Natura 2000 Kennislacunes in De Wieden & De Weerribben

Casper Cusell
Annemieke Kooijman
Ivan Mettrop
Leon Lamers

m.m.v. Geert van Wirdum (Deltares)

© 2013 Directie Agrokennis, 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, provincie Overijssel en Waterschap Reest en Wieden.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN171-LZ en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	Casper Cusell, Universiteit van Amsterdam Annemieke Kooijman, Universiteit van Amsterdam Ivan Mettrop, Universiteit van Amsterdam Leon Lamers, Radboud Universiteit Nijmegen
Druk	Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
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 bos- en natuurbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan de Natura 2000-gebieden De Wieden en De Weeribben centraal. Het Nationaal Park Weerribben-Wieden is gezien de bedreigde soorten en Natura 2000 habitats die er nog voorkomen het belangrijkste laagveengebied in Nederland. Het is ook het enige gebied waar basenrijke trilvenen (H7140A) nog over een vrij groot oppervlakte in goed ontwikkelde vorm aanwezig zijn.

Bij het opstellen van het Natura 2000 beheersplan voor De Wieden en De Weerribben zijn in 2009 door o.a. Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, het Waterschap Reest en Wieden en de provincie Overijssel een aantal kennislacunes geformuleerd omtrent het ecologisch functioneren en het beheer van dit laagveenmoeras. Deze kennislacunes gaan bijvoorbeeld over het gedrag van nutriënten in het water en wat de effecten zijn van het instellen van een meer natuurlijk peilbeheer op de habitats en soorten.

Aan de hand van het gerapporteerde onderzoek zijn de gestelde onderzoeksvragen voor een belangrijk deel beantwoord. Op basis van deze antwoorden zijn in dit rapport aanbevelingen te vinden voor beheerders. Deze aanbevelingen gaan over het verbeteren van de waterkwaliteit en het tijdelijk toelaten van hogere waterstanden.

Ik wens u veel leesplezier.

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

Samenvatting

Aanleiding tot het onderzoek

Bij het opstellen van het Natura 2000 beheersplan voor De Wieden en De Weerribben zijn in 2009 door o.a. Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, het Waterschap Reest en Wieden en de provincie Overijssel een aantal kennislacunes geformuleerd omtrent het ecologisch functioneren en het beheer van dit laagveenmoeras. Aan de hand van het gerapporteerde onderzoek kunnen de vier kennisvragen voor een belangrijk deel worden beantwoord, wat helpt bij het bereiken van een gunstige staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen.

Vraag 1: Hoe gedraagt fosfor zich en hoe beweegt het zich door de boezem? Naast fosfor spelen ook andere factoren een rol, zoals stikstof, calcium en het peilbeheer. Deze factoren beïnvloeden elkaar, waarbij nu niet bekend is hoe bepalend de onderlinge verhouding is. Is bijvoorbeeld een verlaging van de N-belasting werkelijk nodig?

De beantwoording van deze vraag is hoofdzakelijk gebaseerd op de hoofdstukken die ingaan op de nutriëntenlast (2) en verspreiding van nutriënten (3) in de boezem. Het gedrag van fosfor in de boezem en de P-beschikbaarheid voor de vegetatie zijn van groot belang voor de ontwikkeling van Natura 2000 habitats, met name voor verlandingsvegetaties en basenrijke trilvenen. De externe belasting is vooral afkomstig uit de Steenwijker Aa en vijf grote polders: Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule. Deze nutriëntenaanvoer leidt tot te hoge totaal P-concentraties in het oppervlaktewater, met name in de randzone van de boezem. In de centrale delen van de boezem gaat het beter, mede omdat de stromingsrichting in de winter vooral vanuit het centrum naar de randen verloopt, waardoor de instroom van vervuild polderwater beperkt wordt. In de centrale delen van de boezem zijn zowel orthofosfaat als totaal P lager dan de grenswaarden van 0,03 en 0,09 mg l^{-1}.

Doordat de inlaat van fosfor vooral plaatsvindt vanuit de polders, is er ook in de bodem een gradiënt aanwezig van de inlaatpunten naar de petgaten en basenrijke trilvenen. Bij de inlaatpunten zit twee keer zoveel fosfor in de bodem dan in petgaten en trilvenen, en dit is vooral aanwezig in de vorm van ijzerfosfaat. In de meer geïsoleerde delen maakt fosfor vooral deel uit van de organische matrix. Interne mobilisatie van fosfor, als gevolg van sulfaat-reductie, lijkt alleen bij de westelijke gemalen en kanalen een rol te spelen. In de rest van het gebied zijn de sulfaatconcentraties veelal laag genoeg.

Ook volgens de N/P ratio's van oever- en waterplanten neemt de P-beschikbaarheid af van inlaatpunten naar petgaten en basenrijke trilvenen. P-limiterende condities die gunstig zijn voor de ontwikkeling van soortenrijke vegetaties, zijn echter alleen gemeten in schorpioenmosvenen. In de petgaten lijkt de N/P ratio nog te hoog voor P-limitatie, hoewel grootschalige algenbloei nergens meer voorkomt.

Ook van de externe N-belasting blijft een fors deel in het gebied achter. Bijna de helft van de N-input is afkomstig van atmosferische depositie, en de rest komt vooral uit de vijf grote polders. De hoge N-input is ongunstig, omdat in grote delen van het gebied de P-beschikbaarheid relatief hoog is, waardoor stikstof de limiterende factor voor plantengroei is geworden. Een beetje extra stikstof kan dan een sterk effect op de vegetatie hebben. Daarnaast kan een hoge N-aanvoer leiden tot hoge concentraties van het toxische ammonium, zoals in bepaalde petgaten het geval is. Verder leidt de hoge atmosferische depositie waarschijnlijk tot extra verzuring in basenrijke trilvenen, waardoor extra aanvoer van calcium en bicarbonaat nodig is.

Om basenrijke schorpioenmostrilvenen in stand te houden lijkt een Ca-concentratie in het bodemvocht gewenst van minimaal ca. 40 mg l^{-1}. Dit betekent dat de Ca-concentratie in het boezemwater tenminste voor een deel van het jaar 50-60 mg l^{-1} zou moeten bedragen. Deze waarden worden in de winter alleen gehaald in de grote meren en kanalen. In de zomer is de kans op hoge waarden groter, vooral tijdens natte perioden als er veel calciumrijk water uit de polders wordt gepompt, en de waterstroom door de hoge verdamping per saldo het gebied ingaat. In de Weerribben zijn de Ca-concentraties over het algemeen hoger dan in de Wieden.

De vijf grote polders zorgen behalve voor de aanvoer van fosfor en stikstof ook voor de aanvoer van calcium (en bicarbonaat). Het is dus niet mogelijk om deze polders zonder meer af te koppelen. Wel moet voor de aanvoer van basenrijk maar voedselarm water, wat noodzakelijk is voor de basenrijke schorpioenmostrilvenen, de input van fosfor en stikstof omlaag. In het verleden heeft ook de Linde bijgedragen aan de Ca-input, maar deze is vanwege de hoge nutriëntlast afgekoppeld. Heraansluiting zou van de Weerribben weer een doorstoomveen kunnen maken, maar dan moet de aanvoer van stikstof en fosfor wel fors naar beneden.

Vraag 2: Wat zijn de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in relatie tot waterkwaliteit en -kwantiteit? Bekend is dat fosfaat hierbij een belangrijke rol speelt, maar niet duidelijk is wat kritische concentraties en kritische belasting zijn voor de verschillende delen van de boezem.

De beantwoording van deze vraag is gebaseerd op de hoofdstukken die ingaan op de vegetatieontwikkeling in de boezem (4), de standplaatsfactoren in petgaten (5) en schorpioenmosvenen (6), en deels op het hoofdstuk over de Stobbenribben (11). Het beperkt optreden van verlanding is een knelpunt wat betreft het duurzaam in stand houden van de verschillende successie-stadia. De situatie lijkt zich wat betreft aquatische en initiële verlandings-vegetaties voorzichtig te verbeteren. Uit de vergelijking van vegetatiekaarten bleek dat de aquatische vegetatie in De Wieden de afgelopen 10 tot 15 jaar bijna is verdubbeld in oppervlakte. De initiële stadia van verlanding zijn hier nu ongeveer drie keer zo groot. In De Weerribben is de situatie iets minder gunstig maar ook daar komt de laatste jaren initiële verlanding op gang. In beide gebieden treedt ook al enige verdere successie op, vooral naar moerasvarenrietland. De vorming van nieuwe schorpioenmostrilvenen vanuit aquatische stadia is echter nog vrijwel nergens waargenomen.

In een aantal oudere petgaten (> 70 jaar) treedt ook nu nog geen verlanding op, mogelijk komt dit door de hoge ammoniumconcentraties, waar vooral Krabbenscheer niet goed tegen kan. In petgaten met lage ammonium-concentraties treedt verlanding wel op. Kranswieren (H3140) lijken vooral voor te komen in ondiepe petgaten van 10-20 jaar oud, bij relatief lage

nutriënt- en hoge calciumconcentraties in het bodemvocht. De ontwikkeling van krabbenscheervelden lijkt 20-30 jaar na het graven van een petgat goed op gang te komen. Ook vestigen de eerste verlanders als Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren zich in dit stadium, al lijkt de verlanding pas goed op gang te komen in petgaten van minstens 70 jaar oud. Verlanding heeft tot nu toe nog niet tot schorpioenmostrilveen geleid, maar wel tot moerasvarenrietland. Mogelijk heeft dit te maken met de nog steeds vrij hoge P-beschikbaarheid in de bodem. Transplantatie-experimenten laten echter zien dat ook de beschikbaarheid van diasporen een rol kan spelen. Daarnaast speelt beheer een belangrijke rol. Het is belangrijk dat jonge verlandingsstadia zo snel mogelijk onder een wintermaaibeheer komen.

Omdat er (vrijwel) nog geen nieuwe trilvenen met schorpioenmossen ontstaan vanuit aquatische stadia, is behoud en herstel van de bestaande schorpioenmosvenen van groot belang. In dit onderzoek zijn de voorwaarden hiervoor verder aangescherpt. Naast voldoende aanvoer van basenrijk water om de buffercapaciteit en pH in het veen op peil te houden, is ook een lage P-beschikbaarheid nodig in trilvenen met Rood en Groen schorpioenmos. Het bemestingsexperiment laat zien dat deze beide veentypen P-gelimiteerd zijn, en een sterke groei van de bovengrondse biomassa vertonen bij P-bemesting. Ook de N/P ratio's van de vegetatie wijzen duidelijk op fosfor als beperkende factor. Op locaties met Geel schorpioenmos lijkt een lage P-beschikbaarheid minder van belang. Dit is een soort van relatief basenarme, maar vaak eutrofere situaties, zoals in het Meppelerdiep. Hier is de P-beschikbaarheid al hoog, en wordt de biomassaproductie verder gestimuleerd door stikstof.

Voor basenrijke trilvenen is voldoende aanvoer van basenrijk water nodig. Zoals eerder aangegeven, zijn Ca-concentraties van ca. 40 mg l^{-1} in het bodemvocht van schorpioenmosvenen gewenst, zodat de Ca-concentratie in het boezemwater in ieder geval gedurende een gedeelte van het jaar rond de 50-60 mg l^{-1} moet liggen. Dit water moet echter wel de oppervlakte van het trilveen kunnen bereiken. Aangezien kwel door de hoge wegzijging naar de polders geen rol speelt, moet dit vooral via het boezemwater gebeuren. In ondiepe petgaten, waar de kragge vaak vastzit aan de ondergrond, speelt overstroming met basenrijk oppervlaktewater waarschijnlijk van oudsher een belangrijke rol. In drijvende kraggen vindt de aanvoer van basenrijk water in eerste instantie waarschijnlijk plaats door instroom van boezemwater onder de kragge. Er zijn echter aanwijzingen dat incidentele overstroming met boezemwater ook een rol spelen bij drijvende kraggen. Tevens zijn er aanwijzingen dat verdere successie van Rood schorpioenmos naar veenmos in de Stobbenribben geremd, en zelfs ten dele teruggezet, is door overstroming met oppervlaktewater vanuit de achtersloot. Dit komt overeen met de goede resultaten van begreppeling in schorpioenmosvenen in De Wieden.

Vraag 3: Wat zijn de effecten van een meer natuurlijk peilbeheer op beschermde habitats en soorten? Bij de huidige waterkwaliteit is de winterinundatie van o.a. blauwgraslanden en trilvenen niet onomstreden. Ook vormt bij veel neerslag de afstroom van fosfor vanuit de oever mogelijk een probleem. Onder de huidige condities (bijv. veel vastgegroeide kraggen, lage basenrijkdom) is het ver uitzakken van het zomerpeil voor bepaalde habitattypen mogelijk een probleem. Welke nadelige ecologische effecten zijn te verwachten?

De beantwoording van de vragen over een meer natuurlijk peilbeheer is gebaseerd op de hoofdstukken die ingaan op de praktijkproef (8), het kolomexperiment (9) en het verdrogingsexperiment (10). Een meer natuurlijk peilbeheer zoals voorgesteld door het Waterschap Reest en Wieden, met een hogere waterstand van 20 cm gedurende een week in de winter en een lagere waterstand van 5 cm gedurende een week in de zomer, lijkt op basis van dit onderzoek niet zinvol voor trilvenen.

Op basis van modelberekeningen lijkt verhoging van het winterpeil vooral te leiden tot een tijdelijke toename van neerslagwater in het centrale deel van de boezem. Wel zijn er onverwacht positieve effecten gevonden tijdens overstroming bij hoge neerslag in de zomer. Door de hogere verdamping kan het water op dat moment beter in het trilveen infiltreren.

Een peilverhoging van 20 cm blijkt niet altijd tot inundatie te leiden. In de praktijkproef raakte vastliggend veen wel geinundeerd met boezemwater (zelfs als er sprake was van een veenmos bedekking), maar drijvend veen met een veenmosdek dreef gewoon mee omhoog. Veldwaarnemingen geven aan dat drijvende venen met schorpioenmos waarschijnlijk ook mee omhoog drijven, maar bij hoge waterstand op een bepaald moment toch deels geinundeerd raken, vooral als de oeverzone lagere plekken bevat.

Ook als inundatie optreedt, lukt het niet altijd om de buffercapaciteit in het veen te verhogen. Vooral in de winter, als de verdamping laag is en de venen waterverzadigd zijn, is infiltratie van het boezemwater nauwelijks mogelijk. Dit lijkt beter te lukken bij lage waterstanden en/of hoge verdamping zoals in de zomer, als er daadwerkelijk ruimte is voor het infiltrerende water. Bijkomende voordelen van inundaties in de zomer zijn de hogere Ca-concentraties en lagere nutriëntconcentraties in het boezemwater. Mobilisatie van fosfor, als gevolg van inundatie en gebrek aan zuurstof, lijkt in de kortdurende veldexperimenten niet op te treden. Dit kan bij langdurige overstroming echter wel een probleem zijn, vooral als de voorraad P in de bodem relatief hoog is. Ook kan bij langdurige overstroming ammoniumtoxiciteit optreden.

Hoewel er tijdens de peilverlaging van 5 cm geen negatieve effecten waren, vormen verlaagde waterstanden in de zomer wel degelijk een fors risico in schorpioenmosvenen, vooral bij langdurige droogte. De pH kan door oxidatie-processen omlaag gaan, vooral bij een lage buffercapaciteit. Ook neemt de netto N-mineralisatie fors toe door de toetreding van zuurstof. Bij veenmos is de pH al laag, en treedt verhoogde N-mineralisatie niet op, omdat deze door de slechte strooiselkwaliteit ook onder zuurstofarme condities al beperkt is. Bij echte uitdroging komt in zowel schorpioenmosveen als veenmosveen veel fosfor vrij, waarschijnlijk als gevolg van microbiële sterfte.

Vraag 4: Welke betekenis hebben de grondwaterstromen en de huidige wegzijging voor de verschillende habitattypen?

Voor de beantwoording van deze vraag is vooral gebruik gemaakt van het hoofdstuk dat ingaat op de Stobbenribben (11). Dit is het grootste schorpioenmostrilveen in Nationaal Park Weerribben-Wieden en ligt op een locatie met hoge wegzijging. Er is zoals in de offerte aangegeven geen onderzoek gedaan naar grondwaterstromen en wegzijging zelf, maar vooral een vergelijking gemaakt tussen negen belangrijke schorpioenmosvenen die in verschillende delen van het gebied liggen. De wegzijging varieert van enkele meters per jaar nabij de diep ontwaterde polders aan de randen van de boezem, tot minder dan een halve meter in de centrale delen.

Het is zeer waarschijnlijk dat de hoge wegzijging in de Stobbenribben een belangrijke factor is voor de instroom van basenrijk water, zelfs als deze vooral via de oppervlakte plaatsvindt. Een hoge wegzijging is, gezien de matige ontwikkelingen in andere venen met een hoge wegzijging, op zich echter geen garantie voor het behoud van basenrijke schorpioenmostrilvenen. Ook de ligging en vorm van de petgaten spelen een rol. Daarnaast is overstroming met boezemwater vanuit de naastliggende sloot mogelijk ook van belang. In ondiepe petgaten met vaste venen heeft overstroming met slootwater geleid tot behoud en herstel van schorpioenmosvegetaties. In drijvende venen was de heersende opvatting dat de kragge mee zou bewegen met de waterstand en inundatie niet mogelijk zou zijn, maar overstroming met boezemwater lijkt ook in drijvende schorpioenmoskraggen wel degelijk op te kunnen treden.

Overstroming kan mogelijk worden versterkt door verlaging van de oeverzone. Daarvoor is meer onderzoek nodig. Hoe dan ook kan het basenrijke water verder het trilveen inkomen als tijdelijk hogere waterstanden worden toegestaan dan het huidige maximum in de boezem. Gezien de inundaties die bij hoge waterstanden bij veel schorpioenmosvegetaties optreden, is het waarschijnlijk belangrijker dat deze inundaties optreden door de peilverhoging dan of dit komt door water dat van onder de kragge wordt opgestuwd of door water dat over de kragge heen het veen in kan stromen. Het is dan wel belangrijk dat het boezemwater basenrijk is en weinig nutriënten bevat. Zo lijkt de plaatselijke uitbreiding van schorpioenmos-vegetaties in de Stobbenribben waarschijnlijk ten dele het gevolg van inundaties, maar is zeker ook te danken aan de verbetering van de waterkwaliteit sinds de jaren ’80. Ten slotte lijkt het er sterk op dat dergelijke peilverhogingen het beste in de zomer kunnen worden toegestaan, omdat het boezemwater dan minder nutriënten en meer calcium bevat, en het inundatie-water dan gemakkelijker kan infiltreren.

Aanbevelingen voor het beheer

Het Nationaal Park Weerribben-Wieden is gezien de bedreigde soorten en Natura 2000 habitats die er nog voorkomen het belangrijkste laagveengebied in Nederland. Het is ook het enige gebied waar basenrijke trilvenen (H7140A) nog over een vrij grote oppervlakte in goed ontwikkelde vorm aanwezig zijn. Dat brengt een bijzondere verantwoordelijkheid met zich mee. Dit wordt samengevat in de beheersaanbevelingen van dit onderzoek. Het gaat hierbij om maatregelen die de waterkwaliteit verder moeten verbeteren, maar ook om het tijdelijk toelaten van hogere waterstanden in de zomer. Het is een samenhangend pakket van aanbevelingen. Zo is inundatie met boezemwater om de buffercapaciteit te verhogen niet zinvol als de nutriëntenlast te hoog is of de Ca-concentraties te laag zijn. In hoofdlijnen komt het neer op de volgende aanbevelingen:

- Toestaan van hogere zomerpeilen
- Vermijden van langdurige droogte
- Verlaging van de P-belasting
- Verlaging van de N-belasting
- Verhoging of ten minste op peil houden van de Ca-aanvoer

English summary

In 2009, during discussions about the Natura 2000 management plan of National Park Weerribben-Wieden, responsible managers of Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, the Waterboard Reest en Wieden and the province of Overijssel formulated four research questions, related to ecosystem functioning and management of the area. In this report, all four questions can be answered to a large extent. The results of this research help to achieve a (more) favorable conservation status of the Natura 2000 habitats.

Question 1: What is the behaviour and mobility of P in the 'boezem', the large water body in which both Wieden and Weerribben are located? Except P, other factors may play a role, such as N, Ca and water level fluctuations. These factors influence each other, but it is not known how important these interactions may be. Is it for example really necessary to reduce N-inputs?

Answers are based on chapters on nutrient loads (2) and nutrient distribution within the area (3). Behaviour of P in the water and P-availability to the vegetation are important to the Natura 2000 habitats, especially to the different stages in the terrestrialization process and base-rich fens with brownmosses such as *Scorpidium scorpioides*. External P-input mainly comes from five large polder areas, more or less surrounding the Nature reserve: Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg and Braommeule. Most of them are deep polders which attract a lot of seepage from the wetlands in the nature reserve. Total P-concentrations are high in the border zone, where the polder water is pumped in the nature reserve. In the central part of the nature reserve, concentrations of both phosphate and total P are low all year. This is partly due to the flowing regime. In winter, when P-input from the polders is relatively high, water does not flow to, but away from the central parts, due to high precipitation surplus. In summer, water flows from the edges to the center, but nutrient concentrations are lower then.

The gradient from the more eutrophic polder inlets to the cleaner central parts is also present in the soil. Close to the inlets, the total amount of P is approximately two times higher than in open ponds and base-rich fens, and mainly present as iron phosphate. In the more isolated parts organic P is more important. Internal P-mobilization due to sulphate reduction may only be important in the western part of the area, adjacent to the former Zuiderzee. In most of the area, sulphate concentrations are low.

The decrease in P-availability from inlet to central parts is supported by N/P ratios in aquatic and emergent macrophytes. P-limitation, necessary for development of base-rich fens with *S. scorpioides*, does however not (yet) occur in the water ways. Even in the open ponds in the central part of the area, N/P ratios are still too low for P-limitation, although large scale algal blooms do not occur anymore.

Nitrogen loads are also high, and like P, a large part of the N-input remains within the system. A large part of the N-input also comes from the five large polders mentioned before, but about half of it is derived from atmospheric deposition. In lakes and channels, N-concentrations are high in winter. In the central parts, N-concentrations are low all year, partly due to the favorable water flowing regime. Nevertheless, high N-input is unfavorable, partly because P-availability is relatively high, and N has become a limiting factor for plant growth. This means that a little extra N may have relatively large impact. Also, ammonium toxicity may become a problem such as in part of the open ponds. In addition, acidification in base-rich fens has become stronger probably due to high atmospheric deposition, which means that extra input of calcium and bicarbonate is required to maintain high buffer capacity.

To ensure survival of base-rich fens with *S. scorpioides*, Ca-concentrations in the pore water should be around 40 mg l^{-1}. This means that Ca-concentrations in the surface water should be around 50-60 mg l^{-1} during at least part of the year. In winter, such values are only reached in large lakes and channels. In summer, Ca-concentrations may be high enough even in the central parts, when polder water pumped into the area during high rainfall is flowing inwards, driven by high evapotranspiration.

Input of calcium (and bicarbonate) mainly comes from the five large polders surrounding the nature reserve. That makes it difficult to disconnect them, even though they also bring in a large part of the P and N. To ensure the supply of base-rich, but nutrient-poor water, necessary for development of e.g., base-rich fens, input of N and P should be reduced.

Question 2: What are prerequisites for development of stonewort and rich-fen vegetation in terms of water quality and quantity? It is known that P is important, but what would be critical concentrations and loads for different parts of the area?

Answers are based on chapters on vegetation surveys (4), terrestrialization in open ponds (5), rich fens with *Scorpidium* spp. (6) and partly on the chapter on de Stobbenribben, one of the most famous rich-fens (11). Terrestrialization is important to a sustainable presence of all successional stages in the area, but has been a major problem in the last decades. The situation has slightly improved, as aquatic vegetation and initial stages of terrestrialization increased over the past 10-15 years. Further succession has also been observed, especially to reedland dominated by *Thelypteris palustris*. Development of rich fens with *S. scorpioides* has, however, not occurred yet.

A survey of 60 open ponds revealed that terrestrialization had not occurred at all in part of the older ponds (> 70 years), possibly due to high ammonium levels, which may limit growth of *Stratiotes adianthoides*. Stoneworts (*Chara* spp.) were mainly present in 10-20 year old ponds, with low nutrient and high Ca-levels in the soil pore water. Development of floating fields with *S. adianthoides* started after 20-30 years. Species important to the development of floating root mats, such as *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *T. palustris*, already established after 20-30 years, but only became important in older ponds. As said, so far succession has led to *Thelypteris reedland*, but not yet to rich fens with *S. scorpioides*. Maybe this is due to P-availability, which may still be too high. Also distribution of diaspores may be a problem, as suggested by a transplantation experiment. Furthermore, management also seems to be important. Winter mowing should be applied as soon as possible, to prevent development of Alder carr instead of rich fens.

Because formation of new rich fens with *Scorpidium* spp. has not yet been observed, it is very important to maintain and restore the existing ones. This study further supports that the most important prerequisites are base-rich water and low nutrient availability, especially P. Foliar N/P ratios generally suggest that P is a limiting factor in fens with *S. scorpioides* and/or *S. cossonii*, and fertilization with P clearly led to increase in aboveground biomass and replacement of these mosses by *Calliergonella cuspidata*. For *Hamatocaulis vernicosus*, low P-availability seems less important. The species was found in more eutrophic fens, which showed increase in aboveground biomass with N and K-addition, rather than with P-addition.

Base-rich fens with *Scorpidium* spp. require substantial input of base-rich water. As indicated before, Ca-concentrations should be around 40 mg l^{-1} in the soil pore water, and around 50-60 mg l^{-1} in adjacent ditches, at least during part of the year. However, it is even more important that the ditch water can really reach the fen surface. Upward seepage plays no role in the area due to the surrounding polders, in which water levels are 1-2 meters lower. In the nature reserve, base-rich water comes from channels and ditches. In shallow ponds, root mats are not floating, but attached to the sandy bottom. In such fens, flooding with ditch water during wet periods has probably always been important to maintain the high buffer capacity required by *Scorpidium* spp. In deeper ponds, with the sandy bottom at 2-3 m depth, root mats are generally floating, and base-rich ditch water is flowing underneath the root mat. At present, incidental flooding of the fen surface with base-rich water from the ditch probably also plays a role in maintaining the buffer capacity of *Scorpidium*-fens, even when they float. There are also indications that reversal succession from *Sphagnum* spp. back to *S. scorpioides* in floating fens is related to flooding.

Question 3: What are the effects of more natural water level fluctuations on protected Natura 2000 habitat and species? With the present water quality, high water levels and winter inundation of base-rich fens and grasslands are not undisputed. Also, high surface runoff of P during heavy rain may be a problem. In addition, under the present conditions with many non-floating and base-poor fens, low water levels in summer may lead to problems for particular habitat types. Which negative ecological effects may be expected?

Answers are mainly based on chapters on the large-scale field experiment (8), mesocosm experiments with water level fluctuations (9), and the incubation experiment under anaerobic and aerobic conditions to simulate drought stress (10). The idea to introduce more natural water level fluctuations, with 20 cm higher water levels during two weeks in winter and 5 cm lower water levels during two weeks in summer, is not to be advised. However, flooding with base-rich (and clean) water in summer may be a very good idea.

Model calculations suggest that with the proposed regime, higher water levels in winter mainly lead to more rain water in the central parts. Also, water level increase of 20 cm did not always lead to inundation. Non-floating fens were inundated, but floating fens with *Sphagnum* spp. just kept floating. Field observations suggest, however, that floating fens with *Scorpidium* spp. may become inundated at high water levels in the area.

Even if flooding occurred, base richness not always improved. In winter, when evapotranspiration was low and peat soils water-saturated, infiltration of base-rich water was simply not possible. Infiltration and improvement of buffer capacity only occurred when water levels were low to start with, or

when evapotranspiration was high, like in summer. Also, in summer, Ca-concentrations in the ditch water are higher than in winter and nutrient levels were lower. Mobilization of P due to reduction processes did not occur, probably because the inundation period was short. The mesocosm-experiment however suggested that P-mobilization can be a risk during longer periods of flooding, especially in P-rich soils. Ammonium toxicity may then also occur.

Although no negative effects were found during the lower water levels in the field study, lower water levels in summer may have a severe effect in base-rich fens when soils become too dry. Due to oxidation processes, pH will decrease, especially in weakly buffered soils. Also, net N-mineralization, which is very low under anaerobic conditions, will clearly increase with oxygen supply. *Sphagnum* fens, however, seem much less sensitive to drought stress. Such fens are already acid and oxygen supply did not lead to increased net N-mineralization, probably because low litter quality is already a limiting factor. With desiccation, however, both base-rich and *Sphagnum* fen released large amounts of P and DOC, probably due to microbial death.

Question 4: How important are groundwater flows and downward seepage for Natura 2000 habitats?

Answers are mainly based on the chapter on De Stobbenribben (11), one of the most important base-rich fens in National Park Weerribben-Wieden, located in an area with high downward seepage towards the adjacent polder. In this chapter, a comparison is made with eight other important base-rich fens in the reserve, located in areas with high or low downward seepage, which varies from several meters to less than half a meter per year.

It is more than likely that high downward seepage is responsible for the large input of base-rich water in De Stobbenribben, even if inflow mainly takes place over the fen surface rather than below the floating root mat. Considering other fens in areas with high seepage, however, this factor in itself is not enough. Location and form of the fens and ditches are probably also important. Also, surface flooding may be important. In shallow ponds with non-floating rich fens, increased flooding with base-rich water, due to excavation of small ditches in the fen to improve entrance, has led to increase of base-rich fens with *S. scorpioides*. Until now, the idea was that floating fens could not be flooded, but that may not be true. This research provides the first evidence that high water levels in the entire boezem area lead to incidental flooding with base-rich water in *Scorpidium*-fens, through local depressions in the shorelines.

In floating fens, incidental flooding may perhaps be improved by local lowering of the shore line, but more research is needed. In any case, base-rich water will influence larger areas if water levels may become higher than the present maximum. It is very important, however, that the water in the boezem is not only rich in calcium and bicarbonate, but also poor in nutrients like N and P. The local increase in *S. scorpioides* in de Stobbenribben is probably mainly due to flooding, but certainly also to improvement of the water quality since the 1980s. Finally, it seems best to allow such increases in water levels during summer, since surface waters contain less nutrients and more calcium during summer and infiltration will presumably also be larger.

Recommendations for nature management

The National Park Weerribben-Wieden is the most important wetland area in the Netherlands. It contains many red-list species and protected Natura 2000 habitats, and is the only area where base-rich fens with *Scorpidium* spp. (H7140A) still occur on a relatively large scale. The present study comes with a number of recommendations related to further improvement of water quality and occasionally higher water levels during the summer. However, these recommendations should be treated as a whole. It does not make any sense to allow higher water levels to improve buffer capacity if nutrient concentrations are too high, or calcium and bicarbonate too low. The most important recommendations are:

- Allow short periods of higher water levels in summer
- Avoid long periods of low water levels at all times
- Further decrease the P-input
- Further decrease the N-input
- Improve or at least maintain the input of calcium and bicarbonate

Inhoudsopgave

1 Inleiding 18

A. Het gedrag van nutriënten in de boezem 20

2 Nutriëntenlast van de boezem 21

2.1 Inleiding 21

2.2 Nutriënten in het oppervlaktewater 22

2.2.1 Methoden 22
2.2.2 Huidige kwaliteit van het oppervlaktewater 23
2.2.3 Kwaliteit van het oppervlaktewater in de afgelopen decennia 27

2.3 Huidige nutriëntbudgetten en belastingen 30

2.3.1 Methoden 30
2.3.2 Resultaten en discussie waterbalansen 37
2.3.3 Resultaten en discussie nutriëntbalansen 41

2.4 Toekomstige budgetten Weerribben 57

2.4.1 Methoden 57
2.4.2 Betrouwbaarheid van het SOBEK-model 59
2.4.3 Resultaten en discussie van het huidige peilbeheer 61
2.4.4 Resultaten en discussie van hydrologische maatregelen 66

2.5 Conclusies en aanbevelingen 77

3 Verspreiding van buffercapaciteit en nutriënten in de boezem 86

3.1 Inleiding en methoden 86

3.1.1 Onderzoekslocaties 86
3.1.2 Meetmethode en bemonstering 87
3.1.3 Statistische analyses 89

3.2 Buffercapaciteit 89

3.2.1 Buffercapaciteit van het oppervlaktewater 89
3.2.2 Buffercapaciteit van het bodemvocht 92

3.3 Nutriëntbeschikbaarheid 92

3.3.1 Welk nutriënt is limiterend voor de vegetatieontwikkeling? 92
3.3.2 Nutriënten in het oppervlaktewater 94
3.3.3 Nutriënten en bodemprocessen 96
3.3.4 Nutriëntbeschikbaarheid in het bodemvocht 97
3.3.5 P-fracties in de onderwaterbodems 100
3.3.6 P-fracties in trilveenbodems 103

3.4 Conclusies en aanbevelingen 103

B Randvoorwaarden voor verlanding 105

4 Veranderingen in de vegetatie over de afgelopen 10-15 jaar 106

4.1 Inleiding en methoden 106

4.2 Resultaten en discussie 107

4.2.1 Initiële verlanding 107
4.2.2 Veranderingen in semi-terrestrische vegetatietypen 109

4.3 Conclusies en aanbevelingen 115

5 Petgatenontwikkeling in relatie tot water- en bodemkwaliteit 117

5.1 Inleiding en methoden 117

5.1.1 Meetmethode en bemonstering 119
5.1.2 Statistische analyses 120

5.2 Resultaten en discussie 120

5.2.1 Een paleo-reconstructie van verlanding 120
5.2.2 Huidige vegetatieontwikkelingen 121
5.2.3 Nutriëntenlimitatie in de vegetatietypen 136
5.2.4 Chemische standplaatsfactoren 138
5.2.5 Veranderingen door de tijd heen 144
5.2.6 Knelpunt voor schorpioenmossen: standplaats of dispersie? 146

5.3 Conclusies en aanbevelingen 147

6 Randvoorwaarden voor schorpioenmostrilvenen 151

6.1 Inleiding en methoden 151

6.1.1 Onderzoekslocaties 152
6.1.2 Het transplantatie-experiment 153
6.1.3 Het bemestingsexperiment 154
6.1.4 Statistische analyse 154

6.2 Resultaten en discussie 155

6.2.1 Standplaatsfactoren Geel, Groen en Rood schorpioenmos 155
6.2.2 Schorpioenmossen in Nederland en buitenland 158
6.2.3 Het transplantatie-experiment 162
6.2.4 Het bemestingsexperiment 163

6.3 Conclusies en aanbevelingen 170

C Flexibel peilbeheer 173

7 Overstroming in de boezem bij hoge waterstanden 174

7.1 Inleiding en methoden 174

7.2 Resultaten en discussie 174

7.2.1 Overstroming versus meedrijven 174
7.2.2 Koppeling overstroming en schorpioenmosvegetatie 177

7.3 Conclusies en aanbevelingen 178

8 De praktijkproef 179

8.1 Inleiding en methoden 179
8.1.1 Onderzoekslocaties 179
8.1.2 Meetmethode en bemonstering 181
8.1.3 Statistische analyse 182
8.2 De nulsituatie 183
8.3 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de kraggedynamiek 185
8.3.1 Peilverhoging in de winter 185
8.3.2 Peilverlaging in de zomer 192
8.4 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de buffercapaciteit en pH 195
8.4.1 Peilverhoging in de winter 196
8.4.2 Peilverlaging in de zomer 202
8.5 Mogelijke effecten peilfluctuatie op nutriëntbeschikbaarheid 207
8.5.1 Peilverhoging in de winter 207
8.5.2 Peilverlaging in de zomer 216
8.6 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de biotiek 222
8.6.1 Terrestrische vegetatie in het Kiersche Wiede 222
8.6.2 Aquatische vegetatie in het Kiersche Wiede 224
8.6.3 Dagvlinders 225
8.7 Conclusies en aanbevelingen 225

9 Het kolomexperiment 227

9.1 Inleiding en methode 227
9.2 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de kraggedynamiek 230
9.2.1 Gevolgen peilverhoging 230
9.2.2 Gevolgen peilverlaging 233
9.2.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging 234
9.3 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de buffercapaciteit en pH 234
9.3.1 Gevolgen peilverhoging 235
9.3.2 Gevolgen peilverlaging 238
9.3.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging 241
9.4 Mogelijke effecten peilfluctuatie op nutriëntbeschikbaarheid 242
9.4.1 Gevolgen peilverhoging 242
9.4.2 Gevolgen peilverlaging 246
9.4.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging 249
9.5 Mogelijke effecten peilfluctuaties op de vegetatie 249
9.5.1 Gevolgen peilverhoging 250
9.5.2 Gevolgen peilverlaging 253
9.5.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging 254
9.6 Conclusies en aanbevelingen 255

10 Het verdrogingsexperiment 257

10.1 Inleiding en methode 257

10.1.1 Meetmethode en bemonstering 259
10.1.2 Berekenen bruto N-mineralisatie en N-immobilisatie 261
10.1.3 Statistische analyses 261

10.2 Resultaten en discussie 262

10.2.1 De beginsituatie 262
10.2.2 Toetreding zuurstof en verdroging: verzuring? 263
10.2.3 Toetreding zuurstof en verdroging: hogere afbraak? 264
10.2.4 Toetreding zuurstof en verdroging: hogere N-mineralisatie? 266
10.2.5 Veranderingen in P-beschikbaarheid 269

10.3 Conclusies en aanbevelingen 270

D Hydrologische invloed 273

11 Veranderingen vegetatie en hydrologie in de Stobbenribben 274

11.1 Inleiding en methoden 274

11.1.1 De Stobbenribben 274
11.1.2 Methoden 275

11.2 Resultaten en discussie 278

11.2.1 Veranderingen in de moslaag van de Stobbenribben 278
11.2.2 Veranderingen in hydrologie in de Stobbenribben 285
11.2.3 Veranderingen in hydrologie en vegetatie 296
11.2.4 Vergelijking met andere basenrijke schorpioenmosvenen 296
11.2.5 Rol wegzijging bij instandhouding schorpioenmostrilvenen 302
11.2.6 Kanttekeningen bij dit hoofdstuk 304

12 Synthese 307

12.1 Het gedrag van nutriënten in de boezem 307

12.2 Randvoorwaarden voor verlanding 315

12.3 Flexibel peilbeheer 321

12.4 Hydrologische invloed 326

12.5 Algemene conclusies en aanbevelingen voor het beheer 328

13 Dankwoord 331

Literatuurlijst 333

Bijlage 1: Schorpioenmossen en veenmossen in 8 trilvenen in De Wieden en De Weerribben 349

1 Inleiding

Aanleiding tot het onderzoek

Bij het opstellen van het Natura 2000 beheersplan voor De Wieden en De Weerribben zijn in 2009 een aantal kennislacunes geformuleerd door o.a. Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, het Waterschap Reest en Wieden en de provincie Overijssel. Door het ontbreken van deze kennis kan het beheer niet altijd optimaal worden uitgevoerd, en zijn effectbeoordelingen moeilijk.

