)	1,0 (0,4)
Fe water winter (μmol l ⁻¹) ¹	24 (17)	32 (39)	4 (3)	137 (65)	43 (30)	63 (92)
Ca/kation (%) ²	30 (4)	42 (6)	47 (2)	36 (6)	45 (2)	47 (5)
Fe/kation (%) ^{1, 2}	2,4 (1,6)	1,6 (1,5)	0,1 (0,1)	9,7 (2,4)	2,2 (1,6)	3,4 (5,5)
Ca/Fe (mol mol ⁻¹) ^{1, 2}	18 (11)	40 (22)	421 (248)	4 (1)	61 (91)	54 (42)

Bij de regelmatig overstromende locaties zijn zowel de totale Ca als Fe-concentraties significant hoger, maar de Fe-concentraties lijken door overstroming relatief meer te stijgen dan de Ca-concentraties. In situaties waar geen beheersmatige overstromingen plaatsvinden, is het aandeel van calcium op het totale aantal kationen 65-78%, terwijl dit aandeel in overstromde situaties met Geel en Groen schorpioenmos significant lager is met 14-44%. Voor de locatie met Rood schorpioenmos, waar de intensiteit van overstroming waarschijnlijk geringer is, blijft het aandeel aan calcium ook bij overstroming hoog met 72%. Voor ijzer is de situatie omgekeerd. In de niet regelmatig overstromde situaties bedraagt het aandeel van ijzer op het totale aan kationen slechts 3-9%, terwijl dit aandeel in de overstromde situaties met 24-25% significant hoger is voor zowel de locaties met Geel en Groen schorpioenmos, als met 8% ook hoger is voor Rood schorpioenmos. Als gevolg van deze verschuiving van calcium naar ijzer is de Ca/Fe ratio op regelmatig overstromende locaties significant lager, en de verzuringsindex bij

Geel en Groen schorpioenmoslocaties significant hoger met waardes rond en boven de 1. De verzuringsindex is bepaald als $(Fe+S)/(Ca+Mg)$, wat betekent dat er bij waardes hoger dan 1 meer potentieel verzurende dan basische stoffen in de bodem aanwezig zijn (Lucassen et al. 2002).

In de extraheerbare fracties zijn de verschillen nog duidelijker. Extraheerbaar calcium is iets hoger bij regelmatig overstromende locaties, maar extraheerbaar ijzer is veel hoger op deze locaties. Op locaties met Geel en Groen schorpioenmos die niet regelmatig overstromen bedraagt het aandeel van calcium op het totaal aantal extraheerbare kationen 66-67%, en 6-11% voor ijzer. In de overstromde situaties is het aandeel calcium significant lager met 22-54% en het aandeel ijzer significant hoger met 28-43%. Bij Rood schorpioenmoslocaties blijft het calciumaandeel ook bij regelmatige overstroming hoog met 68%, terwijl ijzer enigszins lijkt hoger is met 10 i.p.v. 4%. Als gevolg hiervan zijn de Ca/Fe ratio's bij alle drie de schorpioenmossen significant hoger bij regelmatige overstromende locaties.

Ook in het bodemvocht zijn verschuivingen voor calcium en ijzer waar te nemen. De Ca/Fe ratio's zijn zowel in de winter als zomer lager in de regelmatig overstromende gebieden. Op locaties met Geel schorpioenmos blijken er korte-termijn verschillen tussen zomer en winter te zijn. In de zomer zijn de Fe-concentraties in het bodemvocht langs het Meppelerdiep relatief laag, waarschijnlijk door de relatief droge condities waardoor oxidatie en neerslag van Fe(III) optreedt, terwijl de Fe-concentraties in de winter juist erg hoog zijn, doordat inundaties dan waarschijnlijk leiden tot reductie en oplossing van Fe(II) (Khalid et al. 1977; Lamers et al. 1998a). Dit wordt ondersteund door de SO_4 -concentraties langs het Meppelerdiep die onder de droge omstandigheden in de zomer een stuk hoger zijn dan tijdens de natte winter, ca 1800 i.p.v. 150 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Voor locaties met Groen en Rood schorpioenmos, waar de hoeveelheid extraheerbaar ijzer lager is, zijn de direct korte-termijn verschillen in de Ca/Fe ratio tussen zomer en winter veel kleiner, al blijven de lange-termijn effecten van overstroming in stand.

Korte-termijn verschillen zijn ook zichtbaar bij de EGV, alkaliniteit en pH (Tabel 5.4). Er zijn significante verschillen tussen zomer en winter gemeten voor de EGV, alkaliniteit en pH, wat wijst op verschillen tussen relatief droge en natte omstandigheden. De EGV is in de zomer hoger dan in de winter, wat overeenkomt met de hogere ionenconcentraties. De alkaliniteit is in de zomer echter significant lager dan in de winter, doordat verdroging leidt tot meer toetreding van zuurstof en tot oxidatieprocessen in het veen, waardoor een daling van de alkaliniteit optreedt (Loeb et al. 2008a). In de winter gebeurt het omgekeerde: door inundatie neemt het zuurstoftekort toe, en wordt de alkaliniteit als gevolg van reductieprocessen juist hoger (Ponnamperuma 1984; Lamers et al. 1998a; Loeb et al. 2008a). Als gevolg van een lagere alkaliniteit in de zomer en een hogere in de winter treden ook schommelingen in de pH op. Bij alle locaties waar de alkaliniteit stijgt neemt de pH in de winter een beetje toe. De toename is zelfs bij Geel schorpioenmoslocaties relatief klein, mogelijk doordat de hoge EGV en Ca-concentraties in de zomer er voor zorgen dat de pH minder laag wordt dan verwacht zou worden onder de droge omstandigheden. De verschillen tussen soorten zijn wat dat betreft belangrijker. De locaties met Geel schorpioenmos hebben altijd een relatief lage pH en alkaliniteit, terwijl Groen en Rood schorpioenmos, net als de buitenlandse referentiemonsters bij hogere waarden lijken voorkomen.

Tabel 5.4: Elektrische geleiding (EGV), alkaliniteit en pH in het bodemwater van Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood Schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel tijdens de zomer en winter van 2009. In de zomer stonden alle locaties droog en in de winter waren vrijwel alle locaties geïnundeerd. ¹ = significant effect van bevloeiing; ² = significante verschillen tussen soorten ($p < 0,05$).

	Niet beheersmatige overstromingen			Regelmatig beheersmatig overstromingen		
	Geel	Groen	Rood	Geel	Groen	Rood
EGV zomer ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ²	225 (45)	307 (52)	677 (50)	454 (209)	543 (198)	457 (119)
EGV winter ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ²	165 (12)	295 (74)	540 (45)	217 (45)	360 (122)	337 (102)
Alkaliniteit zomer (mmol l^{-1}) ²	0,2 (0,1)	0,3 (0,1)	1,0 (0,2)	0,1 (0,0)	0,6 (0,4)	0,6 (0,3)
Alkaliniteit winter (mmol l^{-1}) ²	0,3 (0,2)	1,3 (0,6)	2,8 (0,3)	0,5 (0,2)	1,5 (0,8)	1,9 (0,8)
pH zomer (mmol l^{-1}) ²	5,6 (0,2)	6,0 (0,2)	6,5 (0,1)	5,3 (0,2)	6,3 (0,2)	6,2 (0,1)
pH winter (mmol l^{-1}) ²	5,4 (0,6)	6,3 (0,2)	7,1 (0,2)	5,8 (0,2)	6,5 (0,4)	6,3 (0,3)

Mogelijke verschillen in P en K-beschikbaarheid

Uit de vergelijking van de Nederlandse en buitenlandse referentiemonsters van het bodemvocht kwam naar voren dat er geen significant verschillen in orthoP-concentraties waren tussen de soorten, maar dat de waarden bij Geel schorpioenmoslocaties iets hoger lijken te zijn. Eenzelfde verband wordt ook waargenomen voor de hoeveelheid zout-extraheerbaar en plantbeschikbaar P in de bodem, alhoewel er in het Kiersche Wiede meer zout-extraheerbare P is (Tabel 5.5). De Ca/P en Fe/P ratio's in het bodemvocht lijken wel te verschillen tussen de soorten. Bij Geel schorpioenmoslocaties zijn de Ca/P ratio's over het algemeen lager, terwijl de Fe/P ratio's vooral lager zijn bij locaties met Rood schorpioenmos. Het is verder opvallend dat de locaties met Geel en Groen schorpioenmos een grotere hoeveelheid totaal en oxalaat-extraheerbaar fosfor in de bodem lijken te hebben. Vooral langs het Meppelerdiep is dit het geval, waarbij de relatief rijke kleibodem waarschijnlijk een belangrijke rol speelt.

De hoeveelheden totaal en oxalaat-extraheerbare fosfor in de bodem lijken op regelmatig overstromende locaties significant hoger te zijn. Dit is vooral het geval langs het Meppelerdiep en in de Veerslootlanden. Het aandeel oxalaat-extraheerbaar fosfor, dat gebonden is aan amorf ijzer, is met 36-45% i.p.v. 20-28% ook significant hoger op de regelmatig overstromende locaties met Geel en Groen schorpioenmos. Hier zijn de Fe/P ratio's in het bodemvocht ook significant hoger, terwijl de Ca/P ratio's in het bodemvocht significant lager zijn. Dit hangt samen met de verschuiving van calcium naar ijzer op de regelmatig overstroomde locaties. Al deze verschuivingen lijken echter (nog) niet te leiden tot een verhoging van de hoeveelheid plantbeschikbaar P_{Olsen} . Uit een vergelijking met buitenlandse referentiemonsters bleek al dat overstroming niet tot hogere orthoP-concentraties in het bodemvocht leidde. Ook uit de Nederlandse bodemvochtmonsters, die in de zomer en winter van 2009 zijn verzameld, blijkt dat er op de korte-termijn geen P-mobilisatie optreedt tijdens inundaties in de winter. P-mobilisatie als gevolg van ijzer-reductie lijkt dus niet op te treden, ondanks relatief hoge SO_4 -concentraties.

Tabel 5.5: Verschillende P-fracties en ratio's met calcium en ijzer in de bodems en het bodemvocht van Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel. De waarden zijn voor de bodemgegevens zijn per m² gegeven voor een bodemdiepte van 10 cm. Voor de bodemvochtgegevens geldt dat in de zomer van 2009 alle locaties droog stonden en in de winter vrijwel alle locaties geïnundeerd waren. ¹ = significant effect van bevloeiing; ² = significante verschillen tussen soorten ($p < 0,05$).

	Niet beheersmatige overstromingen			Regelmatig beheersmatig overstromingen		
	Geel	Groen	Rood	Geel	Groen	Rood
totaal P (mmol m ⁻²) ^{1,2}	241 (95)	265 (79)	136 (14)	1699 (235)	556 (80)	177 (52)
P oxalaat (mmol m ⁻²) ^{1,2}	68 (31)	62 (60)	40 (13)	1000 (93)	203 (47)	52 (14)
P oxalaat/P totaal (%) ¹	28 (5)	20 (19)	29 (9)	45 (25)	36 (6)	30 (7)
P Olsen (mmol m ⁻²)	37 (23)	29 (13)	24 (7)	32 (6)	16 (8)	25 (12)
P zout (mmol m ⁻²) ²	0,81 (0,56)	0,18 (0,05)	0,18 (0,05)	0,22 (0,20)	0,16 (0,08)	0,23 (0,17)
P waterextract (mmol m ⁻²) ^{1,2}	0,41 (0,13)	0,36 (0,01)	0,19 (0,01)	0,24 (0,01)	0,19 (0,00)	0,23 (0,01)
PO ₄ bodemvocht zomer (μmol l ⁻¹)	1,7 (1,6)	0,2 (0,1)	0,3 (0,2)	0,2 (0,2)	0,6 (0,3)	1,0 (0,5)
PO ₄ bodemvocht winter (μmol l ⁻¹)	0,2 (0,3)	0,2 (0,2)	0,1 (0,0)	0,7 (0,6)	0,4 (0,3)	0,1 (0,0)
Ca/P totaal (mol mol ⁻¹) ^{1,2}	12 (2)	17 (3)	32 (4)	4 (1)	14 (3)	21 (2)
Ca zout/P oxalaat (mol mmol ⁻¹) ^{1,2}	20 (8)	16 (5)	39 (21)	2 (0)	11 (3)	24 (7)
Ca/P bodemvocht zomer (mol mmol ⁻¹)	0,6 (0,5)	3,7 (1,4)	6,7 (1,4)	12,4 (7,1)	3,8 (4,4)	1,2 (0,5)
Ca/P bodemvocht winter (mol mmol ⁻¹)	2,3 (1,1)	5,6 (3,1)	14,1 (1,5)	1,3 (1,1)	4,1 (3,1)	8,6 (4,5)
Fe/P totaal (mol mol ⁻¹) ^{1,2}	1,0 (0,4)	2,2 (1,0)	1,3 (0,5)	6,8 (1,4)	8,0 (1,7)	2,3 (0,8)
Fe oxalaat/P oxalaat (mol mmol ⁻¹) ^{1,2}	3,1 (1,4)	7,2 (4,7)	4,1 (3,1)	6,8 (1,2)	17,3 (8,1)	7,3 (3,6)
Fe/P bodemvocht zomer (mol mol ⁻¹) ¹	27 (16)	64 (16)	24 (25)	148 (151)	101 (58)	63 (87)
Fe/P bodemvocht winter (mol mol ⁻¹)	194 (192)	148 (61)	38 (30)	296 (159)	158 (138)	427 (527)

Bij het vergelijken van de Nederlandse en buitenlandse referentiemonsters bleek dat er bij de Geel schorpioenmoslocaties in Nederland weinig kalium in het bodemvocht zat. Vergeleken met Nederlandse locaties met Groen en Rood schorpioenmos blijken deze Geel schorpioenmoslocaties ook significant minder kalium aan het adsorptiecomplex van de bodem te bevatten, zelfs bij de regelmatig overstroomende Meppelderdieplanden is dit het geval (Tabel 5.6). Het is daarbij opvallend dat de Meppelderdieplanden wel relatief veel totaal K in de bodem bevatten. Dit is echter vastgelegd in de kleibodem, waardoor het waarschijnlijk niet beschikbaar is voor de vegetatie. Ten slotte blijken ook de K-concentraties in het bodemvocht toe te nemen bij overstromingen, maar dan vooral op locaties met Groen en Rood schorpioenmos. Op locaties met Geel schorpioenmos nemen de K-concentraties bij overstroming juist niet toe.