In dit eindrapport wordt voor de vier ecologische kennisvragen een overzicht gegeven van de antwoorden die uit het onderzoek zijn gekomen, en wat de mogelijke consequenties zijn voor het beheer. Het onderzoek van de afgelopen vier jaar heeft geleid tot duidelijke antwoorden, en tot een aanscherping en inperking van de nog openstaande vragen. Deze vragen kunnen verder worden opgelost met vervolgonderzoek, dat voor een groot gedeelte door OBN zal worden gefinancierd.

Vraag 1: Hoe gedraagt fosfor zich en hoe beweegt het zich door de boezem? Naast fosfor spelen ook andere factoren een rol, zoals stikstof, calcium en het peilbeheer. Deze factoren beïnvloeden elkaar, waarbij nu niet bekend is hoe bepalend de onderlinge verhouding is. Is bijvoorbeeld een verlaging van de N-belasting werkelijk nodig?

In algemene zin lijkt de waterkwaliteit in de afgelopen decennia verbeterd, maar de externe nutriëntbelasting en de accumulatie van voedingsstoffen in de boezem zijn nog steeds een belangrijk punt van zorg. De beantwoording van deze kennisvraag is hoofdzakelijk gebaseerd op de hoofdstukken 2 en 3 van deze rapportage. In deze hoofdstukken worden de deelvragen wat betreft fosfor, stikstof en calcium afzonderlijk behandeld. Ook wordt aanvullende informatie gegeven over ijzer en sulfaat.

Vraag 2: Wat zijn de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in relatie tot waterkwaliteit en -kwantiteit? Bekend is dat fosfaat hierbij een belangrijke rol speelt, maar niet duidelijk is wat kritische concentraties en kritische belasting zijn voor de verschillende delen van de boezem.

Het maar beperkt optreden van verlanding is een knelpunt wat betreft het duurzaam in stand houden van de verschillende successiestadia in De Wieden en De Weerribben. De situatie lijkt zich wat betreft aquatische vegetaties en initiële verlandingsvegetaties te verbeteren. Over de afgelopen 10-15 jaar zijn de aquatische vegetatie en de initiële stadia van verlanding meer dan verdubbeld in De Wieden. In De Weerribben is de situatie iets minder gunstig. In beide gebieden treedt ook al enige verdere successie op, vooral naar moerasvarenrietland. De vorming van nieuwe trilvenen is echter nog vrijwel nergens waargenomen. De meer gedetailleerde antwoorden op de vraag over de randvoorwaarden voor kranswiervegetaties, verlandingsvegetaties en basenrijke trilvenen zijn grotendeels gebaseerd op de hoofdstukken 4, 5 en 6.

Vraag 3: Wat zijn de effecten van een meer natuurlijk peilbeheer op de beschermde habitats en soorten? Bij de huidige waterkwaliteit is de winterinundatie van o.a. blauwgraslanden en trilvenen niet onomstreden. Ook vormt bij veel neerslag de afstroom van P vanuit de oever mogelijk een probleem. Onder de huidige omstandigheden (bijv. veel kraggen vastgegroeid aan de bodem, lage basenrijkdom) is het ver uitzakken van het zomerpeil voor bepaalde habitattypen mogelijk ook een probleem. Nader onderzoek moet uitwijzen welke nadelige ecologische effecten zijn te verwachten.

Een meer natuurlijk peilbeheer zoals voorgesteld door het Waterschap, met een hogere waterstand van 20 cm gedurende een week in de winter en een lagere waterstand van 5 cm gedurende een week in de zomer, lijkt op basis van dit onderzoek niet zinvol. Wel zijn er onverwacht positieve effecten gevonden tijdens overstromingen bij hoge neerslag in de zomer. Door de hogere verdamping kan het water op dat moment beter in het trilveen infiltreren. Bovendien bevat het boezemwater in de zomer meer calcium en minder nutriënten dan in de winter. De meer gedetailleerde antwoorden op de vragen over een meer natuurlijk peilbeheer zijn gebaseerd op de hoofdstukken 7, 8, 9 en 10.

Vraag 4: Welke betekenis hebben de grondwaterstromen en de huidige wegzijging voor de verschillende habitattypen?

Zoals aangegeven in de offerte is er geen uitgebreid onderzoek gedaan naar grondwaterstromen en wegzijging zelf. Wel is voortgeborduurd op historisch onderzoek, met name in de Stobbenribben. In het verleden is niet alleen de hydrologie van dit gebied nauwkeurig bestudeerd, maar er is ook veel informatie beschikbaar over de vegetatie-ontwikkeling gedurende de afgelopen 40 jaar. Helaas is op dit moment een deel van het onderzoek dat in de Stobbenribben is uitgevoerd nog niet vrijgegeven. Het is echter de bedoeling dat in de uiteindelijke gedrukte versie van dit rapport meer gedetailleerde antwoorden worden opgenomen in hoofdstuk 11.

Algemene conclusies en aanbevelingen voor het beheer

In de synthese (hoofdstuk 12) worden de algemene conclusies en beheersaanbevelingen van dit onderzoek nog eens op een rij gezet. Het Nationaal Park Weerribben-Wieden is, gezien de bedreigde soorten en Natura 2000 habitats die er nog voorkomen, het belangrijkste laagveengebied in Nederland. Het is het enige gebied in Nederland waar basenrijke trilvenen (H7140A) nog in goed ontwikkelde vorm aanwezig zijn. Dat brengt een bijzondere verantwoordelijkheid met zich mee. Het gaat bij de aanbevelingen om maatregelen die de waterkwaliteit verder moeten verbeteren, maar ook om het tijdelijk toelaten van hogere waterstanden in de zomer. De aanbevelingen moeten worden gezien als een samenhangend pakket. Zo is verhoging van de waterstand om inundatie met oppervlaktewater te bevorderen niet zinvol als de nutriëntenlast te hoog is of de Ca-concentraties te laag zijn.

A. Het gedrag van nutriënten in de boezem

2 Nutriëntenlast van de boezem

Mede auteurs van dit hoofdstuk: Mirjam Bloemert en Rikje van de Weerd (ARCADIS), Noud Aldenhoven (RU Nijmegen) & Niki de Lange

2.1 Inleiding

Nationaal Park Weerribben-Wieden 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. Om verschillende beheersmatige en hydrologische maatregelen te kunnen onderbouwen zijn vanaf de jaren '70 van de 20ste eeuw verschillende studies uitgevoerd naar het gedrag van nutriënten en bufferende bestanddelen, zoals calcium en bicarbonaat, in de boezem (van Wirdum 1979, 1991; Balirwa 1993; Lijklema 1980; Groeneweg & van Wirdum 2004; ARCADIS 2004a, 2008; Torenbeek 2008). Uit deze studies blijkt dat er in deze periode altijd een grote aanvoer van fosfor is geweest, vooral vanuit enkele diepe polders. Sinds de jaren '70 en '80 van de vorige eeuw is er in de aanvoerbronnen en het waterbeheer echter het een en ander veranderd (o.a. Groeneweg & van Wirdum 2004), waardoor het huidige oppervlaktewater in delen van het jaar waarschijnlijk andere routes volgt. Het was dan ook van belang dat zowel de concentraties in het oppervlaktewater als de externe belasting, interne belasting als accumulatie opnieuw werden vastgesteld. In hoofdstuk 2 wordt vooral ingegaan op de externe nutriëntbelasting. De verschillende aan- en afvoeren van nutriënten en de ruimtelijke verspreiding worden besproken, waarbij niet alleen naar P maar ook naar N, SO_4, Ca en Fe wordt gekeken. In hoofdstuk 3 wordt vervolgens vooral ingegaan op de interne nutriëntbelasting, waarbij wordt besproken welke interne processen een rol spelen in de boezem en tot P-(im)mobilisatie kunnen leiden.

Dit hoofdstuk bestaat uit drie deelstudies, die gezamenlijk meer inzicht geven in de nutriëntenstromingen binnen de boezem. In de eerste studie (paragraaf 2.2) wordt bepaald of het huidige oppervlaktewater in de boezem voldoet aan verschillende kritische concentraties. Tevens wordt er ingegaan op het verloop van de nutriëntenconcentraties in grote kanalen en petgaten gedurende de afgelopen decennia. In de tweede studie (paragraaf 2.3) wordt aandacht besteed aan de externe nutriëntbelastingen, omdat de belasting vaak de bepalende factor is voor de ecologische toestand van ondiepe meren en sloten (o.a. Scheffer 1998; Janse 2005; Jaarsma *et al.* 2008). Door water- en nutriëntenbalansen op te stellen is het relatieve belang van de verschillende aan- en afvoeren berekend. Daarnaast zijn er ook schattingen gemaakt van accumulatiesnelheden. Ten slotte zijn in de derde studie (paragraaf 2.4) de chemische gevolgen van een aantal grootschalige hydrologische maatregelen doorgerekend met behulp van een SOBEK-model. Dit is alleen gedaan voor de Weerribben, maar geeft wel een beeld van het effect van bepaalde ingrepen in de hydrologie.

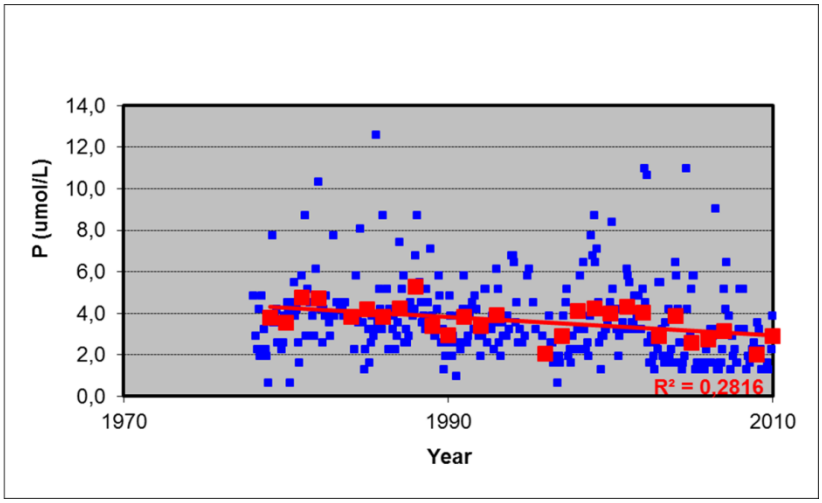
2.2 Nutriënten in het oppervlaktewater

2.2.1 Methoden

Om een inschatting te kunnen maken van de waterkwaliteit in de boezem is er tussen 2008 en 2011 op ongeveer 120 locaties in de boezem oppervlaktewater bemonsterd. Het gaat om een groot aantal meren, kanalen, sloten en petgaten. Gedurende deze periode zijn er vaak meerdere monsters per locatie genomen, waarbij in ieder geval geprobeerd is om per locatie een monster van zowel de zomer als de winter te verzamelen. Bij de interpretatie van de gegevens is vooral gefocust op de turbiditeit en de totaal P, orthofosfaat (verder aangegeven als PO_4), NH_4, NO_3, SO_4, Ca en Fe-concentraties. In paragraaf 3.1.2 is nauwkeurig omschreven hoe deze gegevens bepaald zijn.

Behalve naar de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater is ook gekeken of de nutriëntenconcentraties gedurende de afgelopen decennia zijn veranderd, waarbij vooral gefocust is op stikstof en fosfor. Hiervoor is gebruik gemaakt van data die het Waterschap Reest en Wieden de afgelopen decennia heeft verzameld voor zes grote kanalen (kanaal Beukers-Steenwijk, kanaal Steenwijk-Ossenzijl, Wetering, Arembergergracht, Kalenbergergracht en Ettenlandse kanaal) en vier petgaten (bij de Schut- & Grafkampen, Venematen, Lokkenpolder en Schinkellanden). De kanalen zijn van 1982 tot 2001 elke maand bemonsterd, behalve als er ijs lag. Na 2001 is het waterschap gestopt met het bemonsteren van deze locaties. De petgaten zijn tussen 1992 en 2009 maandelijks bemonsterd, maar alleen van april tot en met september. Voor de bemonstering is altijd eerst het doorzicht bepaald met een Secchi-schijf. In de oppervlaktewatermonsters zijn de NH_4, NO_3, PO_4 en totaal P-concentraties gemeten. Gedurende het groeiseizoen, van april tot september, zijn ook de chlorofyl-A concentraties gemeten. Het is wel van belang om aan te geven dat het waterschap de totaal P-concentraties na een totaal destructie op de AA heeft gemeten. Alle andere totaal P-concentraties die in deze rapportage worden genoemd, zijn echter gebaseerd op gefiltreerde monsters die op de ICP zijn gemeten. Aangezien er andere P-fracties in beide methodes worden gemeten, moeten de totaal P-concentraties van het waterschap niet worden vergeleken met de totaal P-concentraties die elders in het rapport worden genoemd.

Voor elk kanaal en petgat is getoetst of de waargenomen trend gedurende de afgelopen decennia significant was, waarbij gebruikt is gemaakt van lineaire regressie is in combinatie met een ANOVA ($p < 0.05$). Door sterke seizoenale fluctuaties kon de lineaire regressie niet goed uitgevoerd worden op de maandelijks gemeten data (Figuur 2.1; blauwe punten), en is gebruik gemaakt van gemiddelde jaarwaardes (Figuur 2.1; rode punten). Alleen jaren waarin in meer dan tien maanden is gemeten, zijn gebruikt in de regressie. Om de invloed van het seizoen wel te kunnen meenemen, zijn er ook regressies uitgevoerd voor de gemiddelde winterconcentraties (oktober-maart) en zomerconcentraties (april-september), waarbij alleen winters en zomers zijn meegenomen die minimaal 4 maanden zijn bemonsterd. Voor de petgaten, die alleen in de zomer zijn bemonsterd, zijn de lineaire regressies alleen uitgevoerd voor de gemiddelde zomerconcentraties. Ten slotte, is met behulp van een one-sample t-toets ($p < 0,05$) ook gekeken of de gezamenlijke hellingshoek van de kanalen of de petgaten significant afweek van een onveranderd patroon met een helling van 0.

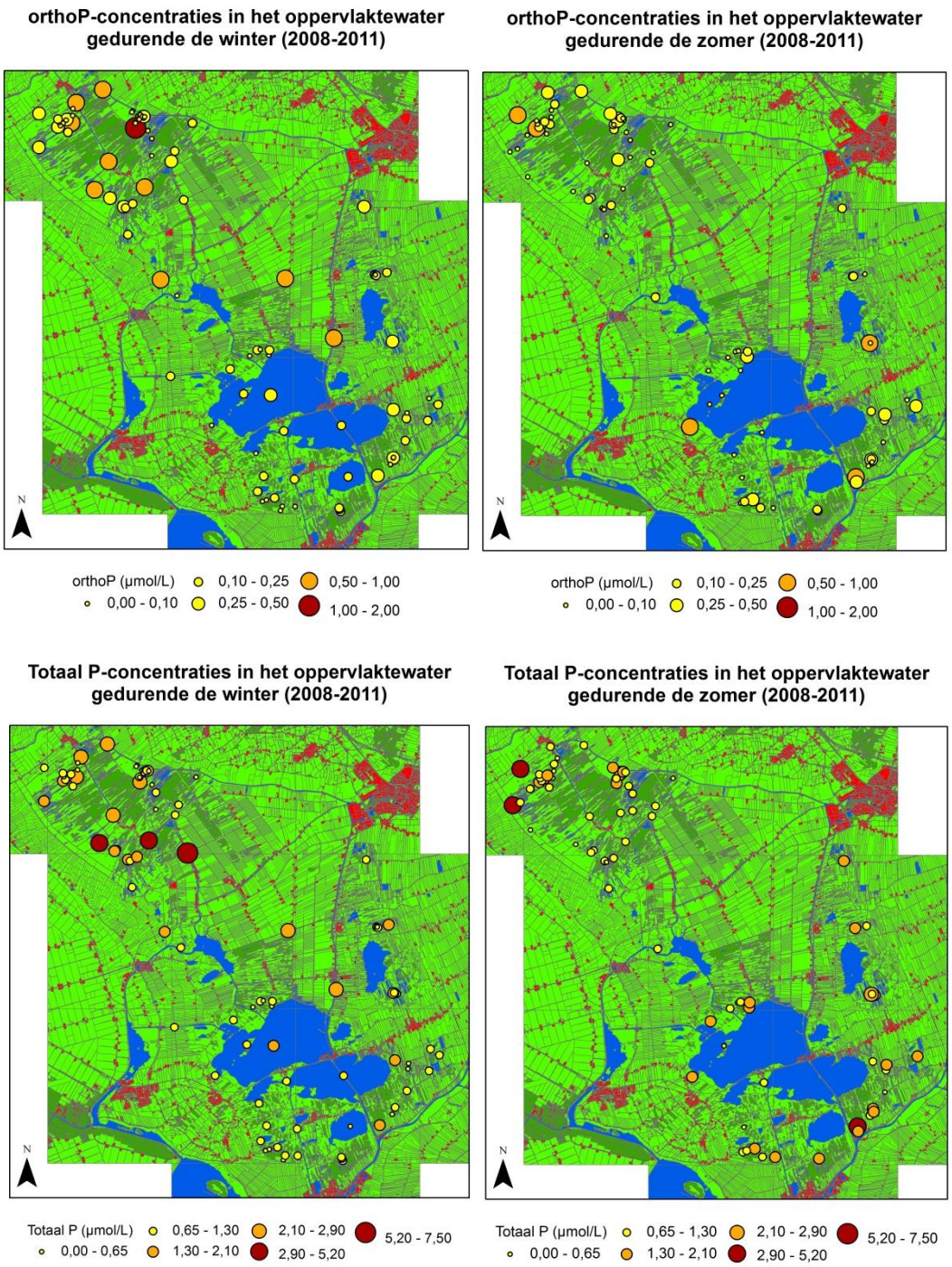


Figuur 2.1. Totaal P-concentraties in het Ettenlandse kanaal tussen 1979 en 2010. Blauwe punten zijn maandelijkse meetwaarden, rode punten zijn de berekende jaarlijkse gemiddelde concentraties en de rode lijn is de uitkomst van de lineaire regressie voor de jaarlijkse gemiddelde P-concentraties.

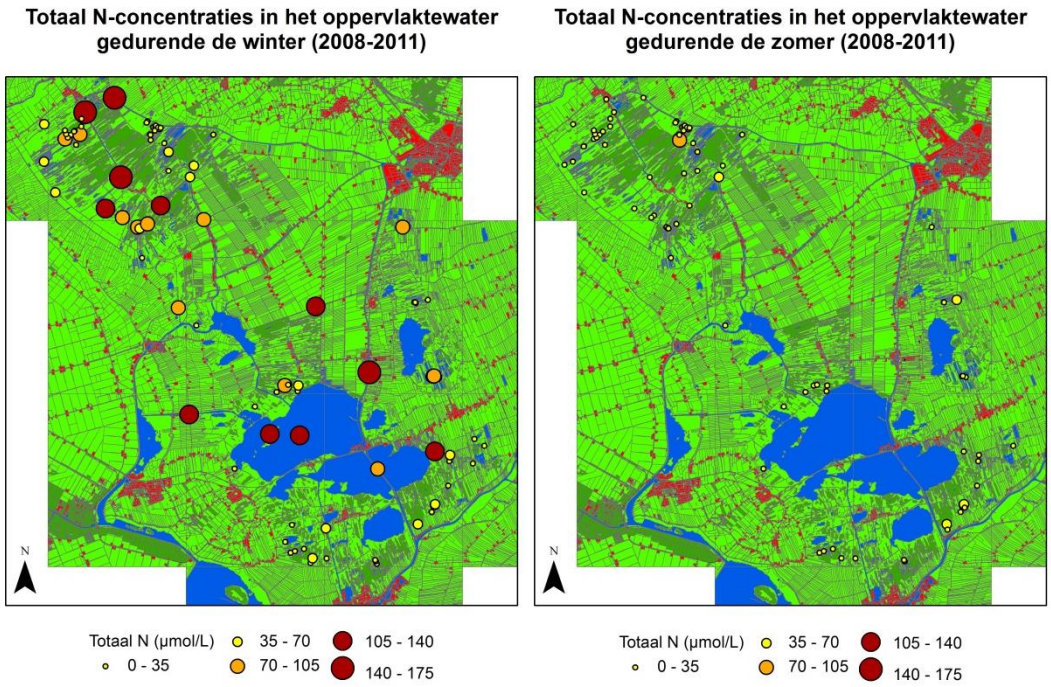
2.2.2 Huidige kwaliteit van het oppervlaktewater

Lamers en collega's (2010) hebben voor de PO_4-concentratie in het oppervlaktewater een grenswaarde vastgesteld van 1 µmol l^{-1} (0,03 mg l^{-1}), waar beneden verlanding zou moeten kunnen optreden. In de boezem van NW-Overijssel liggen de PO_4-concentraties zowel tijdens de winters als de zomers van de afgelopen jaren onder deze grenswaarde (gele en oranje cirkels in figuur 2.2). Ook de totaal P-concentraties liggen eigenlijk vrijwel overal beneden de GEP-waarde (waarde voor goed ecologisch potentieel, waarbij de ecologische kwaliteit in soortensamenstelling en aantallen licht afwijkt van de natuurlijke referentie) voor matig grote ondiepe veenplassen van 2,9 µmol l^{-1}, oftewel 0,09 mg l^{-1} (van der Molen & Pot 2007). Om de Natura 2000 doelen te halen, lijkt het echter noodzakelijk om aan de ZGET (Zeer Goede Ecologische Toestand, waarbij van een ongestoorde natuurlijke referentie wordt uitgegaan) van 1,3 µmol l^{-1}, oftewel 0,04 mg l^{-1}, te voldoen. In relatief geïsoleerde wateren wordt vaak aan de ZGET voldaan, vooral in de zomer. Het is echter duidelijk dat de meeste grote vaarten hogere PO_4 en totaal P-concentraties bevatten dan de meer geïsoleerde locaties, zoals in de Bollemaat en de Schinkellanden. Dit is in overeenstemming met patronen die van Wirdum (1991) tussen 1972 en 1982 ook al waarnam in De Weerribben.

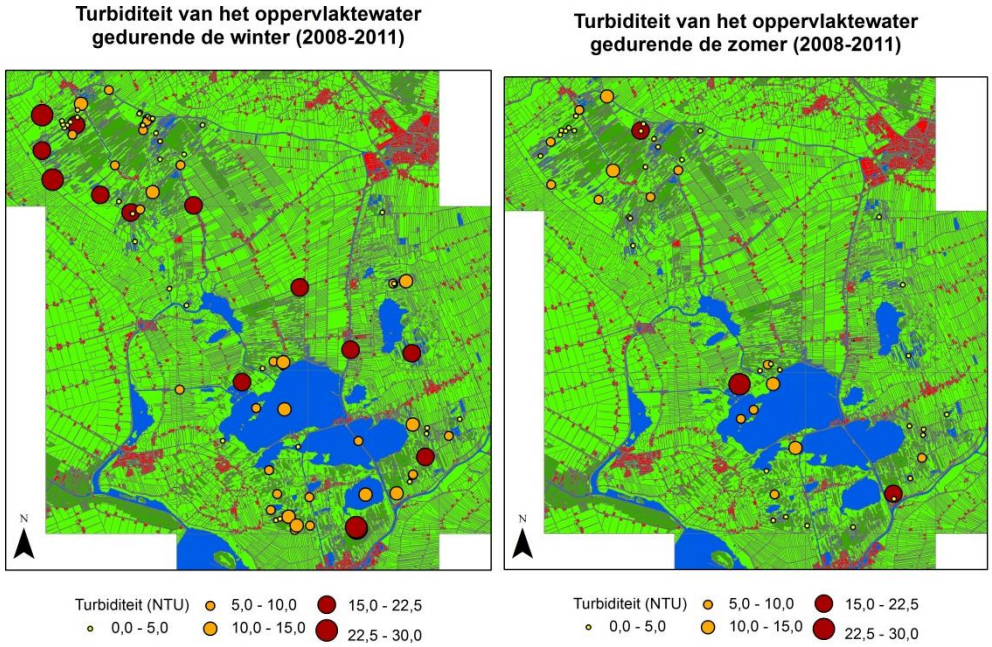
Ook voor de N-concentraties en turbiditeit is er bij de wintermetingen een gradiënt zichtbaar (Figuren 2.3 en 2.4). In tegenstelling tot fosfor zijn de totaal N-concentraties in veel kanalen en meren (rode cirkels in figuur 2.3) echter hoger dan de GEP-waarde van 90 µmol l^{-1}, oftewel 1,3 mg l^{-1} (van der Molen & Pot 2007). De hoge N-concentraties tijdens de winter worden veroorzaakt door relatief hoge NO_3-concentraties. In de zomer lijkt de situatie veel gunstiger, wat overeenkomt met een watersysteemanalyse van de Vries (2011). Tijdens het groeiseizoen zijn de totaal N-concentraties vrijwel overal lager dan de ZGET-waarde van 70 µmol l^{-1}, oftewel 1,0 mg l^{-1}, en is de turbiditeit vrijwel overal lager dan 15 NTU (Lamers et al. 2006a). Op de meer geïsoleerde locaties ligt de turbiditeit zelfs onder de 5 NTU, waardoor kraggevormende 'ecosystem engineers' op deze locaties veelvuldig kunnen voorkomen (Lamers *et al.* 2006a).



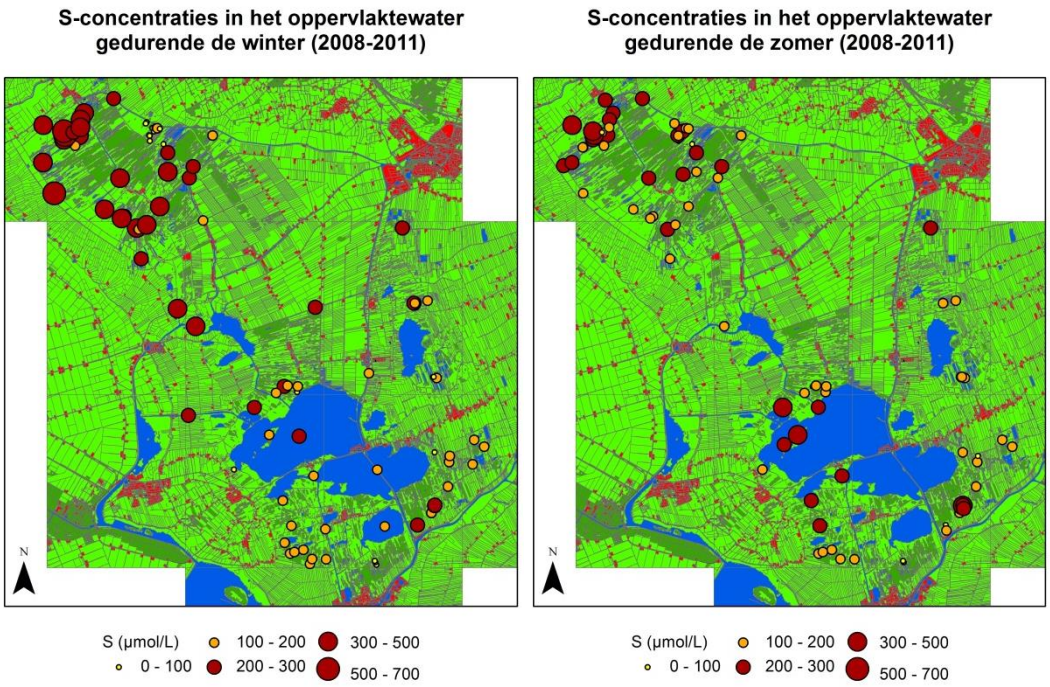
Figuur 2.2. PO_4 (boven) en totaal P-concentraties (beneden) in het oppervlaktewater van De Wieden en De Weerribben gedurende de winters (links) en zomers (rechts) van 2008 tot 2011. Voor de PO_4-concentraties geldt dat kleine gele cirkeltjes overeenkomen met concentraties die lager liggen dan 0,50 µmol l^{-1}, oranje cirkels liggen tussen de 0,50 en 1,0 µmol l^{-1} en de grote rode cirkels liggen boven de 1,0 µmol l^{-1}. Lamers en collega's (2010) geven aan dat bij PO_4-concentraties boven de 1,0 µmol l^{-1} problemen met de verlanding kunnen optreden. Bij de totaal P-concentraties geldt dat kleine gele cirkeltjes overeenkomen met concentraties die lager liggen dan de ZGET van 1,3 µmol l^{-1} (0,04 mg l^{-1}), oranje cirkels liggen tussen de ZGET en GEP van 2,9 µmol l^{-1} (0,09 mg l^{-1}) en de grote rode cirkels liggen boven de GEP. Waardes voor de ZGET en GEP zijn afkomstig uit van der Molen & Pot (2007).



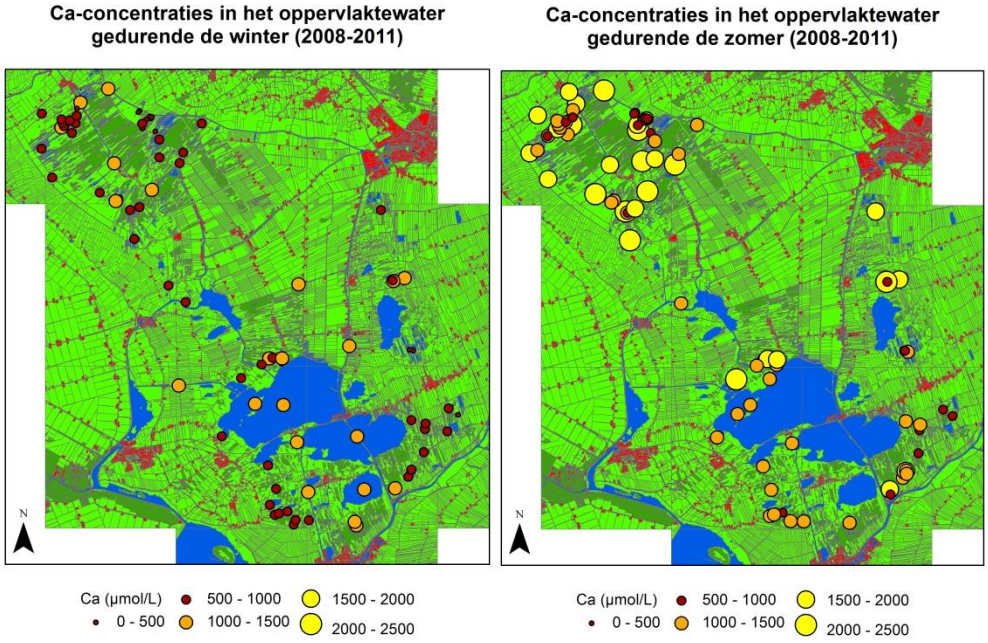
Figuur 2.3. Totaal N-concentraties in het oppervlaktewater van De Wieden en De Weerribben gedurende de winters (links) en zomers (rechts) van 2008 tot 2011. Gele cirkeltjes geven N-concentraties aan die lager liggen dan de ZGET van 70 µmol l^{-1} (1,0 mg l^{-1}), oranje cirkels liggen tussen de ZGET en GEP van 105 µmol l^{-1} (1,4 mg l^{-1}) en de grote rode cirkels liggen boven de GEP. Waardes voor ZGET en GEP zijn afkomstig uit van der Molen & Pot (2007).



Figuur 2.4. Turbiditeit van het oppervlaktewater in De Wieden en De Weerribben gedurende de winters (links) en zomers (rechts) van 2008 tot 2011. Kleine gele cirkeltjes geven een turbiditeit aan die lager ligt dan 5 NTU, oranje cirkels liggen tussen de 5 en 15 NTU en de grote rode cirkels liggen boven 15 NTU. Lamers en collega's (2006a) geven aan dat bij een turbiditeit onder de 5 NTU veel kraggevormende ecosystem engineers kunnen voorkomen, en dat de groei van waterplanten veel moeilijker gaat bij een turbiditeit van boven de 15 NTU.



Figuur 2.5. S-concentraties in het oppervlaktewater van De Wieden en De Weerribben gedurende de winters (links) en zomers (rechts) van 2008 tot 2011. Kleine gele cirkeltjes geven S-concentraties aan die lager liggen dan 100 µmol l^{-1}, oranje cirkels liggen tussen de 100 en 200 µmol l^{-1} en de grote rode cirkels liggen boven de 200 µmol l^{-1}. Lamers en collega's (2006a, 2010) geven aan dat bij SO_4-concentraties boven de 100-200 µmol l^{-1} problemen kunnen ontstaan met interne eutrofiëring door P-mobilisatie als de Fe/PO_4 ratio in het bodemvocht ongunstig is.



Figuur 2.6. Ca-concentraties in het oppervlaktewater van De Wieden en De Weerribben gedurende de winters (links) en zomers (rechts) van 2008 tot 2011. Kleine rode cirkeltjes geven Ca-concentraties aan die lager liggen dan 1000 µmol l^{-1} (40 mg l^{-1}), oranje cirkels liggen tussen de 1000 en 1500 µmol l^{-1} (40-60 mg l^{-1}) en de grote rode cirkels liggen boven de 1500 µmol l^{-1}.

Voor veel locaties geldt dat de algengroei beperkt zal zijn tijdens het groeiseizoen door de lage nutriëntconcentraties. Een goede ontwikkeling van de aquatische en verlandingsvegetatie zou dus in principe mogelijk moeten zijn. Deze ontwikkeling is echter niet alleen afhankelijk van de waterkwaliteit, maar ook van de bodemkwaliteit (zie o.a. hoofdstukken 3 en 5). De kwaliteit van de bodem wordt mede bepaald door de SO_4-concentratie in het oppervlaktewater (Caraco *et al.* 1989; Smolders & Roelofs 1993; Lamers *et al.* 1998; Loeb *et al.* 2008b). Uit figuur 2.5 blijkt dat de SO_4-concentraties zowel tijdens de winter- als zomermetingen regelmatig hoger zijn dan 200 µmol l^{-1}, een grens waarboven problemen kunnen ontstaan met interne P-mobilisatie vanuit onderwater sedimenten (Lamers *et al.* 2006a, 2010). Hoge SO_4-concentraties komen vooral voor in De Weerribben, dat regelmatig SO_4-rijk water ontvangt vanuit westelijk en noordelijk gelegen poldergemalen (zie paragrafen 2.3 en 2.4). Ook van Wirdum (1991) vond tussen 1972 en 1982 verhoogde SO_4-concentraties aan de noord- en westzijde van De Weerribben. Deze verhoogde SO_4-concentraties zijn waarschijnlijk het gevolg van de voormalige Zuiderzee die in het verleden direct aan de westzijde van de boezem grensde. Ook de meren in De Wieden, vooral in en nabij de Beulakerwijde, bevatten relatief hoge SO_4-concentraties. Dit komt waarschijnlijk ook door inlaat van SO_4-rijk water vanuit gemaal Stroink en aangrenzende poldergemalen (zie paragraaf 2.3).

Ten slotte lijken de Ca-concentraties in het oppervlaktewater onder de huidige condities lager te zijn tijdens de winter dan tijdens de zomer (Figuur 2.6). In de winter zijn de concentraties nergens hoger dan 1500 µmol l^{-1} (60 mg l^{-1}), en op meer geïsoleerde locaties komen de Ca-concentraties vrijwel nergens boven 1000 µmol l^{-1} (40 mg l^{-1}) uit. Tijdens het groeiseizoen in de zomer zijn de Ca-concentraties echter op veel locaties hoger dan 1500 µmol l^{-1}, zelfs op de meer geïsoleerde locaties. Verder lijkt het erop dat de Ca-concentraties in de Weerribben hoger zijn dan in de Wieden, vooral in de zomer.

2.2.3 Kwaliteit van het oppervlaktewater in de afgelopen decennia

In de meeste kanalen zijn de gemiddelde jaarlijkse concentraties aan totaal fosfor in het oppervlaktewater niet significant veranderd tussen 1982 en 2000 (Tabellen 2.1 en 2.2). In deze periode waren de totaal P-concentraties van 4-6 µmol l^{-1} in alle zes de kanalen hoger dan de GEP-waarde van 2,9 µmol l^{-1} (van der Molen & Pot 2007). De gemiddelde jaarlijkse PO_4-concentraties zijn wel afgenomen van 1-2 µmol l^{-1} in 1982 tot 0,5-1 µmol l^{-1} in 2000. Rond 2000 was de gemiddelde PO_4-concentratie in het oppervlaktewater van de meeste kanalen dus al lager dan de grenswaarde van 1 µmol l^{-1} (0,03 mg l^{-1}), waar beneden verlanding zou moeten kunnen optreden (Lamers *et al.* 2010). Aangezien de totaal P-concentraties tussen 1982 en 2000 gelijk zijn gebleven, betekenen afnemende PO_4-concentraties dat er een toename in non-reactief en particulair fosfor (totaal P – PO_4) is opgetreden gedurende deze periode. Deze P-fractie, die waarschijnlijk bestaat uit opgelost organisch fosfor (DOP) en colloïdale ijzerfosfaten, is grotendeels niet direct beschikbaar voor planten maar draagt wel bij aan het totale P-budget van de boezem. Dat betekent dat het beeld voor het totale P-budget minder gunstig is dan de afname van orthofosfaat in de kanalen lijkt te suggereren.

Omdat de kanalen alleen bemonsterd zijn tussen 1982 en 2000, kan een vergelijking met de huidige situatie alleen gemaakt worden op basis van de gebiedsmetingen tussen 2008 en 2011 (zie paragraaf 2.2.2). In de huidige situatie lijkt de totaal P-concentratie in het oppervlaktewater van de kanalen beter dan tussen 1982 en 2000, en de PO_4-concentraties in de kanalen zijn medio 2010 nog op hetzelfde lage niveau als rond 2000.

Tabel 2.1. Trends in de samenstelling van het oppervlaktewater voor kanalen en petgaten in De Wieden en De Weerribben gedurende de afgelopen decennia. One-sample t-toetsen zijn gebruikt om te bepalen of de helling van de gezamenlijke lineaire regressies (zoals beschreven in tabel 2.2 en 2.3) significant afweek van een onveranderd patroon met een helling van 0. Dit is gedaan voor gemiddelde jaarlijkse, winter (oktober t/m maart) en zomer (april t/m september) waardes. Vet gedrukte waardes geven significante hellingen aan (p < 0,05).