Tabel 5.6: Verschillende K-fracties in de bodems en het bodemvocht van Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in beheersmatig overstroomde en niet regelmatig overstroomde locaties in NW-Overijssel. De waarden zijn voor de bodemgegevens zijn per m² gegeven voor een bodemdiepte van 10 cm. Voor de bodemvochtgegevens geldt dat in de zomer van 2009 alle locaties droog stonden en in de winter vrijwel alle locaties geïnundeerd waren. ¹ = significant effect van bevloeiing; ² = significante verschillen tussen soorten ($p < 0,05$).

	Niet beheersmatige overstromingen			Regelmatig beheersmatig overstromingen		
	Geel	Groen	Rood	Geel	Groen	Rood
totaal K (mol m ⁻²) ^{1,2}	0,18 (0,14)	0,17 (0,15)	0,15 (0,02)	1,16 (0,09)	0,48 (0,12)	0,15 (0,06)
K zout (mol m ⁻²) ²	0,03 (0,03)	0,05 (0,03)	0,08 (0,02)	0,00 (0,01)	0,07 (0,03)	0,08 (0,04)
K/kation totaal (%)	4,0 (2,3)	2,4 (0,4)	2,7 (0,4)	2,6 (0,5)	2,7 (0,6)	3,3 (1,6)
K/kation extraheerbaar (%) ²	1,5 (1,3)	1,9 (1,2)	4,0 (1,0)	0,0 (0,0)	1,2 (0,4)	4,2 (2,4)
K bodemvocht zomer (μmol l ⁻¹) ^{1,2}	7 (6)	2 (2)	38 (16)	4 (2)	30 (23)	109 (67)
K bodemvocht winter (μmol l ⁻¹) ²	2 (1)	8 (7)	70 (18)	5 (3)	95 (51)	15 (10)

N, P en K in de vegetatie

Gegevens over de chemische samenstelling van plantenmateriaal zijn nog onvolledig. De voorlopige resultaten van een bemestingsexperiment geven echter al enig inzicht in mogelijke verschillen tussen de soorten, maar over de eventuele invloed van overstroming kan nog niets worden gezegd. Uit tabel 5.7 blijkt dat de productiviteit op overstroomde locatie met Geel schorpioenmos (Meppelerdieplanden) significant hoger is dan bij de niet regelmatig overstroomde locaties met Groen of Rood schorpioenmos (Veldweg en Stobbenribben). Ook de N en P-gehalten in de vaatplanten zijn significant hoger op locaties met Geel schorpioenmos (Tabel 5.7). De K-gehalten in de vegetatie zijn echter significant lager voor op Geel schorpioenmoslocaties, wat overeenkomt met de lagere K-concentraties in het bodemvocht en aan het adsorptiecomplex van de bodem. Aangezien de bovengrondse biomassa hoger is op Geel schorpioenmoslocaties, lijkt de beschikbaarheid van stikstof en/of fosfor belangrijker dan die van kalium. Bij de niet regelmatig overstromende locaties met Groen en Rood schorpioenmos liggen de N/P ratio's boven de 19, wat wijst op P-limitatie (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink 2003; Güsewell 2004). Dit komt overeen met de relatief lage P-beschikbaarheid bij deze soorten. De N/P ratio's in de vegetatie is op regelmatig overstromende locatie met Geel schorpioenmos met 14 significant lager, wat aangeeft dat fosfor hier waarschijnlijk geen of een minder limiterende factor is. Uit het bemestingsexperiment blijkt dat deze locatie inderdaad meer P bevatten. Dit is in overeenstemming met onderzoek van Olde Venterink en Vittoz (2008) die voor een Geel schorpioenmosvegetatie in Zwitserland N-limiterende omstandigheden vonden. Of de hogere biomassa op de locatie met Geel schorpioenmos een gevolg is van de rijkere standplaats in het algemeen of van de verhoging van P-beschikbaarheid door overstroming in het bijzonder is niet duidelijk.

Tabel 5.7: Bovengrondse biomassa-productie en chemische samenstelling van vaatplanten bij locaties met Geel (*Hamatocaulis vernicosus*), Groen (*Scorpidium cossonii*) en Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in NW-Overijssel. Er is een bemestingsexperiment met N, P en NP uitgevoerd dat 3 maanden voor het oogsten is gestart. ¹ = significant effect van bemesting; ² = significante verschillen tussen soorten bij de controlemonsters ($p < 0,05$).

	Controle	N-bemesting	P-bemesting	NP-bemesting
<i>Biomassa-productie (g dp m⁻²)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	336 (72)	711 (147)	330 (91)	1010 (391)
Groen schorpioenmos ¹	293 (70)	459 (169)	398 (74)	1307 (308)
Rood schorpioenmos ¹	199 (95)	366 (128)	672 (371)	1704 (718)
<i>N in vaatplanten (mg g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	16,4 (1,7)	27,1 (3,3)	14,8 (1,3)	29,4 (1,7)
Groen schorpioenmos ¹	11,1 (1,6)	16,1 (2,6)	10,3 (1,7)	20,0 (4,6)
Rood schorpioenmos ¹	13,6 (0,8)	23,2 (5,7)	14,1 (0,6)	31,1 (4,8)
<i>P in vaatplanten (mg g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	1,2 (0,2)	1,1 (0,1)	4,7 (2,8)	4,3 (1,1)
Groen schorpioenmos ¹	0,6 (0,3)	0,7 (0,4)	2,0 (0,7)	2,4 (0,5)
Rood schorpioenmos ¹	0,4 (0,1)	0,5 (0,1)	1,8 (0,5)	2,0 (0,5)
<i>K in vaatplanten (mg g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos	5,8 (0,4)	5,9 (0,8)	5,8 (0,6)	6,2 (0,5)
Groen schorpioenmos	7,9 (1,7)	8,9 (1,1)	8,2 (2,0)	8,4 (2,2)
Rood schorpioenmos	11,3 (0,5)	11,0 (2,3)	12,6 (2,2)	9,7 (0,8)
<i>N/P in vaatplanten (g g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	13,7 (0,8)	24,8 (2,6)	4,0 (1,7)	7,3 (1,9)
Groen schorpioenmos ¹	19,9 (4,4)	26,3 (8,4)	5,6 (1,4)	8,4 (1,4)
Rood schorpioenmos ¹	31,8 (4,0)	45,2 (10,9)	8,6 (2,6)	16,0 (3,6)
<i>N/K in vaatplanten (g g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	2,8 (0,3)	4,6 (0,5)	2,6 (0,3)	4,7 (0,4)
Groen schorpioenmos ¹	1,5 (0,4)	1,8 (0,6)	1,3 (0,4)	2,5 (0,7)
Rood schorpioenmos ¹	1,2 (0,0)	2,2 (0,8)	1,1 (0,2)	3,2 (0,5)
<i>K/P in vaatplanten (g g⁻¹)</i> ²				
Geel schorpioenmos ¹	4,9 (0,6)	5,4 (0,3)	1,5 (0,6)	1,5 (0,4)
Groen schorpioenmos ¹	15,0 (6,7)	14,8 (5,7)	4,5 (1,3)	3,5 (0,5)
Rood schorpioenmos ¹	26,4 (3,1)	21,6 (5,8)	7,9 (3,7)	5,2 (2,0)

5.3 Conclusies en aanbevelingen

Verschillen tussen Geel, Groen en Rood schorpioenmos

De resultaten suggereren dat Geel, Groen en Rood schorpioenmos duidelijk verschillen in standplaatsfactoren, zeker als de buitenlandse referenties bij de vergelijking worden betrokken. Geel schorpioenmos is de meest afwijkende van de drie. Deze soort komt maar in 4-6% van de buitenlandse opnamen van Groen en Rood schorpioenmos voor. Geel schorpioenmos komt voor bij relatief lage Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het bodemvocht, wat overeenkomt met standplaatscondities in Bulgarije, Tsjechië en Zwitserland (Stechova et al. 2008; Olde Venterink & Vittoz 2008). De soort kan relatief hoge Fe-concentraties aan en heeft vrijwel altijd een lage Ca/Fe ratio. Hierdoor wordt de bodem, die al een relatief lage buffercapaciteit heeft, gevoeliger voor redox processen en schommelingen in pH. Door reductie-processen onder natte condities kan de pH stijgen tot 8, wat vooral in buitenlandse locaties is waargenomen, maar ook dalen tot waarden rond de 5, wat vooral in Nederland voorkomt. Voor Geel schorpioenmos lijkt pH-buffering door aanvoer van calcium en bicarbonaat slechts een geringe rol te spelen, zeker voor de monsters uit NW-Overijssel.

Groen en Rood schorpioenmos zijn niet alleen genetisch meer verwant aan elkaar dan aan Geel schorpioenmos (Hedenäs & Kooijman 1996), maar ook wat standplaatsfactoren. In ca 30% van de opnamen van Groen of Rood schorpioenmos komt de andere soort ook voor. Beide soorten lijken een voorkeur te hebben voor hoge Ca-concentraties in het bodemvocht. De hoge buffercapaciteit (alkaliniteit) lijkt vooral samen te hangen met hoge Ca-concentraties, terwijl reductieprocessen bij Groen en Rood schorpioenmos van minder groot belang lijken te zijn voor de pH-buffering. In de buitenlandse referentiemonsters werd 69% van de variantie in alkaliniteit verklaard door calcium. Een punt van zorg is dat ook de Nederlandse locaties met Groen en Rood schorpioenmos bij vergelijkbare Ca-concentraties significant lagere pH-waarden hebben dan de buitenlandse referentiemonsters. Het is niet duidelijk of de pH in de Nederlandse situatie altijd lager is geweest, of dat de lagere pH veroorzaakt wordt door de hogere atmosferische depositie in Nederland.

Op grond van de uitgebreide analyses uit Zweden lijken Groen en Rood schorpioenmos meestal onder ijzerarme condities voor te komen. De Fe-concentraties in het bodemvocht zijn meestal lager dan $20 \mu\text{mol l}^{-1}$. Beide soorten kunnen hogere ijzergehalten echter tot op zekere hoogte verdragen. Groen schorpioenmos heeft een ogenschijnlijk vitale populatie in de overstromde Veerslootlanden, waar de Fe-concentraties oplopen tot meer dan $600 \mu\text{mol l}^{-1}$. Uit de literatuur blijkt dat ook Rood schorpioenmos incidenteel bij hogere Fe-concentraties voorkomt, namelijk op locaties waar ijzerrijke kwel optreedt. Zo hebben Kooijman en Whilde (1993) in Ierland Rood schorpioenmos gevonden bij Fe-concentraties van $75 \mu\text{mol l}^{-1}$ en de Graaf (1957) spreekt over voormalige vindplaatsen in 'Het Hol' bij hoge Fe-concentraties. In het vervolg van dit onderzoeksproject zal een transplantatie-experiment meer inzicht geven in de rol die ijzer speelt. Dit experiment is in 2010 ingezet in alle zes de behandelde Nederlandse locaties plus de ijzerrijke Wapserveense petgaten waar totaal en oxalaat-extraheerbaar ijzer in de bodem ca drie keer zo hoog zijn als langs het Meppelerdiep.

Verschillen in de nutriëntbeschikbaarheid zijn minder duidelijk zichtbaar, maar waarschijnlijk wel aanwezig. Alle drie de soorten hebben relatief lage orthoP-concentraties in het bodemvocht, al lijkt Geel schorpioenmos voor te kunnen komen op locaties met iets hogere waarden dan de andere twee. Ook lijken Geel schorpioenmoslocaties in de Nederland grotere hoeveelheden oxalaat-extraheerbaar fosfor in de bodem te bevatten. De N/P ratio's in de vegetatie op locaties met Geel schorpioenmos is ook lager dan op locaties met Groen of Rood schorpioenmos. Op de locatie met Geel schorpioenmos lijkt relatief veel fosfor aanwezig te zijn, terwijl op de Groen en Rood schorpioenmoslocaties vooral sprake lijkt te zijn van P-limitatie. Dit blijkt ook uit de bovengrondse biomassa-productie die bij de overstromde locatie langs het Meppelerdiep significant hoger dan die bij de niet regelmatig overstromde locaties met Groen en Rood schorpioenmos, wat wijst op een groter aanbod aan nutriënten. Wel lijkt de vegetatie op de Nederlandse locaties met Geel schorpioenmos een lagere K-beschikbaarheid te hebben dan de andere soorten, al is niet precies duidelijk waarom en wat de gevolgen daarvan zijn.

Mogelijke lange-termijn invloeden van overstroming

Hoewel de overstromde locaties in veel opzichten onderling sterk verschillen, en ook niet zonder meer representatief zijn voor een situatie met hoge waterstanden in de winter bij flexibel peilbeheer in de boezem, lijken er toch een aantal algemene aanknopingspunten te zijn.

De Nederlandse locaties die niet regelmatig overstromen hebben een lagere pH en alkaliniteit dan de buitenlandse referentiemonsters, mogelijk als gevolg van hoge atmosferische depositie, maar wijken wat betreft calcium, ijzer en

Ca/Fe ratio niet af. De regelmatig overstromende locaties doen dit wel, en hebben vergeleken met de buitenlandse referenties significant hogere Ca en Fe-concentraties, en een lagere Ca/Fe ratio. Hier is ook de alkaliniteit niet lager dan in de buitenlandse referentiemonsters, mogelijk door de hoge alkaliniteit van het overstromende oppervlaktewater en de toename van reductieprocessen als gevolg van inundatie, waarbij zuur wordt gebruikt. De pH is echter nog steeds lager dan in het buitenland. Dit zou kunnen komen door atmosferische depositie, maar mogelijk ook doordat toename in ijzer zorgt voor verhoging van de gevoeligheid voor verzuring in drogere perioden. Ook de hogere alkaliniteit tijdens de inundaties in de winter bleken bij de overstroomde locaties niet tot grote pH-veranderingen te leiden.

Overstroming wordt vaak ingesteld om de buffercapaciteit van het veen te verbeteren. In deze studie leidt overstroming inderdaad tot een toename in calcium in het bodemvocht en aan het adsorptiecomplex, vooral langs het Meppelerdiep en in de Veerslootlanden. Dit gaat echter niet gepaard met een duidelijke verhoging van de buffercapaciteit. In de winter is de alkaliniteit wel hoger bij alle locaties, als gevolg van de tijdelijke inundatie, maar er is geen verschil tussen locaties die wel en niet regelmatig langdurig overstroomd zijn. Verhoging van de alkaliniteit door Ca-toevoer wordt in de Nederlandse situatie mogelijk tegengewerkt door de potentiële verlaging hiervan door ijzer. In de buitenlandse referentiemonsters kon calcium 69% van de variantie in alkaliniteit verklaren, terwijl dit in de Nederlandse monsters slechts 23% was.

Overstroming leidt dus niet zozeer tot een hogere buffercapaciteit, als wel tot meer ijzer in het bodemvocht en de bodem. De Ca/Fe ratio's dalen voor zowel de totale als extraheerbare fracties en ook in het bodemvocht. Dit was met name het geval voor Geel en Groen schorpioenmos, waar overstroming met bijzonder ijzerrijk oppervlaktewater optreedt vanuit het Meppelerdiep of via oppomping vanuit nabijgelegen kwel sloten. Maar ook bij Rood schorpioenmos, waar overstroming via greppeltjes relatief beperkt was en het oppervlaktewater relatief weinig ijzer bevatte (een situatie die meer representatief is voor een meer flexibel peil in de gehele boezem), leidde overstroming tot een afname van de Ca/Fe ratio in bodem en het bodemvocht. Voor Rood schorpioenmos waren de verschillen voor calcium relatief gering vergeleken met de niet overstroomde situatie, en de alkaliniteit was juist lager. De Fe-concentraties in het bodemvocht namen echter flink toe, en waren in zomer en winter vrijwel net zo hoog als in Veerslootlanden, waar kalk- en ijzerrijk water wordt opgepompt. Wel is het zo dat Ca-concentratie, alkaliniteit en pH in de overstroomde greppeltjes met Rood schorpioenmos hoger zijn dan in de omringende veenmosvegetaties.

In de zes onderzoekslocaties is er geen duidelijk verband gevonden tussen ijzer en orthofosfaat in het bodemvocht, maar de orthoP-concentraties zijn over het algemeen vrij laag. Daarmee is echter nog niet gezegd dat er weinig fosfor beschikbaar is voor de vegetatie. De relatief lage N/P ratio's in de vegetatie bij beide Geel schorpioenmoslocaties, en de hoge bovengrondse biomassa in de meest ijzerrijke locatie langs het Meppelerdiep, wijzen eerder op het tegendeel.

Regelmatige overstroming kan niet alleen leiden tot een toename van ijzer, maar ook tot een toename van fosfor in de bodem. Voor Rood schorpioenmos was er geen verschil in P-fracties tussen al dan niet regelmatig overstroomde locaties, maar voor Geel en Groen schorpioenmos, waar de overstroming sterker was, namen zowel de totaal als de aan ijzer gebonden oxalaat-extraheerbare P-fracties toe door overstroming. Binnen de ijzergebonden P-fractie kunnen bovendien grote verschillen optreden in de vorm en sterkte

van de P-binding. P-binding kan plaatsvinden aan mineraal ijzer in de vorm van ijzer(hydr)oxiden, maar ook aan organisch ijzer in de vorm van organische Fe-complexen, waaraan orthofosfaat veel zwakker bindt. Het is dus mogelijk dat een deel van de ijzergebonden P wel degelijk voor plantenwortels beschikbaar is, waardoor een toevoer van ijzer en orthofosfaat uiteindelijk een averechts effect zou kunnen hebben. Door middel van P-fractionering van schorpioenmoskraggen zal in het vervolgonderzoek getracht worden meer inzicht in deze processen te krijgen. Tevens is weinig bekend over de invloed van hoge en lage Ca-concentraties hebben op de P-binding en P-beschikbaarheid. In Zweedse venen bleek de mineralisatie van P (en N) het laagst te zijn in de meest kalkrijke situaties, wat veroorzaakt zou kunnen zijn door chemische neerslag van calciumfosfaat en/of hoge microbiële immobilisatie (Kooijman & Hedenäs 2009).

Aanbevelingen voor het beheer

Voor Geel schorpioenmos lijkt overstroming niet zo'n probleem, gegeven de hogere Fe-concentraties en P-beschikbaarheid. In de Meppelerdieplanden blijft de populatie al jaren onder invloed van overstroming in stand en lijkt zelfs toe te nemen gedurende het laatste decennium (van Tweel & Sparrius 2007). In het Kiersche Wiede kan overstroming ook een positief effect hebben op Geel schorpioenmos, omdat deze locatie van zichzelf relatief ijzerarm is, maar ook kalkarm, en een lage buffercapaciteit heeft. In het Kiersche Wiede wordt Geel schorpioenmos omgeven door veenmos (*Sphagnum palustre* en *Sphagnum fallax*), die zich zal uitbreiden als de buffercapaciteit verder afneemt. Hier is een voorbehoud op zijn plaats, omdat uitbreiding van dit veenmos ook kan plaatsvinden als de P-beschikbaarheid toeneemt. Overstroming vindt bij voorkeur dus plaats met relatief schoon oppervlaktewater.

Voor Groen schorpioenmos is het gezien de sterke relatie met calcium, hoge alkaliniteit en van nature lage Fe-concentraties belangrijk om voorzichtig om te gaan met flexibele waterpeilen. In de Veerslootlanden lijkt overstroming voor Groen schorpioenmos niet verkeerd uit te pakken. Ditzelfde geldt ook voor de incidentele inundaties bij de Veldweg (zie ook hoofdstuk 2). Groen schorpioenmos is mogelijk vooral kenmerkend voor blauwgraslanden die in het verleden regelmatig onder water stonden. Groen schorpioenmos kan enige mate van verrijking met ijzer blijikbaar aan in de Veerslootlanden. Het is echter van belang de lange-termijn ontwikkeling goed te volgen, omdat niet bekend is of de hoge Fe-concentraties uiteindelijk toch niet negatief zullen uitpakken op de buffercapaciteit en/of nutriëntbeschikbaarheid. De Ca/Fe ratio bij de Veerslootlanden is in verschillende fracties in ieder geval veel lager dan bij natuurlijke standplaatsen. Het valt daarom te overwegen het slootwater voor de overstromingen in de Veerslootlanden eerst te ontijzeren, bijvoorbeeld door het in een reservoir als oppervlaktewater eerst een poosje aan de lucht bloot te stellen. De gevolgen van een dergelijke behandeling zouden eerst door middel van een experiment moeten worden nagegaan. Ook is van belang dat de aanvoer van P niet te hoog is, omdat een hoog ijzergehalte kan zorgen voor lage fosfaatconcentraties in het water, maar mogelijk niet voor sterke P-fixatie in de bodem, waardoor plantenwortels er toch bij kunnen. Hier moet verder onderzoek aan worden verricht.

Ook voor Rood schorpioenmos moet voorzichtig omgegaan worden met flexibelere waterpeilen, omdat deze soort meestal onder relatief ijzerarme condities voorkomt. Hoewel er ook situaties bekend zijn waarbij Rood schorpioenmos onder ijzerrijkere omstandigheden voorkomt, lijken de gemeten lage Fe-concentraties in overeenstemming te zijn met het vooral voorkomen van de soort in drijvende trilvenen. Terwijl de soort minder voorkomt in blauwgraslanden, waar langdurigere overstroming van oudsher

waarschijnlijk een grotere rol heeft gespeeld. Regelmatige overstroming in de begreppelde situatie langs de Reëenweg heeft ook bij deze vegetaties met Rood schorpioenmos geleid tot verhoogde Fe-concentraties. De soort blijkt zich echter uit te breiden, waarschijnlijk doordat buffercapaciteit en pH nabij de greppels verhoogd zijn ten opzichte van omringende veenmosvegetaties, maar lange-termijn effecten zijn nog onduidelijk en moeten zeker worden gevolgd. Uit een transplantatieproef zal blijken of ijzerrijke condities inderdaad de vitaliteit van Rood schorpioenmos aantasten.

6 Synthese

In dit slothoofdstuk worden de (mogelijke) effecten van een flexibel waterpeil op de waterstanden in het veen, de zuurbuftercapaciteit en de voedselrijkdom op een rij gezet. Er is op standplaatsniveau gekeken in relatief schone delen van het gebied, waar de peilproef zich daadwerkelijk heeft afgespeeld. Daarnaast is aanvullende informatie verkregen uit venen met de doelsoorten Geel, Groen en Rood schorpioenmos en zijn experimenten in klimaatruimten uitgevoerd. Ook wordt een eerste evaluatie gegeven van mogelijke effecten op gebiedsniveau, waarbij gradiënten in waterchemie en voedselrijkdom een belangrijke rol spelen. Omdat veel van het onderzoek nog in volle gang is, moet met name deze laatste evaluatie als een voorlopige worden gezien.

6.1 Effecten van flexibel peil op de waterstand

Verskil in gevoeligheid voor inundatie

Voor een goede inschatting van de effecten van flexibel peilbeheer in het gebied is het noodzakelijk dat duidelijk is welke percelen wel, en welke percelen niet geïnundeerd raken. Er bestaan in dit opzicht grote verschillen tussen kraggen, waarvoor uiteenlopende oorzaken kunnen zijn. In de praktijkproef leidde peilverhogingen van 20 cm in de winter in het ene geval wel, maar in het andere niet tot inundatie. In het Kiersche Wiede kwam vrijwel de gehele kragge in de winters van 2008, 2009 en 2010 onder water te staan, inclusief de meer geïsoleerde delen met veenheide. In De Weerribben was van inundatie echter geen sprake. In zowel het gebied met een peilverhoging van een week als in het gebied met een peilverhoging van twee maanden zwol/dreef de kragge mee op, en kwam de peilverhoging in de kragge zelf niet veel verder dan 1-2 cm.

Dit verschil in respons tussen het Kiersche Wiede en vak 60 van De Weerribben lijkt niet samen te hangen met methaanproductie, wat recent als mogelijk belangrijkste bepalende factor voor het drijfvermogen is beschouwd (Lamers et al. 1999; Tomassen et al. 2003, Loeb et al. 2007). De CH₄-concentraties waren juist lager in De Weerribben dan in De Wieden, en in beide gebieden beduidend lager dan de grenswaarde van 400 μmol l⁻¹ die voor hoogvenen en riviergebieden wordt aangehouden. Ook in het kolom-experiment werd de beweging van de kragge in de kolom niet gestuurd door methaan. De kragge zakte voor zowel Geel als Rood schorpioenmos bij de lage wintertemperaturen, maar dreef bij de hoge zomertemperaturen op, waarschijnlijk als gevolg van een betere zuurstofvoorziening door de wortels. Of dit in het veld ook een rol speelt is nog niet duidelijk. Het verschil in respons tussen verschillende veentypen is echter zeer relevant voor het effect van een peilfluctuatie, aangezien dit bij peilverhoging bepalend is voor de mate van vernatting. Bij dezelfde peilwisseling in een gebied zullen daarmee in sommige delen wel, en andere geen veranderingen op maaiveldniveau plaatsvinden, ook bij oorspronkelijk even hoge maaiveldhoogten.

Mogelijke rol van de diepte van de vaste ondergrond

Het is mogelijk dat het verschil tussen de vaste kragge in het Kiersche Wiede en de opdrijvende kragge in De Weerribben gerelateerd is aan de afstand tot de zandondergrond of het eventueel daarop nog aanwezig restveen, waar de kragge aan vastgegroeid kan zijn. Het Kiersche Wiede ligt aan de oostkant van de boezem, tegen de Pleistocene zandgebieden aan, waar de diepte tot het zand ongeveer een meter bedraagt, en plantenwortels de veenlaag min of meer hebben verankerd. Vak 60 in De Weerribben ligt daarentegen in het centrale deel van de boezem, waar de zandondergrond enige meters diep ligt, buiten het bereik van plantenwortels die het veen kunnen 'verankeren'. Dit moet nader worden onderzocht, maar geeft aan dat niet alle trilvenen en veenmosrietlanden zullen overstromen bij een hoger waterpeil in de winter.

Een eerste analyse van welke gebieden en vegetatietypen geïnundeerd zouden kunnen raken is vanuit een vliegtuig uitgevoerd na een hevige neerslagperiode eind augustus 2010, waarbij het waterpeil slechts 2 cm hoger lag dan normaal. De methode bleek alleen betrouwbare resultaten op te leveren op locaties met zomermaaibeheer, maar liet duidelijk zien dat er door de gehele boezem heen inundaties kunnen voorkomen en dan vooral aan de oostzijde van het gebied, waar de zandondergrond ondieper is (Haans & Hamming 1962; Rienks et al. 2002). Ook zijn er aanwijzingen dat het vooral om schorpioenmosvegetaties gaat, en niet om veenmos. Dit sluit aan bij het gegeven dat schorpioenmosvegetaties een voorkeur voor minstens tijdelijk onderwater staande zones hebben, en veenmosvegetaties in laagvenen juist niet. Het is echter nog niet duidelijk of het echt om overstroming gaat vanuit het oppervlaktewater, of om laterale indringing via zwakke plekken in het veen. Dat moet verder worden uitgezocht.

Voordat een besluit tot flexibel peilbeheer voor de gehele boezem kan worden genomen, moet er meer duidelijkheid komen over welke percelen zullen overstromen en welke niet. Ook moet het belang van periodieke inundatie van schorpioenmosvegetaties bij iets verhoogde waterstanden verder worden onderzocht. Periodieke overstroming met relatief schoon bicarbonaat- en basenrijk water is wellicht niet zozeer een probleem, als wel een voorwaarde voor het voortbestaan van basenrijke venen en blauwgraslanden met schorpioenmossen. Periodieke overstroming met eutroof oppervlaktewater lijkt echter geen goed idee.