	Kanalen			**Petgaten**
	Jaar	Winter	Zomer	Zomer
Periode	1982 – 2000	1982 – 2000	1982 – 2000	1992 - 2009
PO_4 (µmol l^{-1} jr^{-1})	**-0,040 (0,031)**	**-0,069 (0,057)**	**-0,031 (0,018)**	**-0,013 (0,008)**
totaal P – PO_4 (µmol l^{-1} jr^{-1})	0,043 (0,087)	**0,110 (0,089)**	-0,015 (0,088)	**-0,112 (0,023)**
totaal P (µmol l^{-1} jr^{-1})	-0,003 (0,070)	0,037 (0,059)	-0,043 (0,076)	**-0,121 (0,010)**
Chlorofyl-A (µg l^{-1} jr^{-1})	-	-	**-2,46 (2,11)**	-0,57 (0,48)
Zicht (cm jr^{-1})	-0,13 (1,42)	-0,46 (1,60)	0,92 (1,75)	1,59 (1,21)
NH_4 (µmol l^{-1} jr^{-1})	**-1,00 (0,28)**	**-1,38 (0,43)**	**-0,61 (0,15)**	**-0,20 (0,03)**
NO_3 (µmol l^{-1} jr^{-1})	**1,56 (0,88)**	**2,18 (1,26)**	**0,88 (0,57)**	**-0,52 (0,32)**
Totaal N (µmol l^{-1} jr^{-1})	0,59 (0,96)	0,82 (1,19)	0,29 (0,66)	**-0,72 (0,60)**

Tabel 2.2. Trends voor verschillende P-fracties, zicht en chlorofyl-A concentraties (chloro-a) in het oppervlaktewater van 6 kanalen en 4 petgaten in de boezem van NW-Overijssel gedurende de afgelopen decennia. Lineaire regressie in combinatie met ANOVA is gebruikt om significante trends voor de individuele gemiddelde jaarlijkse, winter (oktober t/m maart) en zomer (april t/m september) waardes te bepalen. Vet gedrukte waardes geven significante trends aan (p < 0,05).

	PO_4 *(µmol l^{-1})*	**$P_t - PO_4$** *(µmol l^{-1})*	**totaal P** *(µmol l^{-1})*	**Zicht** *(cm)*	**Chloro-a** *(µg l^{-1})*
Kanalen (jaar)					
Kanaal Beukers-Steenwijk	**2,0 – 1,0**	4,3 – 4,6	6,3 – 5,6	45 – 47	-
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**2,6 – 1,2**	**2,6 – 4,8**	5,2 – 6,0	-	-
Wetering	1,4 – 0,9	**2,5 – 4,8**	**3,9 – 5,7**	-	-
Arembergergracht	**0,9 – 0,5**	**3,9 – 2,8**	**4,8 – 3,3**	**42 – 62**	-
Kalenbergergracht	**1,9 – 0,8**	**2,0 – 3,8**	3,9 – 4,6	**80 – 49**	-
Ettenlandse kanaal	0,6 – 0,7	3,6 – 2,7	4,2 – 3,4	-	-
Kanalen (winter)					
Kanaal Beukers-Steenwijk	**3,2 – 1,6**	**3,2 – 5,4**	6,4 – 7,0	45 – 41	-
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**4,2 – 1,6**	**1,6 – 4,5**	5,6 – 6,1	-	-
Wetering	2,1 – 1,3	**1,7 – 5,1**	**3,8 – 6,4**	-	-
Arembergergracht	0,9 – 0,6	3,3 – 2,9	4,2 – 3,5	**46 – 65**	-.
Kalenbergergracht	**3,1 – 0,9**	**1,0 – 3,8**	4,1 – 4,7	**92 – 53**	-
Ettenlandse kanaal	1,0 – 1,0	2,9 – 3,3	3,9 – 4,3	-	-
Kanalen (zomer)					
Kanaal Beukers-Steenwijk	**1,1 – 0,6**	**5,1 – 3,2**	**6,2 – 3,8**	**42 – 57**	**91 – 27**
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**1,4 – 0,5**	3,6 – 4,7	5,0 – 5,2	-	-
Wetering	**1,0 – 0,5**	3,1 – 4,3	4,1 – 4,8	-	-.
Arembergergracht	**0,8 – 0,3**	**4,6 – 2,9**	**5,4 – 3,2**	**34 – 62**	**126 – 37**
Kalenbergergracht	**1,2 – 0,3**	2,7 – 4,0	3,9 – 4,2	**72 – 46**	44 – 51
Ettenlandse kanaal	0,5 – 0,5	**3,8 – 2,3**	**4,3 – 2,8**	**35 – 84**	**59 – 28**
Petgaten (zomer)					
Petgat Venematen	0,4 – 0,3	**3,5 – 1,2**	**3,9 – 1,5**	**55 – 99**	32 – 10
Petgat Lokkenpolder	**0,7 – 0,3**	**3,1 – 1,6**	**3,8 – 1,7**	**68 – 80**	19 – 15
Petgat Schut- & Grafkampen	**0,5 – 0,3**	**2,8 – 1,1**	**3,3 – 1,4**	**71 – 93**	20 – 13
Petgat Schinkellanden	0,4 – 0,3	**2,7 – 0,9**	**3,1 – 1,2**	**65 – 82**	15 – 10

In de meeste kanalen zijn de gemiddelde jaarlijkse concentraties aan totaal stikstof, net als de totaal P-concentraties, niet significant veranderd tussen 1982 en 2000 (Tabellen 2.1 en 2.3). Gedurende deze periode, was de totaal N-concentratie in veel kanalen hoger dan de GEP-waarde van 90 µmol l^{-1} (1,3 mg l^{-1}). Ondanks de onveranderde gemiddelde jaarlijkse totaal N-concentratie tussen 1982 en 2000, nam de NH_4-concentratie wel significant af. De NH_4-concentraties in het oppervlaktewater daalde van 30-60 µmol l^{-1} in 1982 naar 5-30 µmol l^{-1} in 2000. Dit is een goede ontwikkeling, omdat ammonium niet toxisch is voor Krabbenscheer (*Stratiotes aloides* L.) als de concentratie lager is dan 30 µmol l^{-1} (Smolders & Roelofs 1993; Smolders *et al.* 1996b). Omdat de totaal N-concentraties gelijk bleven tussen 1982 en 2010, namen de NO_3-concentraties in de kanalen juist toe van 30-60 µmol l^{-1} in 1982 naar 70-130 µmol l^{-1} in 2000. Gedurende deze 20 jaar zijn de NH_4/NO_3 ratio's in de kanalen dus afgenomen van ongeveer 1,0 naar 0,2 mol mol^{-1}. Het is echter onduidelijk welke processen tot deze transformatie hebben geleid.

Ook voor de N-concentraties in de kanalen geldt dat ze alleen tussen 1982 en 2000 zijn bemonsterd, waardoor een vergelijking met de huidige situatie alleen gemaakt kan worden op basis van de eerder behandelde metingen van tussen 2008 en 2011. In de huidige situatie is de totaal N-concentratie in de kanalen ongeveer hetzelfde als in 2000. Net als in 2000, is nitraat de belangrijkste N-fractie met NH_4/NO_3 ratio's van ca. 0,2 mol mol^{-1}.

Tabel 2.3. Trends voor verschillende N-fracties in het oppervlaktewater van 6 kanalen en 4 petgaten in de boezem van NW-Overijssel gedurende de afgelopen decennia. Lineaire regressie in combinatie met ANOVA is gebruikt om significante trends voor de individuele gemiddelde jaarlijkse, winter (oktober t/m maart) en zomer (april t/m september) waardes te bepalen. Vet gedrukte waardes geven significante trends aan (p < 0,05).

	NH_4 *(µmol l^{-1})*	**NO_3** *(µmol l^{-1})*	**Totaal N** *(µmol l^{-1})*
Kanalen (jaar)			
Kanaal Beukers-Steenwijk	**67 – 27**	**63 – 107**	130 – 133
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**48 – 18**	**64 – 129**	112 – 147
Wetering	**57 – 37**	**48 – 105**	**105 – 142**
Arembergergracht	**33 – 5**	24 – 21	**57 – 26**
Kalenbergergracht	**42 – 13**	**58 – 102**	100 – 115
Ettenlandse kanaal	**27 – 10**	**27 – 73**	**54 – 83**
Kanalen (winter)			
Kanaal Beukers-Steenwijk	**93 – 37**	**101 – 156**	194 – 193
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**75 – 30**	**121 – 219**	196 – 249
Wetering	**86 – 57**	**69 – 139**	155 – 193
Arembergergracht	**43 – 10**	47 – 46	**90 – 56**
Kalenbergergracht	**60 – 22**	**104 – 185**	164 – 207
Ettenlandse kanaal	**36 – 13**	**60 – 111**	**96 – 124**
Kanalen (zomer)			
Kanaal Beukers-Steenwijk	**38 – 16**	38 – 63	76 – 79
Kanaal Steenwijk-Ossenzijl	**22 – 10**	**21 – 53**	42 – 63
Wetering	**36 – 20**	**32 – 70**	68 – 90
Arembergergracht	**26 – 7**	11 – 7	**37 – 14**
Kalenbergergracht	**25 – 9**	25 – 42	50 – 51
Ettenlandse kanaal	**20 – 7**	**5 – 39**	25 – 46
Petgaten (zomer)			
Petgat Venematen	**10 – 7**	**5 – 4**	**15 – 11**
Petgat Lokkenpolder	**10 – 7**	**12 – 4**	**22 – 11**
Petgat Schut- & Grafkampen	**10 – 7**	**27 – 4**	**37 – 11**
Petgat Schinkellanden	**10 – 7**	**6 – 4**	**16 – 11**

In de huidige situatie blijkt de waterkwaliteit in de zomer echter beter te zijn dan in de winter. Om te kijken of dit tussen 1982 en 2000 ook het geval was in de kanalen, is er ook naar zomer- en wintertrends gekeken. Ook tussen 1982 en 2000 waren de PO_4, NH_4 en NO_3-concentraties in de zomer lager dan in de winter (Tabellen 2.2 en 2.3). Rond 2000 waren de PO_4-concentraties in de kanalen behoorlijk laag tijdens het groeiseizoen met 0,3-0,6 µmol l^{-1}. De daling in PO_4 en NH_4-concentraties tijdens het groeiseizoen vielen samen met een daling van de chlorofyl-A concentraties. In de kanalen nam deze af van 50-120 µg l^{-1} in 1982 naar 30-40 µg l^{-1} in 2000. Hoewel dit een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit in de kanalen was, waren de chlorofyl-A concentraties in 2000 nog steeds hoger dan de gewenste 20 µg l^{-1} (van der Molen & Pot 2007).

Het waterschap Reest en Wieden heeft tussen 1992 en 2009 ook maandelijks vier petgaten bemonsterd. Helaas is de bemonstering in deze petgaten alleen tijdens het groeiseizoen uitgevoerd. In tegenstelling tot de kanalen, zijn de totaal N en P-concentraties in de vier petgaten duidelijk afgenomen tussen 1992 en 2009 (Tabellen 2.1 t/m 2.3). Dit is in overeenstemming met de watersysteemrapportage die het waterschap Reest en Wieden heeft gemaakt, waaruit blijkt dat de nutriënt- en chlorofylconcentraties sinds ca. 1985 niet alleen in de petgaten maar ook in de grote meren van De Wieden zijn gedaald (de Vries 2011). De totaal N-concentraties in de petgaten daalde gedurende het groeiseizoen van ca. 20 µmol l^{-1}, wat al ver onder de ZGET-waarde van 70 µmol l^{-1} (1,0 mg l^{-1}) lag (van der Molen & Pot 2007), naar 10 µmol l^{-1}. De totaal P-concentraties in de petgaten daalde van ca. 3,5 µmol l^{-1} in 1992 naar ca. 1,5 µmol l^{-1} in 2009, waardoor de concentraties nu rond de ZGET-waarde van 1,3 µmol l^{-1} liggen (van der Molen & Pot 2007). De daling van de nutriënt-concentraties leidde in de petgaten echter niet tot significant lagere chlorofyl-A concentraties, omdat deze met 10-25 µg l^{-1} in de meeste petgaten al in 1992 onder de ZGET-waarde van 20 µg l^{-1} lagen. Het doorzicht in de vier petgaten is wel significant verbeterd van ca. 60 cm in 1992 naar 80-100 cm in 2009. Er kan dus geconcludeerd worden dat de waterkwaliteit in de petgaten duidelijk is verbeterd tussen 1992 en 2010, waardoor het oppervlaktewater in de vier gemonitorde petgaten tegenwoordig aan alle ZGET-eisen voldoet.

2.3 Huidige nutriëntbudgetten en belastingen

2.3.1 Methoden

Om de slag te kunnen maken van nutriëntenconcentraties naar budgetten zijn water- en nutriëntbalansen opgesteld. Met deze balansen zijn niet alleen de externe nutriëntbelasting bepaald, maar is ook het relatieve belang van verschillende aan- en afvoeren berekend. Daarnaast is de hoeveelheid P, N en Ca-accumulatie in de boezem geschat.

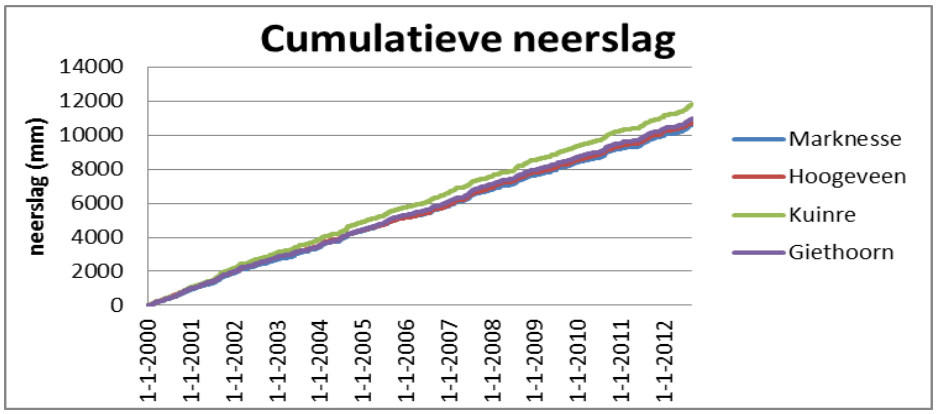
In 2004 heeft ARCADIS voor de periode 1996 tot 2002 op maandbasis een water- en fosforbalans opgesteld voor de boezem (ARCADIS 2004a). In deze waterbalans zat echter een aanzienlijk balansfout van 20-25%, waardoor de interpretatie van de fosforbalans onvoldoende nauwkeurig is. Er is daarom besloten om voor de periode 2000 tot 2012 een nieuwe waterbalans op maandbasis op te stellen, waarbij twee methodes zijn uitgeprobeerd.

Bij de eerste methode is in de waterbalans, net als in de balans van ARCADIS, gebruik gemaakt van neerslag- en verdampingsgegevens om de afvoeren vanuit polders naar de boezem te berekenen. Bij de tweede methode zijn deze afvoeren berekend op basis van activiteitgegevens van alle pompen in de boezem. Tijdens het afgelopen decennium, heeft het waterschap Reest en Wieden deze gegevens voor alle gemalen verzameld. Daarnaast hebben ze voor alle gemalen de maximale capaciteit bepaald. Het is echter bekend dat veel pompen niet continue op maximale capaciteit draaien (mededeling van H. Lomulder). Zo blijkt het grote gemaal Stroink tussen 2001 en 2012 slecht op 83% van de maximale pompcapaciteit te hebben gedraaid. De activiteit-gegevens, die in een python-model zijn geanalyseerd om de activiteit per maand te berekenen, zijn dan ook met een correctiefactor van 0,83 gecorrigeerd voor de afwijkingen t.o.v. de maximale capaciteit.

Na het doorrekenen van beide methodes bleek dat de uitkomsten weinig van elkaar verschilden. Er is uiteindelijk gekozen voor de waterbalans waarin de debieten vanuit de polders zijn berekend op basis van de neerslaggegevens, omdat wij verwachten dat de mogelijke foutenmarge bij de schatting van de pompcapaciteit groter is dan bij de inschatting van de neerslag, verdamping, kwel en wegzijging. De nutriëntbalansen zijn dan ook alleen doorgerekend op basis van deze waterbalans. In de water- en nutriëntbalansen is geen rekening gehouden met schutverliezen, (riool)overstorten en het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) in Steenwijk, omdat ze niet nauwkeurig kunnen worden bepaald en slechts van kleine invloed zijn op de balansen (ARCADIS 2004a, 2008).

Posten in de waterbalans die is opgesteld op basis van neerslagoverschotten

Inkomend – Neerslag op de boezem: Er is gebruik gemaakt van de dagelijkse neerslagmetingen die het KNMI uitvoert in Marknesse. De nabij gelegen meetstations van Kuinre en Giethoorn waren niet bruikbaar, omdat hier geen verdamping wordt gemeten. Daarnaast lijkt neerslagstation Kuinre een afwijkend beeld te geven, zoals blijkt uit de cumulatieve neerslagverdeling tussen 2000 en 2012 (Figuur 2.7). Voor meetstation Hoogeveen is niet gekozen, omdat dit station verder van de boezem afligt. In de waterbalans van ARCADIS is meetstation Hoogeveen gebruikt (ARCADIS 2004a, 2008), maar dit kan niet tot grote verschillen in de balans hebben geleid aangezien de cumulatieve neerslag na 12 jaar vrijwel niet verschilt (Figuur 2.7).



Figuur 2.7. Cumulatieve neerslag bij verschillende meetstations over de periode 2000 tot 2012.

Tabel 2.4. Oppervlakte en kwel in alle polders die van invloed zijn op de waterbalans van de boezem van NW-Overijssel. Bij een negatieve kwelwaarde is er sprake wegzijging in de polder. Daarnaast is voor alle polders aangegeven of er gedurende maanden met een netto verdampingsoverschot water ingelaten kan worden vanuit de boezem.

	Oppervlakte *(ha)*	**wegzijging** *(mm dag^{-1})*	**Inlaat?**
Polder bij gemaal Braommeule	2808	1,00	Nee
Polder Giethoorn & Beulakerpolder	1372	3,00	Nee
Polder Wetering	1365	2,50	Nee
Polders bij de Eesveense wetering	1325	0,00	Ja
Polders bij de gemalen Auken & Zuidveen	1018	1,00	Nee
Polder Blankenham	938	-0,75	Ja
Polder Halfweg	932	2,00	Nee
Polder Gelderingen	800	3,50	Nee
Polder Het Bedijkte Rondebroek	514	-1,75	Ja
Polder Marker- en Tussenbroek	494	0,00	Ja
Polder Leeuwterveld	443	-0,50	Ja
Polder Veldweg	457	2,00	Nee
Polder Baarlingen	387	-1,00	Ja
Polder Hagenbroek	305	0,00	Ja
Grote Polder	267	0,50	Nee
Polder Buitenbroek	265	0,00	Ja
Polder bij gemaal Deukten	173	3,50	Nee
Polder bij gemaal Heven	128	0,00	Ja
Polder Beukers	95	0,75	Nee
Polder bij de Duinweg	80	-0,75	Ja
Polder bij de Duinigermeerweg	61	0,00	Nee
Polder bij gemaal Tussen de Diepen	60	-0,50	Ja
Vrije afwatering op de boezem	3943	-0,50	Nee
Kraggen in de boezem	8000	-1,50	
Open water in de boezem	3000	-0,50	

Inkomend – Aanvoer door poldergemalen: De aanvoer vanuit poldergemalen naar de boezem is berekend op basis van het neerslagoverschot in de polders, waarbij gecorrigeerd is voor eventuele wegzijging of kwel in de polder (Tabel 2.4). In deze tabel staan ook de oppervlaktes van alle polders. Deze zijn samen met het waterschap Reest en Wieden bepaald. De intensiteit van de kwel of wegzijging is per polder geschat met behulp van het grondwatermodel van Noord-Nederland (Snepvangers *et al.* 2007), waarbij geen onderscheid is gemaakt tussen seizoenen. In de ARCADIS-balans is bij de kwel en wegzijging wel onderscheid gemaakt tussen de winter en zomer, maar werd weinig onderscheid gemaakt tussen de verschillende polders (ARCADIS 2004a). Hoewel onze waterbalans is gebaseerd op een nieuwer en gedetailleerder grondwatermodel, blijft de inschatting van de kwel en wegzijging met behulp van een dergelijk model een onzekerheid vormen in deze balanspost.

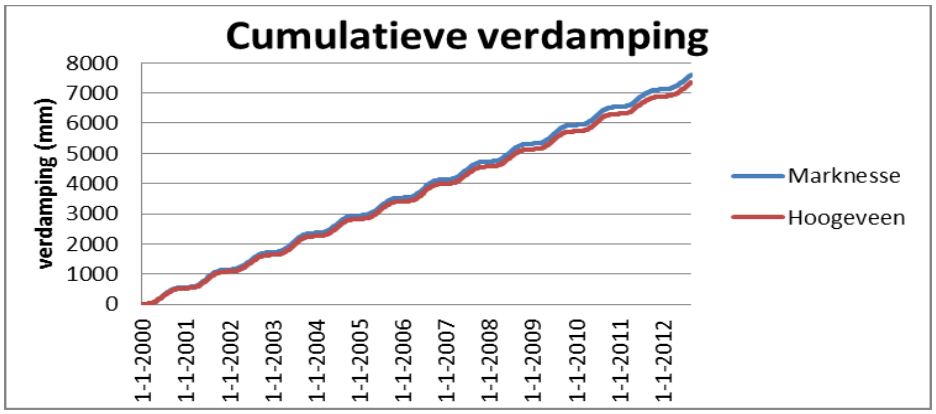
Inkomend – Aanvoer vanuit Steenwijker Aa: De afvoer van de Steenwijker Aa is bij stuw De Wulpen bepaald met behulp van een overstortklep.

Inkomend – Aanvoer vanuit Eesveense wetering: De afvoer van de Eesveense wetering is berekend op basis van het neerslagoverschot dat op de afwaterende polders valt. Na overleg met het waterschap is besloten om een afvoerend oppervlak van 1325 ha te gebruiken (tabel 2.4). In de balans van ARCADIS was deze post gekoppeld aan de afvoer van de Steenwijker Aa, waarbij gecorrigeerd was voor het verschil in afvoerend oppervlak van beide waterlopen. In dit geval was het afvoerend oppervlak van de Eesveense wetering onterecht veel hoger geschat op 4782 ha (ARCADIS 2004a).

Inkomend – Aanvoer vanuit gemaal Stroink: De aanvoer van water bij gemaal Stroink vanuit het Vollenhovermeer, dat via het Zwarte Meer in direct contact staat met het IJsselmeer, is gemeten door het waterschap.

Inkomend – Aanvoer via vrije afvoer: De afvoer van het vrij afwaterend gebied is gebaseerd op het neerslagoverschot in de polders die vrij afwateren op de boezem, waarbij gecorrigeerd is voor een wegzijging in deze polders van 0,5 mm dag^{-1} (Tabel 2.4). Dit gebied ligt grotendeels ten noorden van het kanaal Steenwijk-Ossenzijl. Het vrij afvoerend oppervlak is geschat op 3943 ha (Tabel 2.4). In de waterbalans van ARCADIS was dit oppervlak geschat op 3413 ha, en is niet gecorrigeerd voor de wegzijging (ARCADIS 2004a).

Uitgaand – Verdamping in de boezem: De dagelijkse verdampingsmetingen van het KNMI-station Marknesse zijn gebruikt. Meetstation Hoogeveen is niet gebruikt, omdat dit station verder van de boezem afligt. In de waterbalans van ARCADIS is meetstation Hoogeveen wel gebruikt (ARCADIS 2004a, 2008), maar dit kan niet tot grote verschillen in de balans hebben geleid aangezien de cumulatieve verdamping na 12 jaar weinig verschilt (Figuur 2.8). Voor de verdamping boven de 3000 ha open water in de boezem is een Makkink-correctie toegepast, waarbij de "terrestrische" verdamping die KNMI opgeeft, wordt vermenigvuldigd met 1,25 (Droogers 2009).



Figuur 2.8. Cumulatieve verdamping bij KNMI-meetstations Marknesse en Hoogeveen over de periode 2000 tot 2012.

Uitgaand – Afvoer bij gemaal Stroink:
De afvoer van water bij gemaal Stroink vanuit het Ettenlandse kanaal naar het Vollenhovermeer, is tussen 2001 en 2012 gemeten door het waterschap.

Uitgaand – Inlaat vanuit boezem naar poldergemalen: Voor een aantal polders is er vanuit gegaan dat er water vanuit de boezem wordt ingelaten gedurende maanden met een netto verdampingsoverschot, waarbij gecorrigeerd is voor eventuele kwel en wegzijging (Tabel 2.4). Als dit niet zou gebeuren zou het waterpeil in sommige polders sterk dalen tijdens droge periodes. Na overleg met het waterschap Reest en Wieden is bepaald bij welke polders inderdaad een inlaat aanwezig is (Tabel 2.4). Voor de polder achter gemaal Braommeule geldt dat er tijdens droge periodes wel water wordt ingelaten, maar dit is water dat uit het Meppelerdiep komt. Aangezien dit geen boezemwater is, is dit water niet in de waterbalans meegenomen. Daarnaast is er vanuit gegaan dat er bij de vrij afwaterende polders geen inlaat van boezemwater optreedt. Gedurende droge periodes daalt dus de waterstand in deze polders.

Uitgaand – Wegzijging in de boezem: De wegzijging in de boezem is geschat met behulp van het grondwatermodel van Noord-Nederland (Snepvangers *et al.* 2007), waarbij onderscheid is gemaakt tussen grote meren en het overige gebied met kraggen. De oppervlakte aan open water is ca. 3000 ha en de gemiddelde wegzijging in dit gebied is 0,5 mm dag^{-1}, terwijl de oppervlakte aan kraggen ca. 8000 ha is waarvoor de gemiddelde wegzijging op 1,5 mm dag^{-1} is geschat (Tabel 2.4). Hierbij is geen onderscheid gemaakt tussen seizoenen. Hoewel bij onze waterbalansen gebruik is gemaakt van een nieuwer en gedetailleerder grondwatermodel, blijft de inschatting van de wegzijging een onzekerheid vormen in deze balanspost.

Nutriëntbalansen

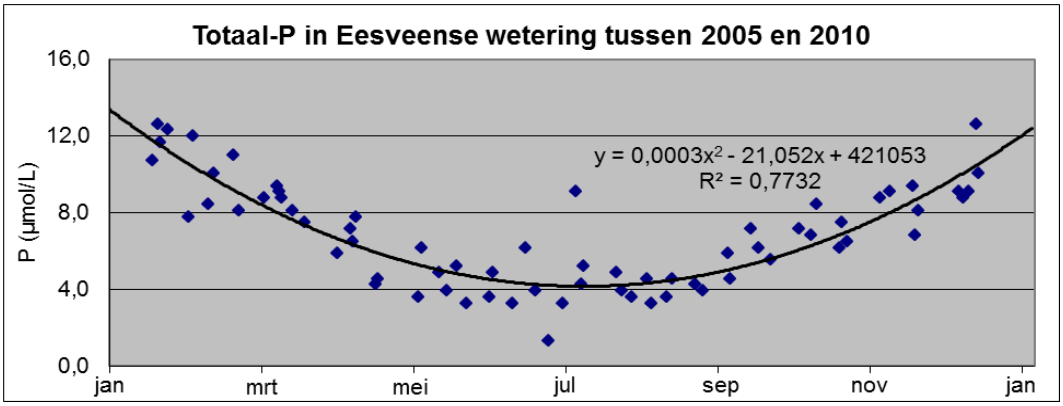
Om tot een nutriëntenbalans voor de boezem te komen, moeten de losse balansposten van de waterbalans per maand worden vermenigvuldigd met de nutriëntconcentraties van deze balanspost. Vervolgens zijn totale balansen opgesteld, waarbij de N-balans voor veel posten is opgesplitst in een NH_4 en een NO_3-balans. De concentraties van alle elementen moesten dus per maand worden bepaald voor alle posten. Hieronder wordt per balanspost toegelicht welke concentraties zijn gebruikt.

Inkomend – Neerslag op de boezem: Voor de neerslagkwaliteit is gebruik gemaakt van meetgegevens die het RIVM in 2005 heeft verzameld bij het meetstation Barsbeek – De Veenen, dat een paar kilometer ten zuidwesten van De Wieden ligt. Voor alle jaren is gerekend met dezelfde concentraties (Tabel 2.5). Voor stikstof is echter niet gebruik gemaakt van de concentraties in het regenwater, maar van de N-deposities uit het OPS-model waardoor niet alleen de natte depositie maar ook de droge depositie is meegenomen in de N-balans. Tussen 2000 en 2012 was de N-depositie in NW-Overijssel ca. 22 kg ha^{-1} jr^{-1}, oftewel 1570 mol ha^{-1} jr^{-1} (de Haan *et al.* 2008; Kros *et al.* 2008). Er is voor de N-depositie geen rekening gehouden met seizoenale fluctuaties, omdat hier weinig over bekend is voor de boezem van NW-Overijssel. Verder blijkt uit metingen die Kooijman (2001) heeft uitgevoerd dat de natte N-depositie in De Weerribben geen duidelijke seizoenale schommelingen laat zien tussen september 1998 en september 1999.

Tabel 2.5. Gebruikte P, S, Fe en Ca-concentraties in het regenwater op basis van meetgegevens die het RIVM in 2005 heeft gemeten bij het meetstation Barsbeek – De Veenen.

P *(µmol l^{-1})*	**S** *(µmol l^{-1})*	**Fe** *(µmol l^{-1})*	**Ca** *(µmol l^{-1})*
0,02	31,25	0,00	7,63

Inkomend – Aanvoer via poldergemalen, Steenwijker Aa, Eesveense wetering, gemaal Stroink en de vrije afvoer: Het waterschap Reest en Wieden heeft de afgelopen jaren op een aantal locaties regelmatig de waterkwaliteit gemeten. Deze data zijn gebruikt om gemiddelde maandconcentraties van totaal P, NO_3, NH_4, S, Fe en Ca te berekenen. Hierbij is gebruik gemaakt van alle data die voor een locatie is verzameld tussen 2005 en 2010, waarbij er weinig variatie bleek te zijn tussen de individuele jaren. Als een seizoenaal verband aanwezig leek te zijn (zie het voorbeeld in figuur 2.9), is een paraboolfunctie gebruikt om maandconcentraties te berekenen. Als een dergelijke seizoenale fluctuatie niet aanwezig was, is voor elke maand dezelfde concentratie gebruikt.



Figuur 2.9. Totaal P-concentraties in Eesveense wetering (2005 tot 2010).

Helaas kon deze methode niet voor alle aanvoerposten worden gebruikt, omdat het waterschap niet op alle benodigde locaties regelmatig bemonsterd. Voor aanvoerposten waar de chemische samenstelling van het water onbekend was, is gebruik gemaakt van chemische data die afkomstig was van een soortgelijke aanvoerpost waar de chemie wel van bekend was. In tabel 2.6 is voor alle aanvoerposten te zien welke chemische data gebruikt is om de nutriëntbalansen op te stellen. Voor de aanvoerposten met een onbekende chemische samenstelling geldt dat er eigenlijk 4 groepen zijn gemaakt, namelijk (1) ondiepe polders die ten oosten van De Wieden liggen zijn gelijk gesteld aan de polder Braommeule, (2) diepe polders die rond Scheerwolde liggen zijn gelijk gesteld aan polder Wetering, (3) ondiepe polders die aan de westzijde van De Wieden en De Weerribben liggen zijn gelijk gesteld aan polder Blankenham, en (4) ondiepe polders die ten noordoosten van De Weerribben liggen zijn ook gelijk gesteld aan polder Blankenham, maar voor de S en Ca-concentraties zijn ze gelijk gesteld aan polder Wetering omdat de S en Ca-concentraties anders te hoog zouden zijn uitgevallen. Deze methode zorgt natuurlijk voor een behoorlijke onzekerheid in de nutriëntbalansen.

Uitgaand – Verdamping in de boezem: Er is in de balansen vanuit gegaan dat verdamping niet leidt tot het verdwijnen van nutriënten en basen. Denitrificatie is wel als losse afvoerpost meegenomen op de N-balans. De denitrificatie in kraggen (ca. 8000 ha) is geschat op 1,1 kg ha^{-1} jr^{-1}, oftewel 80 mol ha^{-1} jr^{-1} (Koerselman *et al.* 1989; Aerts 1997). Er is geen rekening gehouden met seizoenale fluctuaties, omdat andere lokale factoren die niet konden worden meegenomen in de balans, zoals variaties van de waterstand en de NO_3-concentratie in de kragge, van grotere invloed lijken te zijn op de denitrificatie (Berendse *et al.* 1994; Koops *et al.* 1996; Velthof *et al.* 1996). Zij vonden vooral bij verhoogde NO_3-concentraties op bemeste veengronden veel hogere denitrificatiesnelheden van 9-26 kg ha^{-1} jr^{-1}.

Uitgaand – Afvoer bij gemaal Stroink: Voor het berekenen van de vracht vanuit de boezem naar het Vollenhovermeer bij gemaal Stroink is gebruik gemaakt van meetpunt 3ETTK9RO in het Ettenlandse kanaal.

Uitgaand – Inlaat vanuit boezem naar poldergemalen: Aangezien het waterschap Reest en Wieden geen directe metingen heeft uitgevoerd die als indicatie zouden kunnen worden gebruikt, is er voor gekozen om de gemiddelde concentraties te gebruiken die in 2000 in 6 grote kanalen zijn gemeten (Tabel 2.3). Op deze manier zijn de totaal P, totaal N, S en Ca-concentraties geschat op respectievelijk 4, 110, 200 en 1375 µmol l^{-1}. Ook deze schatting leidt natuurlijk tot onzekerheden in de balansen.

Tabel 2.6. De chemische data die voor de verschillende aanvoerposten gebruikt is om nutriëntbalansen op te stellen.

	Gebruikte chemische data
Aanvoer	
Steenwijker Aa	Meetpunt waterschap **1STEA8RO**
Gemaal Stroink	Meetpunt waterschap **3VOLM3RO**
Vrije afwatering op de boezem	Meetpunt waterschap **1REUN6RO**
Polder bij gemaal Braommeule	Meetpunt waterschap **3BSTO2RO**
Polder Wetering	Meetpunt waterschap **4WWET9RO**
Polders bij de Eesveense wetering	Meetpunt waterschap **1EESW1RO**
Polder Blankenham	Meetpunt waterschap **4PBLA9RO**
Polders bij de gemalen Auken & Zuidveen	Hetzelfde als de polder bij gemaal Braommeule
Polder Veldweg	Hetzelfde als de polder bij gemaal Braommeule
Polder Beukers	Hetzelfde als de polder bij gemaal Braommeule
Polder Giethoorn & Beulakerpolder	Hetzelfde als de polder Wetering
Polder Halfweg	Hetzelfde als de polder Wetering
Polder bij gemaal Deukten	Hetzelfde als de polder Wetering
Polder Het Bedijkte Rondebroek	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder Leeuwterveld	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder Baarlingen	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder Buitenbroek	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder bij gemaal Heven	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder bij de Duinweg	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder bij de Duinigermeerweg	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder bij gemaal Tussen de Diepen	Hetzelfde als de polder Blankenham
Polder Gelderingen	P en N van meetpunt waterschap **4WGEL9RO**; S, Fe en Ca hetzelfde als polder Wetering
Polder Marker- en Tussenbroek	Hetzelfde als de polder Blankenham, maar S en Ca hetzelfde als polder Wetering
Polder Hagenbroek	Hetzelfde als de polder Blankenham, maar S en Ca hetzelfde als polder Wetering
Grote Polder	Hetzelfde als de polder Blankenham, maar S en Ca hetzelfde als polder Wetering
Afvoer	
Gemaal Stroink	Meetpunt waterschap **3ETTK9RO**
Inlaat vanuit boezem naar poldergemalen	Gemiddelde van 6 grote kanalen in 2000 (tabel 2.3)
Wegzijging in de boezem	Gemiddelde in bodemvocht op 2 m diepte
Rietoogst	Overgenomen uit ARCADIS (2004a)

Uitgaand – Wegzijging in de boezem: Om een inschatting te kunnen maken van de P en N-concentraties in het wegzijgingswater zijn in de zomer van 2011 op 10 locaties, die verspreid door de boezem lagen, met behulp van peilbuizen op 2 m diepte bodemvochtmonsters genomen. De gemiddelde totaal P, totaal N, S en Ca-concentraties op deze diepte waren respectievelijk 3, 50, 350 en 1600 µmol l^{-1}. Ook dit zijn echter schattingen die tot onzekerheden in de balansen leiden.

Uitgaand – Rietoogst: Uit berekeningen die ARCADIS (2004a) heeft uitgevoerd, blijkt dat er tussen half december en half april in het totaal 123 kmol (3800 kg) fosfor via rietoogst wordt afgevoerd in de boezem. Voor de N, S en Ca-verwijdering via rietoogst is uitgegaan van gemiddelde N/P, S/P en Ca/P-ratio's in de vegetatie van respectievelijk 10, 2 en 8 g g^{-1}. Elk jaar wordt er dus tussen half december en half april 2719 kmol (38000 kg) stikstof wordt afgevoerd door de rietoogst.

Berekening nutriëntaccumulaties en externe nutriëntbelasting

Onder de aanname dat de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater constant blijven op de langere termijn, kan de nutriëntaccumulatie in de boezem worden berekend door berekende afvoeren af te trekken van berekende aanvoeren. Bij de berekening van de externe belastingen is

dezelfde aanname gedaan. De externe belasting is namelijk berekend door de totale nutriënthoeveelheid die in een gegeven tijdstap de boezem binnenkomt te delen door de totale onderwateroppervlakte van de boezem (ca. 3000 ha). Er is dus vanuit gegaan dat alle nutriënten die tijdens die tijdstap de boezem ingaan ook afgevoerd worden of accumuleren gedurende die tijdseenheid. De werkelijke externe belasting zal dus, in afhankelijkheid van de afvoer- en accumulatiesnelheden, variëren rondom de berekende theoretische belasting.

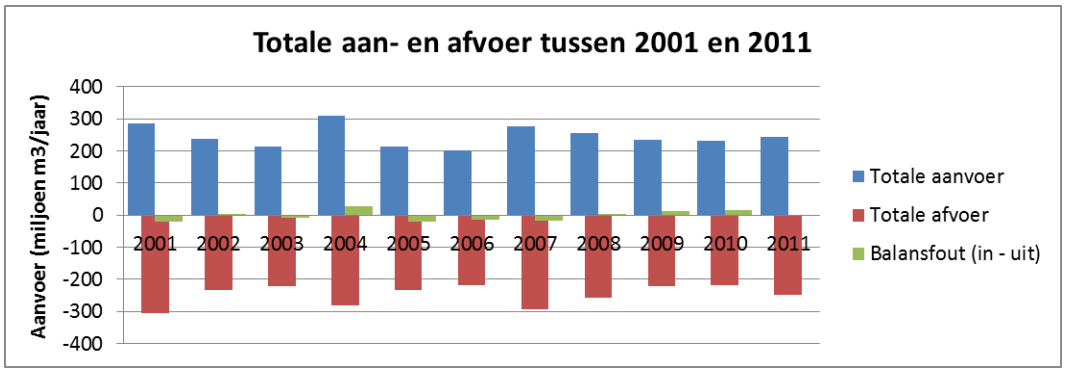
2.3.2 Resultaten en discussie waterbalansen

Controle verschillende waterbalansen

De belangrijkste reden om een nieuwe waterbalans te ontwikkelen was de aanzienlijke balansfout van 20-25% in de waterbalans van ARCADIS (2004a). Uit tabel 2.7 blijkt dat de balansfout in de nieuw opgestelde waterbalansen een stuk lager ligt met 1%, en dat de balansfout ook mooi verspreid ligt om een verschil van 0 m^3 jr^{-1} (Figuur 2.10). Dit was niet het geval in de ARCADIS-balans (ARCADIS 2004a). In 2008 heeft ARCADIS geprobeerd om hun balansfout te verkleinen, waarbij ze zich alleen gericht hebben op de aanvoerposten (ARCADIS 2008). Zij gaven aan dat er op dat moment geen gegronde redenen waren om de aanvoerposten van de balans van NW-Overijssel aan te passen.

Tabel 2.7. Jaargemiddelde aanvoer en afvoer van waterposten in de boezem van NW-Overijssel. In de vernieuwde waterbalans zijn de balansposten van de polders gebaseerd op het neerslagoverschot dat op de polder valt, waarbij is gecorrigeerd voor eventuele kwel of wegzijging. De waterbalans van ARCADIS (2004a) is ook gebaseerd op neerslagoverschotten, maar is van andere aannames uitgegaan bij het bepalen van de aanvoeren van de Eesveense wetering en de vrije afwatering, en de afvoeren van ondiepe polders en wegzijging. Daarnaast is de waterbalans van ARCADIS voor een andere periode opgesteld, namelijk 1996-2002 i.p.v. 2000-2012.

	Vernieuwde waterbalans	**ARCADIS**
Periode	2000-2012	1996-2002
Aanvoer (miljoen m^3 jr^{-1})		
Neerslag	92,0	95,1
Polder ondiep	41,2	33,6
Polder diep	58,2	45,4
Polders Eesveense wetering	5,1	24,2
Steenwijker Aa	37,8	50,5
Stroink	6,0	3,0
Vrije afwatering	10,7	14,6
Afvoer (miljoen m^3 jr^{-1})		
Verdamping	69,6	59,2
Stroink	120,7	114,3
Inlaat ondiepe polders	10,8	14,2
Wegzijging	47,8	18,0
Totalen (miljoen m^3 jr^{-1})		
Totaal aanvoer	251,1	266,5
Totaal afvoer	248,9	205,7
% te veel aangevoerd	**1**	**23**



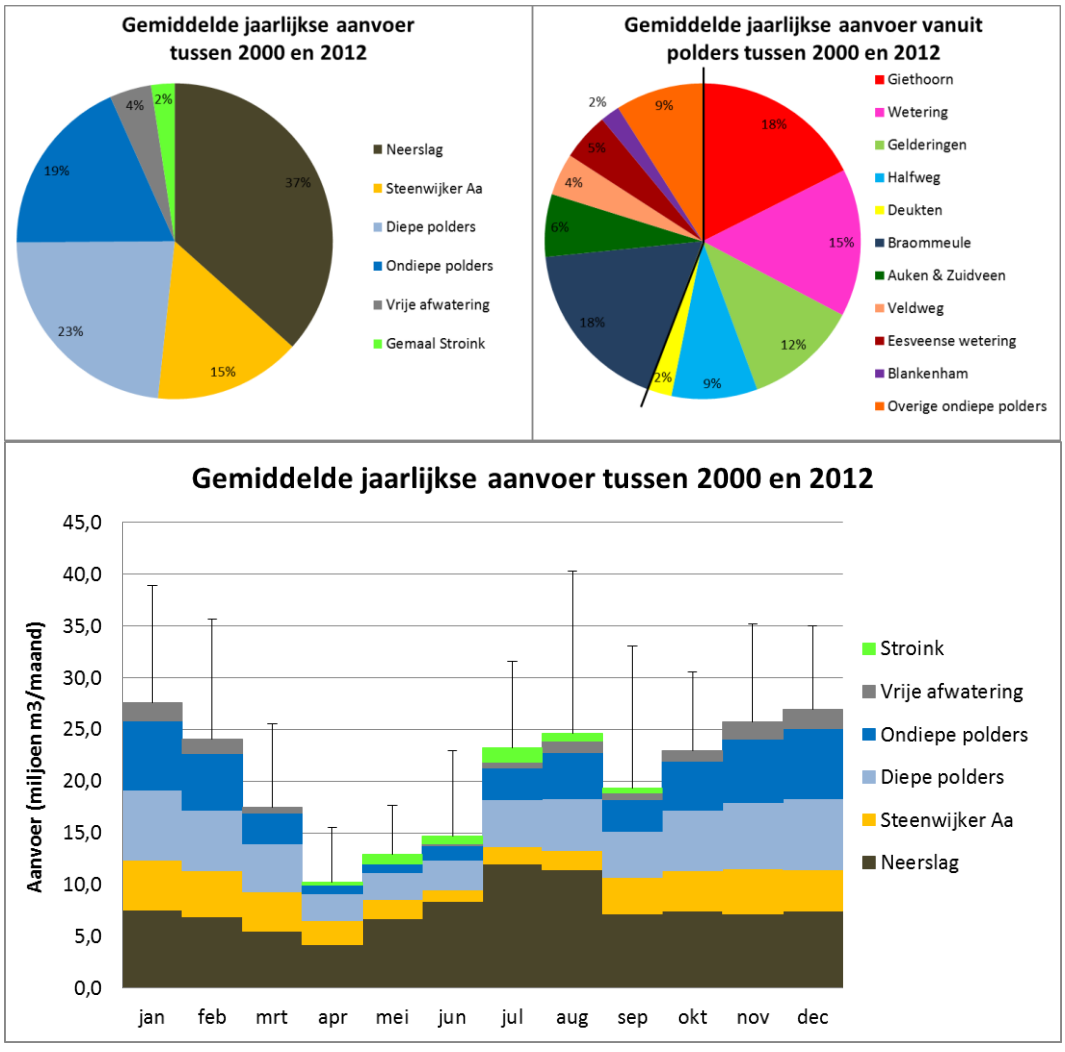
Figuur 2.10. Totale jaarlijkse aan- en afvoer voor de waterbalans van NW-Overijssel (2001 tot 2011). Ook de balansfout is gegeven. Het gaat om de vernieuwde waterbalans die is opgesteld op basis van neerslagoverschotten.

In de nieuwe waterbalans zijn echter een aantal veranderingen doorgevoerd, die duidelijk tot een afname van de balansfout hebben geleid. Het debiet van de stroomopwaarts gelegen Steenwijker Aa is in de vernieuwde waterbalans ca. 13 miljoen m^3 jr^{-1} lager dan in de ARCADIS-balans (Tabel 2.7). Aangezien deze post in beide balansen op dezelfde manier is berekend, wordt dit verschil waarschijnlijk veroorzaakt door de verschillende periode waarvoor de balans is opgesteld. Niet alleen het debiet van de Steenwijker Aa is echter lager in de vernieuwde waterbalans, maar ook het debiet van de stroomopwaarts geleden Eesveense wetering is veel lager met 5 miljoen m^3 jr^{-1} i.p.v. 24 miljoen m^3 jr^{-1}. Dit verschil wordt grotendeels veroorzaakt door het onterecht te hoog inschatten van het afwaterende polderoppervlak in de ARCADIS-balans. Na overleg met het waterschap is besloten om een afvoerend oppervlak van 1325 ha te gebruiken i.p.v. 4782 ha. Daarnaast is de afvoer van de Eesveense wetering niet meer gekoppeld aan de Steenwijker Aa, zoals in de ARCADIS-balans, maar is de afvoer berekend op basis van het neerslagoverschot.

Waar het relatieve belang van de debieten van de stroomopwaarts gelegen Steenwijker Aa en Eesveense wetering duidelijk zijn afgenomen in de vernieuwde waterbalans, is het debiet vanuit omliggende poldergemalen juist toegenomen (Tabel 2.7). Het debiet vanuit de diepe polders in het midden van de boezem, de zogenaamde domeinpolders van Scheerwolde, is in de vernieuwde waterbalans duidelijk toegenomen van ongeveer 45 naar 60 miljoen m^3 jr^{-1}. Dit verschil is waarschijnlijk vooral veroorzaakt door de te laag ingeschatte kweldruk van 1,75 mm dag^{-1} in de ARCADIS-balans (2004a), terwijl het nieuwere grondwatermodel aangeeft dat de kweldruk waarschijnlijk tussen de 2,5 en 3,5 mm dag^{-1} ligt (Snepvangers *et al.* 2007).

De totale jaarlijkse aanvoer verschilt weinig tussen beide waterbalansen, doordat het debiet van de stroomopwaarts gelegen bronnen is afgenomen terwijl het debiet vanuit de poldergemalen is toegenomen (Tabel 2.7). De verkleinde balansfout in de vernieuwde waterbalans komt dan ook vooral door de verhoging van de afvoeren in de vernieuwde balans. Dit wordt vooral veroorzaakt door twee posten die in de ARCADIS-balans zijn onderschat, namelijk verdamping en wegzijging. De verdamping is in de vernieuwde balansen 10 miljoen m^3 $jaar^{-1}$ hoger ingeschat, doordat er in de ARCADIS-balans geen Makkink-correctie is uitgevoerd voor de verdamping boven de 3000 ha open water in de boezem. Voor de wegzijging in de boezem geldt dat er in de vernieuwde waterbalansen meer wegzijging optreedt, doordat nieuwe grondwatermodellen laten zien dat de wegzijging onder de 8000 ha kraggen ongeveer 1,5 mm dag^{-1} is i.p.v. 0,5 mm dag^{-1} (Snepvangers *et al.* 2007).

Meer dan een derde van de totale wateraanvoer van de boezem bestaat uit neerslagwater (Figuur 2.11). De bovenstrooms gelegen Steenwijker Aa zorgt voor 15% van de totale aanvoer, terwijl de rest van de aanvoer grotendeels wordt bepaald door afvoer vanuit bemalen diepe en ondiepe polders. Het is daarbij opvallend dat een paar poldergemalen zeer veel invloed hebben op de waterbalans, terwijl veel andere gemalen van ondergeschikt belang zijn. De belangrijkste gemalen zijn de diepe polders Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg, en de ondiepe polders bij gemaal Braommeule. Ten slotte blijkt dat vrije afwatering en gemaal Stroink, met respectievelijk 4 en 2%, slechts een beperkte invloed hebben op de totale waterbalans van de boezem.

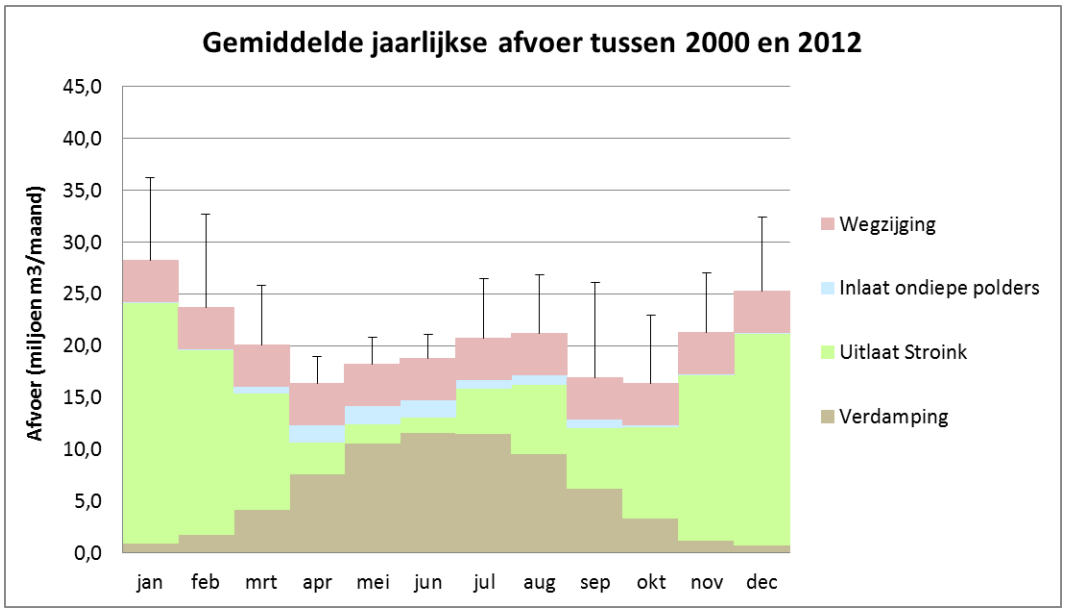


Figuur 2.11. Belang van verschillende aanvoerposten op de waterbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de verschillende ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten.

Er is duidelijk een seizoensvariatie in de aanvoer tussen 2000 en 2012. De totale wateraanvoer blijkt in het voorjaar een stuk lager te liggen dan gedurende andere seizoenen (Figuur 2.11). Dit wordt vooral veroorzaakt door de relatieve kleine aanvoer vanuit polders en de Steenwijker Aa gedurende het voorjaar, en vrijwel niet door verschillen in neerslag. Het is overigens opvallend dat de wateraanvoer vanuit ondiepe polders tijdens het voorjaar meer afneemt dan vanuit diepe polders. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de lagere kweldruk in de ondiepe polders, waardoor er in veel ondiepe polders sprake is van wegzijging en er dus minder water hoeft te worden afgevoerd. In de totale zomer is de wateraanvoer net zo hoog als tijdens het najaar en de winter. Deze hoge aanvoer in de zomer, die niet zichtbaar was in de balans die ARCADIS voor de periode 1996 tot 2002 heeft opgesteld (ARCADIS 2004a), is veroorzaakt door een aantal natte zomers met zeer veel neerslag. Het is daarbij opvallend dat het gemiddelde aandeel van neerslag-water in de zomer hoger is dan in de winter, met ca. 50% versus 30%. Dit komt waarschijnlijk doordat de gemalen in de zomer minder water afvoeren door de hogere verdamping. In de winter is het gemiddelde aandeel van de gemalen en de Steenwijker Aa met ca. 70% groter dan de 40% in de zomer.

De zomerperiode blijkt echter een zeer dynamische periode te zijn, waarin het heel erg nat kan zijn, bijvoorbeeld in 2010 en 2012, maar het ook behoorlijk droog kan zijn, bijvoorbeeld in 2003 en 2006. Dit heeft grote effecten op de aanvoer tijdens de zomers. Tijdens droge voorjaren en zomers wordt het aandeel regenwater vanzelfsprekend minder, en wordt er water aangevoerd vanuit het Vollenhovermeer bij gemaal Stroink. Hoewel deze aanvoer op de totale jaarbalans van weinig betekenis is, kan het aandeel van gemaal Stroink tijdens een droog voorjaar of zomer toch tijdelijk oplopen tot ca. 10% van de maandaanvoer, en in extreme gevallen zelfs tot 50-60%. Vooral tijdens extreme situaties, zoals gedurende de zomer van 2003 en 2006 en het voorjaar van 2008 en 2011, kan de aanvoer vanuit gemaal Stroink dus wel degelijk een belangrijke invloed op de waterbalans hebben. Zo was het aanvoerwater van gemaal Stroink tijdens de zeer droge zomer van 2003 in de gehele Wieden terug te vinden (ARCADIS 2004c). Volgens de meest recente klimaatscenario's zal het weer in de komende eeuw alleen maar extremer worden in de zomer. Dit betekent enerzijds meer hete en droge zomerperiodes (Dorland *et al.* 2011), waarin de totale aanvoer beperkt zal zijn en het aanvoerwater vanuit gemaal Stroink een relatief grote invloed op de boezem van NW-Overijssel zal hebben, en anderzijds meer erg natte zomerperiodes (van haren *et al.* 2013), waarin de totale aanvoer juist erg hoog zal zijn en het aandeel regenwater en polderwater juist zal overheersen.

De grootste afvoerende post is gemaal Stroink, waar de helft van de totale afvoer plaatsvindt (Figuur 2.12). De andere helft van het water wordt afgevoerd door middel van verdamping (ca. 30%) en wegzijging (ca. 20%). De totale afvoer varieert door het jaar heen minder dan de aanvoer, maar laat tijdens de winter wel hogere waardes zien. De bijdrage van de verschillende afvoerposten is sterk seizoensgebonden. Dit is van belang, omdat de posten verschillende concentraties aan nutriënten bevatten. In de winter vindt ongeveer 80% van de afvoer plaats bij gemaal Stroink, terwijl dit aandeel in de zomer veel kleiner is met 20-30%. Tijdens de zomermaanden zorgt verdamping voor ongeveer 60% van de afvoer, terwijl er in de winter vrijwel geen verdamping optreedt.



Figuur 2.12. Belang van verschillende afvoerposten op de waterbalans van de boezem gedurende verschillende seizoenen tussen 2000 en 2012.

2.3.3 Resultaten en discussie nutriëntbalansen

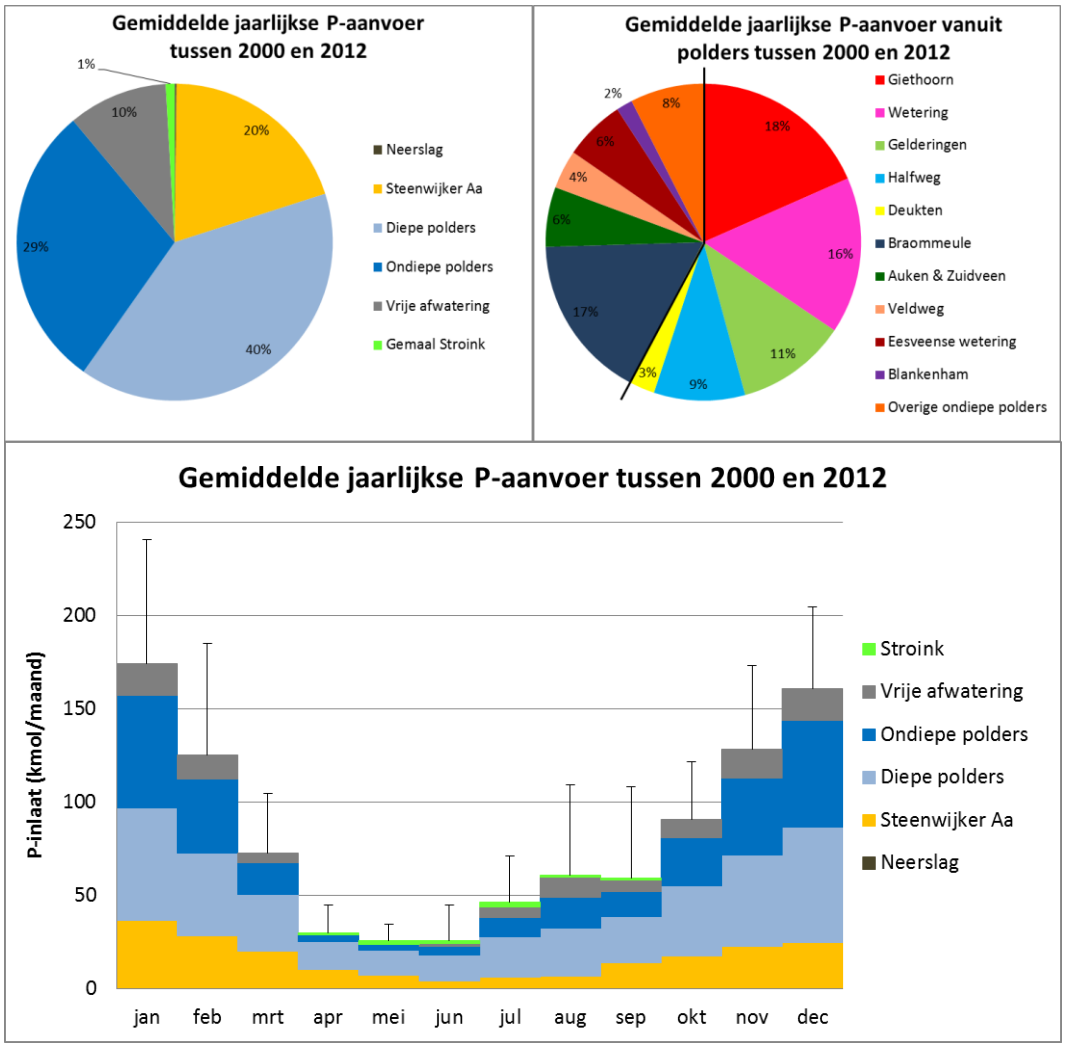
De waterbalans is gebruikt om totaal balansen op te stellen voor fosfor, stikstof, zwavel, calcium en ijzer.

Fosfor

Terwijl neerslag de grootste bijdrage vormde aan de waterbalans, is het aandeel op de fosforbalans kleiner dan 1%, doordat regenwater vrijwel geen fosfor bevat (Figuur 2.13). De P-aanvoer van de boezem wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de bovenstrooms gelegen Steenwijker Aa, die voor 20% van de P-aanvoer zorgt, en de bemalen diepe en ondiepe polders, die in het totaal verantwoordelijk zijn voor bijna 70% van de P-aanvoer. Net als bij de water-balans, zijn slechts een paar poldergemalen van belang voor de fosforbalans, namelijk de diepe polders Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg, en de ondiepe polder bij gemaal Braommeule. De overige ca. 10% van de P-aanvoer is afkomstig van vrije afwatering. Het relatief grote aandeel van het vrij afwaterend gebied op de P-aanvoer, terwijl vrije afwatering voor slechts 4% van de wateraanvoer zorgt, komt door de hoge P-concentraties bij het meetpunt Reune (1REUN6RO). Mogelijk vormt dit een overschatting van de P-concentratie, en daarmee van de P-vrachten. De waterinlaat bij gemaal Stroink blijkt slechts voor 1% van de totale P-aanvoer van de boezem te zorgen. Dit wordt mede veroorzaakt door de relatief lage P-concentraties in het Vollenhovermeer tijdens het voorjaar en de zomer (de Vries 2011). Schutverliezen, (riool)overstorten, het RWZI nabij Steenwijk, watervogels, bemesting van in de boezem gelegen weidevogelgebieden en recreatie zijn niet meegenomen in de analyse, omdat ARCADIS heeft aangetoond dat deze posten een kleine invloed hebben op de fosforbalans (ARCADIS 2004a). Daarnaast zijn ze lastig nauwkeurig te bepalen.

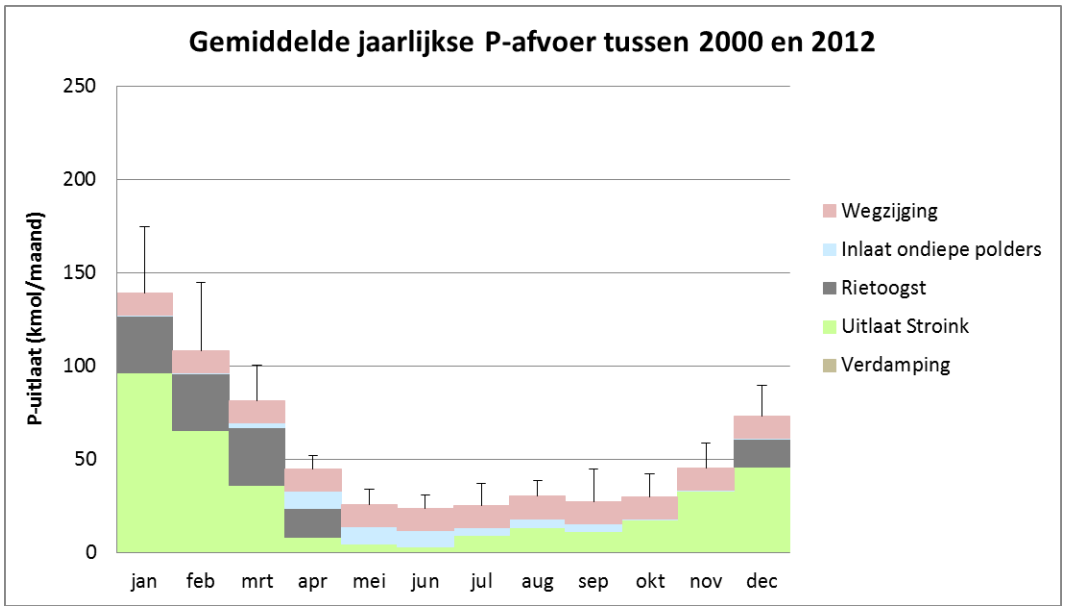
De P-aanvoer is nog veel sterker seizoensgebonden dan de wateraanvoer (Figuur 2.13). De grootste P-aanvoer vindt in het najaar en de winter plaats. In het najaar en de winter is niet alleen de wateraanvoer vanuit de polders het grootst (Figuur 2.11), maar zijn de P-concentraties in het polderwater en

de Steenwijker Aa ook het hoogst door de verhoogde uit- en afspoeling van landbouwgronden (o.a. Schoumans *et al.* 2008). Tussen april en juni is de P-aanvoer juist erg laag, doordat de wateraanvoer dan erg laag is. Hoewel de totale wateraanvoer sterk toeneemt in juli en augustus, doordat er in een aantal zomers zeer veel neerslag viel, neemt de P-aanvoer gedurende deze maanden veel minder toe. Het regenwater bevat immers vrijwel geen fosfor, en het extra water dat door de poldergemalen wordt aangevoerd bevat relatief lage P-concentraties. Ook tijdens droge zomermaanden is de P-aanvoer laag, ondanks het inlaten van boezemvreemd water door gemaal Stroink, omdat de P-concentraties in het Vollenhovermeer laag zijn. Tijdens de zeer droge zomer van 2003 was het inlaatwater in de gehele Wieden terug te vinden, maar dit had geen invloed op de chlorofyl-A en P-concentraties in het oppervlaktewater (ARCADIS 2004c; de Vries 2011).



Figuur 2.13. Belang van verschillende aanvoerposten op de fosforbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten op de fosforbalans.

Met 52% voert gemaal Stroink verreweg het meeste fosfor af (Figuur 2.14). Rietoogst, wegzijging en de afvoer van boezemwater naar polders dragen ook bij aan de totale P-afvoer met respectievelijk 19%, 22% en 7%. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de effecten van het grootschalig verbranden van restmateriaal in de rietcultuur en de P-afvoer via zomermaaibeheer niet zijn meegenomen in de berekening, omdat deze hoeveelheden slecht bepaald konden worden. De grootste P-afvoer treedt duidelijk in de winter op, terwijl tijdens de zomer weinig fosfor de boezem verlaat. Dit komt doordat in de winter het meeste water via gemaal Stroink wordt afgevoerd, waarbij ook veel fosfor de boezem verlaat. Daarnaast is er in de winter een behoorlijk grote afvoer door de rietoogst die tussen half december en half april plaatsvindt. In het voorjaar en de zomer wordt het water vooral afgevoerd via verdamping (Figuur 2.12), waarbij helemaal geen fosfor wordt afgevoerd.



Figuur 2.14. Belang van verschillende afvoerposten op de fosforbalans van de boezem gedurende verschillende seizoenen tussen 2000 en 2012.

Met behulp van de P-aanvoeren is de externe P-belasting berekend, waarbij er vanuit is gegaan dat de hoeveelheid fosfor in het oppervlaktewater op de langere termijn constant blijft (zie uitleg in paragraaf 2.3.2). Deze externe P-belasting kan vervolgens vergeleken worden met kritische P-belastingen die Janse (2005) met behulp van de modellen "PCLake" en "PCDitch" heeft bepaald voor karakteristieke en goed doorstroomde ondiepe meren en sloten in Nederland. Rondom deze kritische belasting veranderen heldere wateren met veel aquatische planten en helofyten in troebele systemen met veel algen en kroos. Voor ondiepe meren is de kritische P-belasting geschat op 0,2-0,4 g m^{-2} jr^{-1}, terwijl deze voor sloten is geschat op 2-10 g m^{-2} jr^{-1} (Janse 2005; Liere *et al.* 2007). De kritische belasting varieert sterk per locatie en is voor meren lager dan voor sloten, omdat (1) de strijklengte bij meren groter is, waardoor meer opwerveling van slib-deeltjes kan optreden, (2) meren relatief gezien vaak minder moeraszones bevatten, waardoor de vegetatie minder nutriënten kan opnemen en minder slibdeeltjes kan filteren, en (3) meren vaak dieper zijn, waardoor minder licht de bodem kan bereiken en plantengroei dus moeilijker is (Janse 2005; Jaarsma *et al.* 2008).

Tabel 2.8. Jaargemiddelde theoretische externe belasting van P, N, S, Ca en Fe in de boezem tussen 2000 en 2012. De externe belastingen zijn berekend als de totale nutriënthoeveelheden die tijdens een jaar de boezem binnenkomen gedeeld door de totale onderwateroppervlakte van de boezem. Er is dus vanuit gegaan dat alle nutriënten die tijdens een jaar de boezem ingaan ook weer gedurende dat jaar worden afgevoerd of accumuleren. De werkelijke externe belastingen zullen dus in afhankelijkheid van de afvoer- en accumulatiesnelheid variëren rondom de gegeven theoretische belastingen.

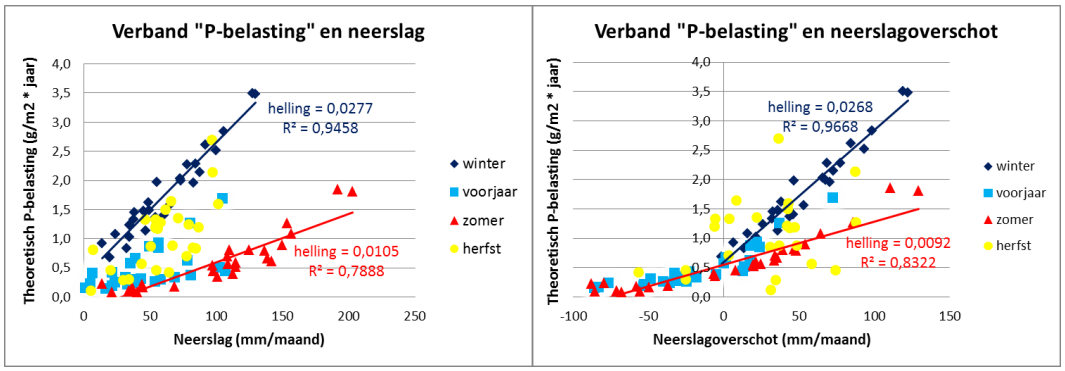
	P-belasting	N-belasting	S-belasting	Fe-belasting	Ca-belasting
mol m^{-2} jr^{-1}	0,03	1,11	1,28	0,43	9,03
g m^{-2} jr^{-1}	1,0	15,5	122,5	23,8	362,0
mg m^{-2} d^{-1}	2,8	42,5	335,6	65,2	991,7

De totale externe P-belasting voor de boezem van NW-Overijssel kwam tussen 2000 en 2012 ongeveer uit op 1,0 g m^{-2} jr^{-1} (Tabel 2.8). Dit lijkt dus enerzijds gunstig voor sloten, en waarschijnlijk ook voor petgaten, maar is anderzijds mogelijk ongunstig voor de grote meren van De Wieden. Een totale externe P-belasting van 1,0 g m^{-2} jr^{-1} is voor de Nederlandse laagvenen ongeveer gemiddeld (Tabel 2.9). De berekende totale externe P-belasting voor De Wieden en De Weerribben is lager dan in de meeste gebieden met zand- of kleibodems, maar veel laagveengebieden hebben tegenwoordig een lagere externe P-belasting o.a. als gevolg van defosfatering, waaronder ook gebieden nabij de Vechtplassen en Nieuwkoop. In laagveengebieden als het Tjeukemeer, de Elfhoeven in Reeuwijk en de Alde Feanen is de externe P-belasting duidelijk hoger dan 1,0 g m^{-2} jr^{-1}. Wel dient aangemerkt te worden dat de externe P-belasting is berekend voor de gehele boezem, terwijl deze niet gelijkmatig over de boezem zal zijn verdeeld. De externe P-belasting zal zeer waarschijnlijk hoger dan 1,0 g m^{-2} jr^{-1} zijn in grote kanalen, maar lager in de meren en relatief geïsoleerde petgaten en sloten. Dit wordt ondersteund door de dikgedrukte gegevens in tabel 2.9, die duidelijk laten zien dat de externe P-belasting in een aantal grote meren in De Wieden lager is dan de gemiddelde totale externe P-belasting van 1,0 g m^{-2} jr^{-1} (Osté *et al.* 2012; Tietema & van de Weerd 2012; Wijngaart *et al.* 2012).

De externe P-belasting blijkt verder sterk af te hangen van het seizoen en het weer. Tijdens het groeiseizoen is de totale externe P-belasting van de boezem meestal lager dan 1,0 g m^{-2} jr^{-1}, maar in de winter is die bijna altijd hoger (Figuur 2.15). Gedurende beide seizoenen blijkt er een sterk en significant positief verband te zijn tussen de hoeveelheid neerslag en de totale externe P-belasting van de boezem. Onafhankelijk van het seizoen is de externe P-belasting dus hoger in een natte maand dan in een droge maand. In de zomer neemt de externe P-belasting bij toenemende neerslag echter minder snel toe dan in de winter. Dit komt waarschijnlijk doordat er in de winter veel fosforrijk water vanuit polders de boezem wordt ingepompt, terwijl de hoge verdamping in de zomer er voor zorgt dat er minder water uit de polders hoeft te worden gepompt, dat ook minder fosforrijk is door de beperktere afspoeling. Ten slotte blijkt de externe P-belasting van de boezem altijd lager te zijn dan 0,5 g m^{-2} jr^{-1} als er sprake is van een verdampingsoverschot. Dit komt tijdens het groeiseizoen in het voorjaar en de zomer regelmatig voor.

Tabel 2.9. Externe P-belasting voor Nederlandse meren. Dikgedrukte meren liggen in De Wieden. De meeste waardes zijn gebaseerd op waterbalansen (van der Molen en Boers 1994; Lamers et al. 2010; Wijngaart et al. 2012), terwijl Janse et al. (2008)gebruik hebben gemaakt van het model PCLake.

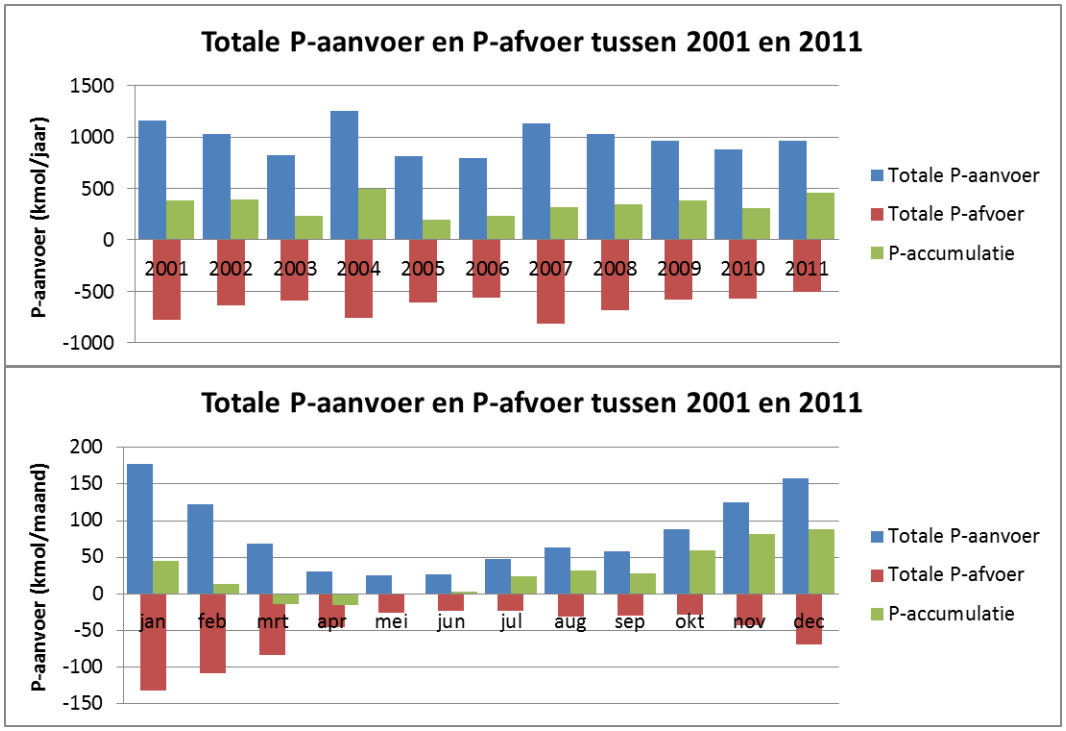
P-belasting ($g\ m^{-2}\ jr^{-1}$)	van der Molen	Janse	Lamers	Wijngaart
Veenbodems				
Ankeveen		0,1		
De Deelen			0,1	
Belterwijde-West				**0,1**
Bovenwijde				**0,1**
Botshol		0,3		
Het Hol		0,3	0,3	
Loosdrechtse Plassen	0,3	0,3		
Reeuwijk, Klein Vogelenzang				0,3
Oldambtmeer				0,3
Schutsloterwijde				**0,3**
Nieuwkoop, Noordeinder	0,5	0,3		
Nannewijd		0,4		
Reeuwijk, Nieuwenbroek		0,4		
Giethoornse Meer				**0,5**
Langeraarse Plassen		0,7		
Westbroek			1,2	
Breukeleveense Plas	1,3			
Tjeukemeer	1,5	1,4		
Kortenhoef		1,7		
Beulakerwijde		**1,9**		**0,7**
Reeuwijk, Elfhoeven	1,7	2,0		
Alde Feanen		2,5		9,5
Zandbodems				
Naardermeer	0,4	0,3		
Wolderwijd	0,4	0,5		
Slotermeer	1,3	1,4		1,2
Veluwemeer	1,1	1,4		
Nuldernauw		2,7		
Drontermeer		3,6		
Zuidlaardermeer		4,4		
Westeinderplassen		4,7		
Kleibodems				
Bleiswijkse Zoom				1,4
Bergse Plassen	20,3	3,0		
De Leijen				4,0
Waalboezem	6,2	4,1		
Ackerdijkse Plassen				6,0
Brielse Meer	6,0	6,3		
Braassemermeer	10,3	13,6		
Kagerplassen	21,5	35,3		



Figuur 2.15. Theoretische externe P-belasting in de boezem t.o.v. de neerslag (links) of het neerslagoverschot (rechts). Elk punt geeft de theoretische P-belasting en neerslag(overschot) weer voor een maand tussen 2000 en 2012.