6.2 Mogelijke effecten van een hoger winterpeil

Verschillende vormen van buffercapaciteit

Het zuurbufferend vermogen wordt op de eerste plaats bepaald door de hoeveelheid bicarbonaationen in het water (alkaliniteit). De alkaliniteit van het water hangt op zijn beurt weer af van een aantal variabelen, waaronder het evenwicht met de hoeveelheid calcium in bodem en water, uitwisseling van ionen tussen het water en het adsorptiecomplex en de redox reacties onder verschillende zuurstofcondities, waarbij o.a. ijzer een rol speelt. Het is zeer belangrijk dit onderscheid te maken, omdat buffercapaciteit gekoppeld aan calcium en bicarbonaat vooral wordt bepaald door aan- en afvoer van stoffen met het water, en buffercapaciteit gekoppeld aan redox reacties vooral speelt op de locatie zelf, en sterk afhankelijk is van de waterstanden in het veen.

Voor Rood en Groen schorpioenmos, die voorkomen in relatief kalkrijke standplaatsen, is de buffercapaciteit vooral afhankelijk van de hoeveelheid calcium en bicarbonaat. Bicarbonaat is in evenwicht met calcium in de bodem en het water, en kan van nature oplopen tot 5 mmol l^{-1} , bij Ca-concentraties van $2200\text{-}2500 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ ($88\text{-}100 \text{ mg l}^{-1}$). Voor Rood schorpioenmos in de Stobbenribben is de alkaliniteit ca 3 mmol l^{-1} , bij een Ca-concentratie van $1500 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ (60 mg l^{-1}). Er is dus vaak ongeveer tweemaal zoveel bicarbonaat als calcium. Schommelingen in buffercapaciteit als gevolg van natte of droge condities kunnen voorkomen, maar leiden meestal niet tot grote veranderingen in pH.

Voor Geel schorpioenmos, dat voorkomt bij lagere HCO_3 en Ca-concentraties en hogere Fe-concentraties dan de andere twee doelsoorten, lijkt buffering door calcium slechts een geringe rol te spelen. Schommelingen in alkaliniteit als gevolg van nattere of drogere condities kunnen echter leiden tot relatief grote veranderingen in pH.

Behalve calcium en redox reacties speelt mogelijk ook de hoge atmosferische depositie in Nederland een rol. Dit zou kunnen verklaren waarom in de Nederlandse monsters voor zowel Geel, Groen als Rood schorpioenmos de alkaliniteit en met name de pH bij vergelijkbare Ca-concentratie systematisch lager zijn dan in buitenlandse referentiemonsters uit Zweden en Oost-Polen. Vooralsnog zijn er echter op basis van dit onderzoek geen uitspraken mogelijk over de betekenis hiervan voor het voorkomen van de schorpioenmossen. Ook de ophoping van zwavel in de bodem door hoge zwaveldepositie uit het verleden zou in de zomer tot extra verzuring kunnen leiden. Dit zou met name het geval kunnen zijn bij Geel schorpioenmos dat gevoeliger lijkt te zijn voor redox geïnduceerde verzuring.

Mogelijke uitwisseling in de overstromingslaag

Door het instellen van een hoger waterpeil in de winter zou mogelijk de buffercapaciteit in trilvenen en veenmosrietlanden kunnen worden verhoogd, door de aanvoer van basenrijk water met hoge Ca en HCO_3 -concentraties, en een hogere alkaliniteit door reductieprocessen onder zuurstofarme condities. Bij de praktijkproef in De Weerribben nam de buffercapaciteit niet toe, zeer waarschijnlijk doordat de kragge meebewoog, en er helemaal geen inundatie optrad. Er zijn in De Weerribben sowieso geen veranderingen in chemische samenstelling van het water tussen voor en na de waterpeilverhoging gemeten, ook niet in de proef met langdurig verhoogde waterpeilen.

In het Kiersche Wiede vond inundatie plaats. Het gebied wordt tijdens de inundatie bedekt door een deken van relatief basenrijk oppervlaktewater. Dit water heeft overal ongeveer dezelfde concentraties aan het biologisch inerte chloride, wat aangeeft dat de deken van oppervlaktewater initieel min of meer homogeen is geweest. In deze laag lijkt enige uitwisseling plaats te vinden tussen het water en de moslaag, die een hoge adsorptiecapaciteit heeft. De Ca-concentratie en alkaliniteit zijn in de buurt van de sloot redelijk hoog, en nemen af bij de meer geïsoleerde delen van de kragge met veenmos en veenheide. Dit betekent dat de bodem en vegetatie waarschijnlijk de kwaliteit van het oppervlaktewater bepalen, en dat er mogelijk oplading met calcium aan het adsorptiecomplex van de moslaag optreedt tegen uitwisseling van zuur. Hoe belangrijk dit uitwisselingsproces is, en of dit inderdaad leidt tot oplading van het adsorptiecomplex moet nog nader worden onderzocht. Een complicerende factor is dat het slootwater in het Kiersche Wiede relatief lage Ca-concentraties heeft, door de geïsoleerde ligging van het gebied.

Geen tot weinig infiltratie bij korte winterinundatie

Aangezien er in het Kiersche Wiede in de winter geen verschil in Cl-concentraties is waargenomen in de bodem tussen metingen voor en na de peilverhogingen, lijkt het erop dat de infiltratie van het bovenstaande basenrijke oppervlaktewater beperkt is geweest. De infiltratie wordt waarschijnlijk beperkt doordat het veen waterverzadigd is. Het is echter mogelijk dat er toch enige infiltratie optreedt, gezien de afname van Cl-concentraties in het controlegebied langs de Veldweg in de winter van 2009, hoewel dit in 2008 niet gebeurde. De metingen van 2010 geven hierover mogelijk meer duidelijkheid.

Verder lijkt er in het Kiersche Wiede mogelijk laterale indringing vanuit de sloot op te treden, zoals in eerder onderzoek al op verscheidene plaatsen in De Weerribben is aangetoond (Schouwenberg & van Wirdum, 1998). Deze laterale indringing is echter alleen van belang als de doorlatendheid vanaf de sloot naar het perceelmidden voldoende groot is. Het lateraal indringende water kan de moslaag pas bereiken als er verdamping optreedt en is daardoor in beginsel minder effectief voor het onderhoud van de basentoestand van de moslaag. In de winter is de verdamping beperkt, waardoor er weinig water uit de kragge onttrokken wordt en het lateraal ingedrongen water dus niet bij de moslaag kan komen. Tijdens drogere periodes in de zomer zou dit lateraal ingedrongen water echter toch nog bij de moslaag kunnen komen. Via vervolgonderzoek zal gekeken moeten worden of deze verlate aanrijking een rol van betekenis speelt.

In de kolomproef trad infiltratie van basenrijk water vooral op bij hogere temperatuur, als de verdamping hoger was. Ook bij de ongeregisseerde overstroming in het controlegebied in de zomer van 2009 infiltreerde het water duidelijk in de diepere bodemlagen, waarschijnlijk doordat er meer ruimte was door verdamping. Dit betekent dat verhoging van de alkaliniteit en Ca-concentraties door middel van infiltratie van basenrijk oppervlaktewater vooral plaatsvindt als er door verdamping ruimte in het veen is. Wellicht is het dus beter om inundatie in de zomer toe te staan dan in de winter.

Geen alkalinisering bij korte winterinundatie

Behalve door aanrijking met basenrijk water kan de alkaliniteit bij inundatie ook omhoog gaan door microbiële reductieprocessen onder zuurstofarme condities (Lamers et al. 1998a). Dit is vooral een tijdelijke vorm van buffercapaciteit, die weer wegvalt als er verdroging optreedt. Bij reductieprocessen wordt zuur geconsumeerd, en zuurbufferend vermogen geproduceerd. Bij indringing van zuurstof in de bodem wordt door microbiële en chemische processen weer zuur gevormd en daarmee buffercapaciteit geconsumeerd.

In de kolomproef zijn de resultaten relatief eenduidig. De alkaliniteit en de pH zijn hoger bij hoge dan bij lage waterstanden. De verhoging trad echter pas na een aantal weken op. De alkaliniteit wordt bij hoge waterstand nog hoger als er sulfaat wordt toegevoegd en sulfaatreductie optreedt. Gedurende het experiment wordt de alkaliniteit verder verhoogd door de toevoeging van basenrijk water, vooral bij hogere temperaturen, wanneer de verdamping hoger is. Ook zijn de pH en de alkaliniteit over de hele range hoger, en de schommelingen kleiner, voor Rood dan voor Geel schorpioenmos, waarschijnlijk als gevolg van de initiële Ca-concentraties, die voor Rood schorpioenmos ongeveer twee keer zo hoog was.

In het veld is de situatie echter complexer. Tijdens de winterinundatie in het Kiersche Wiede gaat de redoxpotentiaal snel omlaag. De redoxpotentiaal lijkt op een soort van aan-uit systeem, met waarden van 400-600 mV onder

zuurstofrijke condities, en een snelle daling naar -200 mV zodra het water hoger komt te staan en de zuurstof opraakt. Deze laatste waarde is in de range waarbij reductie van ijzer en sulfaat optreedt. Er zijn echter geen aanwijzingen dat de alkaliniteit of de Fe-concentraties in het water omhoog gaan tijdens de inundaties in de winter. Een pluspunt daarbij is wellicht dat ook sulfidenproductie en P-mobilisatie niet optreden. Mogelijk is de tijdsduur van een week niet lang genoeg voor aantoonbare verhoging van de alkaliniteit, waardoor de microbiële reductieprocessen niet goed op gang komen, zeker niet bij de lage temperaturen (o.a. Lamers et al. 2006b; Smolders et al. 2006). In de kolomproef trad bij de lage temperaturen wel reductie van ijzer en sulfaat op, en verhoging van de alkaliniteit, maar na drie weken waren de veranderingen nog slechts bescheiden.

Bij locaties met schorpioenmossen, die in de winter gedurende enkele weken onder water staan, waren de Fe-concentraties en met name de alkaliniteit in de winter hoger dan in de zomer. Dit geeft aan dat reductieprocessen in de winter wel kunnen optreden bij langer durende inundaties, ondanks de lagere temperatuur. De kolomproef geeft aan dat de effecten in de winter zelfs sterker kunnen zijn dan in de zomer, omdat in de zomer meer zuurstof kan worden aangevoerd via de plantenwortels, waardoor oxidatie in de wortelzone optreedt. Reductieprocessen kunnen natuurlijk ook optreden in de zomer, zoals bij de niet geplande inundatie in het controlegebied in de zomer van 2009, waarbij verhoging van de alkaliniteit optrad, die overigens ten dele afkomstig was van het aangevoerde basenrijke water.

De buffercapaciteit kan in de winter overigens ook omlaag gaan, zelfs als er reductieprocessen optreden. In de basenrijke trilvenen uit het onderzoek naar de gebiedsgradiënt, met hoofdzakelijk Rood schorpioenmos, waren pH en alkaliniteit lager in de winter dan in de zomer. Dit hangt mogelijk samen met lagere Ca-concentraties in de winter door verdunning met regenwater. Ook zou de fotosynthese van planten, o.a. van kranswieren, een rol kunnen spelen. In theorie wordt de pH door de opname van CO₂ automatisch verhoogd tot waarden rond 8.

Geen reductie van ijzer bij korte winterinundatie

In het kolomexperiment was ijzerreductie bij hoge waterstand al na drie weken duidelijk zichtbaar. In de praktijkproef trad in De Weerribben geen reductie van ijzer op tijdens de waterpeilverhoging in de winter, waarschijnlijk doordat de waterstand in het veen zelf nauwelijks veranderde. In het Kiersche Wiede was bij de winterinundatie echter ook geen verhoging van de Fe-concentraties waar te nemen, hoewel de redoxpotentiaal hiervoor in principe laag genoeg was. Het is mogelijk dat een inundatieperiode van een week te kort is om reductieprocessen echt op gang te krijgen. Bij de langdurigere overstroomde locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos waren de Fe-concentraties in de winter wel hoger dan in de zomer, met name langs het Meppelerdiep. Ook tijdens de niet geplande zomerinundatie in het controlegebied langs de Veldweg bleek reductie, gezien de significant hogere Fe-concentraties in het water, bij de geïnundeerde locaties op te treden.

Geen reductie van sulfaat bij korte winterinundatie

In het kolomexperiment nemen de SO₄⁻-concentraties bij hoge waterstand wat af, wat wijst op een zekere mate van sulfaatreductie. Vorming van de toxische sulfiden treedt echter alleen maar op als er ook sulfaat wordt toegevoegd.

In de praktijkproef zijn in zowel De Weerribben als het Kiersche Wiede geen veranderingen in SO₄⁻-concentraties zichtbaar. In De Weerribben heeft dit te maken met het nauwelijks veranderen van de waterstand in het veen door de

opdrijvende kragge. In De Wieden lijkt sulfaatreductie vooral beperkt door de korte inundatieduur, aangezien de redoxpotential laag genoeg is. Bij locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos die in de winter langduriger geïnundeerd raken, treedt waarschijnlijk wel sulfaatreductie op gezien de lagere SO₄-concentraties. Ook bij de niet geplande inundatie tijdens de zomer in het controlegebied van De Wieden lijkt sulfaatreductie op te treden, gezien de afname van sulfaat in het water. Waterstofsulfide is in de veengebieden echter nergens in grote aantallen aangetroffen.

P-mobilisatie door reductieprocessen vooral in fosforrijke gebieden?

In het kolomexperiment treedt P-mobilisatie bij hoge waterstanden alleen op bij de bodemkernen met Geel schorpioenmos. Bij Rood schorpioenmos leidde peilverhoging niet tot verhoogde orthoP-concentraties, hoewel ook daar de alkaliniteit toenam en er reductie van ijzer en waarschijnlijk ook sulfaat optrad. Dit kan te maken hebben met de P-beschikbaarheid in de bodem. De bodemkernen met Geel schorpioenmos uit het Kiersche Wiede bevatte significant meer zout- en Olsen extraheerbaar P dan de bodemkernen uit de Stobbenribben met Rood schorpioenmos. Ook de totale hoeveelheid fosfor in de bodems verschilde significant. Tevens was de uiteindelijke biomassa-productie en de hoeveelheid fosfor in de vegetatie veel hoger in de kolommen met Geel schorpioenmos dan in die met Rood schorpioenmos.