Uit de figuren 2.13 en 2.14 blijkt duidelijk dat er in het totaal meer fosfor de boezem inkomt dan uitgaat. Volgens de balans treedt er alle jaren P-accumulatie op (Figuur 2.16). Ongeveer 35% van de P-aanvoer blijft uiteindelijk in de boezem achter. Dit gebeurt vooral in het najaar en de winter. Tijdens deze seizoenen is de P-afvoer bij gemaal Stroink relatief hoog, maar de boezem ontvangt dan zo veel fosfor vanuit de Steenwijker Aa en de polders dat niet alles kan worden afgevoerd. Dit is ook het geval in natte zomers. Alleen tijdens het voorjaar en in droge zomermaanden zijn de aan- en afvoer van fosfor ongeveer in evenwicht.

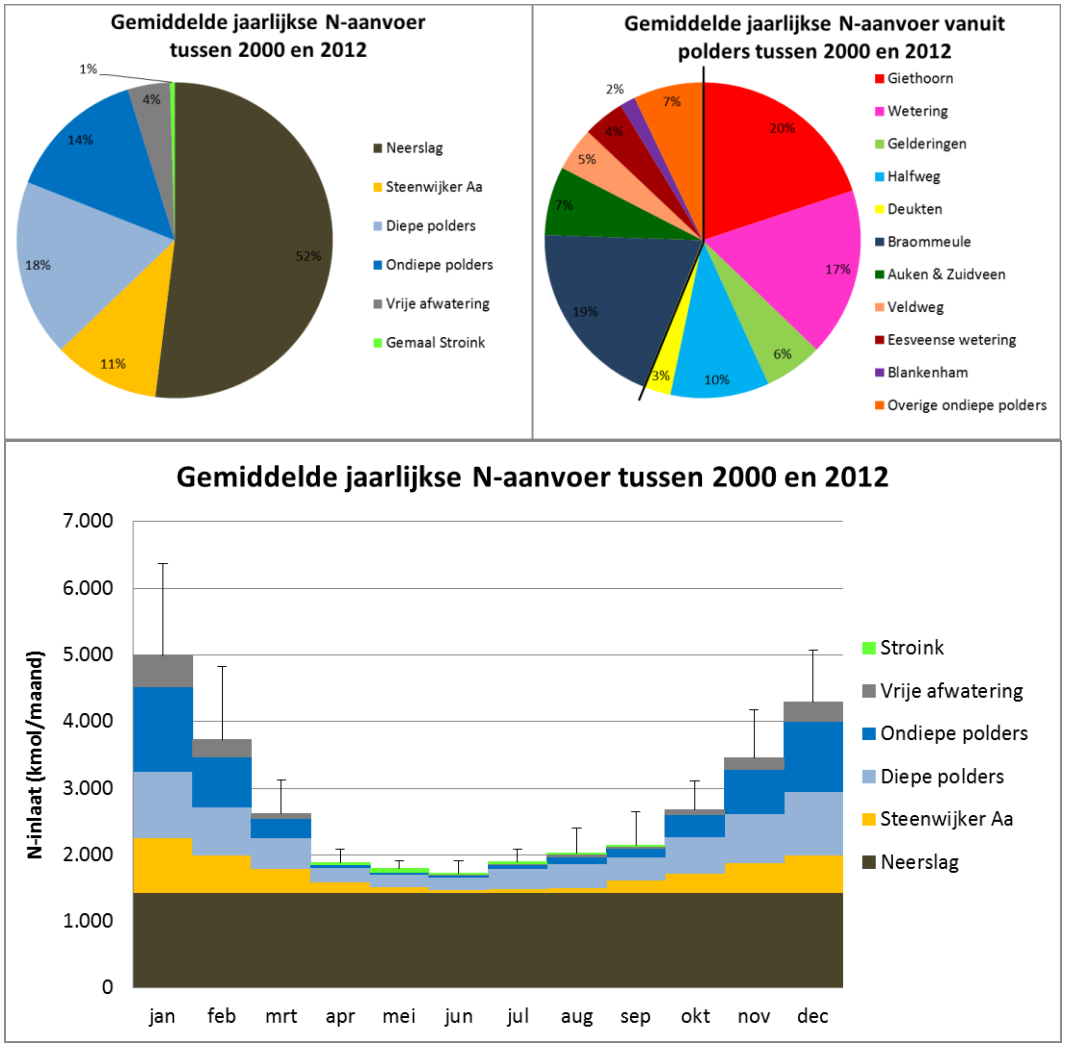
De daadwerkelijke accumulatie is het netto effect van interne processen die zich in het water en de onderwaterbodems afspelen. Hierbij kan gedacht worden aan sedimentatie en opname door algen en waterplanten, waarbij waarschijnlijk het grootste gedeelte onder water in de bagger wordt opgeslagen. De P-accumulatie in kraggen is vermoedelijk vrij beperkt, omdat het grootste gedeelte van de kraggen (vrijwel) niet in direct contact staat met het oppervlaktewatersysteem. Waarschijnlijk treedt P-accumulatie in kraggen alleen op bij kraggen die bevloeid worden of op natuurlijke wijze geïnundeerd raken. Dit laatste gebeurt voornamelijk bij basenrijke schorpioenmosvenen (zie hoofdstuk 11). Aangezien de oppervlakte aan schorpioenmosveen zeer beperkt is (zie hoofdstuk 4), zal dit proces van weinig belang zijn voor de totale P-accumulatie. Er is dan ook vanuit gegaan dat de totale P-accumulatie van ongeveer 350 kmol fosfor per jaar wordt opgeslagen in ongeveer 3000 ha onderwaterbodem. Dit komt neer op een gemiddelde P-opslag in de boezem van 12 mmol m^{-2} jr^{-1}, oftewel 0,35 g m^{-2} jr^{-1}.



Figuur 2.16. Totale jaarlijkse (boven) en maandelijkse (beneden) aan- en afvoer in de fosforbalans van NW-Overijssel voor de periode 2001 tot 2011. De P-accumulatie is berekend als het verschil tussen de totaal aan- en afvoer van fosfor.

De totale hoeveelheid fosfor in de onderwaterbodems van goed ontwikkelde petgaten met Krabbenscheer en helofyten bedraagt 100-200 mmolP m^{-2}, terwijl de kanalen en meren nabij poldergemalen 300-400 mmolP m^{-2} in de bovenste 10 cm van de bodem bevatten (zie hoofdstuk 3). De bovenste laag van relatief geïsoleerde petgatbodems bevat dus 8-16 keer zoveel fosfor dan de jaarlijks gemiddelde P-accumulatie van 12 mmol m^{-2} jr^{-1} in de gehele boezem, terwijl kanalen en meren 25-33 keer zoveel fosfor bevatten. Deze waardes liggen waarschijnlijk wat hoger in de petgaten en wat lager in de meren en kanalen, doordat de meeste P-accumulatie nabij de poldergemalen zal optreden en niet in de relatief geïsoleerde petgaten. Wanneer wordt aangenomen dat de P-accumulatie gelijk opgaat met de afzetting van bagger, dan zou in ca. 20 jaar 10 cm bagger worden afgezet met dezelfde P-concentratie als nu in de bovenste 10 cm aanwezig is.

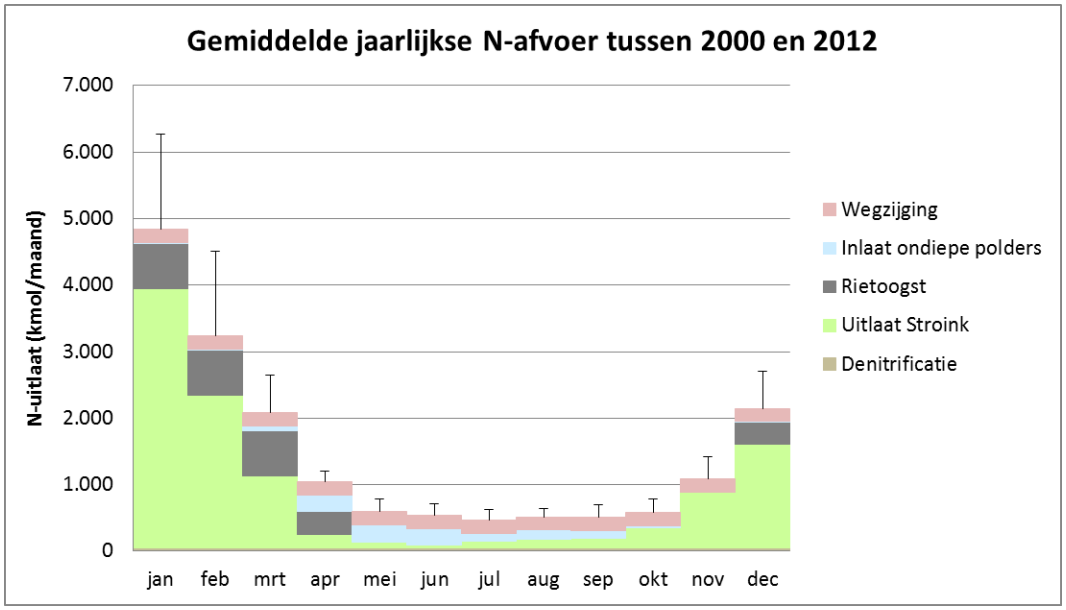
Stikstof



Figuur 2.17. Belang van verschillende aanvoerposten op de stikstofbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten op de stikstofbalans tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de verschillende ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten op de stikstofbalans.

De helft van de N-aanvoer wordt veroorzaakt door atmosferische N-depositie (Figuur 2.17). De N-aanvoer via het water bestaat globaal gezien uit dezelfde bronnen als bij de P-aanvoer. De bovenstrooms gelegen Steenwijker Aa zorgt voor ca. 20% van de N-aanvoer via het oppervlaktewater, terwijl de bemalen diepe en ondiepe polders voor bijna 70% van deze N-aanvoer zorgen. De Steenwijker Aa voert relatief veel nitraat aan, terwijl ammonium vooral uit de diepe polders komt. Het zijn weer ongeveer dezelfde polders die echt van belang zijn, namelijk de diepe polders Giethoorn, Wetering en Halfweg, en de ondiepe polder Braommeule. De waterinlaat tijdens droge periodes bij gemaal Stroink blijkt voor minder dan 1% van de N-aanvoer te zorgen. Biologische N-fixatie is overigens niet meegenomen als aanvoerpost, omdat nog onbekend is welke rol dit proces in laagveensystemen speelt. Ook schutverliezen, (riool)overstorten, watervogels, bemesting van in de boezem gelegen weidevogelgebieden en recreatie zijn niet meegenomen in de analyse.

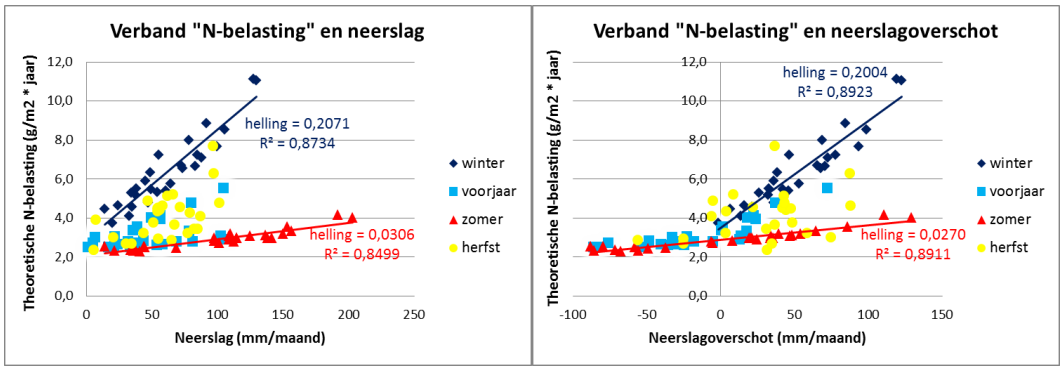
Aangezien er voor de boezem van NW-Overijssel geen heldere informatie beschikbaar is over mogelijke seizoenale fluctuaties in atmosferische N-depositie, is er vanuit gegaan dat deze gedurende het jaar constant is (Figuur 2.17). De N-aanvoer via het oppervlaktewater is echter, net als de P-aanvoer, wel sterk seizoensgebonden. De grootste aanvoer vindt in het najaar en de winter plaats. Gedurende deze seizoenen is niet alleen de wateraanvoer vanuit de poldergemalen het grootst (Figuur 2.11), maar zijn de N-concentraties in het polderwater en de Steenwijker Aa ook het hoogst door de verhoogde uit- en afspoeling van landbouwgronden (o.a. Schoumans *et al.* 2008). Tussen april en september is de N-aanvoer via het oppervlaktewater laag, doordat de wateraanvoer vanuit polders en de Steenwijker dan laag is en relatief weinig stikstof bevat.



Figuur 2.18. Belang van verschillende afvoerposten op de stikstofbalans van de boezem gedurende verschillende seizoenen tussen 2000 en 2012.

Voor de totale N-afvoer wordt een vrijwel identiek patroon waargenomen als voor de P-afvoer (Figuur 2.18). Voor de denitrificatiesnelheid in de kraggen is een schatting gebruikt van 1,1 kg ha^{-1} jr^{-1} (Koerselman et al. 1989; Aerts 1997). Bij deze waarde blijkt denitrificatie voor 4% van de totale N-afvoer te zorgen. Lokaal kan sprake zijn van een 10 keer zo hoge denitrificatiesnelheid, bijvoorbeeld in locaties met veel nitraat in de bodem (Berendse et al. 1994;

Koops et al. 1996; Velthof et al. 1996), maar dit wordt op de schaal van het gebied minder relevant geacht. Ook voor stikstof geldt dat de afvoer via het oppervlaktewater vooral in de winter plaatsvindt, omdat gemaal Stroink dan het actiefst is. In het voorjaar en de zomer verlaat weinig stikstof de boezem, omdat de afvoer van water dan vooral via verdamping verloopt(Figuur 2.12), waarbij geen stikstof wordt afgevoerd.



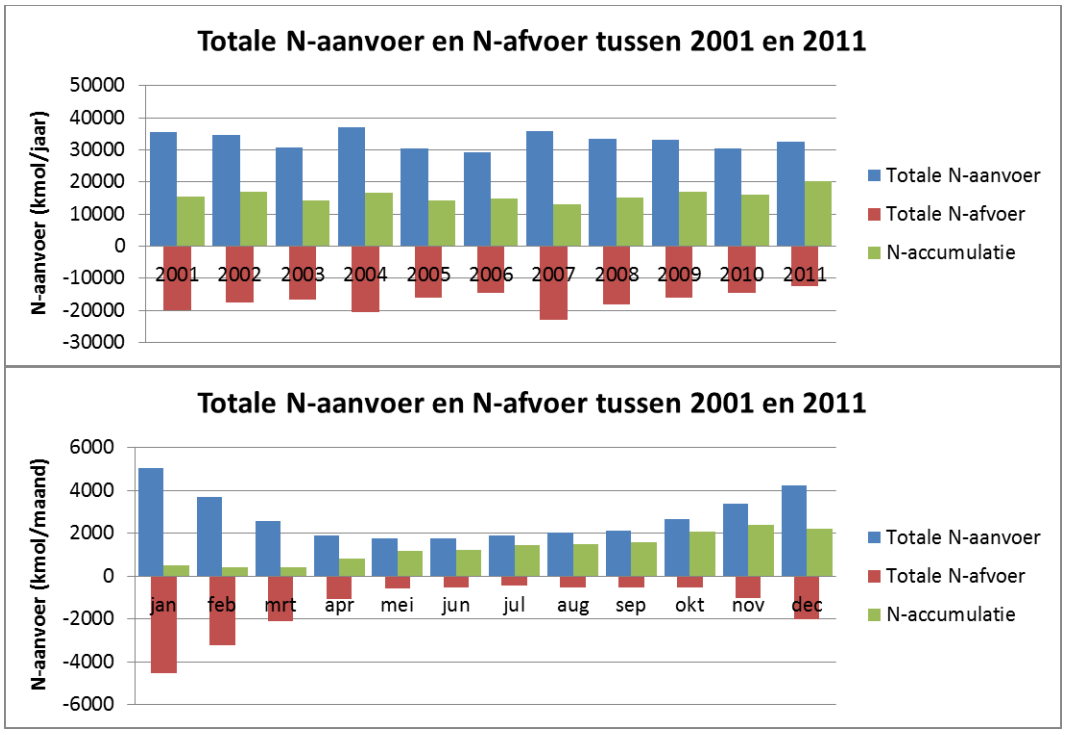
Figuur 2.19. Theoretische externe N-belasting in de boezem t.o.v. de neerslag (links) of het neerslagoverschot (rechts). Elk punt geeft de theoretische N-belasting en neerslag(overschot) weer voor een maand tussen 2000 en 2012.

De N-aanvoeren zijn gebruikt om externe N-belasting uit te rekenen, die vervolgens is vergeleken met de kritische N-belastingen die Janse (2005) heeft bepaald voor ondiepe meren en sloten in Nederland. Voor meren is de kritische N-belasting geschat op ca. 2,6 g m^{-2} jr^{-1} en voor sloten op 12-44 g m^{-2} jr^{-1} (Janse 2005; Liere *et al.* 2007). Van Dobben en collega's (2012) geven verder aan dat de kritische depositie voor wateren met Krabbenscheer, fonteinkruiden en/of kranswieren ongeveer 3,0 g m^{-2} jr^{-1} is. Tussen 2000 en 2012 was de totale externe N-belasting voor de boezem ongeveer 4,2 g m^{-2} jr^{-1} (Tabel 2.8). Voor sloten en petgaten lijkt dit relatief gunstig, maar de externe N-belasting lijkt te hoog te zijn voor grote meren. Waarschijnlijk is de totale externe N-belasting echter niet gelijkmatig over de boezem verdeeld, en hebben de grote kanalen te maken met een externe N-belasting die hoger is dan 4,2 g m^{-2} jr^{-1}, terwijl de belasting in de relatief geïsoleerde petgaten en sloten lager zal zijn.

Net als de externe P-belasting, blijkt ook de externe N-belasting sterk af te hangen van het seizoen en het weer. Tijdens het groeiseizoen is de externe N-belasting van de boezem meestal lager dan 4 g m^{-2} jr^{-1}, terwijl deze in de winter bijna altijd hoger is (Figuur 2.19). Tijdens maanden met een verdampingsoverschot, die vooral tijdens het groeiseizoen voorkomen, ligt de totale externe N-belasting van de boezem zelfs tussen de 2 en 3 g m^{-2} jr^{-1}. Ten slotte is het opvallend dat de externe N-belasting, net als de externe P-belasting, bij toenemende neerslag veel sneller toeneemt in de winter dan in de zomer. Dit komt waarschijnlijk doordat bij heftige regen in de winter veel N-rijk water uit polders wordt weggepompt, terwijl tijdens natte zomers een groot deel van het water wordt afgevoerd via verdamping.

Gemiddeld genomen accumuleert ca. 50% van de aangevoerde stikstof (Figuur 2.20). Zelfs als uitgegaan wordt van zeer hoge denitrificatiesnelheden dan accumuleert toch nog 35% van de totale N-aanvoer. De N-accumulatie treedt eigenlijk het gehele jaar op. Van november tot maart is de N-afvoer bij gemaal Stroink relatief hoog, maar de boezem ontvangt dan zo veel stikstof vanuit de Steenwijker Aa, de polders en via atmosferische depositie dat niet alles kan worden afgevoerd. In het voorjaar en de zomer wordt de N-

accumulatie echter vrijwel alleen veroorzaakt door atmosferische N-depositie, die dan moeilijk wordt afgevoerd door de lage activiteit van gemaal Stroink. In tegenstelling tot de P-accumulatie zal waarschijnlijk behoorlijk veel van de N-accumulatie in de kraggen optreden. De atmosferische N-depositie valt immers op ca. 8000 ha kraggen en ca. 3000 ha open water. Als er vanuit wordt gegaan dat de N-accumulatie gelijkmatig over de boezem verdeeld is, waarbij er verhoudingsgewijs net zo veel N-accumulatie in kraggen als in onderwater sedimenten optreedt, dan is er per jaar ongeveer 11.000 ha beschikbaar om ca. 16.000 kmol stikstof op te slaan. Dit komt neer op een gemiddelde N-opslag in de boezem van ca. 145 mmol m^{-2} jr^{-1} (2,0 g m^{-2} jr^{-1}). Deze waarde voor de N-opslag is gebaseerd op een denitrificatiesnelheid van 1,1 kg ha^{-1} jr^{-1}, en zal bij hogere denitrificatie wat lager liggen. Vergeleken met de totale hoeveelheid stikstof in de bodems van petgaten en trilvenen, die respectievelijk ongeveer 5000 en 6000 mmolN m^{-2} bevatten, is de N-accumulatie niet zo groot. Dit betekent echter niet dat stikstof geen probleem is in de boezem van NW-Overijssel. De accumulatie mag dan relatief beperkt zijn, maar de atmosferische N-depositie is in de gehele boezem te hoog, en kan leiden tot ongewenste verzuring (zie hoofdstuk 6) en aanrijking van ammonium, dat toxisch is voor veel laagveenplanten (o.a. Smolders & Roelofs 1993; Paulissen *et al.* 2004). De gevolgen van de atmosferische N-depositie moeten dus zeker niet worden onderschat.

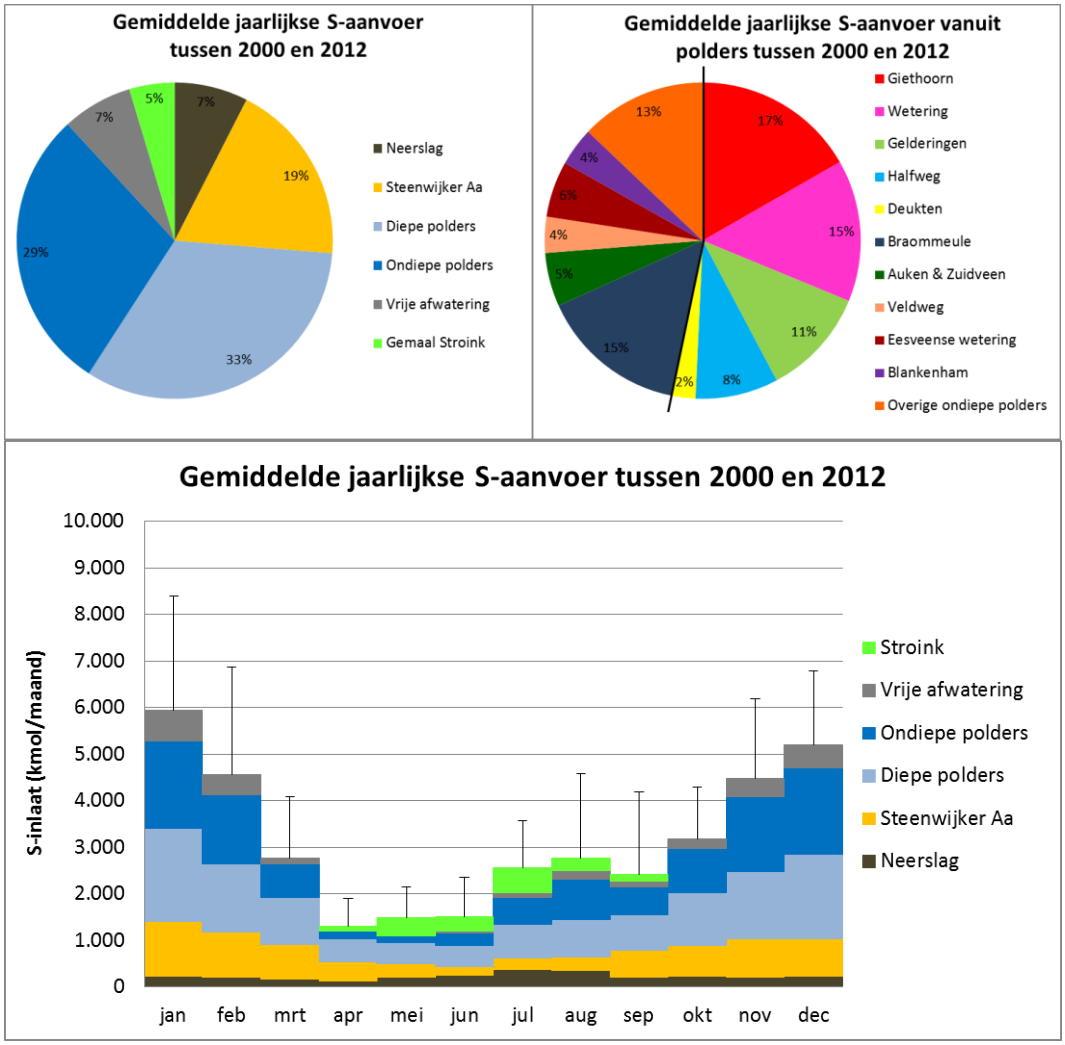


Figuur 2.20. Totale jaarlijkse (boven) en maandelijkse (beneden) aan- en afvoer in de stikstofbalans van NW-Overijssel voor de periode 2001 tot 2011. De N-accumulatie is berekend als het verschil tussen de totaal aan- en afvoer van stikstof.

Zwavel

Uit verscheidene onderzoeken (Boström *et al.* 1988; Caraco *et al.* 1989; Smolders & Roelofs 1993; Lamers *et al.* 1998, 2002; Smolders *et al.* 2012) blijkt dat een aanvoer van sulfaat kan leiden tot interne P-mobilisatie en ophoping van toxische sulfiden. Hoewel de SO_4-concentraties in de boezem niet zo hoog zijn als in sommige andere Nederlandse laagveengebieden (o.a.

Lamers *et al.* 2006a, 2010; Smolders *et al.* 2012; Poelen *et al.* 2012), komt de SO_4-concentratie in het oppervlaktewater toch op redelijk veel locaties boven de 200 µmol l^{-1} uit. Aangezien dit een grens is waarboven interne P-mobilisatie kan optreden (Lamers *et al.* 2006a, 2010; Geurts *et al.* 2008), is ook naar de verschillende aanvoerbronnen van zwavel gekeken.

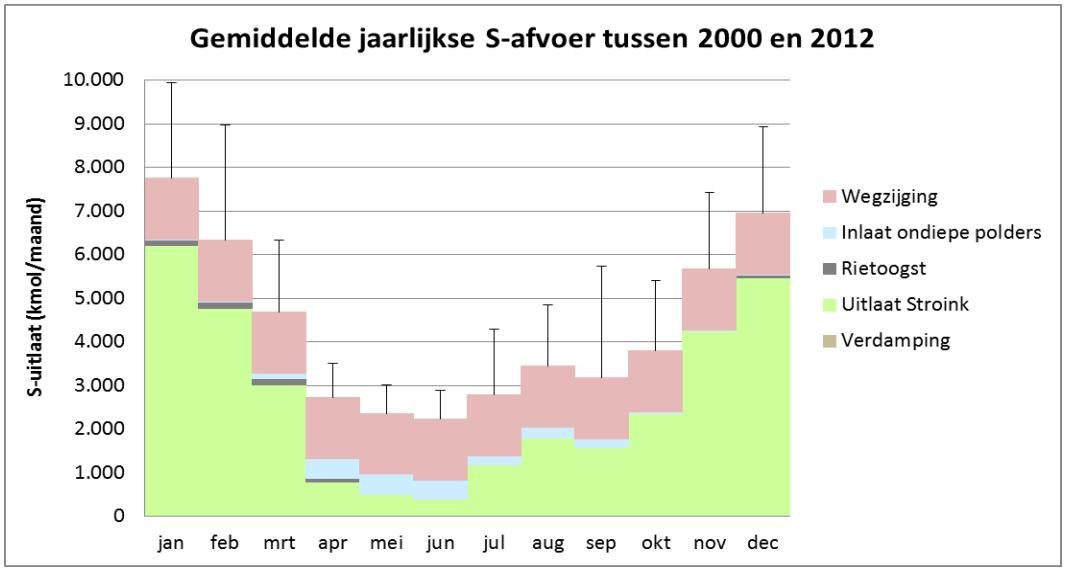


Figuur 2.21. Belang van verschillende aanvoerposten op de zwavelbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten op de zwavelbalans tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de verschillende ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten op de zwavelbalans.

Zwavel wordt hoofdzakelijk door drie bronnen aangevoerd (Figuur 2.21), namelijk de Steenwijker Aa (ca. 20%), diepe polders (ca. 35%) en ondiepe polders (ca. 30%). Ook in dit geval functioneren een paar polders, te weten polder Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule, als hoofdleverancier van sulfaat. De grootste S-aanvoer via deze bronnen vindt plaats in het najaar en de winter, omdat de wateraanvoer vanuit de poldergemalen en bovenstroomse gebieden dan het grootst is (Figuur 2.11). Tussen april en juni is de S-aanvoer erg laag, doordat de wateraanvoer vanuit polders en de Steenwijker dan erg laag is.

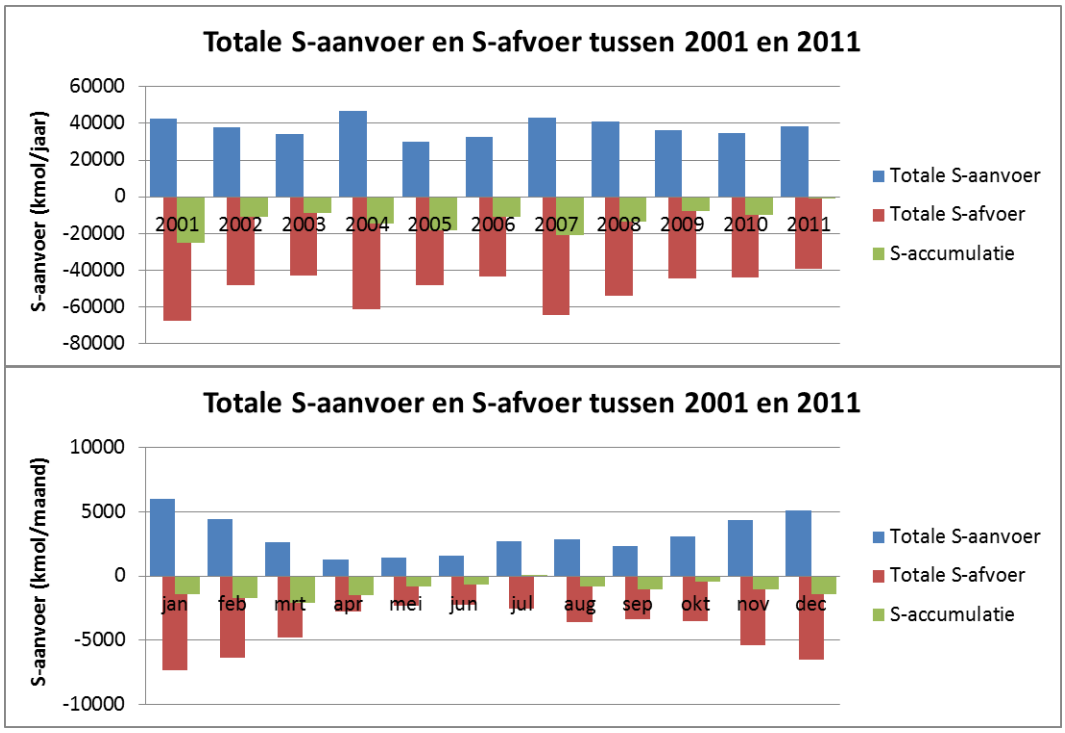
Waar gemaal Stroink slechts verantwoordelijk is voor 1% van de totale N en P-aanvoer, zorgt waterinlaat tijdens droge periodes tot een behoorlijke inlaat van sulfaatrijk water. Door het jaar heen draagt gemaal Stroink ca. 5% bij aan de S-aanvoer, maar tijdens de drogere maanden in het voorjaar en de zomer zorgt gemaal Stroink gemiddeld genomen voor ongeveer 20% van de maandelijkse S-aanvoer. Dit wordt mede veroorzaakt door de relatief hoge S-concentraties van rond de 400 µmol l^{-1} in het Vollenhovermeer tijdens het voorjaar en de zomer (o.a. de Vries 2011). Niet alleen het Vollenhovermeer, maar de gehele westrand van de boezem bevat relatief veel sulfaat in het oppervlaktewater doordat de voormalige Zuiderzee hier heeft gelegen (van Wirdum 1991). Zo blijkt een aantal relatief kleine poldergemalen aan de westzijde van de boezem, zoals de polders Blankenham, Buitenbroek en Leeuwterveld, een relatief grote invloed op de S-aanvoer te hebben. Hoewel deze polders maar voor 1-2% bijdragen aan de totalen S-aanvoer, kunnen ze wel een behoorlijk lokaal effect hebben. Het recentelijk afkoppelen van gemaal Buitenbroek en het verplaatsen van gemaal Blankenham zijn dan ook verstandige beslissingen geweest.

Voor de totale S-afvoer geldt, net als bij de P en N-afvoer, dat de afvoer vooral in de winter plaatsvindt, omdat gemaal Stroink dan het actiefst is (Figuur 2.22). Via gemaal Stroink wordt ca. 60% van het zwavel afgevoerd. De overige 40% van de S-afvoer treedt grotendeels via wegzijging op, wat vooral in de zomer een belangrijke afvoerpost voor zwavel is in de boezem.



Figuur 2.22. Belang van verschillende afvoerposten op de zwavelbalans van de boezem gedurende verschillende seizoenen tussen 2000 en 2012.

In tegenstelling tot fosfor en stikstof treedt er geen accumulatie van zwavel op (Figuur 2.23). In de winter gaat er bij gemaal Stroink meer zwavel de boezem uit dan dat er elders inkomt. In de zomer lijkt er evenwicht te zijn tussen de totale zwavel aan- en afvoeren. Tijdens droge zomermaanden, wanneer er bij gemaal Stroink sulfaatrijk water wordt ingelaten i.p.v. uitgelaten, komt er echter tijdelijk wel meer zwavel de boezem in dan dat verdwijnt. Deze situatie duurt echter nooit langer dan 2 maanden.

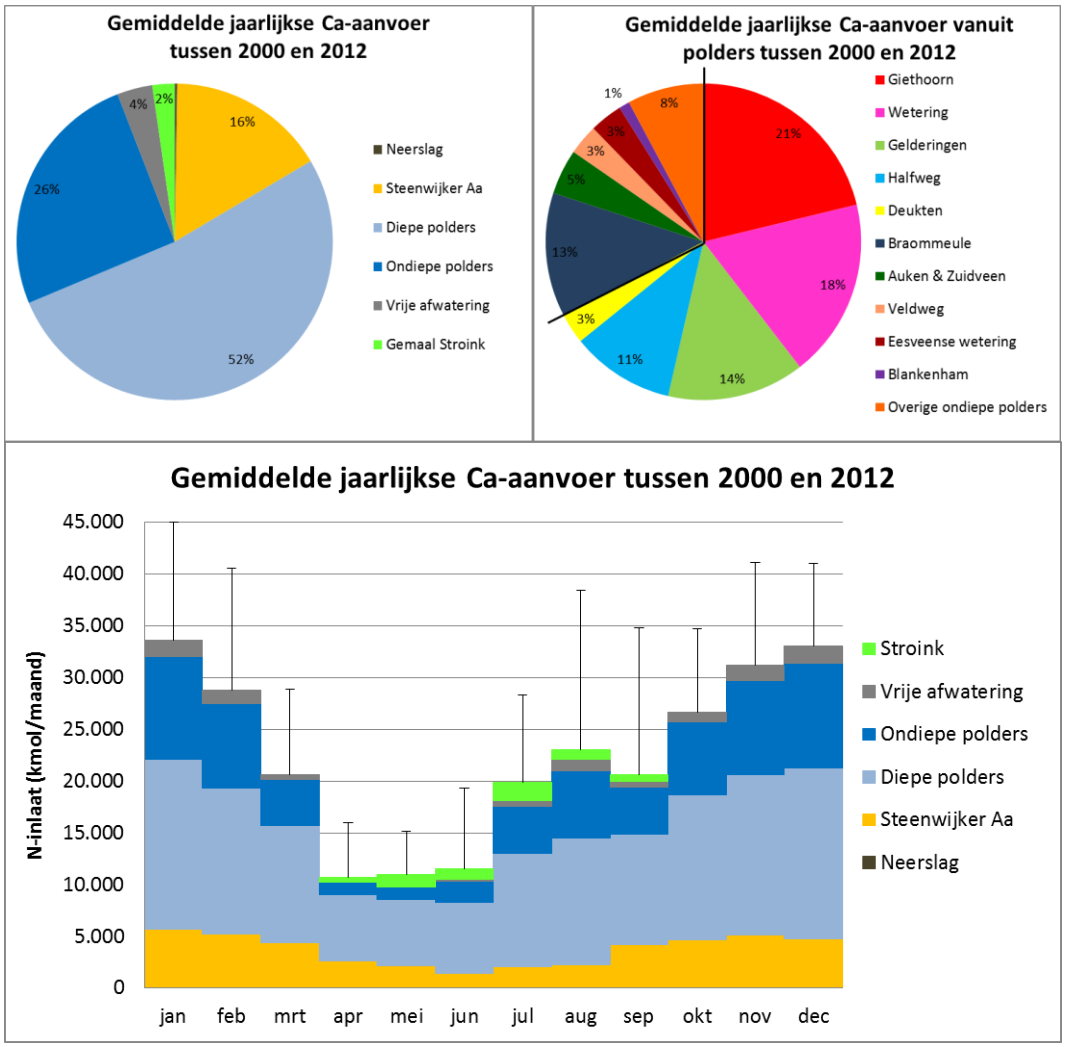


Figuur 2.23. Totale jaarlijkse (boven) en maandelijkse (beneden) aan- en afvoer in de zwavelbalans van de boezem (2001 tot 2011). De S-accumulatie is berekend als het verschil tussen de totaal aan- en afvoer van zwavel.