Tijdens de peilverhoging in de winter trad in het Kiersche Wiede echter geen P-mobilisatie op. Waarschijnlijk was de periode van een week te kort om de reductieprocessen goed op gang te krijgen. In het peilproefgebied van De Weerribben vond ook geen verandering in orthoP-concentraties plaats, maar daar vond inundatie van kraggen sowieso niet plaats. Ook bij de beheersmatig overstromende locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos trad vrijwel geen P-mobilisatie op, hoewel daar wel reductie van ijzer en sulfaat optrad. Hierbij zouden de hogere Fe-concentraties in deze bodems een rol kunnen spelen. Er was namelijk een fors verschil in totaal en oxalaat-extraheerbaar Fe tussen locaties die beheersmatig overstromen en locaties die incidenteel onder water staan, waardoor Fe/P ratio's in de bodem en het bodemvocht significant hoger waren bij de beheersmatig overstromende locaties met schorpioenmossen. Ten slotte waren de orthoP-concentraties ook niet verhoogd bij de niet geplande overstroming van het controlegebied langs de Veldweg in de zomer, hoewel ook daar de Fe-concentraties hoger werden en de SO₄-concentraties lager. Mogelijk trad ook hier geen P-mobilisatie op door de lage P-bezetting aan ijzer (Loeb et al. 2008b), maar het kan ook goed zijn dat er wel degelijk extra orthofosfaat beschikbaar kwam en dat dit direct werd opgenomen door de groeiende planten en mossen.

6.3 Mogelijke effecten van een lager zomerpeil

Verdroging bij lage waterstanden

Net als bij peilverhoging in de winter blijken de twee praktijkproefgebieden een verschillende respons te hebben bij peildaling in de zomer. In De Weerribben zakte het waterpeil in de kragge niet meer dan een paar cm, omdat de kragge net als bij peilverhoging meebeweegt met het waterpeil. In het Kiersche Wiede zou peilverlaging in theorie wel moeten leiden tot peilverlaging in het veen, maar een complicerende factor was het weer. De peilverlaging van 15 cm werd in zowel 2009 als 2010 verstoord door hevige regenval, waardoor het waterpeil in de kragge niet zakte, maar juist steeg. Over een eventuele respons op verdroging is dus nog niet zoveel te zeggen.

Veranderingen in buffercapaciteit

In de praktijkproef zijn lagere waterstanden in het veen gedurende de zomer nog niet waargenomen als gevolg van de hoge neerslag. Potentiële veranderingen in buffercapaciteit en nutriëntbeschikbaarheid bij verlaging van het waterpeil in de zomer zijn dus vooral gebaseerd op het kolomexperiment. Daarnaast geven verschillen tussen zomer en winter bij locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos, die in de zomer van 2009 relatief droog stonden en in de winter van 2009 grotendeels overstroomd waren, inzicht in de respons op tijdelijke verdroging.

In het kolomexperiment leidde een peilverlaging in de zomer tot een verlaging van de alkaliniteit, vooral in de moslaag. Er was echter alleen bij kolommen met Geel schorpioenmos sprake van een beperkte pH-daling. Deze verzuring is het gevolg van oxidatie van ijzer(sulfiden) en ammonium (Lamers et al. 1998a). De vraag is echter in welke mate deze verzuring in de zomer een probleem kan zijn. Voor Geel schorpioenmos, dat door de lagere HCO_3^- en Ca-concentraties zwakker is gebufferd, zijn pH-verschillen tussen waterstanden en/of temperaturen relatief groot, en lopen in de bodem van 5,5 tot 6,3 en in de moslaag van 5,7 tot 6,6. Voor Rood schorpioenmos, dat veel hogere initiële HCO_3^- en Ca-concentraties bevat, blijft de pH in de bodem echter rond de 6,5 schommelen en in de moslaag rond de 6,9.

Bij de zes locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos zijn de pH waarden in de zomer ook lager dan in de winter, maar zijn de schommelingen niet heel erg groot. In de zomer varieert de pH van 5,3-6,5 en in de winter van 5,4-7,1. Bij de tien locaties met Rood schorpioenmos uit het onderzoek naar de gebiedsgradiënt is de pH in de zomer echter hoger dan in de winter. Dit kan het gevolg zijn van hogere Ca-concentraties in de zomer, die mogelijk ontstaan door indamping en/of minder verdunning met regenwater. Fotosynthese van planten, waardoor de pH in theorie tot 8 kan oplopen, kan hierbij ook een rol hebben gespeeld.

Veranderingen in nutriëntbeschikbaarheid

Een andere relevante vraag bij peilverlaging in de zomer is of de oxidatie van ijzer ook tot P-fixatie leidt als gevolg van de extra vorming van ijzerfosfaten (Patrick & Khalid 1974). In het kolomexperiment was de orthoP-concentratie bij lage waterstanden relatief laag, terwijl bij hoge waterstanden bij Geel schorpioenmos in de winter duidelijk P-mobilisatie optrad als gevolg van reductieprocessen. Dat wijst erop dat P-fixatie door ijzeroxidatie bij Geel schorpioenmos een rol kan spelen. Bij Rood schorpioenmos lijkt dit minder het geval te zijn, mogelijk doordat de P-beschikbaarheid in de bodems uit de Stobbenribben al laag was. In het veld ging oxidatie van ijzer in de zomer ook niet gepaard met verlagingen van de orthoP-concentratie.

De vraag of de hogere toetreding van zuurstof ook leidt tot hogere mineralisatie en het versterkt vrijkomen van nutriënten moet nog worden beantwoord. Naar verwachting zal de overgang van waterverzadigde (bijv. overstroomd) naar vochtige (-10 cm maaiveld) kragge leiden tot een verdubbeling van de decompositie, terwijl verdere verdroging de decompositie weer remt (o.a. Lamers 2001). Een eerste aanwijzing hiervoor is de sterke toename van DOC (opgeloste organische verbindingen) bij verlaging van het peil tot -15cm in de kolomproef. Dit lijkt te duiden op een verhoogde decompositie. Het is echter de vraag of verhoogde decompositie ook leidt tot een verhoogde netto N en P-mineralisatie (Kooijman & Hedenäs 2009). Door middel van een incubatie experiment zal hier in de komende jaren meer duidelijk over worden.

6.4 Mogelijke effecten van flexibel peil op standplaats- en gebiedsniveau

Mogelijke effecten op standplaatsniveau

Op grond van het bovenstaande lijkt een verhoging van de buffercapaciteit op standplaatsniveau door inundatie met basenrijk oppervlaktewater makkelijker gezegd dan gedaan. De eerste vraag is of inundatie sowieso op kan treden, of dat de kragge of de dikkere veenlaag meebeweegt met het waterpeil, waardoor veranderingen in het veen beperkt zijn.

Als inundatie daadwerkelijk op kan treden, wat bij schorpioenmoslocaties veelal het geval is, is het vervolgens de vraag of permanente verhoging van de buffercapaciteit mogelijk is. In de winter blijft het mogelijk bij uitwisseling van calcium en bicarbonaat tussen het bovenstaande water en de moslaag. Infiltratie van de deken van oppervlaktewater lijkt echter niet op te treden of beperkt te zijn, mogelijk doordat de bodem al waterverzadigd is, of doordat water vooral lateraal op grotere diepte infiltreert via zwakke plekken in het veen. Tijdens periodes van verdampingsoverschot zou dit lateraal infiltrerende water in gebieden met beperkte wegzijging echter alsnog later omhoog kunnen komen en tot aanrijking van calcium en bicarbonaat kunnen leiden (Schouwenberg & van Wirdum 1998; Groeneweg & van Wirdum 2004). In de zomer lijkt inundatie overigens wel degelijk tot infiltratie en verhoogde HCO_3^- en Ca-concentraties te kunnen leiden in het bodemvocht, waarschijnlijk omdat er dan door verdamping meer ruimte in het veen is.

De buffercapaciteit kan ook verhoogd worden door de natte, zuurstofarme condities tijdens inundaties, waardoor reductieprocessen optreden en de alkaliniteit wordt verhoogd. Dit lijkt echter vooral een tijdelijk oplossing zolang het veen nat is, omdat de HCO_3^- -concentratie weer wordt verlaagd onder drogere, zuurstofrijke condities. Een inundatieperiode van een week lijkt sowieso geen zoden aan de dijk te zetten, mogelijk omdat dit te kort is om de reductieprocessen, die door micro-organismen worden uitgevoerd, goed op gang te brengen. Dit geldt ook voor de ijzer- en sulfaatreductie, waardoor P-mobilisatie vanuit ijzerfosfaat beperkt blijft in de eerste week.

Bij langer durende inundatie treden ijzer- en sulfaatreductie wel op. Hoe groot de risico's zijn met betrekking tot vorming van het giftige sulfide en de P-mobilisatie vanuit ijzerfosfaat is nog niet geheel duidelijk. In de kolomproef trad sulfidevorming niet op als gevolg van hoge waterstanden, maar wel als ook sulfaat aan het water werd toegevoegd. In het veld lijken sulfidenconcentraties in de semiterrestrische venen betrekkelijk laag. P-mobilisatie lijkt bij langdurig hoge waterstanden in kolomproef wel op te treden in de bodems met Geel schorpioenmos, maar niet in die met Rood schorpioenmos. Dit heeft mogelijk te maken met hogere P-beschikbaarheid en P-voorraden. In het veld is P-mobilisatie als gevolg van inundatie niet aangetoond, maar dat kan komen door de relatief korte periode van inundatie, door P-opname van de vegetatie en door de beperkte P-bezetting aan ijzer.

Over de effecten van een lager zomerpeil is nog niet veel te zeggen, omdat de peilverlaging plaatsvond in een periode met veel neerslag, waardoor de waterstanden in het veen stegen i.p.v. daalden. Ook moet het mineralisatie-experiment, dat moet toetsen of een betere zuurstofvoorziening leidt tot een versneld vrijkomen van nutriënten, nog worden uitgevoerd. Op grond van de kolomproef en verschillen tussen zomer en winter in locaties met Geel, Groen en Rood schorpioenmos lijkt echter duidelijk dat verdroging leidt tot oxidatie van ijzer en sulfaat. Dit kan leiden tot verlaging van de alkaliniteit en pH,

maar dat hoeft niet. Vooral in goed gebufferde bodems, waarop soorten als Groen en vooral Rood schorpioenmos kunnen voorkomen, zijn de HCO_3 en Ca-concentraties vaak voldoende hoog om een pH-verlaging te voorkomen. In de kolomproeven bleek de alkaliniteit van het bodemvocht inderdaad hoog genoeg te zijn om een pH-daling bij Rood schorpioenmos te voorkomen. Verzuring door oxidatie is mogelijk wel een probleem in veel zwakker gebufferde locaties met Geel schorpioenmos. In de moslaag van kolommen met Geel schorpioenmos leek de Ca-concentratie bij peilverlagingen in de zomer zelfs wat hoger te liggen, wat indiceert dat er calcium van het adsorptiecomplex is vrijgekomen.

Mogelijke effecten van flexibel peilbeheer op gebiedsniveau

De bovenstaande resultaten zijn vooral gebaseerd op peilwisselingen in relatief schone delen van het gebied, vaak met schorpioenmossen die karakteristiek zijn voor relatief fosforarme condities. De waterkwaliteit is echter niet in het hele gebied hetzelfde, en vertoont sterke gradiënten in buffercapaciteit, maar vooral in nutriëntbeschikbaarheid. Mogelijk heeft een flexibeler waterpeil gevolgen voor de verdeling van schoon en vervuild water in het gebied, waarbij waarschijnlijk zal gelden dat de gebieden met een gunstigere waterkwaliteit zullen kunnen uitbreiden naarmate het boezemwater schoner is. Het is echter de vraag of flexibelere waterstanden tot schoner boezemwater leiden. Zo zou een hoger waterpeil in de winter mogelijk kunnen leiden tot P-accumulatie in de boezem, door het versterkt vasthouden van vervuild water vanuit omringende polders.

Waterstromen van inlaat naar trilvenen in de zomer en winter

De boezem van NW-Overijssel wordt gevoed vanuit verschillende bronnen, zoals bovenstrooms gelegen gebieden, omringende polders, regenwater en in droge tijden ook water uit het IJsselmeer. Het oppervlaktewater in het gebied vertoont een aantal gradiënten die in de tijd kunnen variëren.

In de zomer zijn er vrijwel geen significante verschillen in de pH, alkaliniteit, IR, Ca- en Cl-concentraties gemeten in het oppervlaktewater bij gemalen, sloten, petgaten en basenrijke trilvenen met schorpioenmos. Dit suggereert dat het instromende basenrijke oppervlaktewater in de zomer goed wordt verspreid door de boezem. Hierbij speelt het netto verdampingsoverschot een belangrijke rol, doordat dit waarschijnlijk leidt tot een waterstroming vanuit de poldergemalen naar de petgaten (Torenbeek 2008). In- en uitlaat van water en wegzijging en verdamping in de zomer dragen bij aan menging door het gebied, zoals ook in het verleden aangetoond, maar toen in de eerste plaats in relatie tot waterinlaat in de zomer (Van Wirdum 1991).

In de winter is er echter sprake van een duidelijke afname van alkaliniteit en Ca-concentraties van poldergemalen en sloten naar petgaten en trilvenen. Dat heeft waarschijnlijk te maken met het neerslagoverschot. Hierdoor wordt er in de winter meer basenrijk water uit de omringende polders op de boezem geloosd, terwijl in de geïsoleerde centrale delen van het gebied op dat moment verdunning met regenwater plaatsvindt.

Verschillen tussen oostelijke en westelijke polders

Bij hoge neerslag in de winter wordt bij de gemalen water uit de polders opgepompt. Dit polderwater heeft relatief hoge Ca-concentraties, vooral aan de oostzijde van het gebied, waar de Ca-concentraties $1600 \mu\text{mol l}^{-1}$ bedraagt (64 mg l^{-1}), tegenover $1250 \mu\text{mol l}^{-1}$ (50 mg l^{-1}) in het westen. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de ligging van het gebied. De oostelijke polders grenzen aan de hogere zandgronden van het Drents Plateau, terwijl de

westelijke polders zijn gelegen langs de voormalige Zuiderzee, waar de bodems veel kleiiger zijn, en meer met brak water in contact zijn geweest.

Vanuit de polders wordt niet alleen calciumrijk water opgepompt, maar ook veel ijzer, sulfaat, ammonium, nitraat en fosfor. Ook hiervoor geldt dat er een verschil is tussen polders aan de oost- en westzijde van het gebied. Net als voor calcium zijn de NH_4 en NO_3 -concentraties hoger bij oostelijke gemalen. De SO_4 en orthoP-concentraties zijn echter 2-3 keer zo hoog bij de westelijke gemalen. Concentraties zijn echter niet hetzelfde als fluxen. Op grond van de concentraties is over de totale input per gemaal natuurlijk niets te zeggen. In de volgende fase van het onderzoek zal dit verder worden onderzocht. Het is echter duidelijk dat er een verschil is tussen oost en west.

Het fosfor dat vanuit de polders wordt aangevoerd bestaat uit orthofosfaat en organische fosforverbindingen, waarbij de organische fosforverbindingen een belangrijk deel van de totale P-vracht en P-opslag in de boezem vormen. Hoewel deze organische verbindingen waarschijnlijk grotendeels onbeschikbaar zijn voor de vegetatie kunnen ze op de langere termijn mogelijk vrijkomen, bijvoorbeeld via mineralisatie. Het is echter nog onbekend wat er precies met deze organische P-input gebeurt. Er zal dan ook moeten worden uitgezocht waar de verschillende P-inputs in de boezem terecht komen, in welke vorm ze daar terecht komen en in hoeverre ze dan beschikbaar zijn.

Deze verschillen in kwaliteit van het inlaatwater zijn waarschijnlijk belangrijk. Zo is het risico op interne P-mobilisatie, als gevolg van reductie van sulfaat en ijzer, door de aanvoer van fosfaat- en sulfaatrijk water mogelijk groter in de westelijk gelegen onderwaterbodems. Op grond van onderzoek in het programma Baggernut kan de nalevering voor de westelijke gemalen geschat worden op 0,2 tot 1,4 $\text{mgP m}^{-2} \text{dag}^{-1}$, en 0,1 tot 0,5 $\text{mgP m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ voor de oostelijke gemalen (Poelen et al. 2011). Ondanks de hoge NH_4 -concentraties in het oppervlaktewater bij oostelijk gelegen poldergemalen leiden ijzer- en sulfaatreductie waarschijnlijk ook tot hogere NH_4 -concentraties in de westelijke onderwaterbodems. Dat wil niet zeggen dat de input vanuit de oostelijke polders geen probleem is, maar de situatie lijkt hier iets gunstiger te zijn dan in het westen van de boezem.

De verschillen in kwaliteit van het inlaatwater hebben mogelijk ook gevolgen voor de vorm waarin fosfor wordt vastgelegd in de bodem. Met uitzondering van het gemaal Duinigermeer, waar de hoeveelheden ijzer en fosfor in de onderwaterbodem extreem hoog waren, is de totale hoeveelheid fosfor in de bodem bij de andere westelijke gemalen meer dan twee keer zo laag als in het oosten. Zowel in het oosten als westen fungeren de onderwaterbodems tot op zekere hoogte als P-sink, maar in het westen is het percentage fosfor dat mineraal is vastgelegd iets minder dan 50%, terwijl dit in het oosten oploopt tot 80%. Dit mineraal fosfor bestaat in het westen waarschijnlijk voor het grootste deel uit ijzergebonden fosfor, terwijl in het oosten ca 30% van het mineraal P aan calcium gebonden is, dat minder gevoelig is voor sulfaatreductie. Mogelijk wordt in het westen een deel van de P-binding weer teniet gedaan door reductie van sulfaat en ijzer (Lamers et al. 1998a). Ook is in het oosten de fractie fosfor die gebonden is aan organische stof complexen heel klein, terwijl dit in het westen zo'n 15% van het totale fosfor kan zijn, wat kan betekenen dat de P-binding hier minder sterk is (Kooijman et al. 2009).

Deze verschillen tussen oost en west moeten nader worden onderzocht. Het is op grond van de huidige gegevens namelijk niet mogelijk te concluderen dat de P-input in het oosten lager is dan in het westen, maar de binding in de onderwaterbodem hoger. Daarvoor moet eerst bekend zijn hoe groot de input

bij een bepaald gemaal daadwerkelijk is. Daarnaast is niet goed bekend of al het ijzergebonden fosfor daadwerkelijk gefixeerd blijft, met name aan de sulfaatrijkere westzijde van de boezem.

Verandering in waterkwaliteit van poldergemalen naar sloten

Zoals eerder aangegeven blijft een deel van het minerale fosfor achter in de bodems bij poldergemalen. Hoe groot dat deel is t.o.v. de input is echter nog niet bekend. De N/P ratio van de vegetatie geeft echter aan dat P bepaald geen limiterende factor is bij de poldergemalen, maar met waarden van 7-11 eerder in overmaat aanwezig is (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). Wel is duidelijk dat de Ca, Fe, S, P en NH₄-concentraties afnemen van poldergemalen naar trilvenen, vooral in de winter wanneer de inlaat hoog is. Dit wordt waarschijnlijk ten dele veroorzaakt door een daadwerkelijke afname van de hoeveelheden verder van de inlaat vandaan, door opname door de vegetatie of opslag in de bodem onderweg, maar ook toenemende verdunning door regenwater speelt een rol. Op dit moment is nog onvoldoende bekend welk van deze processen van belang is, maar het is duidelijk dat deze processen er gezamenlijk voor zorgen dat de nutriëntconcentraties afnemen van poldergemalen naar petgaten.

De N/P ratio's van de vegetatie in de sloten zijn nog relatief laag, en geven aan dat fosfor ook hier geen beperkende factor is. De orthoP-concentraties in het oppervlaktewater liggen echter zowel in de winter (0,1 - 1,5 µmol l⁻¹) als in de zomer (0,1 - 0,5 µmol l⁻¹) in de meeste sloten onder de tegenwoordige heersende grenswaarde van 1 µmol l⁻¹ (Lamers et al. 2006, 2010). Ook de totale P-concentraties in het oppervlaktewater liggen met gemiddeld 1 µmol l⁻¹ zowel in de zomer als winter in de meeste sloten onder de KRW-richtlijn van 2-3 µmol l⁻¹ (van der Molen et al. 2006). Zowel in de winter als zomer lijkt de orthoP-concentratie in het bodemvocht echter te hoog te zijn, vooral in het westelijk deel van de boezem. Verder kan de nalevering voor de westelijke sloten geschat worden op 0,3 tot 3 mgP m⁻² dag⁻¹, en 0,2 tot 1,3 mgP m⁻² dag⁻¹ voor de oostelijk gelegen sloten (Poelen et al. 2011). Deze berekende P-naleveringen komen overeen met de Fe/P ratio's in het bodemvocht, die in de westelijk gelegen sloten rond de 10 lag en in het oosten, afhankelijk van het seizoen, tussen de 35 en 350 lag. Deze resultaten geven aan dat er in de westelijk gelegen sloten mogelijk sprake kan zijn van P-mobilisatie als gevolg van reductie van ijzer en sulfaat. Ten slotte zijn de NH₄-concentraties in het bodemvocht te hoog bij de sloten, met name in het westen.

In het westen wijken de sloten wat betreft fosfor in de bodem nog niet veel af van de inlaatpunten bij de poldergemalen. Totaal fosfor is vergelijkbaar, en ook in de westelijk gelegen sloten is nog 35% van het fosfor in minerale vorm aanwezig, waarschijnlijk hoofdzakelijk in de vorm van ijzergebonden fosfaten. Dat kan betekenen dat deze bodems ook nog als een soort van P-sink fungeren. In de slootbodem is echter ongeveer 15% van de totale hoeveelheid fosfor relatief zwak gebonden aan organische complexen, wat neerkomt op ongeveer 200 µmol per liter veen. Dat is een aanzienlijke hoeveelheid vergeleken met orthoP-concentraties in het bodemvocht van ongeveer 15 µmol per liter water. In het oosten is de hoeveelheid mineraal fosfor in de slootbodem veel minder dan bij de poldergemalen, maar ook hier vindt P-binding in deze vorm waarschijnlijk nog plaats. De hoeveelheid aan organische complexen gebonden fosfor is in het oosten echter veel hoger dan bij de poldergemalen. Ook lijkt dit vooral in de vorm van complexen met ijzer te zijn, die gevoelig zijn voor reductieprocessen.

Verandering in waterkwaliteit van poldergemalen en sloten naar petgaten

Over de mogelijke relatie tussen waterkwaliteit en verlanding is op dit moment nog niets te zeggen, omdat de studie naar ca 50 petgaten nog niet is afgerond. Uit het gebiedsbrede onderzoek blijkt echter dat het nu op een aantal punten beter gaat in de petgaten dan in de jaren zeventig en tachtig. De P_{Olsen} en orthoP-concentraties in het oppervlaktewater en het bodemvocht zijn in de petgaten significant lager dan bij sloten en poldergemalen. De turbiditeit is in veel gevallen zelfs al beneden de 5 NTU, de grenswaarde voor goede groei van waterplanten (Lamers et al. 2006). In de bodem is de hoeveelheid extraheerbaar ijzer lager dan bij poldergemalen en sloten en er is vrijwel geen mineraal ijzer meer aanwezig. Daarnaast blijkt veel fosfor te zijn ingebouwd in het organische materiaal.

De petgaten bevatten echter ook een P-fractie die gebonden is aan organische Fe-complexen. Dit is een fractie die bij reductieprocessen mogelijk vrij kan komen, en daarnaast mogelijk door de wortelende vegetatie kan worden opgenomen. In de oostelijk gelegen petgaten zal P-mobilisatie waarschijnlijk niet zo'n grote rol spelen aangezien de Fe/P ratio hier meestal boven de 30 liggen en de berekende P-mobilisatie laag is met $0,2 \text{ mgP m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ (Poelen et al. 2011). In de westelijk gelegen petgaten zijn de Fe/P ratio's echter ongeveer 3 en zou P-mobilisatie dus een probleem kunnen vormen.

De NH_4 en sulfidenconcentraties in het bodemvocht kunnen ook een probleem vormen in de petgaten. In de westelijk gelegen petgaten komen namelijk regelmatig NH_4 -concentraties van boven de $200 \mu\text{mol l}^{-1}$ voor, terwijl ammonium al toxisch kan zijn bij $100 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Smolders et al. 1995; Lamers et al. 2006, 2010). Daarnaast zijn er in het oosten van de boezem twee petgaten bemonsterd waar sulfidentoxiciteit in de winter een rol kan spelen, mogelijk doordat deze petgaten weinig ijzer bevatten.

Basenrijke trilvenen met Rood schorpioenmos

De basenrijke trilvenen met Rood schorpioenmos behoren tot de belangrijkste ecosysteemtypen in De Wieden en De Weerribben. Dit is ook vrijwel het enige laagveengebied in Nederland waar dit prioritaire habitatype nog in goed ontwikkelde vorm voorkomt, hoewel het ook hier sterk is achteruitgegaan (van Wirdum 1991, Kooijman 1992, van Diggelen et al. 1996).

Met de basenrijke trilvenen die nu nog bestaan lijkt het vrij goed te gaan. Rood en Groen schorpioenmos zijn soorten van basenrijke venen met relatief hoge Ca-concentraties en een hoge buffercapaciteit. Ten opzichte van de gemalen en sloten is de Ca-concentratie in het bodemvocht gedaald, maar nog altijd relatief hoog met waarden rond $500 \mu\text{mol l}^{-1}$ in de winter tot $1000 \mu\text{mol l}^{-1}$ in de zomer ($20\text{-}40 \text{ mg l}^{-1}$). Ook de alkaliniteit is lager dan bij de gemalen en sloten. De pH is echter zowel in de zomer als winter relatief hoog, en varieert tussen de 6,6 en 7,0.

Het instandhouden van de buffercapaciteit door middel van hoge HCO_3 en Ca-concentraties lijkt voor deze soorten heel belangrijk, vooral in Nederland waar de pH vergeleken met buitenlandse referenties relatief laag is. Dit gaat waarschijnlijk het best via de aanvoer van bicarbonaat- en calciumrijk water. Aanvoer van ijzerrijk water lijkt geen optie, omdat ijzer niet zozeer de buffercapaciteit vergroot, als wel de verzuringsgevoeligheid. Periodieke inundatie van fosfaatarm en basenrijk water lijkt een rol te spelen bij de instandhouding van dit habitatype. Vrijwel alle locaties met Rood schorpioenmos lijken van tijd tot tijd onder water te staan. Of het hierbij echter alleen gaat om overstroming met (relatief schoon) oppervlaktewater

vanuit de sloot, of ook om verhoging van de waterstand in het veen en zijdelingse indringing is echter niet bekend.

De P-beschikbaarheid is bij Rood en Groen schorpioenmos relatief laag. De N/P ratio's van de vegetatie wijzen met waarden boven de 19 op relatief fosforarme condities, net als eind jaren tachtig (Kooijman & Paulissen 2006). NH_4 en orthoP-concentraties in het bodemwater zijn lager dan bij gemalen, sloten en petgaten. In de zomer kunnen wel relatief hoge NO_3 -concentraties voorkomen, mogelijk als gevolg van mineralisatie onder relatief zuurstofrijke condities. Ook de totale hoeveelheid fosfor en de plantbeschikbare hoeveelheid P_{Olsen} in de bodem zijn lager dan bij poldergemalen en sloten. P-mobilisatie als gevolg van ijzer- en sulfaatreductie treedt niet op bij Rood schorpioenmos, ook niet in het kolomexperiment als er extra orthofosfaat wordt toegevoegd. Dit is waarschijnlijk ten dele te danken aan de lage P-concentraties in de bodem, maar ook aan de lage Fe-concentraties, die veel lager zijn dan in de onderwaterbodems van gemalen, sloten en petgaten. De fosfaten die in de trilvenen wel aan ijzer gebonden zijn, zijn waarschijnlijk sterker gebonden, doordat het ijzer vooral in minerale vorm aanwezig is. Daarnaast is een groot deel van het fosfor ingebouwd in organische stof en is relatief veel fosfor gebonden aan calcium. Wat dat precies betekent voor de P-beschikbaarheid is onduidelijk, maar P-mobilisatie via reductieprocessen lijkt minder waarschijnlijk in de trilvenen.