Calcium

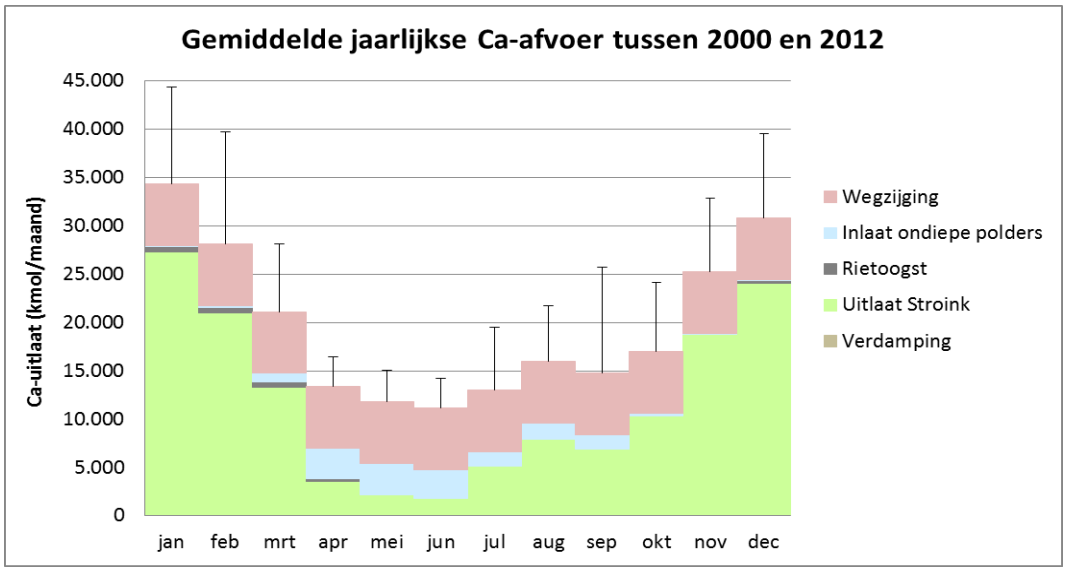
Uit Groeneweg en van Wirdum (2004) blijkt dat de verplaatsing van de inlaat in 1996, van de driewegsluis bij de Linde naar gemaal Stroink, niet alleen leidde tot een beperktere inlaat van nutriëntrijk water. Het leidde ook tot een significante afname van de Ca-aanvoer en dus tot een toename van slecht gebufferd regenwater. Door de toename van de invloed van regenwater zou de aanvoer van buffercapaciteit op zeker moment onvoldoende kunnen worden voor het behoud en de ontwikkeling van trilvenen (o.a. van Wirdum 1993; Kooijman 1993a; Grootjans *et al.* 2006). Aangezien de aanvoer van basenrijk water in de boezem van NW-Overijssel grotendeels optreedt via het oppervlaktewater (van Wirdum 1991), leek het ons van groot belang om de huidige aan- en afvoer van basenrijk water opnieuw te bestuderen.

Ook voor calcium zijn de drie belangrijkste aanvoerbronnen de bovenstrooms gelegen Steenwijker Aa, de diepe polders en de ondiepe polders (Figuur 2.24). Het is echter opvallend dat de Steenwijker Aa een wat minder belangrijke rol lijkt te spelen voor de Ca-aanvoer dan bij de P, N en S-aanvoeren (ca. 15% i.p.v. 20%), terwijl het achterland van de Steenwijker Aa toch bekend staat als basenrijk (o.a. van Wirdum 1991). De Ca-aanvoer vanuit de vier diepe polders nabij Scheerwolde (polder Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg) is echter relatief groot t.o.v. de P, N en S-aanvoeren (ca. 50% i.p.v. 40%). Dit komt waarschijnlijk door de hoge kweldruk in deze diepe polders. Hoewel deze Ca-aanvoer van belang kan zijn voor de ontwikkeling van de trilvenen, is het zeker niet aan te raden om deze diepe polders nog meer water te laten uitpompen zonder de nutriëntenlast te verlagen, bijvoorbeeld via defosfateringsinstallaties of natuurlijke P-immobilisatie in opvangbekkens binnen polders (Vliex 2012). Dit zou anders direct gevolgen hebben voor de fosfor- en stikstofbalans van de boezem.

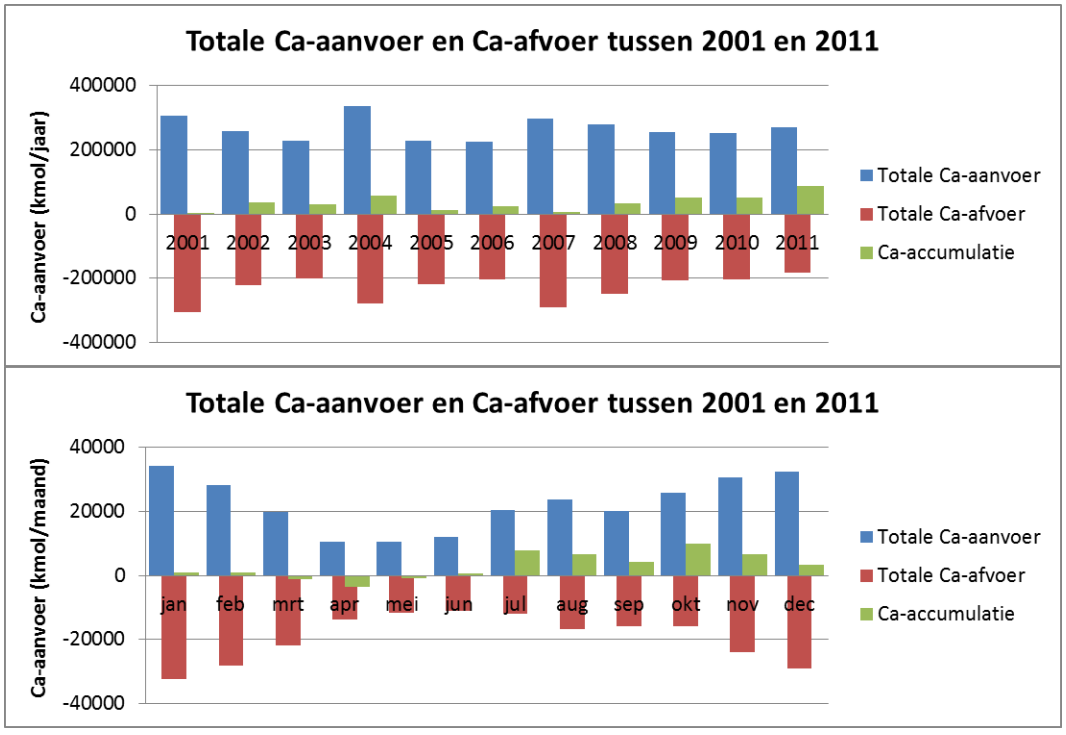


Figuur 2.24. Belang van verschillende aanvoerposten op de calciumbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten op de calciumbalans.

Er is duidelijk een seizoensvariatie te zien in de Ca-aanvoeren. De totale Ca-aanvoer blijkt in het voorjaar een stuk lager te liggen dan gedurende andere seizoenen (Figuur 2.11). Dit wordt vooral veroorzaakt door de lage aanvoer van water vanuit de polders in het voorjaar, waarbij het opvallend is dat de wateraanvoer vanuit ondiepe polders meer afneemt dan vanuit diepe polders. Door de hoge kweldruk in de diepe polders moet er in het voorjaar nog relatief veel basenrijk water uit deze diepe polders worden gepompt. In de zomer is de Ca-aanvoer echter bijna net zo hoog als tijdens het najaar en de winter. De hoge Ca-aanvoer in de zomer is te danken aan een aantal natte zomers, waarin er redelijk veel basenrijk water vanuit de polders de boezem is ingepompt. Uiteindelijk is de Ca-aanvoer toch het hoogst in het najaar en de winter. De verdamping is dan een stuk lager, waardoor de poldergemalen meer water op de boezem lozen.



Figuur 2.25. Belang van verschillende afvoerposten op de zwavelbalans van de boezem gedurende verschillende seizoenen tussen 2000 en 2012.

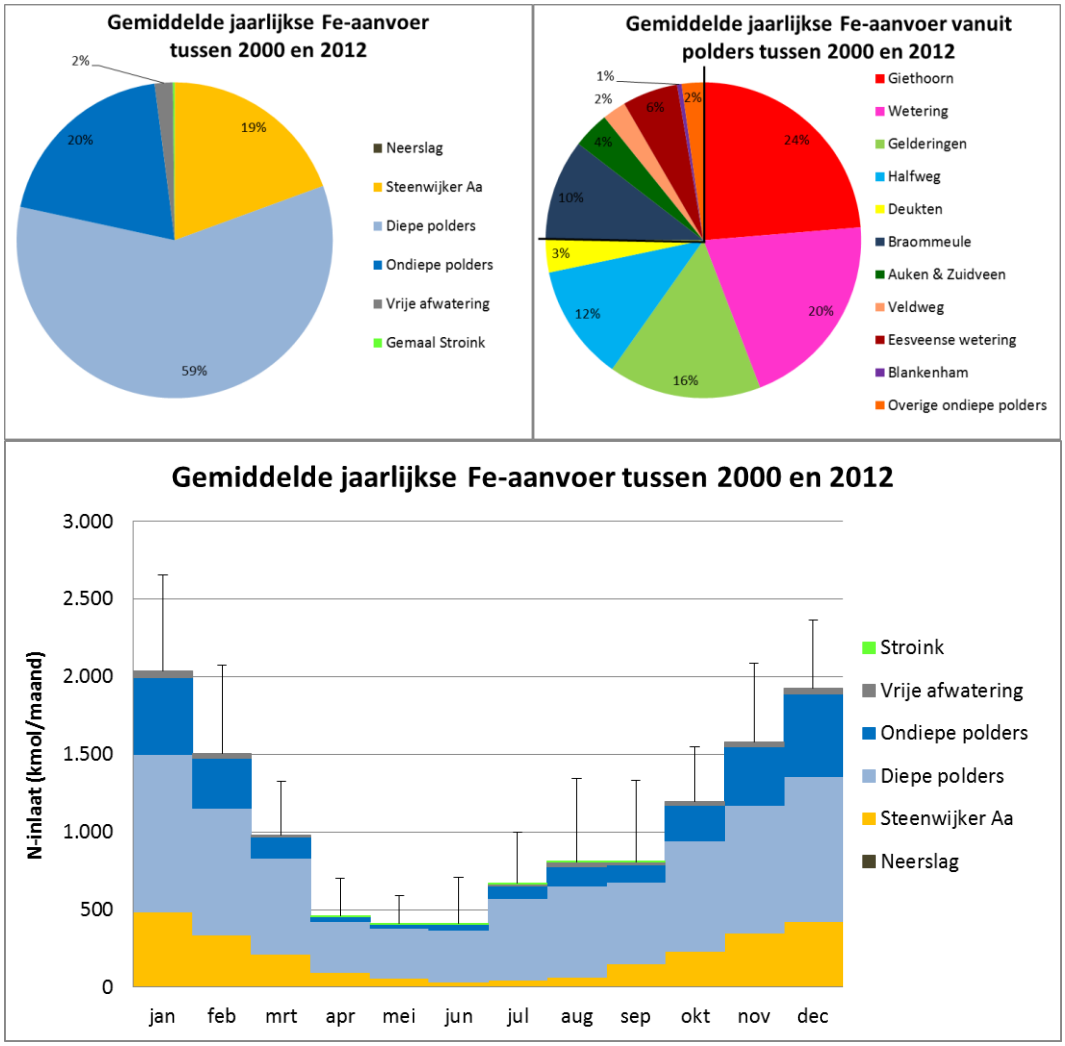


Figuur 2.26. Totale jaarlijkse (boven) en maandelijkse (beneden) aan- en afvoer in de calcium-balans van NW-Overijssel voor de periode 2001 tot 2011. De S-accumulatie is berekend als het verschil tussen de totaal aan- en afvoer van calcium.

De totale Ca-afvoer laat de dezelfde patronen zien als de S-afvoer. Gemaal Stroink is met ca. 60% verantwoordelijk voor de grootste afvoer (Figuur 2.25). Aangezien gemaal Stroink vooral in de winter actief is, is de Ca-afvoer het grootst in de winter. Het overige calcium verlaat de boezem vooral via wegzijging (ca. 35%). De Ca-afvoer is tussen januari en juni ongeveer net zo groot als de aanvoer (Figuur 2.26). Tussen juli en december lijkt een beperkte Ca-accumulatie op te treden van 10-20% van de totale aanvoer.

IJzer

Ten slotte is ook naar de Fe-aanvoeren gekeken. Hoewel ijzer bij veel planten toxische effecten kan veroorzaken (o.a. Wheeler *et al.* 1985; Snowden & Wheeler 1993), kan het ook een belangrijke bijdrage leveren aan de immobilisatie van fosfor (o.a. Jensen *et al.* 1992; Smolders *et al.* 2006; Geurts *et al.* 2008; Martynova 2008). Voor de Fe-aanvoer geldt dat de Steenwijker Aa verantwoordelijk is voor ca. 20% van de aanvoer, en dat de overige 80% van de Fe-aanvoer uit diepe en ondiepe polders komt (Figuur 2.27). De grootste Fe-aanvoer treedt op in het najaar en de winter, wanneer er bij de gemalen het meeste water de boezem wordt ingepompt. Net als bij calcium, zorgen de vier diepe polders Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg voor de grootste Fe-aanvoer (ca. 60% van de totale Fe-aanvoer). Dit komt waarschijnlijk door de hoge kweldruk in deze diepe polders.



Figuur 2.27. Belang van verschillende aanvoerposten op de ijzerbalans van de boezem. Het cirkeldiagram linksboven geeft inzicht in het belang van alle aanvoerposten tussen 2000 en 2012, terwijl de aanvoerposten vanuit verschillende diepe en ondiepe polders zijn opgesplitst in het cirkeldiagram rechtsboven. Dit cirkeldiagram is opgesplitst in 2 hoofddelen, namelijk de ondiepe polders aan de linker kant en de diepe polders aan de rechter kant. Het onderste staafdiagram geeft inzicht in de seizoenale fluctuaties van de aanvoerposten op de ijzerbalans.

2.4 Toekomstige budgetten Weerribben

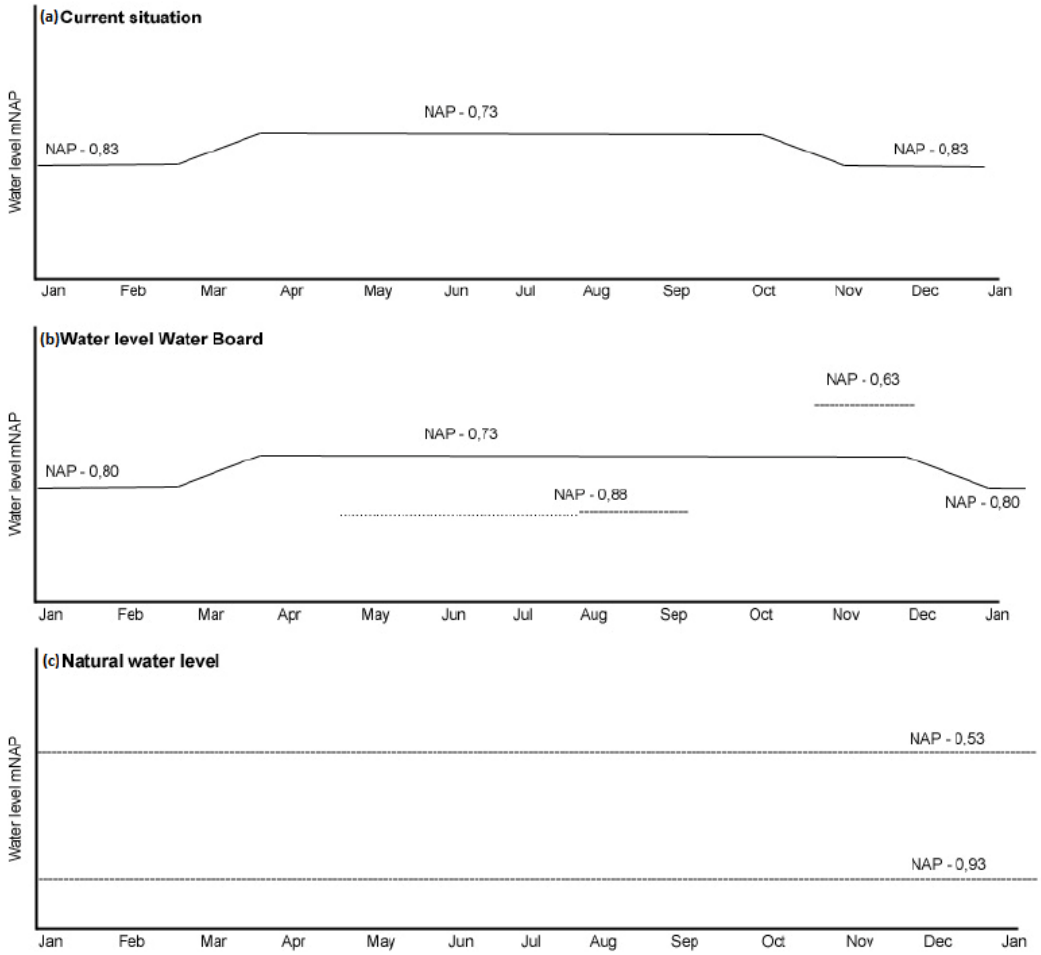
2.4.1 Methoden

Ten slotte zijn met behulp van een oppervlaktewatermodel de water- en nutriëntstromingen in de boezem gesimuleerd voor een aantal verschillende hydrologische situaties. Hierbij is gebruik gemaakt van het SOBEK-model van NW-Overijssel (ARCADIS 2004b). Dit model is gebaseerd op een modellering van de grote stromen van oppervlaktewater in de boezem, waarbij alle belangrijke aan- en afvoeren van water zijn meegenomen. Het gaat om een conservatief model, waarin chemische elementen alleen getransporteerd worden en niet kunnen reageren. Met behulp van dit model kan voor elke locatie in de boezem berekend worden wat de invloed van verschillende aanvoerbronnen is op een specifieke dag. Door nutriëntenconcentraties aan waterfracties te koppelen, kunnen ook de nutriëntconcentraties en -budgetten voor elke willekeurige locatie in de boezem berekend worden.

Dit model is gebruikt om de gevolgen van een aantal grootschalige hydrologische maatregelen voor De Weerribben na te gaan. Het gaat om maatregelen die mogelijk tot een verbetering van de waterkwaliteit en de hydrologische situatie kunnen leiden. Voor specifieke omschrijvingen wordt verwezen naar het onderzoek van de Lange (2011). In alle scenario's bepalen streefwaterstanden of er wel/niet water de boezem wordt in- of uitgelaten. Menselijke aanpassingen op de vaste regels, zoals het niet inlaten van water tijdens een droge periode als de beheerder weet dat er zeer binnenkort veel neerslag komt, zijn niet meegenomen. De volgende scenario's zijn bekeken:

- **Huidige peilbeheer** met een waterpeil in de boezem tussen de -0,73 m NAP en -0,83 m NAP (Waterschap Reest en Wieden 2004), waarbij de polders hun eigen streefwaterstanden hebben. De uiteindelijke streefwaardes zijn afhankelijk van het seizoen (Figuur 2.28a).
- **Beperkt flexibel peilbeheer** dat op twee punten afwijkt van het huidige peilbeheer (Waterschap Reest en Wieden 2004, Figuur 2.28b):
    - In november mag het peil 1 week op -0,63 m NAP staan.
    - Tussen 1 mei en 15 september mag het peil twee keer voor een week worden verlaagd tot -0,88 m NAP.

  De gevolgen van dit peilbeheer voor verschillende vegetatietypen is ook getoetst in een praktijkproef in het veld (zie hoofdstuk 8).
- **Extreem flexibel peilbeheer** waarin het waterpeil in de boezem het gehele jaar door kan variëren tussen de -0,53 m NAP en de -0,93 m NAP (Figuur 2.28c). Ook in dit scenario hebben de polders hun huidige streefwaardes behouden.
- **Aansluiten van de Linde** op de boezem. In het verleden voerde de Linde zijn water af via De Weerribben (o.a. Haans en Hamming 1962). Sinds 1996 is de Linde echter afgekoppeld van de boezem, omdat de waterkwaliteit te slecht was (van Wirdum 1991; Groeneweg & van Wirdum 2004). In dit scenario is gekeken wat de invloed zou zijn van het wederom aansluiten van de Linde op de boezem.
- **Afsluiten van Steenwijkerdiep en kanaal Beukers-Steenwijk**, waardoor alle afvoer van de Steenwijker Aa via het kanaal Steenwijk-Ossenzijl door De Weerribben heen moet.



Figuur 2.28. Streefwaterstanden voor de boezem in drie scenario's die met behulp van het SOBEK-model zijn doorgerekend, namelijk (a) de huidige situatie, (b) beperkt flexibel peilbeheer en (c) extreem flexibel peilbeheer.

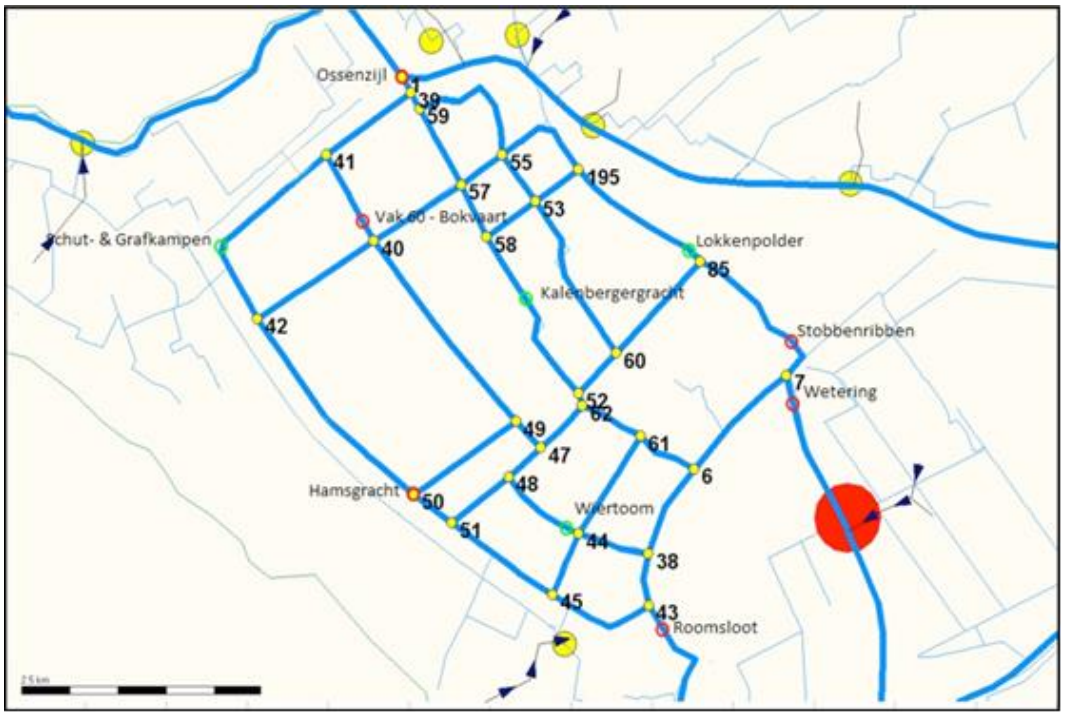
Gebruikte invoerdata voor het SOBEK-model

Voor het bepalen van de waterstromingen is gebruik gemaakt van de neerslag- en verdampingsgegevens, waarbij op een vergelijkbare manier als in paragraaf 2.3.1 is berekend hoeveel water er per dag door de verschillende aan- en afvoervoerbronnen de boezem in- en uitgaat. Voor een nauwkeurige omschrijving van de berekening wordt verwezen naar de rapporten van ARCADIS (2004b) en de Lange (2011). De scenario's zijn berekend op basis van neerslag- en verdampingsgegevens uit 2003. Dit is een jaar dat werd gekenmerkt door een warme en droge zomer.

Om de nutriëntstromen te kunnen berekenen moeten in het SOBEK-model de nutriëntconcentraties voor alle aanvoerbronnen van de boezem per dag worden opgegeven. Deze nutriëntconcentraties zijn op dezelfde manier berekend als voor de nutriëntbalansen, die in de vorige paragraaf is behandeld (zie paragraaf 2.3.1 met de daarbij behorende tabellen en figuren).

Meetlocaties

Zoals aangegeven simuleert het SOBEK-model alleen de stromingen in de grote oppervlaktewateren, waarbij meer geïsoleerde sloten en petgaten dus niet worden meegenomen in de simulering (Figuur 2.29). In SOBEK kunnen voor alle locaties in dit oppervlaktewatersysteem de dagelijkse gegevens van de waterstand, het waterdebiet, de waterfracties van verschillende aanvoerbronnen en de waterkwaliteit worden opgevraagd. In de rapportage van de Lange (2011) is dit voor tien locaties in De Weerribben gedaan. Voor deze rapportage zal voor het bespreken van de huidige situatie specifiek worden ingegaan op zes van de tien locaties, namelijk de Wetering, de Roomsloot en Ossenzijl (de drie hoofd aan- en afvoerkanalen van De Weerribben) en de Kalenbergergracht, Lokkenpolder, Wiertoom en de Schut- & Grafkampen.



Figuur 2.29. Oppervlaktewateren in De Weerribben die zijn meegenomen in de SOBEK-simulering, waarbij ook de verschillende meetlocaties zijn aangegeven.

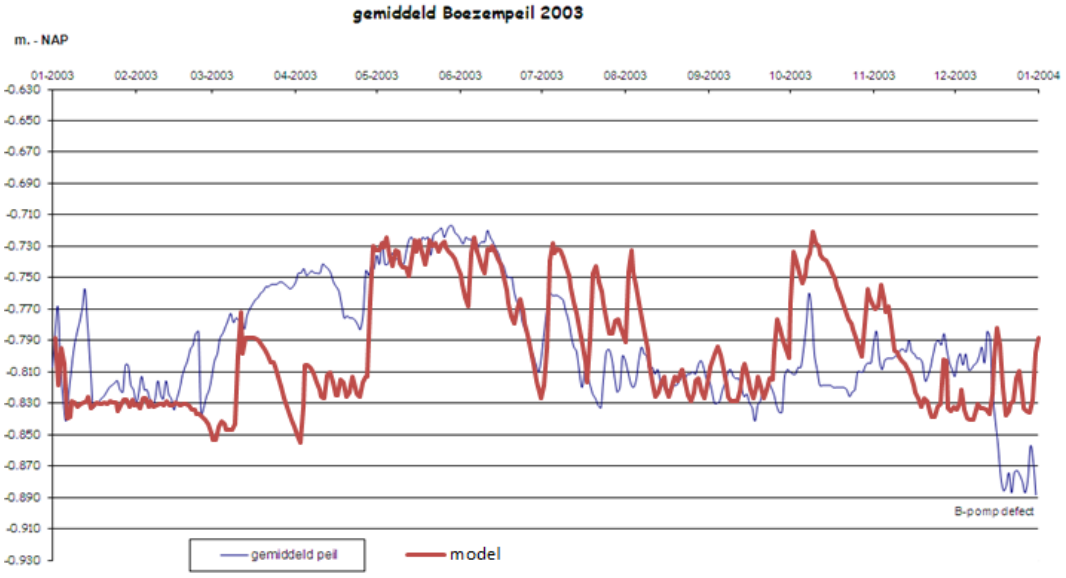
2.4.2 Betrouwbaarheid van het SOBEK-model

Hoewel de waterstanden in het SOBEK-model op sommige momenten afwijken van de werkelijk gemeten waterstanden in de boezem in 2003, is het globale beeld wel ongeveer hetzelfde (Figuur 2.30). Bij het huidige peilbeheer fluctueerde het waterpeil tussen de -0,73 en -0,83 m NAP in het SOBEK-model. Van begin januari tot begin maart geeft het SOBEK-model een waterpeil van -0,83 m NAP aan. Hoewel de gemeten waardes meer lijken te fluctueren dan de SOBEK-waardes, komt dit aardig overeen met de gemeten waterstand in de boezem. Het verschil wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat er in werkelijkheid niet continu water wordt uitgelaten bij gemaal Stroink om precies op -0,83 m NAP te blijven, terwijl het model dat wel doet. Van begin maart tot half april is er een duidelijk verschil tussen de waterstanden van het SOBEK-model en de gemeten waterstanden. In het model blijven de waterstanden relatief laag op ca. -0,81 m NAP, terwijl de waterstanden in werkelijkheid stegen naar ca. -0,75 m NAP. Dit komt doordat

in het model de stijging stapsgewijs moest optreden, maar in werkelijkheid kan de waterstand vanaf 1 maart direct naar -0,73 m NAP gaan, wat bij de hoge neerslaghoeveelheden in het vroege voorjaar van 2003 direct gebeurde (de Lange 2011).

Vanaf half april tot half november fluctueren zowel de waterstanden van het model als de gemeten waterstanden tussen de -0,73 en -0,83 m NAP. Gedurende deze periode wordt een streefpeil van -0,73 m NAP gehanteerd (Figuur 2.28a), maar in droge periodes kan het waterpeil snel zakken door de hoge verdamping in de zomer. In augustus 2003 moest zelfs water ingelaten worden bij gemaal Stroink om een peil van -0,83 m NAP te handhaven. Het is overigens onduidelijk waarom het SOBEK-model in oktober hoger waterstanden geeft dan de gemeten waardes.

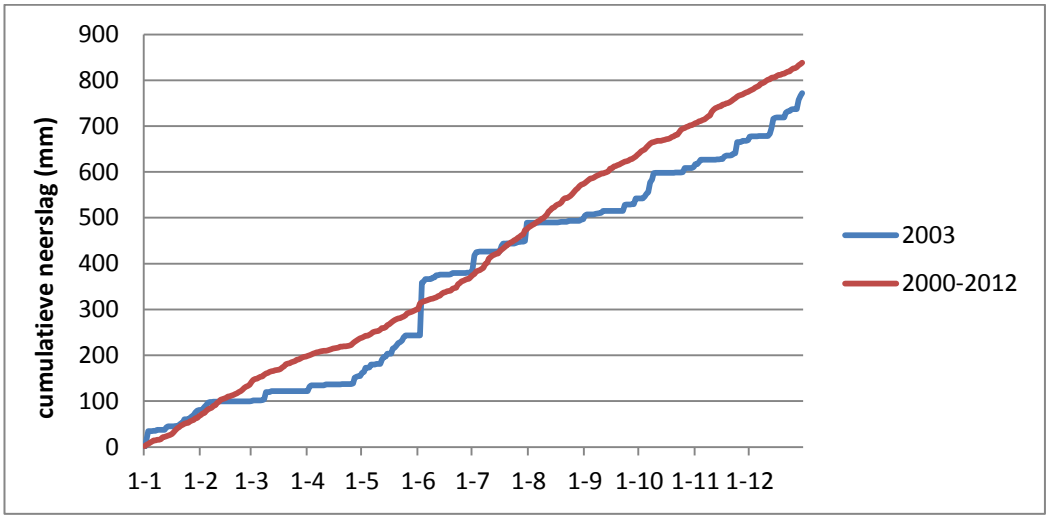
Van half november tot eind december wordt het peil weer op -0,83 m NAP gehandhaafd, waarbij er in de werkelijkheid een "bewuste fout" is gemaakt door de waterbeheerders. Als voorzorgsmaatregel hebben zij eind december 2003 te veel water de boezem uitgepompt, omdat er een pomp bij gemaal Stroink defect was.



Figuur 2.30. Waterstanden in de boezem in 2003: de gemiddelde waterstanden die het SOBEK-model opgeeft voor de 10 locaties in De Weerribben (waarbij de standaard deviatie om deze lijn zeer beperkt is met ca. 0,5 cm; rode lijn) en de gemiddelde waterstand die het waterschap Reest en Wieden op 7 locaties in de boezem heeft gemeten in 2003 (blauwe lijn).

Globaal gezien, geeft het SOBEK-model dus min of meer dezelfde water-standen als in de werkelijkheid. Om een echte inschatting te kunnen maken van de betrouwbaarheid van het SOBEK-model is de bovenstaande vergelijking echter onvoldoende nauwkeurig. Het zou wenselijk zijn als de berekende inlaten bij de (polder)gemalen konden worden vergeleken met de werkelijke inlaten. Bij de interpretatie van de resultaten moet er dus rekening mee worden gehouden dat de waterstromingen in het SOBEK-model niet nauwkeurig gevalideerd zijn. Er is dan ook niet al te veel waarde gehecht aan de absolute waardes, en er is vooral gekeken naar de verschillen tussen locaties in De Weerribben en de gevolgen van de scenario's.

Ten slotte is gekeken hoe representatief het gemodelleerde jaar is. Uit figuur 2.31 blijkt dat de neerslagverdeling in Marknesse in 2003 op een aantal punten afwijkt van de gemiddelde verdeling die hier tussen 2000 en 2012 is gemeten. Gemiddeld genomen viel er het afgelopen decennium elke maand ongeveer evenveel neerslag op de boezem. In 2003 zijn er echter een aantal behoorlijk droge en natte periodes te onderscheiden. Tussen half februari en eind april was het relatief droog. Vervolgens waren er in de maand juni een aantal heftige regenbuien, terwijl maanden augustus en september weer relatief droog waren. De patronen die in het vervolg van het hoofdstuk worden benoemd, zijn gebaseerd op de neerslagdata van 2003, en hoeven dus niet representatief te zijn voor de gemiddelde situatie in een maand.



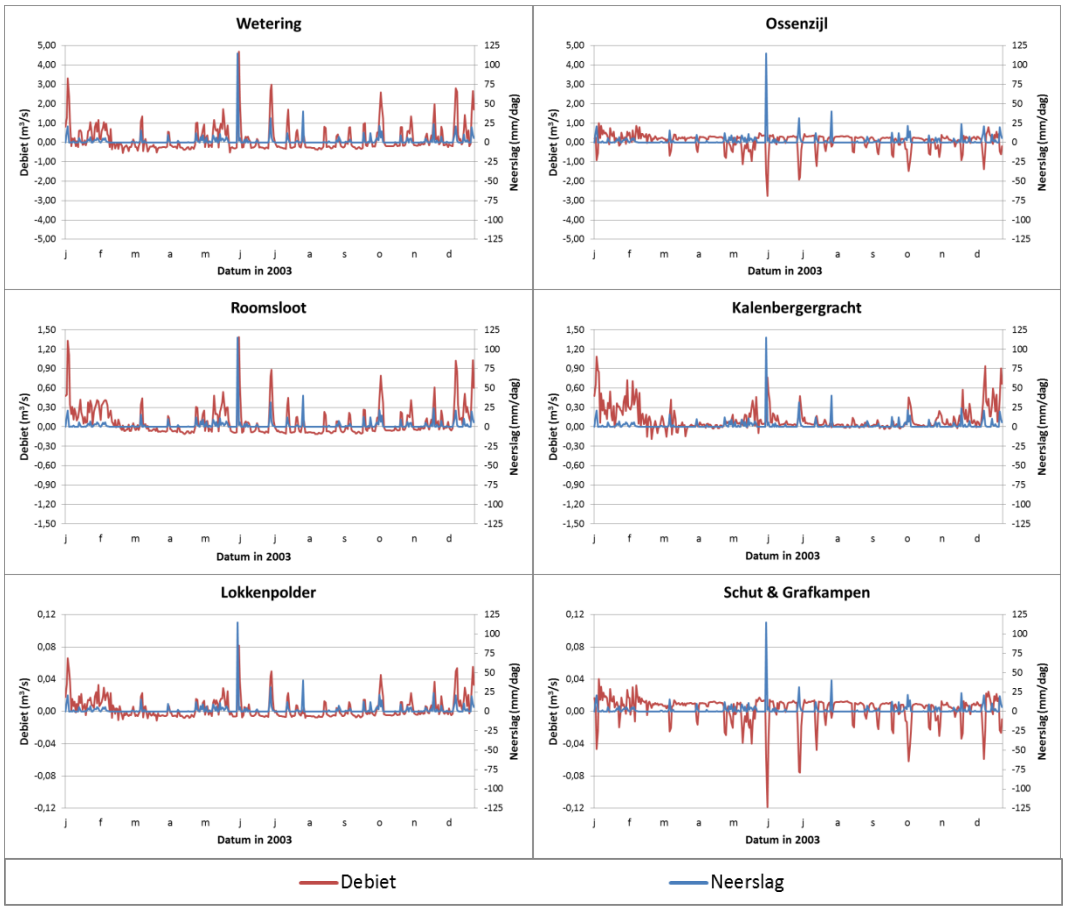
Figuur 2.31. Cumulatieve neerslagverdeling in mm in 2003 (blauw) en gemiddeld tussen 2000 en 2012 (rood). De neerslaggegevens zijn afkomstig van het KNMI-station Marknesse.

2.4.3 Resultaten en discussie van het huidige peilbeheer

Waterstromingen

Zoals verwacht kon worden, wordt het debiet van het oppervlaktewater in De Weerribben bij het huidige peilbeheer sterk beïnvloed door de hoeveelheid neerslag (Figuur 2.32). Op alle zes de locaties die in het SOBEK-model gevolgd zijn, neemt het debiet sterk toe op het moment dat er veel neerslag valt. Bij de piekafvoer is het debiet 15-25 keer hoger dan tijdens drogere periodes. Deze piekafvoer is het hoogst in de grote en brede kanalen aan de rand van het gebied (Wetering en Ossenzijl), en duurt slechts enkele dagen. Dit is ook in werkelijkheid het geval. Zo wordt het debiet in De Weerribben slechts drie dagen beïnvloed door de zeer heftige neerslag op 3 juni 2003, toen er ca. 115 mm regen in een etmaal viel. Tijdens regenperiodes stroomt het oppervlaktewater overal De Weerribben uit. Voor Ossenzijl en de Schut- & Grafkampen betekent dit dat het oppervlaktewater naar het noorden wordt afgevoerd, terwijl het water op de meer zuidelijk gelegen locaties via de Wetering of de Roomsloot in zuidelijke richting wordt afgevoerd.

Ook tijdens drogere periodes geldt dat het debiet met ca. 0,25 m^3 s^{-1} het grootst is in de brede vaarten aan de rand van De Weerribben, en met ca. 0,01 m^3 s^{-1} het laagst is in de centraler gelegen kleine kanalen bij de Lokkenpolder en de Schut- & Grafkampen (Figuur 2.32).



Figuur 2.32. Debiet en neerslag volgens het SOBEK-model op zes locaties in De Weerribben in 2003. Positieve debieten geven aan dat het water naar het zuiden stroomt. De schaal voor het debiet verschilt per locatie.

Niet alleen de debieten verschillen tussen de grote kanalen aan de rand van De Weerribben en de kanalen in het centrum van De Weerribben, maar ook de verblijftijden. In de grote kanalen (Wetering, Ossenzijl en Roomsloot) is de gemiddelde verblijftijd van het oppervlaktewater ca. 6 uur, terwijl de verblijftijd in de meer centraal gelegen kanalen 1 tot 2 dagen is.

Het is verder opvallend dat het water tijdens droge periodes vrijwel altijd de andere kant op stroomt dan tijdens natte periodes (Figuur 2.32). In de natte periodes stroomt het water vooral de boezem uit, omdat het water moet worden afgevoerd. Tijdens droge periodes stroomt het water vooral de boezem in, om wegzijgings- en verdampingsverliezen te compenseren. Bij de zuidelijk gelegen locaties Wetering, Roomsloot en Lokkenpolder is dit echter niet altijd het geval. In het zuiden stroomt het water tijdens drogere periodes in de winter namelijk de boezem uit. Dit komt waarschijnlijk door de zeer beperkte verdamping in de winter, waardoor er minder water uit omliggende gebieden de boezem ingetrokken hoeft te worden. In de winter vindt er dus in het zuiden van De Weerribben altijd afvoer van oppervlaktewater plaats, of het nu nat of droog is. In het noorden van De Weerribben, bij de locaties Ossenzijl en Schut- & Grafkampen, stroomt het oppervlaktewater tijdens droge periodes echter altijd de boezem in. Dit komt zeer waarschijnlijk door de bovenstroomse aanvoer van oppervlaktewater. Dit water wordt eigenlijk door de boezem "gedrukt", voordat het uiteindelijk bij het veel zuidelijker gelegen hoofdgemaal Stroink de boezem uitgepompt kan worden.