Mogelijke invloed van flexibel peilbeheer

De bovenstaande resultaten geven aan dat er een duidelijke gradiënt is in chemische samenstelling van oppervlaktewater, bodemvocht en bodems van de poldergemalen en sloten naar de petgaten en trilvenen. Het gebied fungeert in feite als nutriëntenfilter, waarbij een deel van het orthofosfaat dat vanuit bovenstroomse gebieden en via de poldergemalen binnenkomt in de bodem wordt opgenomen. Bij de inlaatpunten en in de sloten lijkt dat vooral in de vorm te zijn van mineraal aan ijzer en/of calcium gebonden fosfor of als fosfor dat gefixeerd is in organisch materiaal. Het is echter niet bekend hoe groot de vastlegging is ten opzichte van de jaarlijkse input aan orthofosfaat en met name DOP. De vrij hoge Fe/P ratio's in de boezem en de relatief lage geschatte P-naleveringen doen vermoeden dat de P-mobilisatie vanuit de bodem naar de waterlaag beperkt is (Geurts et al. 2008a; Poelen et al. 2011). Het is echter niet bekend of het minerale ijzer gevoelig is voor sulfaatreductie, waardoor er op termijn toch P-mobilisatie kan optreden. Dit zou zeker bij de westelijke polders een rol kunnen spelen. Daarnaast is bij vrijwel alle onderwaterbodems, behalve bij de inlaatpunten in het oosten, een deel van het fosfor gebonden aan organische Ca en Fe-complexen. Deze binding is in ieder geval voor ijzer zwakker dan die met mineraal ijzer (Kooijman et al. 2009). Ten slotte suggereren metingen aan Geel schorpioenmos bij het Meppelerdiep dat hoge Fe-concentraties via P-sorptie kunnen zorgen voor lagere orthoP-concentraties in het bodemvocht, maar dat plantenwortels wel degelijk gebruik kunnen maken van het fosfor dat in de bodem aanwezig is. De lage N/P ratio's bij de poldergemalen, sloten en petgaten, terwijl de Fe/P ratio's ver boven de 10 liggen, doen vermoeden dat de waterplanten in grote delen van de boezem toch in staat zijn om het ijzergebonden fosfor op te nemen. Dit is een bekend gegeven, en gaat mogelijk beter als de binding van fosfor aan ijzer relatief zwak is.

Als er bij een flexibel peilbeheer in de winter meer water wordt vastgehouden, leidt dit mogelijk tot verdere accumulatie van P in de buitenrand van de boezem. Bij een flexibel peilbeheer blijft mogelijk een groter deel van de input binnen de boezem. Dat kan betekenen dat verhoogde vastlegging van P bij de poldergemalen en in de sloten plaatsvindt. Het kan echter ook betekenen dat

er meer P verder het gebied wordt ingesluisd, aangezien het perifere 'filter' steeds verder oplaadt. Nu loopt door het neerslagoverschot de waterstroom in de winter voor een groot deel vanuit het centrale deel van het gebied naar de periferie. Bij een jaarlijkse peilverhoging van 20 cm is het denkbaar dat in een deel van het gebied de waterstroom wordt omgekeerd. Dit zou kunnen betekenen dat een groter deel van het vervuilde water in de winter het centrale deel van het gebied bereikt. Ook dit dient verder onderzocht te worden. Naarmate de waterkwaliteit aan de 'buitenrand' van de boezem verder verbetert, zal het 'haarvatengebied' met een betere waterkwaliteit ook groter worden vanuit het centrum. Het feit dat er locaties zijn met een relatief goede waterkwaliteit is zeer gunstig, maar wil dus niet zeggen dat verbetering van de waterkwaliteit in de meer perifere delen geen prioriteit meer heeft.

Dankwoord

Een onderzoek als dit kan alleen slagen met de hulp van velen (studenten, analisten, onderzoekers en beheerders), die we hierbij willen bedanken voor hun inzet en enthousiasme tijdens het veldwerk, de analyses en de discussies: Filippo Fernandez, Anna Pommer, Leo Hoitinga, Ton van Wijk, Piet Wartenbergh, Bert de Leeuw, Leen de Lange, Frans van der Wielen, Joke Westerveld, Guido van Reenen, Ivan Mettrop, Laurens Sparrius, Niels Anders, Ellard Hunting, Chiara Cerli, Boris Jansen, Emiel van Loon, Bas van Geel, Harm van der Geest, Michel Vorenhout, Karsten Kalbitz, Koos Verstraten, Henry Hooghiemstra (UvA); Deef van Houdt, Niki de Lange, Ruud van Hintum, Jop van Beuningen, Mark Saris, Roy Peters, Martin Versteeg, Germa Verheggen, Jelle Eygensteyn, Jeroen Geurts, Christian Fritz, Leon van den Berg, Jan Roelofs (RU); Roland Bobbink, Alfons Smolders, Moni Poelen, Emiel Brouwer, Rick Kuiperij, Roy Guijt (Onderzoekscentrum B-ware); Judith Sarneel (NIOO); Boudewijn Beltman (UU); Jan-Erik Plantinga, Wout Bijkerk, Klaas van der Veen (A&W); Henk de Vries (de Vlinderstichting); Emile Nat (Waterproef); Hans Backx (UA); Rob van Leeuwen.

Bij toegepast onderzoek is een goede communicatie over en weer tussen onderzoekers, water- en terreinbeheerders zeer essentieel. De samenwerking tussen het onderzoeksconsortium en de verschillende beheerders is erg goed verlopen. We willen iedereen dan ook erg bedanken voor de interesse, informatie en enthousiaste inzet: Geert Kooijman, Jeroen Bredenbeek, Philip Scheepers, Jan Spijkerman, Bert Oosterhof, Frankwin Scheve, Arie Peters, Henk Hut, Jan Holtland, Piet de Boer (Staatsbosbeheer); Bart de Haan, Rosalie Martens, Arko Lassche, Nicko Straathof, Menno van Zuijen, Harm Piek, Jos Meijer, Willem Miedema (Natuurmonumenten); Inez Hamel, Zwannie Visser, Annie Venema, Henk Lomulder (Waterschap Reest en Wieden).

Ten slotte willen we alle leden van het DT "Laagveen- en Zeekleilandschap" bedanken voor de boeiende en behulpzame discussies die we de afgelopen jaren hebben gevoerd. Jullie aanwijzingen zijn van groot belang geweest voor het uitgevoerde onderzoek.

Literatuurlijst

Alves, M.E. & Lavorenti, A. (2004) Sulfate adsorption and its relationships with properties of representative soils of the São Paulo State, Brazil. *Geoderma*, **118**: 89-99.

Antheunisse, A.M., Verberk, W.C.E.P., Verhoeven, J.T.A., Schouwenaars, J.M. & Limpens, J. (2008) 'Preadvies Laagveen- en Zeekleilandschap – een systeemanalyse op landschapsniveau', Rapport DK nr. 2008/dk099-O, Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 139 pp.

Arcadis (2004) *Boezem in Noordwest Overijssel: trends in fosfaatbalansen en effectiviteit van maatregelen*. In opdracht van Waterschap Reest en Wieden.

Armstrong, J. & Armstrong, W. (2001) Rice and *Phragmites*: effects of organic acids on growth, root permeability, and radial oxygen loss to the rhizosphere. *American Journal of Botany*, **88**: 1359-1370.

Asselen, S. van, Stouthamer, E. & Asch, T.W.J. van (2009) Effects of peat compaction on delta evolution: A review on processes, responses, measuring and modeling. *Earth-Science Reviews*, **92**: 35-51.

Baker, L.A., Brezonik, P.L., Pollman, C.D. (1986) Model of internal alkalinity generation: sulfate retention component. *Water, Air, and Soil Pollution*, **31**: 89-94.

Beltman, B., Rouwenhorst, T.G., Kerkhoven, M.B. van, Krift, T. van der & Verhoeven, J.T.A. (2000) Internal eutrophication in peat soils through competition between chloride and sulphate with phosphate for binding sites. *Biogeochemistry*, **50**: 183-194.

Bergman, I., Klarqvist, M. & Nilsson, M. (2000) Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiology Ecology*, **33**: 181-189.

Bijlsma, R.J., Aptroot, A., Dort, K.W. van, Haveman, R., Herk, C.M. van, Kooijman, A.M., Sparrius, L.B. & Weeda, E.J. (2009) *Preadvies mossen & korstmossen*. Ministerie van LNV, Directie Kennis.

Borggaard, O.K., Raben-Lange, B., Gimsing, A.L. & Strobel, B.W. (2005) Influence of humic substances on phosphate adsorption by aluminum and iron oxides. Abundance and functions of natural organic matter species in soil and water. *Geoderma*, **127**: 270-279.

Boström, B., Jansson M. & Forsberg, C. (1982) Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, **18**: 5-59.

Boström, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. & Jansson, M. (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, **170**: 229-244.

Caraco, N.F., Cole, J.J. & Likens G.E. (1989) Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature*, **341**: 156-158.

Charman, D.J. (2002) *Peatland systems and environmental change*. John Wiley & Sons, Chichester, 301pp.

- Clapham, A. R. (1940)** The role of bryophytes in the calcareous fens of the Oxford District. *Journal of Ecology*, **28**: 71-80.
- Clymo, R.S. & Hayward, P.M. (1982)** The ecology of Sphagnum. In: A.J.E. Smith, (ed.): *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London - New York.
- Connell, W.E. & Patrick, W.H. (1969)** Reduction of Sulphate to Sulphide in Waterlogged Soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, **33**: 711-715.
- Diggelen, R. van, Molenaar, W.J. & Kooijman, A.M. (1996)** Vegetation Succession in a Floating Mire in Relation to Management and Hydrology. *Journal of Vegetation Science*, **7**: 809-820.
- Dixon, J.B. & Weed, S.B. (1989)** *Minerals in Soil Environments*. Soil Science Society of American Book Series.
- Dobben, H.F. van & Hinsberg, A. van (2008)** *Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura-200 gebieden*. Rapport 165. Alterra, Wageningen.
- Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R. & Moore, T.R. (1993)** Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*, **25**: 321-326.
- Dušek, J., Pícek, T. & Cízková, H. (2008)** Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*, **34**: 223-232.
- Eurola, S., Hicks, S. & Kaakinen, E. (1984)** Key to Finnish mire types. In: P.D. Moore (ed.) *European mires*. Acad. Press, London.
- Fixen, P.E. & Grove, J.H. (1990)** Testing Soils for Phosphorus. In: R.L. Westerman (ed.) *Soil Testing and Plant Analysis*, 3rd ed. SSSA, Madison.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2008a)** Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology*, **53**: 2101-2116.
- Geurts, J.J.M., Sarneel, J.M., Willers, B.J.C., Roelofs, J.G.M., Verhoeven, J.T.A. & Lamers, L.P.M. (2009)** Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution*, **157**: 2072-2081.
- Giblin, A.E., Likens, G.E., White, D. & Howarth, R.W. (1990)** Sulfur Storage and Alkalinity Generation in New England Lake Sediments. *Limnology and Oceanography*, **35**: 852-869.
- Golterman, H.L. (1996)** Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia*, **335**: 87-95.
- Golterman, H.L. (1998)** The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia*, **364**: 75-81.
- Graaf, F. de (1957)** The microflora and fauna of a quaking bog in the nature reserve "Het Hol" near Kortenhoef in the Netherlands. *Hydrobiologia*, **9**: 210-317.
- Groeneweg, M. & Wirdum, G. van (2004)** *Monitoring waterinlaat in De Weerribben en De Wieden: Tussentijdse evaluatie*. A&W-rapport 369, Veenwouden, 50 pp.

Grootjans, A.P., Verbeek, S.K., Adema, E.B., Boerwinkel, A.C.J., Vrieling, P., Baaijens, G.J., Bakker, M., Beltman, B., Zuidhoff, A.C. & Kemmers, R.H. (2001) *Bevloeiing als beheermaatregel: Mogelijkheden voor herstel van verzuurde en verdroogde graslanden. Eindrapportage fase 2.* Ministerie van LNV, expertisecentrum. Rapport EC-LNV nr. 2001/052 OBN.

Guan, X-H.; Shang, C. & Chen, G-H. (2006) Competitive adsorption of organic matter with phosphate on aluminum hydroxide. *Journal of Colloid and Interface Science*, **296**: 51–58.

Güsewell, S. (2004) N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, **164**: 243-266.

Haan, B.J. de, Kros, J., Bobbink, R., Jaarsveld, J.A. van, Vries, W. de & Noordijk, H. (2008) *Ammoniak in Nederland.* PBL-rapport 500125003. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven, 61pp.

Haans, J.C.F.M. & Hamming, C. (1962) *Over de bodemgesteldheid van het veengebied in het land van Vollenhove.* Intern rapport van de Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, 583.

Hedenäs, L. & Kooijman, A.M. (1996) Phylogeny and habitat adaptations within a monophyletic group of wetland moss genera (*Amblystegiaceae*). *Plant Systematics and Evolution*, **199**: 33-52.

Hedenäs, L. & Kooijman, A.M. (2004) Habitat differentiation within *Palustriella*. *Lindbergia*, **29**: 40-50.

IPPC (2007) *Climate change 2007: Synthesis report.* IPCC, Geneva, 104pp.

Jager, T.D., Veen, K. van der & Bijkerk, W. (2011) Monitoring Kiersche Wiede. A&W-rapport 1639, Veenwouden, 30 pp.

Jaynes, M.L. & Carpenter, S.R. (1986) Effects of Vascular and Nonvascular Macrophytes on Sediment Redox and Solute Dynamics. *Ecology*, **67**: 875-882.

Khalid, R.A., Patrick, W.H. Jr. & DeLaune, R.D. (1977) Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. *Soil Sci. Soc. Am. Journal*, **41**: 305-310.

Kiwa Water Research & EGG (2007) *Knelpunten- en kansanalyse Natura 2000-gebieden.* Kiwa Water Research, Nieuwegein & EGG, Groningen.