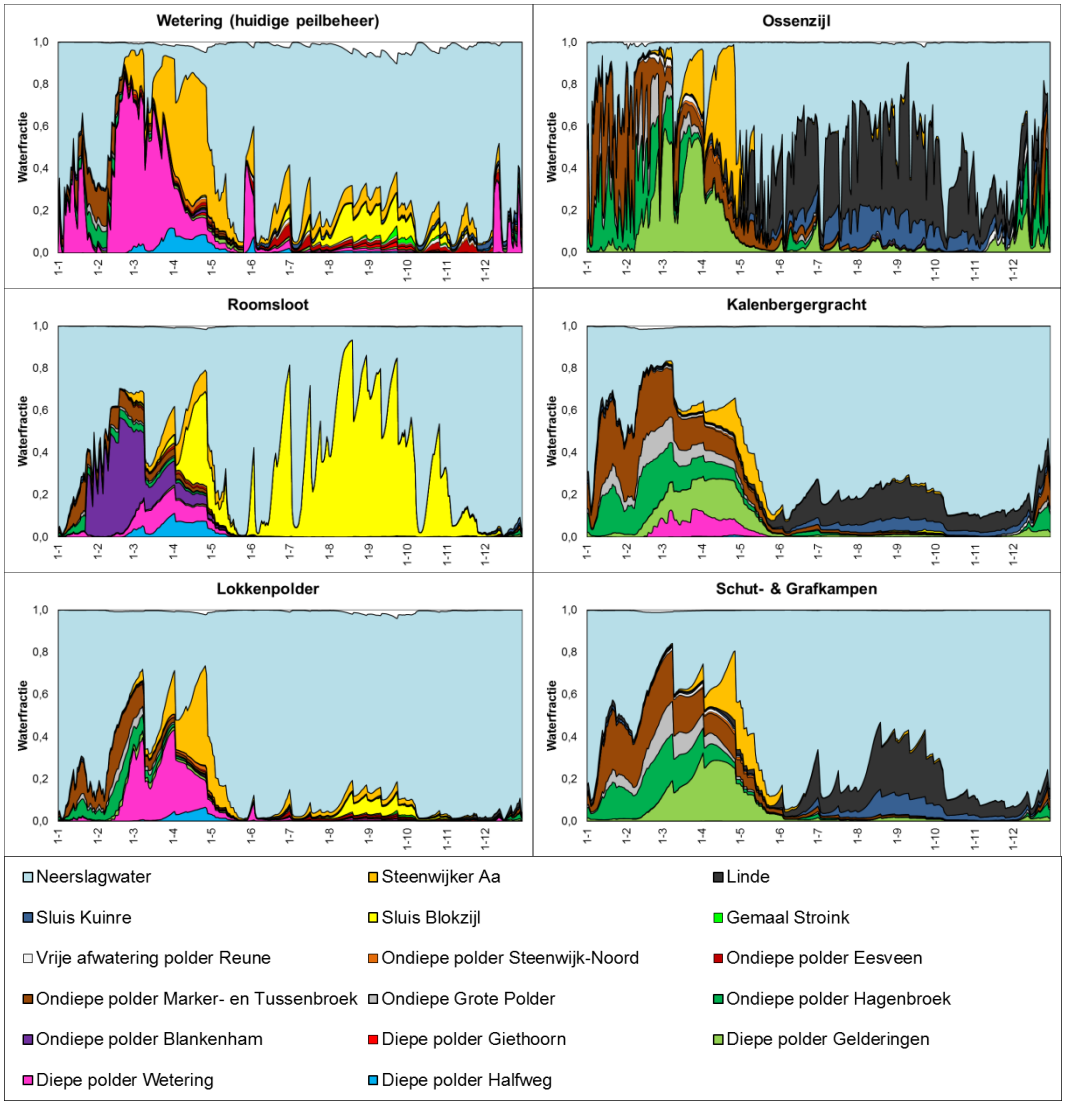
Aanvoer van verschillende waterfracties

Uit paragraaf 2.3 bleek al dat het belang van verschillende wateraanvoeren door het jaar heen varieert, en sterk wordt beïnvloed door klimatologische en hydrologische omstandigheden, zoals neerslag, verdamping, wegzijging en kwel. Uit de SOBEK-analyse blijkt dat het weer inderdaad voor een groot gedeelte bepaalt welke wateraanvoeren er in De Weerribben van belang zijn. Ook de stroomrichting van het water is echter van belang. Op momenten dat er veel neerslag valt, neemt op alle locaties het relatieve belang van regenwater snel toe (Figuur 2.33). Tijdens en na een dergelijke natte periode wordt het water snel uit de boezem afgevoerd, waarna na een aantal dagen het oppervlaktewater weer de boezem instroomt (figuur 2.32). Dit instromende water bevat dan niet alleen water dat oorspronkelijk als neerslagwater op de boezem is gevallen, maar ook water dat aan de randen van de boezem uit polders wordt gepompt of uit sluizen komt. Op deze manier ontstaat op alle zes locaties een wigpatroon tussen neerslag- en polderwater in de fractiediagrammen, dat veroorzaakt wordt door het weer.

Verder geldt voor alle zes locaties dat er in 2003 vrijwel alleen maar invloed van polderwater is van begin december tot begin mei, en met name tussen half januari en eind april (Figuur 2.33). Dit komt gedeeltelijk overeen met de waterbalans die voor de gehele boezem is berekend voor de periode 2000-2012 (Figuur 2.11). Ook deze waterbalans geeft aan dat de invloed van polderwater relatief groot is tussen december en maart, en relatief klein is in het late voorjaar. In de waterbalans voor 2000-2012 neemt de invloed van polderwater echter al weer toe in juli, terwijl het SOBEK-model voor 2003 aangeeft dat het polderwater pas weer van invloed wordt in december. Dit komt door de zeer droge nazomer van 2003, waarin erg weinig water uit de polders is ingelaten. Dit wordt ondersteund door de activiteitgegevens van de poldergemalen, die erg laag zijn gedurende deze periode. De uitkomsten van het SOBEK-model voor 2003 zijn dus alleen representatief voor droge zomers.

Ondanks deze algemene patronen, is er wel degelijk een verschil tussen de locaties (Figuur 2.33). De noordelijk gelegen locaties worden in de winter en het voorjaar vooral gevoed door de noordelijk gelegen diepe polder Gelderingen en de ondiepe polders Hagenbroek, Grote Polder en Marker- & Tussenbroek. Tevens komt er in het noorden ook water binnen vanuit de Steenwijker Aa, maar eigenlijk alleen in het voorjaar. Hoewel uit de waterbalans voor 2000-2012 blijkt dat de ondiepe polders ten noorden van De Weerribben van klein belang zijn voor de totale boezem, zijn ze lokaal in het noorden van De Weerribben dus wel van betekenis. Ook de centraler gelegen Kalenbergergracht wordt in de winter en het voorjaar sterk beïnvloed door de noordelijke polders, wat overeenkomt met de voornamelijk zuidelijk gerichte stroming van het water gedurende deze periode. De meer zuidelijk gelegen locaties (Wetering, Roomsloot en Lokkenpolder) worden bij het huidige peilregime echter vooral door de zuidelijke polders beïnvloed in de winter en het voorjaar. Deze kanalen worden tussen februari en mei vooral beïnvloed door water uit de diepe polders Halfweg en Wetering, die ten zuiden van De Weerribben liggen. Daarnaast wordt er ook water vanuit de Steenwijker Aa aangevoerd. Dit water komt via het Steenwijkerdiep en de Wetering in De Weerribben. Deze aanvoer vanuit het zuiden komt overeen met de voornamelijk naar het noorden gerichte stroomrichting van het water vanaf half februari. Zoals eerder aangegeven, stroomt het water op deze zuidelijk gelegen locaties in januari echter de boezem uit, naar het zuiden. Dit is direct te zien aan de fractieverdeling, die duidelijk laat zien dat er in de maand januari minder of geen invloed is van de zuidelijk gelegen polders, terwijl er wel water vanuit een aantal noordelijk gelegen polders binnenkomt.

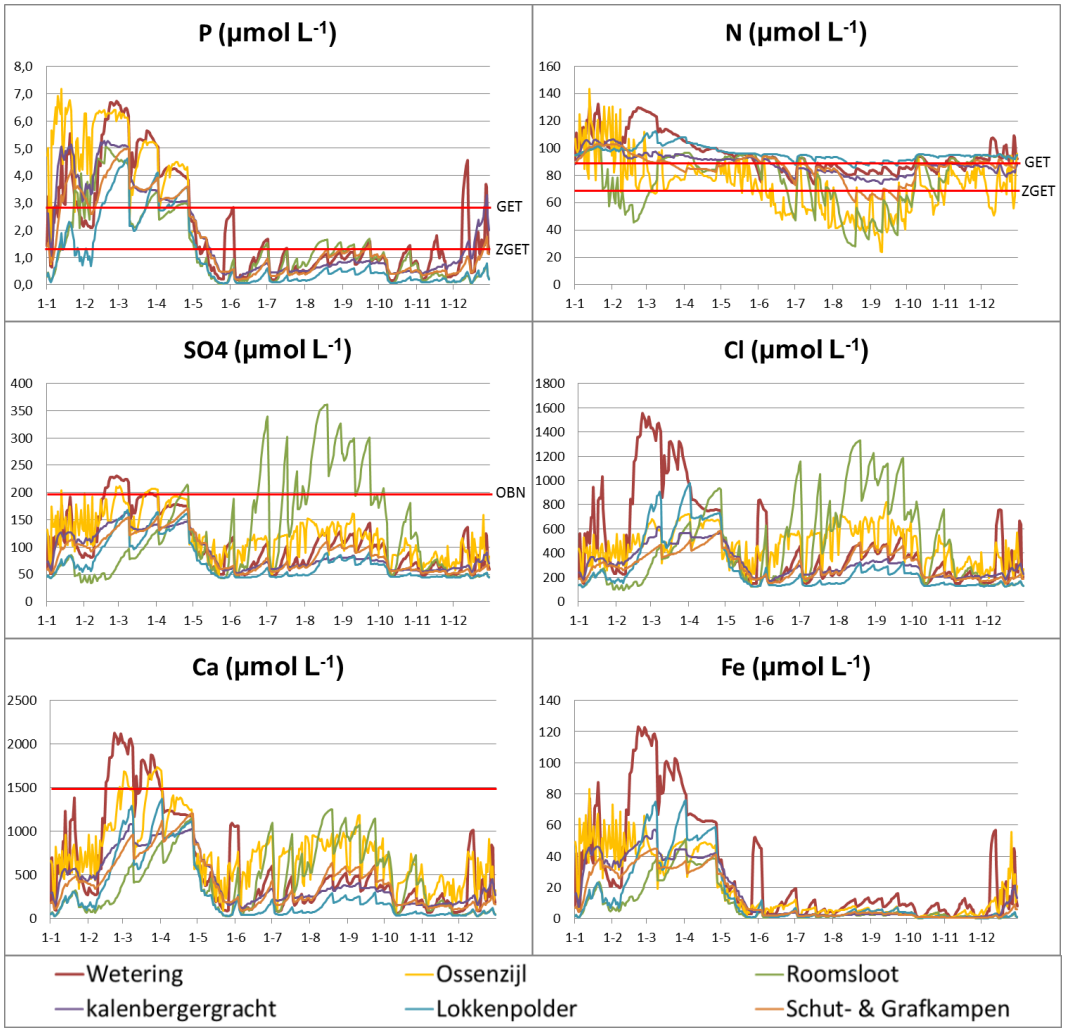
Van mei tot november 2003 is de invloed van polderwater zeer beperkt door de droge zomer (Figuur 2.33). Dit geldt zowel voor het noorden als het zuiden van De Weerribben. De meer geïsoleerde kanalen van de Lokkenpolder en de Schut- & Grafkampen worden dan vooral door regenwater gevoed. Dit is in mindere mate ook het geval voor de grotere en centraal gelegen Kalenbergergracht. In de grote kanalen aan de rand van boezem, vooral Ossenzijl en Roomsloot, gaan echter ook de schutverliezen uit de sluizen Blokzijl, Kuinre en de Linde (Driewegsluis) een belangrijke rol spelen. Deze posten zijn niet meegenomen in de totale water- en nutriëntbalansen van de boezem (paragraaf 2.3), omdat uit rapporten van ARCADIS (2004a, 2008) bleek dat deze posten van gering belang zijn op de totaalbalansen. Uit de SOBEK-analyse blijkt echter dat deze posten op lokaal niveau wel degelijk van belang kunnen zijn, hoewel het effect van de schutverliezen verder in de boezem redelijk snel afneemt.



Figuur 2.33. Belang van verschillende wateraanvoeren volgens het SOBEK-model op zes locaties in De Weerribben in 2003.

Gevolgen waterstromingen op de nutriëntconcentraties en de basenrijkdom van het oppervlaktewater in De Weerribben

Volgens het SOBEK-model voor 2003 wordt de chemische samenstelling van het oppervlaktewater onder het huidige peilregime sterk beïnvloed door de hoeveelheid polderwater die in de boezem aanwezig is (Figuur 2.34). Voor alle zes locaties in De Weerribben geldt dat de totaal P, Cl, Ca en Fe-concentraties het hoogst zijn in de winter en het vroege voorjaar. De totaal P-concentratie is dan op alle locaties hoger dan de kritische ZGET-waarde van 1,3 µmol l^{-1} (0,04 mg l^{-1}). Op de meeste locaties zijn de concentraties zelfs hoger dan de GEP-waarde van 2,9 µmol l^{-1}, oftewel 0,09 mg l^{-1} (van der Molen & Pot 2007). Alleen in het meest geïsoleerde kanaal nabij de Lokkenpolder zijn de P-concentraties lager dan de GEP-waarde. Gedurende de rest van het jaar zijn de totaal P-concentraties echter vrijwel altijd lager dan de ZGET-waarde, zelfs in de grote kanalen langs de rand van De Weerribben. Voor orthofosfaat wordt een soort gelijk jaarpatroon gemodelleerd door SOBEK. Dit komt overeen met de metingen die tussen 2008 en 2011 in een groot aantal oppervlaktewateren in de boezem zijn uitgevoerd (Figuur 2.2).



Figuur 2.34. P, N, SO_4, Cl, Ca en Fe-concentraties volgens het SOBEK-model op zes locaties in De Weerribben in 2003. Rode lijnen geven kritische concentraties aan. De GEP en ZGET-waarde voor fosfor en stikstof zijn afkomstig uit van der Molen & Pot (2007), terwijl de kritische concentratie voor sulfaat afkomstig is uit OBN-rapporten (Lamers et al. 2006a, 2010).

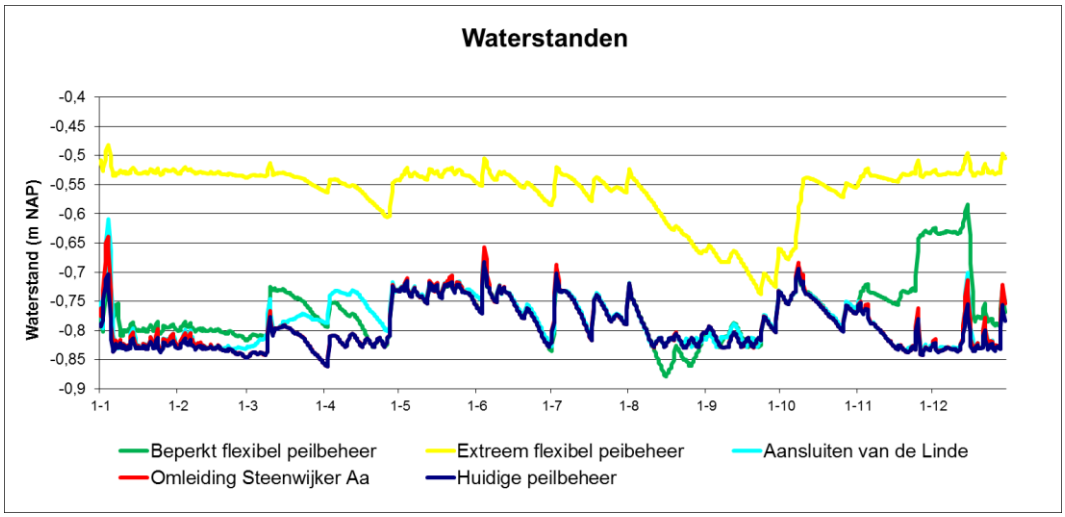
Ook de Ca en Fe-concentraties zijn volgende het SOBEK-model het hoogst tussen februari en april 2003 (Figuur 2.34). Voor het in stand houden van schorpioenmosvenen is in het bodemvocht van Nederlandse trilvenen een pH van 6,5 gewenst. Hiervoor moet de Ca-concentratie in het oppervlaktewater ongeveer 1250-1500 µmol l^{-1} zijn, oftewel 50-60 mg l^{-1} (zie hoofdstuk 6). Uit de SOBEK-berekening voor 2003 blijkt dat deze concentraties met het huidige peilregime eigenlijk alleen in de grote kanalen aan de rand van De Weerribben worden bereikt, en alleen tussen februari en april. In werkelijkheid ligt dit iets gecompliceerder. Uit de metingen die tussen 2008 en 2011 zijn uitgevoerd in een groot aantal oppervlaktewateren in de boezem blijkt namelijk dat de Ca-concentraties in de winter lager zijn dan in de zomer (Figuur 2.6). Bij deze metingen bleef de Ca-concentratie in de winter overal onder de 1500 µmol l^{-1}, terwijl juist in de zomer op veel locaties hogere concentraties werden gemeten, zelfs op meer geïsoleerde locaties. Dit verschil tussen de metingen en het SOBEK-model wordt waarschijnlijk mede veroorzaakt door de zeer droge zomer van 2003. Waarschijnlijk zijn de Ca-concentraties tijdens droge zomers, wanneer er weinig water vanuit de polders de boezem wordt ingelaten, relatief laag in de boezem, terwijl ze tijdens natte zomers relatief hoog zijn (zie paragraaf 2.3.3).

Onder het huidige peilregime fluctueren de totaal N-concentraties minder dan de P-concentraties (Figuur 2.34). Dit komt doordat de N-concentraties in de boezem niet alleen afhankelijk zijn van het polderwater, maar ook bepaald worden door de atmosferische N-depositie (Figuur 2.17). Volgens het SOBEK-model zijn de totaal N-concentraties in de winter en het voorjaar meestal hoger dan de GEP-waarde van 90 µmol l^{-1}, oftewel 1,3 mg l^{-1} (van der Molen & Pot 2007), wat overeenkomt met metingen die tussen 2008 en 2011 zijn uitgevoerd (Figuur 2.3). In het groeiseizoen ligt de totaal N-concentratie volgens het SOBEK-model in de meeste kanalen wel onder of op de GEP-waarde, maar zijn de N-concentraties alleen bij Ossenzijl en de Roomsloot onder de ZGET-waarde van 70 µmol l^{-1} (1,0 mg l^{-1}). Er moet echter rekening mee worden gehouden dat de werkelijke N-concentraties waarschijnlijk lager zijn (zie Figuur 2.3), doordat het conservatieve SOBEK-model geen rekening houdt met de opname van stikstof door planten en algen in het groeiseizoen.

2.4.4 Resultaten en discussie van hydrologische maatregelen

Verandering van waterstanden

Het gebruik van verschillende streefpeilen heeft duidelijk effect op de waterstanden in De Weerribben (Figuur 2.35). Dit geldt vooral voor de twee scenario's met een flexibeler peilbeheer. Als in 2003 een beperkt flexibel peilbeheer zou zijn gehanteerd, dan zou dit in eind november en begin december hebben geleid tot een peilverhoging tot -0,63 m NAP. Daarnaast zou een beperkt flexibel peilbeheer hebben geleid tot het verder uitzakken van het waterpeil tot -0,88 m NAP in half augustus. Uit een analyse van het waterschap Reest en Wieden (2004) over de periode 2000 tot 2005 blijkt overigens dat een dergelijk peilverlaging in de praktijk slechts incidenteel zal kunnen optreden, omdat het waterpeil al weer binnen een week via neerslag terug moet zijn op het oude peil. Voor de rest van het jaar verschilt het waterpeil bij het beperkte flexibel peilbeheer bijna niet van de huidige situatie, behalve gedurende de winter wanneer het waterpeil continue 3 cm hoger staat dan bij het huidige peilbeheer.



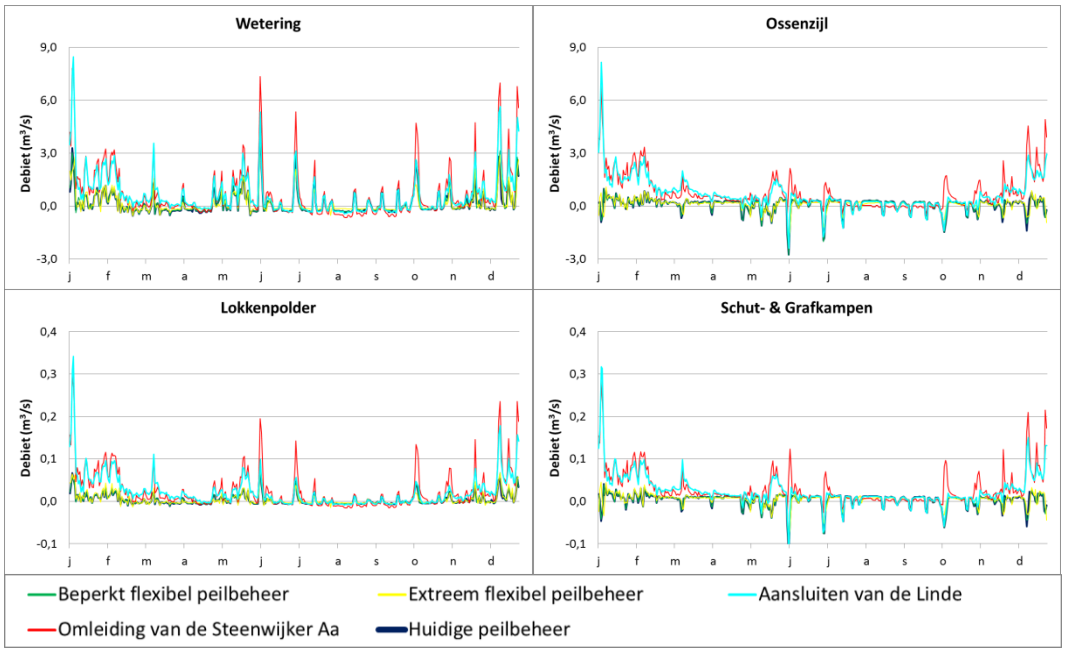
Figuur 2.35. Waterstanden die het SOBEK-model voor het jaar 2003 heeft berekend bij het toepassen van verschillende scenario's. Gegeven zijn de gemiddelde waterstanden die het SOBEK-model opgeeft voor de 10 locaties in De Weerribben (waarbij de standaard deviatie om deze lijn zeer beperkt is met ca. 0,5 cm).

Bij een extreem flexibel peilbeheer verschilt de waterstand wel drastisch t.o.v. het huidige peilbeheer (Figuur 2.35). Aangezien er in Nederland grote delen van het jaar sprake is van een neerslagoverschot, zal de waterstand vrijwel het gehele jaar rond de hoogste streefwaarde van -0,53 m NAP liggen, zo'n 20 cm hoger dan het huidige waterpeil. Alleen in periodes met een verdampingsoverschot, die in 2003 rond eind april en tussen augustus en september optraden, zal het waterpeil uitzakken. Maar zelfs tijdens de zeer droge nazomer van 2003 zou het waterpeil bij een extreem flexibel peilbeheer niet zakken tot –0,93 m NAP, maar slechts tot -0,74 m NAP.

In de scenario's "Aansluiten van de Linde" en "Omleiding Steenwijker Aa" verandert de waterstand vrijwel niet t.o.v. het huidige peilbeheer (Figuur 2.34). Het enige verschil is dat de waterstanden tijdens periodes van heftige neerslag tijdelijk een paar centimeter hoger komen te staan. Dit gebeurt vooral in de winter. Deze hogere pieken worden waarschijnlijk veroorzaakt door de grotere hoeveelheid water die in deze scenario's wordt aangevoerd tijdens zeer natte periodes. Gemaal Stroink blijkt echter goed in staat te zijn om ook deze grotere wateraanvoeren snel te reguleren, omdat de pieken slechts een of twee dagen zichtbaar zijn.

Verandering van debieten en stroomrichtingen

Het invoeren van een beperkt en extreem flexibel peilbeheer heeft weinig invloed op de debieten en stroomrichtingen van het oppervlaktewater in De Weerribben t.o.v. het huidige peilbeheer (Figuur 2.36). Het debiet neemt tijdelijk sterk toe op momenten met heftige neerslag. In natte periodes in zomer en vroege najaar is deze toename bij het extreme flexibel peilbeheer minder sterk dan bij het beperkt flexibel peilbeheer. Dit komt waarschijnlijk doordat er gedurende deze periode nog relatief veel water in de boezem kan worden opgeslagen bij het extreme flexibel peilbeheer. Bij beide scenario's stroomt het oppervlaktewater tijdens periodes met veel neerslag overal De Weerribben uit, terwijl het water tijdens droge periodes overal de boezem instroomt om wegzijgings- en verdampingsverliezen te compenseren. Dit is vergelijkbaar met het huidige peilbeheer.



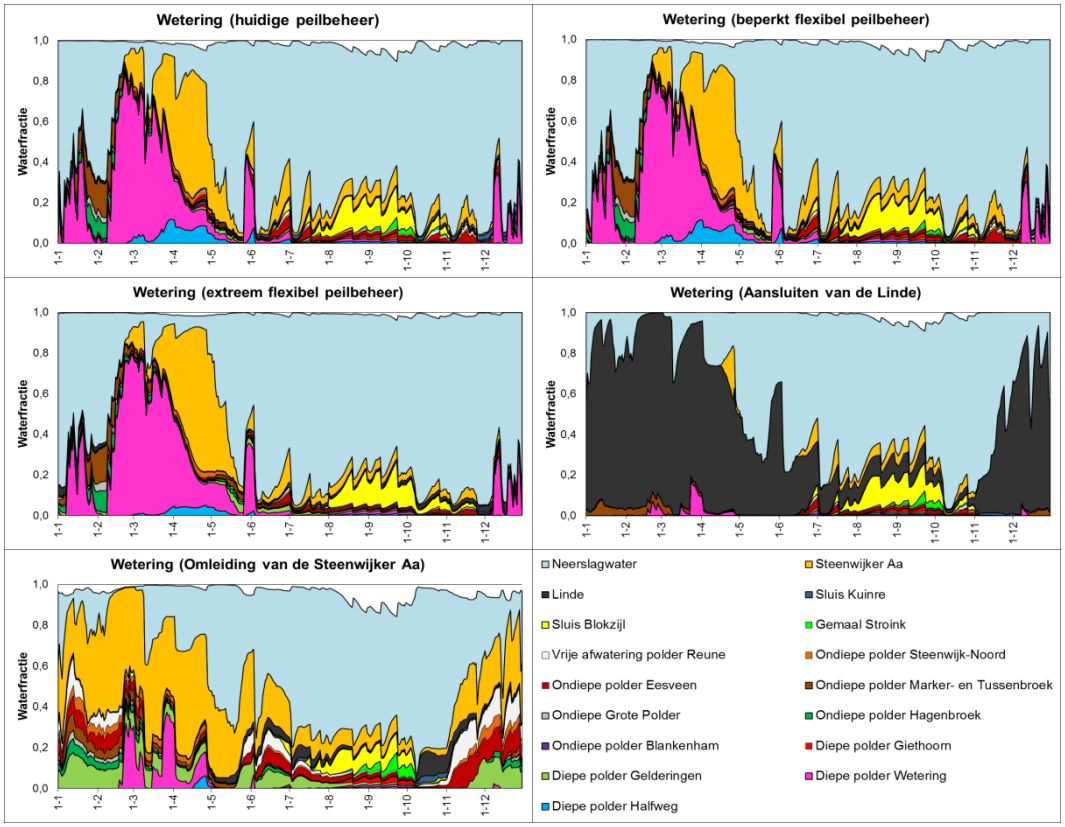
Figuur 2.36. Debieten volgens het SOBEK-model op vier locaties in De Weerribben in 2003 als gevolg van 5 verschillende scenario's. Positieve debieten geven aan dat het water naar het zuiden stroomt. De schaal voor het debiet verschilt per locatie, waarbij de bovenste 2 locaties de hoogste debieten laten zien en de onderste 2 locaties de laagste debieten hebben.

Het aansluiten van de Linde en het omleiden van de Steenwijker Aa hebben wel veel invloed op het debiet en de stroomrichting van het oppervlaktewater (Figuur 2.36). In de winter is het debiet in deze scenario's op alle locaties in De Weerribben 2-3 keer hoger dan bij het huidige waterbeheer. Dit is zowel tijdens natte als droge periodes in de winter het geval. Op de noordelijk gelegen locaties Ossenzijl en Schut- & Grafkampen is dit zelfs tot eind maart het geval. Verder stroomt het water gedurende deze periode overal naar het zuiden toe. Gedurende de winter en het begin van het voorjaar functioneert De Weerribben in deze twee scenario's dus duidelijk als een doorstroomveen.

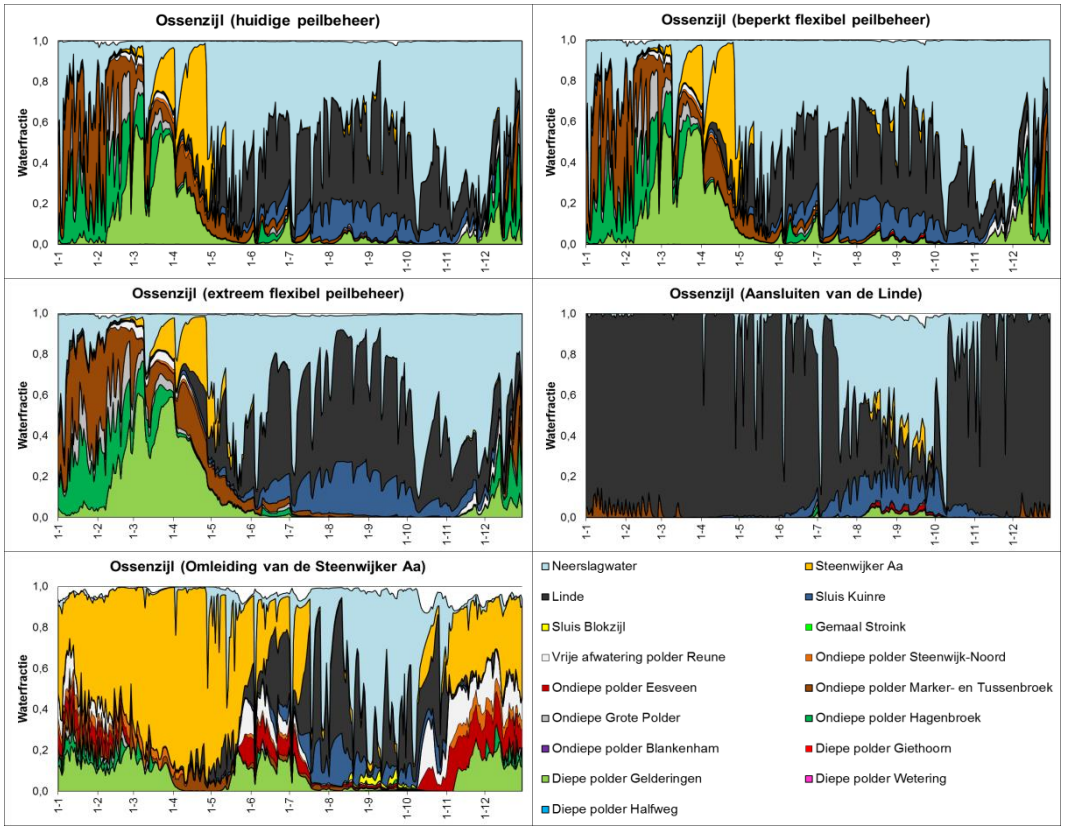
Bij het aansluiten van de Linde op de boezem verandert er voor de rest van het jaar niet zo heel erg veel. Tijdens de zomer en het najaar verschilt het debiet nauwelijks t.o.v. het huidige waterbeheer (Figuur 2.36). Ook de stroomrichting van het oppervlaktewater is in de zomer en het najaar vrijwel hetzelfde als bij het huidige waterbeheer. Een duidelijk verschil is echter dat het debiet tijdens piekafvoeren 1,5 keer zo groot als onder het huidige waterbeheer, omdat het extra water uit de Linde ook afgevoerd moet worden.

In het scenario waarbij de Steenwijker Aa is omgelegd blijft de stroomrichting in het noorden van De Weerribben niet alleen in de winter, maar het gehele jaar naar het zuiden gericht, zelfs tijdens periodes met veel neerslag. Het noorden van De Weerribben (Ossenzijl en Schut- & Grafkampen) functioneert in dit scenario dus het gehele jaar als doorstroomveen. De meer zuidelijk gelegen locaties in De Weerribben (Wetering en Lokkenpolder) laten daarentegen, net als bij het huidige waterbeheer, wel een afwisseling van stroomrichtingen zien tussen maart en november 2003 in afhankelijkheid van de hoeveelheid neerslag. Het is echter opvallend dat het debiet tijdens piekafvoeren 1,5-2 keer hoger is dan onder het huidige waterbeheer. Dit komt omdat bij de voorgestelde omleiding ook al het regenwater dat via de Steenwijker Aa de boezem inkomt via De Weerribben moet worden afgevoerd.

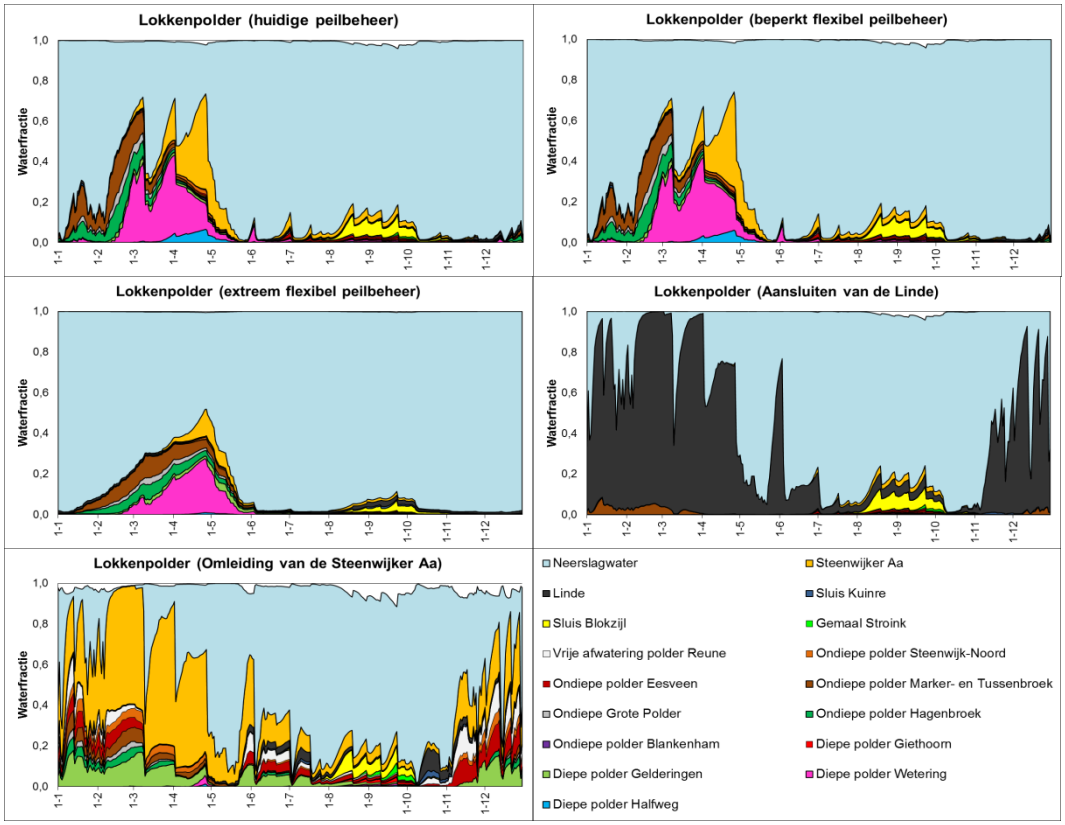
a.


Wetering (huidige peilbeheer)
Wetering (beperkt flexibel peilbeheer)
Wetering (extreem flexibel peilbeheer)
Wetering (Aansluiten van de Linde)
Wetering (Omleiding van de Steenwijker Aa)
Waterfractie
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
1-1
1-2
1-3
1-4
1-5
1-6
1-7
1-8
1-9
1-10
1-11
1-12
Neerslagwater
Steenwijker Aa
Linde
Sluis Kuinre
Sluis Blokzijl
Gemaal Stroink
Vrije afwatering polder Reune
Ondiepe polder Steenwijk-Noord
Ondiepe polder Eesveen
Ondiepe polder Marker- en Tussenbroek
Ondiepe Grote Polder
Ondiepe polder Hagenbroek
Ondiepe polder Blankenham
Diepe polder Giethoorn
Diepe polder Gelderingen
Diepe polder Wetering
Diepe polder Halfweg

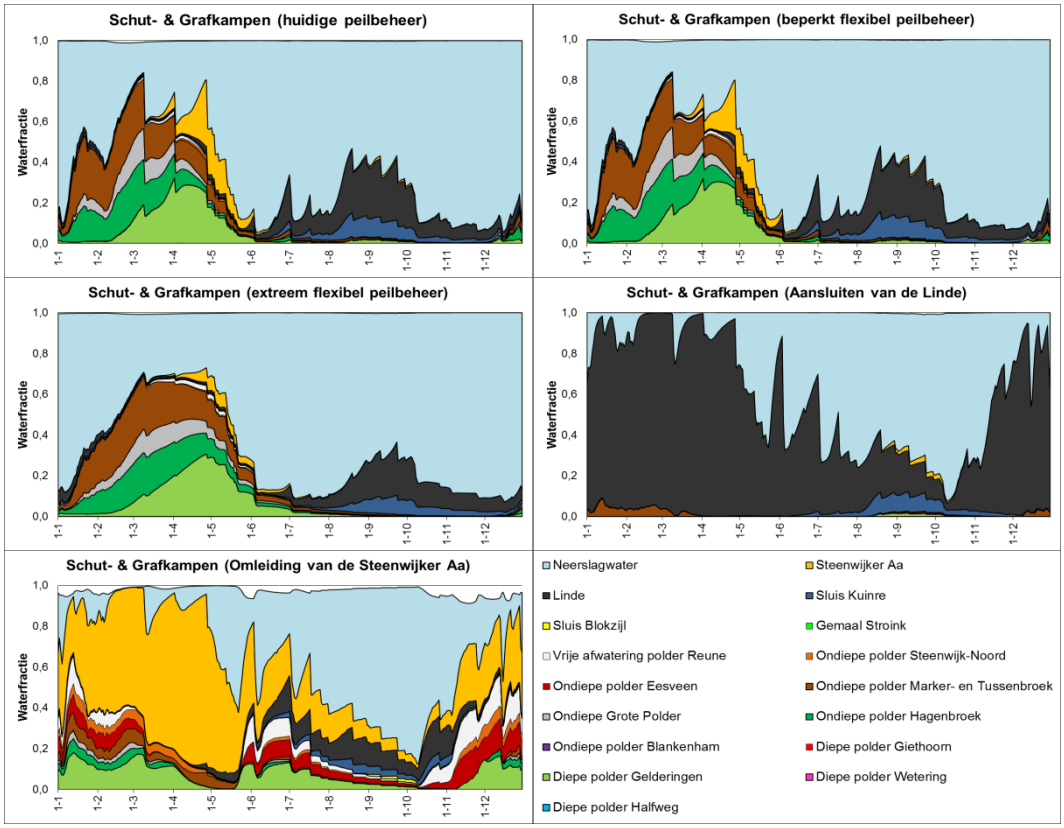
b.