Koenings, J.P. & Hooper, F.F. (1976) The influence of colloidal organic matter on iron and iron-phosphorus cycling in an acid bog lake. *Limnology and Oceanography*, **21**: 684–696.

Koerselman, W. & Verhoeven, J. (1993) Eutrofiëring van laagvenen: interne of externe oorzaken? *Landschap*, **10**: 31-44.

Koerselman, W. & Meuleman, A. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, **33**: 1441-1450.

Koerselman, W., Kerkhoven, M.B. van & Verhoeven, J.T.A. (1993) Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. *Biochemistry*, **20**: 63-81.

Kooijman, A.M. (1992) The decrease of rich-fen bryophytes in the Netherlands. *Biological Conservation*, **35**: 139-143.

Kooijman, A.M. (1993) *Changes in the bryophyte layer of rich fens as controlled by acidification and eutrophication. Poor rich fen mosses.* PhD-thesis, Utrecht University, Utrecht.

- Kooijman, A.M. & Hedenäs, L. (1991)** Differentiation in habitat requirements within the genus *Scorpidium*, especially between *S. revolvens* and *S. cossonii*. *Journal Bryol.*, **16**: 619-627.
- Kooijman, A.M. & Kanne, D.M. (1993)** Effects of water chemistry, nutrient supply and interspecific interactions on the replacement of *Sphagnum subnitens* by *Sphagnum fallax* in fens. *Journal of Bryology*, **17**: 431-438.
- Kooijman, A.M. & Whilde, J. (1993)** Variation in growth rates between populations of *Scorpidium scorpioides* with different habitats. *Journal of Bryology*, **17**: 567-577.
- Kooijman, A.M. & Bakker, C. (1994)** The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by simulated clean and polluted rain. *Aquatic Botany*, **48**: 133-144.
- Kooijman, A.M. & Paulissen, M. (2006)** High acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science*, **9**: 205-212.
- Kooijman, A.M. & Hedenäs, L. (2009)** Changes in nutrient availability from calcareous to acid wetland habitats with closely related brownmoss species: increase instead of decrease in N and P. *Plant and Soil*, **324**: 267-278.
- Kooijman, A.M., Dopheide, J., Sevink, J., Takken, I. & Verstraten, J.M. (1998)** Nutrient limitation and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes: lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology*, **86**: 511-526.
- Kooijman, A.M., Lamers, L.P.M. & Wirdum, G. van (2007)** OBN-onderzoek " Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen"
- Kooijman, A.M., Lubbers, I & Til, M. van (2009)** Iron-rich dune grasslands: Relations between soil organic matter and sorption of Fe and P. *Environmental Pollution*, **157**: 3158-3165.
- Lamers, L.P.M. (2001)** *Tackling biogeochemical questions in peatlands*. PhD-thesis, Catholic University Nijmegen, Nijmegen.
- Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. & Roelofs, J.G.M. (1998a)** Sulphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology*, **32**: 199-205.
- Lamers, L.P.M., Roozendaal, S.M.E. & Roelofs, J.G.M. (1998b)** Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non-airborne sulphur pollution and desiccation. *Water, Air, and Soil Pollution*, **105**: 95-106.
- Lamers, L.P.M., Farhoush, C., Groenendael, J.M. van & Roelofs, J.G.M. (1999)** Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology*, **87**: 639-648.
- Lamers, L., Klinge, M. & Verhoeven, J. (2001)** *OBN-Preadvies Laagveenwateren*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van LNV, Wageningen.
- Lamers, L.P.M., Geurts, J., Bontes, B., Sarneel, J., Pijnappel, H., Boonstra, H., Schouwenaars, J., Klinge, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Donk, E. van, Verberk, W., Kuijper, B., Esselink, H. & Roelofs, J. (2006a)** *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006*. Ministerie van LNV, Directie Kennis. Rapport DK nr. 2006/057-O.
- Lamers, L.P.M., Loeb, R., Antheunisse, A.M., Miletto, M., Lucassen, E.C.H.E.T., Boxman, A.W., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2006b)** Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia*, **565**: 165-186.

Lamers, L.P.M., Sarneel, J., Geurts, J., Pires, M.D., Remke, E., Kleef, H. van, Christianen, M., Bakker, L., Mulderij, G., Schouwenaars, J., Klinge, M., Jaarsma, N., Wielen, S. van der, Verhoeven, J., Verberk, W., Esselink, H., Ibelings, B., Donk, E. van & Roelofs, J. (2010) *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009*. Ministerie van LNV, Directie Kennis.

Lindsay, W.L. & Moreno, E.C. (1966) Phosphate phase equilibria in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **24**: 177-182.

Loeb, R., Daalen, E. van, Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2007) How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry*, **85**: 289-302.

Loeb, R., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2008a) Effects of winter versus summer flooding and subsequent desiccation on soil chemistry in a riverine hay meadow. *Geoderma*, **145**: 84-90.

Loeb, R., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2008b) Prediction of phosphorus mobilisation in inundated floodplain soils. *Environmental Pollution*, **156**: 325-331.

Lookman, R., Freese, D., Merckx, R., Vlassak, K. & Riemsdijk, W.H. van (1995) Long-Term Kinetics of Phosphate Release from Soil. *Environmental Science & Technology*, **29**, 1569-1575.

Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilization of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution*, **120**: 635-646.

McBride, M.B. (1994) *Environmental chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.

Meijer, W. & Wit, R.J. de (1955) *Kortenhoef: een veldbiologische studie van een Hollands verlandingsgebied*. Stichting "Commissie voor de Vecht en het Oostelijk en Westelijk Plassengebied", Amsterdam, 128pp.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (1993) *Wetlands*, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, 722 pp.

Molen, D. van der, Boers, P. & Evers, N. (2006) KRW-normen voor algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen. *H2O*, **25/26**: 31-33.

Olde Venterink, H. & Vittoz, P. (2008) Biomass production of the last remaining fen with *Saxifraga hirculus* in Switzerland is controlled by nitrogen. *Botanica Helvetica*, **118**: 165-174.

Olde Venterink, H., Wassen, M.J., Verkroost, A.W.M. & Ruiter, P.C. de (2003) Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecology*, **84**: 2191-2199.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. and Dean, L.A. (1954) Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular*, **939**: 1-19.

Parton, W.P., Silver, W.L., Burke, I.C., Grassens, L., Harmon, M.E., Currie, W.S., King, J.Y., Adair, E.C., Brandt, L.A., Hart, S.C., Fasth, B. (2007) Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*, **315**: 361-364.

Patrick, W.H. & Khalid, R.A. (1974) Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, **186**: 53-55.

- Paulissen, M.P.C.P., Ven, P.J.M. van der, Dees, A.J. & Bobbink, R. (2004)** Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist*, **164**: 451-458.
- Poelen, M.D.M., Berg, L.J.L. van den, Smolders, A.J.P., Jaarsma, N.G. & Lamers, L.P.M (2011)** *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutrienten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutrientenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). Tussenrapportage 2011.*
- Ponnamperuma, F.N. (1972)** The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.*, **24**: 29-96.
- Ponnamperuma, F.N. (1984)** Effects of flooding on soils. In: T.T. Kozlowski (ed.) *Flooding and plant growth*. Academic Press, Orlando, pp 9-45.
- Rajan, S.S.S. (1978)** Sulfate Adsorbed on Hydrous Alumina, Ligands Displaced, and Changes in Surface Charge. *Soil Sci Soc Am J*, **42**: 39-44.
- Remke, E., Brouwer, E., Kooijman, A.M., Blindow, I., Esselink, H. & Roelofs, J.G.M. (2009)** Even low to medium nitrogen deposition impacts vegetation of dry, coastal dunes around the Baltic Sea. *Environmental Pollution*, **157**: 792-800.
- Rienks, W.A., Gerritsen, A.L. & Meulenkamp, W.J.H. (2002)** *Behoud veenweidegebied - een ruimtelijke verkenning*. Rapport 563. Alterra, Wageningen.
- Roelofs, J.G.M. (1991)** Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany*, **39**: 267-293.
- Sanchez, P.A. & Uehara, G. (1980)** Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In: F.E. Khasawneh et al. (ed.) *The Role of Phosphorus in Agriculture*. WI, ASA, CSSA and SSSA, Madison.
- Sauerwein, M. (2010)** *Dynamics of Dissolved Organic Matter in Chinese paddy soils: Effects of Redox Conditions on Sorption Processes*. MSc-thesis at the University of Amsterdam, Amsterdam.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995.** *De vegetatie van Nederland. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Opulus Press, Uppsala.
- Schouwenberg, E.P.A.G. (1994)** *Basenverzadiging in trilvenen in De Weerribben*. IBN-rapport 083. DLO-instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 48pp.
- Schouwenberg, E.P.A.G. & Wirdum, G. van (1998)** *Basenverzadiging van natte schraallanden: Deterministisch onderzoek naar de relatie tussen hydrologie, bodem en vegetatie*. NOV-rapport 8. Sdu Uitgeverij, Den Haag, 85pp.
- Schwertmann, U. (1964)** The differentiation of iron oxides in soil by extraction with ammonium oxalate solution. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.*, **105**: 194-202.
- Scott, K.J., Kelly, C.A. & Rudd, J.W.M. (1999)** The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry*, **47**: 187-202.
- Segal, S. (1966)** Ecological studies of peat-bog vegetation in the north-western part of the province Overijssel (The Netherlands). *Wentia*, **15**: 109-141.
- Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (1993)** Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany*, **46**: 247-253.
- Smolders, A.J.P., Nijboer, R.C. & Roelofs, J.G.M. (1995)** Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron(II)chloride to a reduced sediment: an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, **34**: 559-568.

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Velde, G. van der & Roelofs, J.G.M. (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology*, **22**: 93-111.

Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Aalst, M. van der, Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2008) Decreasing the abundance of *Juncus effusus* on former agricultural lands with noncalcareous sandy soils: possible effects of liming and soil removal. *Restoration Ecology*, **16**, 240-248.

Stechova, T., Hajek, M., Hajkova, P. & Navratilova, J. (2008) Comparison of habitat requirements of the mosses *Hamatocaulis vernicosus*, *Scorpidium cossonii* and *Warnstorfia exannulata* in different parts of temperate Europe. *Preslia*, **4**: 399-410.

Stumm, W. & Morgan, J.J. (1996) *Aquatic chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd ed., John Wiley & Sons, New York.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003) Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry*, **71**: 69-87.

Torenbeek, R. (2008) *Fosfaat in de boezem van Noordwest-Overijssel: belasting, verspreiding en maatregelen voor reductie*. Torenbeek Consultant.

Touw, A. & Rubers, W.V. (1989) *De Nederlandse bladmossen: flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse musci (Sphagnum uitgezonderd)*. Stichting Uitgeverij Koninklijk Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 532pp.

Tweel, M.J. van & Wirdum, G. van (1999) *Scorpidium vernicosum* in de Meppelerdieplanden. *Buxbaumiella*, **48**: 21-23.

Tweel, M.J. van & Sparrius, L.B. (2007) *NEM Meetnet Geel schorpioenmos, Rapportage meetronde 2007*. BLWG rapport 2007.02, Bureau van Tweel, Zwolle, 28 pp.

Verhoeven, J. T. A., Koerselman, W. & Meuleman, A. F. M. (1996) Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **11**: 494-497.

Wassen, M.J., Olde Venterink, H., Lapshina, E.D. & Tanneberger, F. (2005) Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, **437**: 547-550.

Waterschap Reest en Wieden (2004) *Watergebiedsplan boezem NWO*

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

Westhof, V., Bakker, P.A., Leeuwen, C.G. van & Voo, E.E van der (1971) *Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2. Natuurmonumenten*, Amsterdam.

Westerman, R.L. (1990) *Soil Testing and Plant Analysis* (third ed.). Soil Science Society of America, Madison, Winconsin.

Wirdum, G. van (1979) Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. CHO-TNO The Hague, *Proc & Inf.*, **25**: 66-82.

Wirdum, G. van (1991) *Vegetation and Hydrology of Floating Rich-Fens*. PhD-thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.

Wirdum, G. van (1992) Basenverzadiging van soortenrijke trilvenen. In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (ed.) *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Wirdum, G. van, Held, A.J. den & Schmitz, M. (1992) Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (ed.) *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Zee, S.E.A.T.M. van der & Riemsdijk, W.H. van (1988) Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *J. Environ. Qual.*, **17**: 35-41.

Bijlage 1 Methodes Bodemextracties

- Totaal, anorganisch en organisch P (P_{tot} , P_{min} en P_{org}): Deze fracties zijn colorimetrisch bepaald in een 0,5M H_2SO_4 -extract, waarbij P_{tot} geëxtraheerd is na een verbranding bij 500°C. P_{org} werd berekend als het verschil tussen P_{tot} (gemeten na verbranding) en P_{anorg} (direct gemeten zonder verbranding).
- IJzer- & Aluminiumgebonden P en Calciumgebonden P ($P_{\text{Fe/Al}}$ en P_{Ca}): Deze 2 fracties zijn bepaald met behulp van een sequentiële extractie, waarbij eerst wordt geëxtraheerd met 0,05M Ca-EDTA (bij pH 8) om $P_{\text{Fe/Al}}$ te bepalen waarna vervolgens wordt geëxtraheerd met 0,1M Na-EDTA (bij pH 4) om P_{Ca} te bepalen (Golterman 1996).
- Amorf Fe en Al & geadsorbeerde P en S-fracties (Fe_{ox} , Al_{ox} , P_{ox} en S_{ox}): Deze fracties zijn bepaald door een extractie van 4 uur in het donker uit te voeren met 0,2M NH_4 -oxalaat (bij pH 3,0) (Schwertmann 1964). Fe_{ox} , Al_{ox} , P_{ox} en S_{ox} zijn vervolgens op de ICP gemeten.
- Organisch gebonden amorf Fe en Al (Fe_{pyr} en Al_{pyr}): Na een extractie met 0,1M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ extract (bij pH 10,0) zijn Fe_{pyr} en Al_{pyr} op de AES gemeten (Dixon & Weed 1989).
- Biologisch beschikbaar P (P_{Olsen}): Na een extractie in 0,5M NaHCO_3 (bij pH 8,5) is de hoeveelheid plant beschikbaar gemeten op de ICP (Olsen et al. 1954).