Ossenzijl (huidige peilbeheer)
Ossenzijl (beperkt flexibel peilbeheer)
Ossenzijl (extreem flexibel peilbeheer)
Ossenzijl (Aansluiten van de Linde)
Ossenzijl (Omleiding van de Steenwijker Aa)
Waterfractie
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
1-1
1-2
1-3
1-4
1-5
1-6
1-7
1-8
1-9
1-10
1-11
1-12
Neerslagwater
Steenwijker Aa
Linde
Sluis Kuinre
Sluis Blokzijl
Gemaal Stroink
Vrije afwatering polder Reune
Ondiepe polder Steenwijk-Noord
Ondiepe polder Eesveen
Ondiepe polder Marker- en Tussenbroek
Ondiepe Grote Polder
Ondiepe polder Hagenbroek
Ondiepe polder Blankenham
Diepe polder Giethoorn
Diepe polder Gelderingen
Diepe polder Wetering
Diepe polder Halfweg

c.



d.



Figuur 2.37. Effect van verschillende hydrologische scenario's op de fractieverdeling van de aanvoeren in de Wetering (a), Ossenzijl (b), de Lokkenpolder (c) en de Schut- & Grafkampen (d) in 2003.

Verandering in de aanvoer van verschillende waterfracties

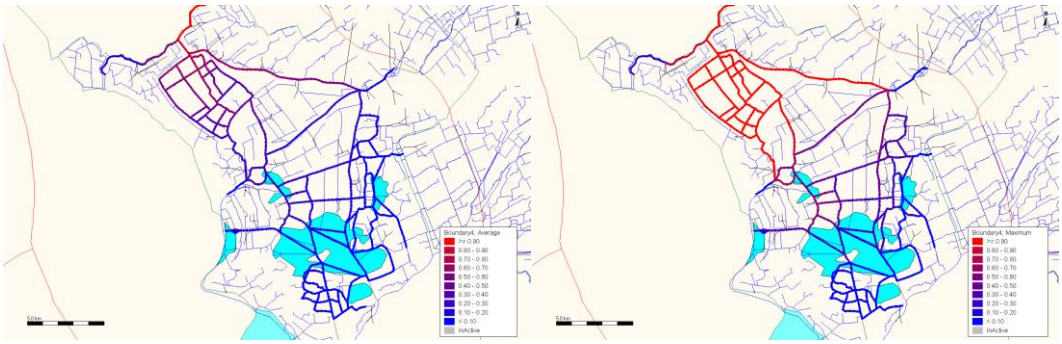
Hoewel de waterstanden bij het beperkt flexibel peilbeheer tijdens de zomer tijdelijk lager liggen dan bij het huidige peilbeheer, heeft dit nergens invloed op de fractieverdeling van de verschillende aanvoerbronnen (Figuur 2.37). Tijdens de peilverhoging in december zijn er echter wel een aantal kleine verschillen waar te nemen. In Ossenzijl neemt dan de invloed van water uit polder Gelderingen licht toe, terwijl in de Wetering een kleine toename van water uit de polder Wetering optreedt. In de centraler gelegen Lokkenpolder en Schut- & Grafkampen is gedurende de peilverhoging juist een lichte afname van polderwater te zien en een lichte toename van regenwater.

Een extreem flexibel peilbeheer leidt daarentegen niet alleen tot hogere waterstanden (Figuur 2.35), maar beïnvloedt ook het belang van verschillende aanvoerbronnen, vooral in de kleinere kanalen. In de grote kanalen aan de rand van De Weerribben (Ossenzijl en Wetering) treden het grootste gedeelte van het jaar slechts kleine verschuivingen op in de fractieverdeling (Figuur 2.37a en b). Ook de fractie regenwater neemt hier niet substantieel toe. Alleen in mei is er duidelijk meer invloed van de Steenwijker Aa en polderwater op deze locaties. De kleinere kanalen in het centrum van De Weerribben (Lokkenpolder en Schut- & Grafkampen) laten echter duidelijk zien dat de fractie regenwater belangrijker wordt (Figuur 2.37c en d). Hier leidt een extreem peilbeheer tot een beperktere invloed van de Steenwijker Aa in het voorjaar. In de Lokkenpolder neemt tevens de invloed van de diepe polders Wetering en Halfweg in het vroege voorjaar af. In mei is er echter wel meer invloed van de diepe polders Gelderingen (in de Schut- & Grafkampen) en de Wetering (in de Lokkenpolder). Ten slotte zullen deze meer centrale locaties in De Weerribben bij invoering van een extreem peilbeheer minder invloed van schutverliezen ondervinden in de zomer.

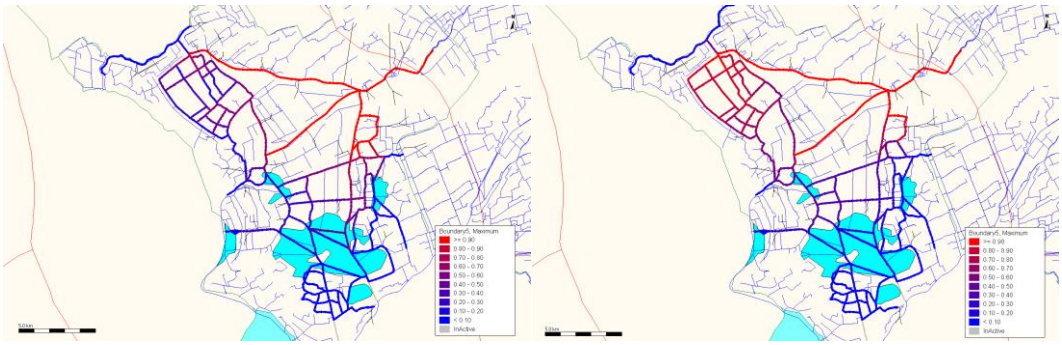
Zoals eerder aangegeven leidt het aansluiten van de Linde op de boezem tot een sterke toename van debieten in de winter en het voorjaar, waardoor De Weerribben gedurende deze periode als doorstroomveen functioneert. Dit heeft ook direct gevolgen voor de fractieverdeling van de aanvoerbronnen (Figuren 2.37 en 2.38). Op alle locaties in De Weerribben neemt het belang van oppervlaktewater uit de Linde toe tussen november en juli. Alleen in de zeer droge zomer van 2003 (augustus en september) blijft het belang van de Linde ongeveer gelijk aan de situatie bij het huidige waterbeheer. Het Linde-water vormt overal in De Weerribben de dominante waterfractie tussen begin december en eind april. Er ontstaat een doorstroomveen in De Weerribben dat niet alleen sterk beïnvloed wordt door de Linde, maar dat tijdens de winter en het voorjaar ook een kleinere fractie regenwater bevat. Daarnaast neemt in de winter en het voorjaar het belang van polderwater en de Steenwijker Aa af. In het noorden van De Weerribben spelen de polders Gelderingen, Marker- & Tussenbroek, Hagenbroek en de Grote polder geen rol van betekenis meer, terwijl in het zuiden geen invloed meer is waar te nemen van de diepe polders Wetering en Halfweg.

Ook bij het omleiden van de Steenwijker Aa zouden het debiet en de stroomrichting van het oppervlaktewater in De Weerribben sterk worden beïnvloed, waardoor andere aanvoerbronnen een rol gaan spelen (Figuren 2.37 en 2.39). Tussen november en juni-juli neemt het belang van oppervlaktewater uit de Steenwijker Aa overal in De Weerribben toe. In de winter en het voorjaar gaan ook de polders die op de Steenwijker Aa afwateren een belangrijkere rol spelen, zoals de diepe polder Gelderingen, de ondiepe polders langs de Eesveense wetering en de vrije afwaterende polders Reune en Woldlaker. Het doorstroomveen dat in De Weerribben ontstaat bij

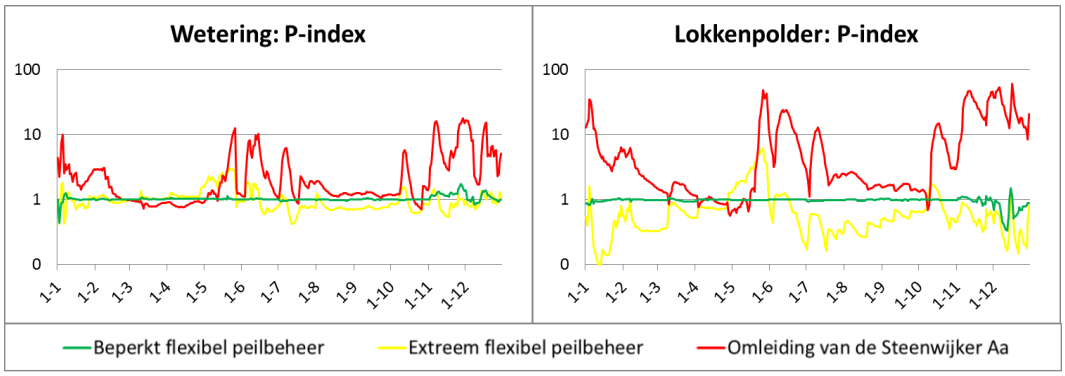
omleiding van de Steenwijker Aa leidt in de winter en het voorjaar tevens tot een fractieafname van het regenwater in De Weerribben. Ten slotte neemt tijdens de winter de invloed van de diepe polders Wetering en Halfweg sterk af, doordat het water ten zuiden van De Weerribben vrijwel nooit meer de boezem instroomt na omleiding van de Steenwijker Aa.



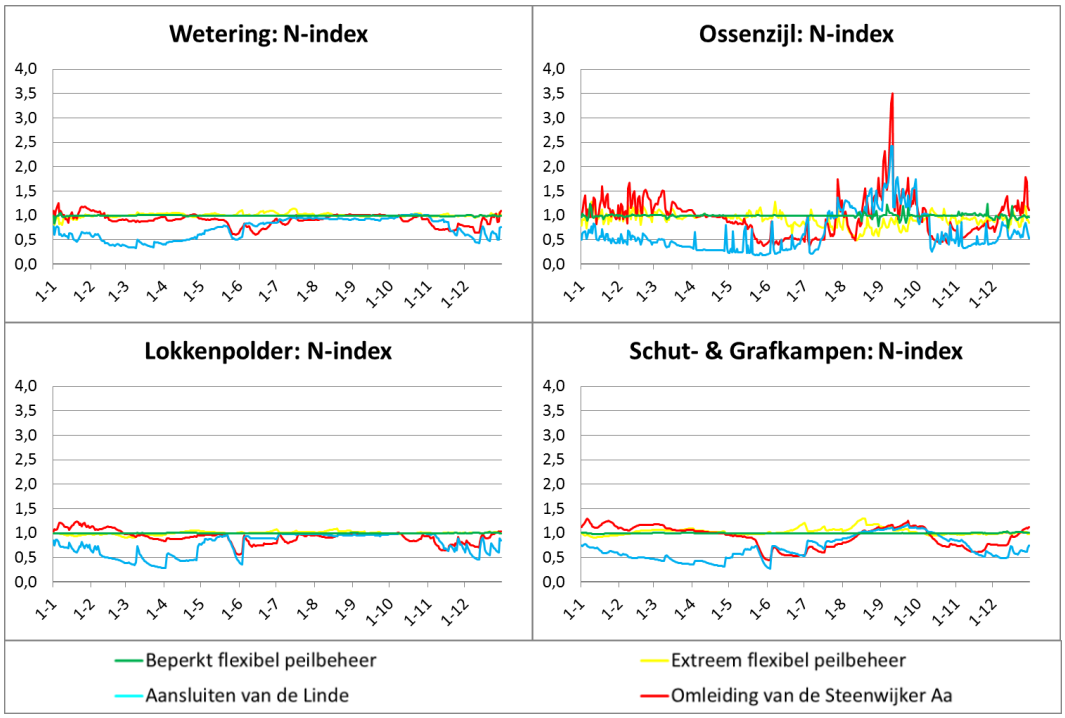
Figuur 2.38. Maximale invloed die de Linde gedurende 2003 heeft gehad bij het huidige water-beheer (links) en bij het aansluiten van de Linde op de boezem (rechts). Rode kanalen geven aan dat er gedurende het jaar in ieder geval een dag is geweest dat dit kanaal voor meer dan 90% uit oppervlaktewater uit de Linde bestond, terwijl blauwe lijnen aangeven dat het kanaal gedurende 2003 nooit voor meer dan 10% uit oppervlaktewater uit de Linde bestond.



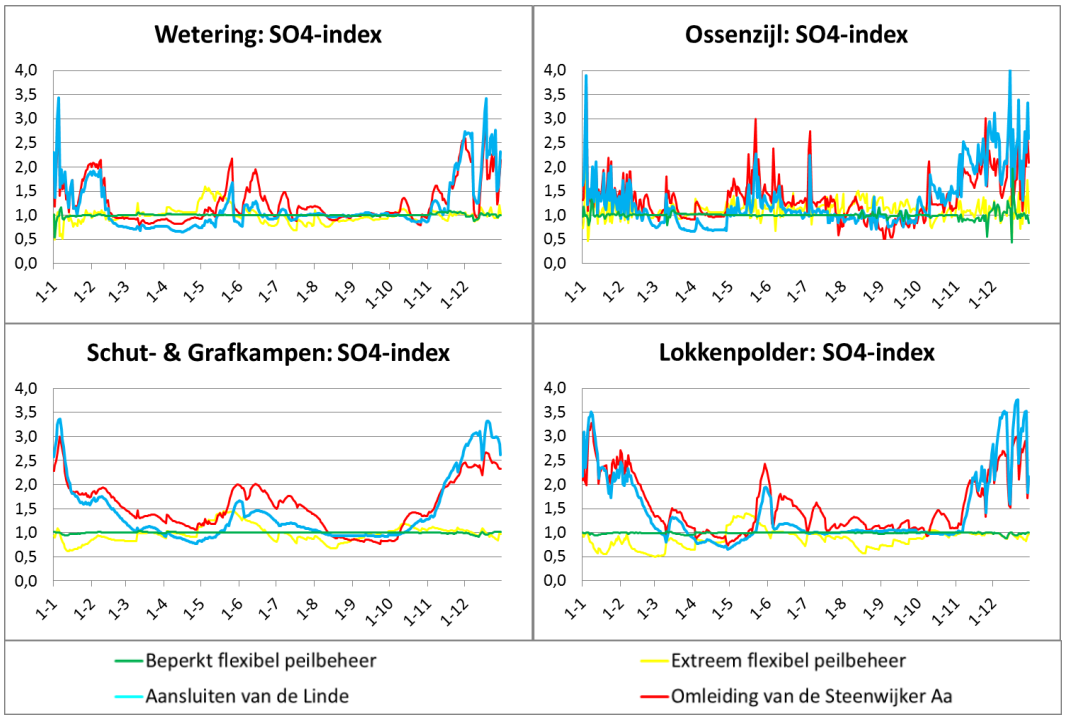
Figuur 2.39. Maximale invloed die de Steenwijker Aa gedurende 2003 heeft gehad bij het huidige waterbeheer (links) en bij het omleiden van de Steenwijker Aa, waarbij vrijwel al het water via De Weerribben moest worden afgevoerd in het SOBEK-model (rechts). Rode kanalen geven aan dat er gedurende het jaar in ieder geval een dag is geweest dat dit kanaal voor meer dan 90% uit oppervlaktewater uit de Steenwijker Aa bestond, terwijl blauwe lijnen aangeven dat het kanaal gedurende 2003 nooit voor meer dan 10% uit oppervlaktewater uit de Steenwijker Aa bestond.



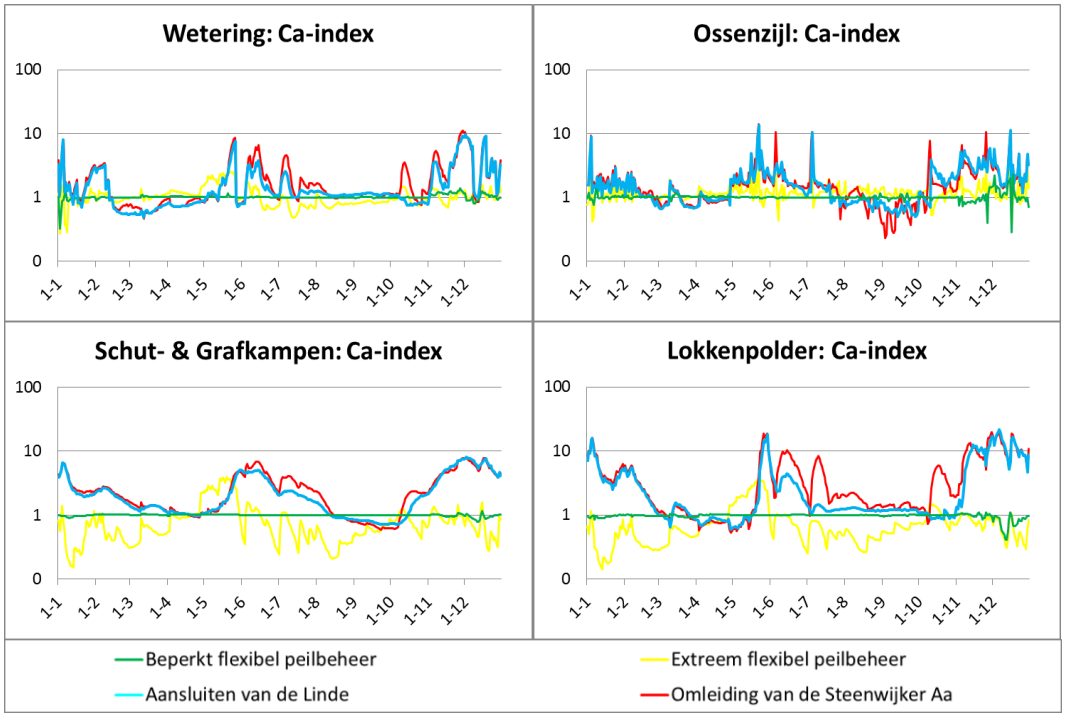
Figuur 2.40. Index van totaal P-concentraties voor 3 scenario's op twee locaties in De Weerribben in 2003. De indexjes zijn berekend door de concentraties van fosfor in een bepaald scenario te delen door de P-concentratie die op die dag in het scenario "huidige peilbeheer" zijn berekend door het SOBEK-model. De resultaten van het scenario "aansluiten van de Linde" zijn niet weergegeven, omdat de PO_4 en totaal P-concentraties voor de Linde zijn omgewisseld bij de invoer voor het SOBEK-model, waardoor de totaal P-concentraties in het Linde-scenario werden onderschat. Aangezien de locaties Ossenzijl en Schut- en Grafkampen bij alle scenario's in de zomer worden beïnvloed door de Linde (zie Figuur 2.32), is besloten om voor deze locaties geen indexen van de totaal P-concentraties te tonen, omdat ze een vertekend beeld kunnen geven. Let op de logaritmische schaalverdeling.



Figuur 2.41. Index van totaal N-concentraties voor 4 scenario's op vier locaties in De Weerribben in 2003. De indexen zijn berekend door de concentraties van stikstof in een bepaald scenario te delen door de N-concentratie die op die dag in het scenario "huidige peilbeheer" zijn berekend door het SOBEK-model.



Figuur 2.42. Index van SO_4-concentraties voor 4 scenario's op vier locaties in De Weerribben in 2003. De indexen zijn berekend door de concentraties van sulfaat in een bepaald scenario te delen door de SO_4-concentratie die op die dag in het scenario "huidige peilbeheer" zijn berekend door het SOBEK-model.



Figuur 2.43. Index van Ca-concentraties voor 4 scenario's op vier locaties in De Weerribben in 2003. De indexen zijn berekend door de concentraties van calcium in een bepaald scenario te delen door de Ca-concentratie die op die dag in het scenario "huidige peilbeheer" zijn berekend door het SOBEK-model. Let op de logaritmische schaalverdeling.

Veranderingen in de nutriëntconcentraties en de basenrijkdom van het oppervlaktewater in De Weerribben

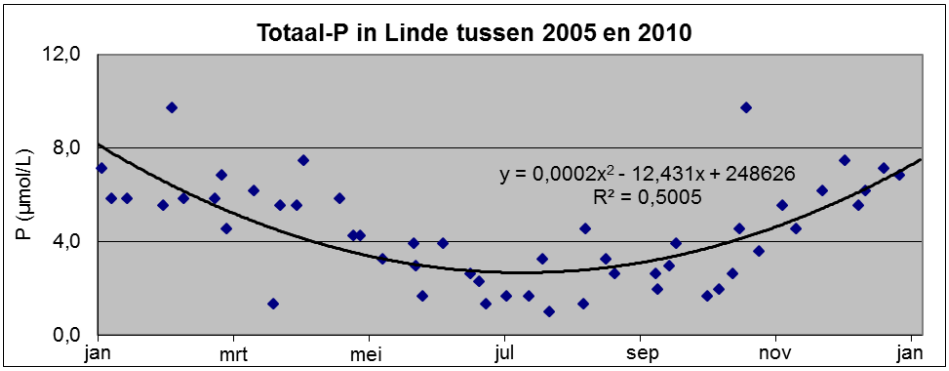
De invoering van een beperkt flexibel peilbeheer heeft waarschijnlijk weinig invloed op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater in De Weerribben. De verlaagde waterstanden in de zomer hebben in het model nergens een effect op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater (Figuren 2.40 t/m 2.43). Alleen tijdens het verhoogde waterpeil in december zijn er een aantal veranderingen waar te nemen t.o.v. het huidige peilbeheer. Aan de randen van de boezem bij de locaties Wetering, Ossenzijl en Roomsloot nemen de P en Ca-concentraties toe met respectievelijk 40-50% en 20-50%. Dit zijn tijdelijke toenames die waarschijnlijk worden veroorzaakt door de lichte toename aan polderwater op deze locaties. Op de centraler gelegen locaties in de Schut- & Grafkampen, Lokkenpolder en Wiertoom nemen de P en Ca-concentraties in deze periode echter af met respectievelijk 40-50% en 20-50%. Ook dit zijn tijdelijke afnames, die worden veroorzaakt door de toename van de regenwaterfractie op deze locaties. De SO_4 en N-concentraties in het oppervlaktewater veranderen door het verhoogde waterpeil overigens nergens in De Weerribben.

Een extremer flexibel peilbeheer, dat vrijwel het gehele jaar tot hoge waterstanden van -0,53 m NAP zou leiden, heeft in de grote kanalen aan de randen van De Weerribben (Wetering, Roomsloot & Ossenzijl) slechts een beperkte invloed op de fractieverdeling van de aanvoerbronnen. Op deze locaties zijn de P, SO_4 en Ca-concentraties gedurende het grootste gedeelte van het jaar gelijk of wat lager (ca. 20%) dan tijdens het huidige peilbeheer (Figuren 2.40 t/m 2.43). Alleen in mei is de concentratie van deze elementen hoger dan onder het huidige peilbeheer (100-700%). Bij het extreem flexibel peilbeheer dalen de concentraties van deze elementen pas een maand later dan bij het huidige peilbeheer, omdat de invloed van de Steenwijker Aa en de diepe polders Wetering en Gelderingen een maand langer in De Weerribben aanwezig blijft (Figuur 2.37). Dit gebeurt niet alleen aan de rand van De Weerribben, maar ook in de centrale gedeeltes (Lokkenpolder, Wiertoom en Schut- & Grafkampen).

De centraler gelegen kleinere kanalen in De Weerribben hebben bij het extreem flexibel peilbeheer echter wel duidelijk verlaagde P, SO_4, Ca-concentraties, waarbij de concentraties respectievelijk 50-90%, 10-40% en 20-70% lager liggen dan bij het huidige peilbeheer. Dit komt overeen met de grotere invloed van regenwater. Door deze concentratiedalingen komen de totaal P-concentraties op deze meer geïsoleerde locaties zelfs in de winter onder de GEP-waarde van 2,9 µmol l^{-1} te liggen. De ZGET-waarde van 1,3 µmol l^{-1} wordt echter ook bij een extreem flexibel peilbeheer alleen in de zomer en het najaar bereikt. Een meer flexibel waterpeil leidt overigens vrijwel nergens in de boezem tot duidelijke veranderingen in de totaal N-concentraties. Dit komt waarschijnlijk door de hoge atmosferische N-depositie die niet wordt beïnvloed door het peilbeheer.

Door het aansluiten van de Linde op de boezem gaat De Weerribben volgens het SOBEK-model als een doorstroomveen functioneren in de winter en het voorjaar, waardoor het belang van oppervlaktewater uit de Linde tussen november en juli overal in De Weerribben toeneemt (Figuur 2.37). Tussen begin december en eind april is het Linde-water zelfs de dominante waterfractie, en neemt het belang van regenwater en polderwater overal in De Weerribben af t.o.v. het huidige waterbeheer. Dit is in overeenstemming met Groeneweg en van Wirdum (2004) die aangeven dat de verplaatsing van het inlaatpunt in 1996, van de driewegsluis bij de Linde naar gemaal Stroink,

leidde tot een significante toename van de invloed van slecht gebufferd regenwater. Voor stikstof leidt het aansluiten van de Linde tussen november en juli overal in De Weerribben tot een concentratiedaling van 30-70%, doordat het Linde relatief weinig stikstof bevat (Figuur 2.41). Aansluiting van de Linde leidt in de winter echter overal in De Weerribben tot een toename van de SO_4-concentratie met 200-300% (Figuur 2.42). Voor de P-concentratie is geen run uitgevoerd vanwege fouten bij de modelinvoer. Desalniettemin lijken de relatief hoge totaal P-concentraties in de Linde (Figuur 2.44) aan te geven dat aansluiting van de Linde op de boezem onder de huidige omstandigheden zeer waarschijnlijk nog steeds zou leiden tot een stijging van de totaal P-concentraties in De Weerribben. De slechte waterkwaliteit is in 1996 dan ook de belangrijkste redenen geweest om de Linde van de boezem af te koppelen (van Wirdum 1991; Groeneweg & van Wirdum 2004). Volgens het SOBEK-model zou het opnieuw aansluiten van de Linde op de boezem overigens wel een positief effect hebben op de Ca-concentraties in De Weerribben (Figuur 2.42). In de winter en tussen mei en juli zou de Ca-concentratie vrijwel overal in De Weerribben met 200-300% kunnen stijgen.



Figuur 2.44. Totaal P-concentraties in de Linde tussen 2005 en 2010. Gegevens zijn afkomstig van het Wetterskip Fryslân.

Ook bij het omleiden van de Steenwijker Aa ontstaat in De Weerribben een doorstroomveen. Vooral in de winter en het voorjaar krijgt De Weerribben te maken met water vanuit de Steenwijker Aa en vanuit polders die langs de Steenwijker Aa liggen. Gedurende deze periode neemt de fractie regenwater af. Deze wijzigingen leiden overal in De Weerribben tot sterk verhoogde totaal P-concentraties, vooral in de winter en in de vroege zomer (Figuur 2.40). Soms berekent het SOBEK-model totaal P-concentraties die 10-50 keer zo hoog zijn als onder het huidige waterbeheer. Ook de SO_4-concentraties in De Weerribben verdubbelen in de winter en de vroege zomer (Figuur 2.42). Voor de Ca-concentraties in De Weerribben zou het omleggen van de Steenwijker Aa, net als bij het aansluiten van de Linde op de boezem, echter wel een positief effect hebben (Figuur 2.43). Uit het SOBEK-model blijkt dat de Ca-concentratie in de winter en de vroege zomer van 2003 overal in De Weerribben zouden verdubbelen als de Steenwijker Aa zou worden omgeleid. Het is niet bekend wat de gevolgen voor de Wieden zouden zijn, omdat dit in de modellen niet is meegenomen. Het is echter duidelijk dat de aanvoer van calcium naar dit deel van de boezem sterk zal verminderen, omdat het gebied nu nog water krijgt van twee van de drie takken van de Steenwijker Aa.

2.5 Conclusies en aanbevelingen

Dit hoofdstuk staat in het teken van de kennisvraag omtrent het gedrag van nutriënten in de boezem van NW-Overijssel. Om het gedrag van nutriënten in een natuurgebied te bepalen, is het belangrijk inzicht te krijgen in de balans tussen de externe aanvoer van nutriënten vanuit de omgeving en de interne processen die de nutriëntbeschikbaarheid binnen het natuurgebied bepalen. In dit hoofdstuk is vooral ingegaan op de externe nutriëntbelasting en het belang van verschillende aan- en afvoeren, terwijl in hoofdstuk 3 vooral wordt ingegaan op de interne verdeling en (im)mobilisatie van nutriënten.

Invloed van het weer op het oppervlaktewater

De samenstelling van het oppervlaktewater wordt sterk beïnvloed door de hoeveelheid polderwater dat op een bepaald tijdstip in de boezem aanwezig is, en dit wordt voor een groot gedeelte bepaald door het weer. Uit de waterbalans van de boezem blijkt dat er vooral in het najaar en de winter, wanneer er sprake is van een neerslagoverschot, water uit de polders wordt gepompt. Tijdens het voorjaar en droge zomers wordt er veel minder polderwater de boezem ingepompt, behalve tijdens natte zomers.

Tijdens periodes met veel neerslag neemt tijdelijk de fractie neerslagwater toe. Doordat het overtollige water gedurende deze periodes moet worden afgevoerd, ontstaat er een netto waterstroming de boezem uit. In eerste instantie neemt daardoor de fractie polderwater af. Deze afvoer treedt meestal maar enkele dagen op, waarna het oppervlaktewater vervolgens weer de boezem instroomt. Dit instromende water bevat veel nieuw polderwater dat tijdens en na de neerslagperiode uit de polders is gepompt.

Basenrijkdom van het oppervlaktewater

Voor het herstel en behoud van basenrijke trilvenen met schorpioenmos is het van cruciaal belang dat het oppervlaktewater voldoende basen bevat. Om een pH van 6,5 te krijgen in het bodemvocht van Nederlandse trilvenen moet de Ca-concentratie in het oppervlaktewater 1250-1500 µmol l^{-1} zijn, oftewel 50-60 mg l^{-1} (zie hoofdstuk 6). De polders zorgen door de kweldruk voor ca. 75% van de Ca-aanvoer en zijn dus van groot belang voor de aanvoer van basen.

Uit metingen en SOBEK-berekeningen blijkt dat de Ca-concentraties in de winter relatief laag zijn en alleen rond de 1250 µmol l^{-1} liggen in de grote kanalen en meren. Dit komt waarschijnlijk doordat het calciumrijke polderwater in de winter lastig op de meer geïsoleerde plekken van de boezem kan komen. Als gevolg van het neerslagoverschot en de lage verdamping stroomt het oppervlaktewater in de winter vooral de boezem uit.

In het voorjaar en tijdens droge zomers is de aanvoer van polderwater veel kleiner dan in de winter. Uit het SOBEK-model, dat gebaseerd is op de droge zomer van 2003, blijkt dan ook dat de Ca-concentraties in het voorjaar en zomer waarschijnlijk vrijwel overal in De Weerribben lager zijn geweest dan de gewenste 1250 µmol l^{-1}. Tijdens natte zomers wordt er echter veel meer basenrijk water uit de polders gepompt. In de zomer kan dit water veel makkelijker op de meer geïsoleerde locaties komen dan in de winter, doordat het water dan vooral de boezem instroomt door de hoge verdamping. Zo

blijken de Ca-concentraties tijdens de natte zomers van 2008, 2010 en 2011 veelal duidelijk boven de 1250 µmol l^{-1} te liggen, zelfs op de meer geïsoleerde locaties. Het lijkt er dus op dat een hoge Ca-aanvoer in natte zomers gunstig is voor het herstel en behoud van trilvenen met schorpioenmos in De Wieden en De Weerribben. Het is daarbij wel opvallend dat de Ca-concentraties gedurende de zomer hoger zijn in De Weerribben dan De Wieden.

Nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater

Er wordt in het najaar en de winter niet alleen meer water uit de polders gepompt dan in het voorjaar of de zomer, maar de nutriëntconcentraties in het polderwater zijn dan ook hoger. Dit komt door de verhoogde uit- en afspoeling van landbouwgronden en de beperkte opname door waterplanten en algen buiten het groeiseizoen (Schoumans *et al.* 2008). De hogere nutriëntconcentraties versterken het effect van de hogere waterinlaat. In de winter en het vroege voorjaar zijn de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater van kanalen en grote meren dan ook hoger dan de GEP-waarden (waarde voor Goede Ecologisch Potentieel) van respectievelijk 0,09 en 1,3 mg l^{-1} voor totaal fosfor en stikstof. Dit is al enkele decennia het geval. De meer geïsoleerdere locaties in de boezem voldoen in de winter echter wel aan GEP-waarden, en in sommige gevallen zelfs aan de ZGET-waarden (Zeer Goede Ecologische Toestand) van respectievelijk 0,04 en 1,0 mg l^{-1} voor totaal fosfor en stikstof. Dit komt waarschijnlijk doordat het nutriëntrijke polderwater in de winter lastig op deze geïsoleerde plekken kan komen door de voornamelijk naar buiten gerichte stroomrichting van het water.

Om de Natura 2000 doelen te halen, lijkt het noodzakelijk om aan de ZGET-waarden te voldoen. In de zomer voldoen de nutriëntconcentraties en het doorzicht in de geïsoleerde locaties aan de ZGET-waarden. Ook in de grote kanalen en meren zijn de P en N-concentraties relatief laag. In de kanalen liggen de totaal P en N-concentraties tijdens het groeiseizoen rond de GEP-waarde. Dit lijkt zowel tijdens natte als droge zomers het geval te zijn. Ook in de grote meren van De Wieden liggen de totaal P en N-concentraties in het groeiseizoen rond of net onder de GEP-waarden (de Vries 2011). De ZGET-waarden worden in de kanalen en meren echter nog niet bereikt.

De waterkwaliteit van het oppervlaktewater is gedurende het groeiseizoen echter niet altijd zo gunstig geweest. De situatie is in de afgelopen decennia duidelijk verbeterd. Zowel in de grote kanalen, als de meren en de petgaten zijn de P, N en chlorofyl-A concentraties gedurende het groeiseizoen gedaald. In kanalen en meren is de waterkwaliteit tussen 1980 en 2000 van duidelijk ongunstige omstandigheden tijdens het groeiseizoen veranderd in gunstigere omstandigheden die veelal voldoen aan de GEP-waarden, maar nog niet voldoen aan de ZGET-waarden (zie ook de Vries 2011). In de petgaten was de situatie al vrij gunstig. De waterkwaliteit is hier sinds 1990 verder verbeterd. Vooral de totaal P-concentraties zijn hier nog stevig gedaald.

Voor veel locaties in de boezem geldt dus dat de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater tegenwoordig tijdens het groeiseizoen zo laag zijn dat de aquatische vegetatie en verlandingsvegetatie zich goed zou moeten kunnen ontwikkelen. Dit is in het bijzonder het geval voor de relatief geïsoleerde oppervlaktewateren in de boezem. De waterkwaliteit in de kanalen en meren is tijdens de winter echter nog steeds niet goed genoeg. Daarnaast is de ontwikkeling van aquatische en verlandingsvegetaties niet alleen afhankelijk van nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater, maar bijvoorbeeld ook van de nutriëntbelasting, de bodemkwaliteit en verstoringen die door recreatie en scheepvaart veroorzaakt kunnen worden.

Externe nutriëntbelasting in de boezem

Voor het ontstaan en behoud van goed ontwikkelde aquatische vegetaties en verlandingsvegetaties is helder oppervlaktewater van groot belang (o.a. Lamers *et al.* 2006a, 2010). Een helder oppervlaktewatersysteem kan echter omslaan in een troebel systeem als de nutriëntbelasting te hoog is (o.a. Scheffer 1998; Janse 2005; Jaarsma *et al.* 2008). Het is daarom van belang dat niet alleen de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater laag zijn, maar ook de nutriëntbelasting. De nutriënten belasting wordt zowel door de externe aanvoer van nutriënten bepaald (externe belasting) als door interne processen in de boezem (interne belasting). De combinatie van beide bepaalt of de omstandigheden gunstig of ongunstig zijn.

De gemiddelde externe nutriëntbelasting voor de gehele boezem van NW-Overijssel kwam tussen 2000 en 2012 ongeveer uit op 1,0 gP m^{-2} jr^{-1} en 4,2 gN m^{-2} jr^{-1}. Dit zijn onder de huidige omstandigheden gemiddelde waardes voor de Nederlandse laagveengebieden (Janse *et al.* 2008; Wijngaart *et al.* 2012). De totale belasting zal echter niet gelijkmatig over de boezem zijn verdeeld. De grote kanalen hebben waarschijnlijk te maken met hogere externe belasting, terwijl de belasting in de relatief geïsoleerde petgaten en sloten lager zal zijn.

De externe nutriëntbelasting blijkt verder sterk af te hangen van het seizoen en het weer. Tijdens het groeiseizoen is de externe belasting van de gehele boezem vrijwel altijd lager dan de gemiddelde jaarbelasting, terwijl de belasting in de winter bijna altijd hoger is. Dit komt waarschijnlijk doordat er bij hevige neerslag in de winter veel fosforrijk water vanuit polders de boezem wordt ingepompt, terwijl in de zomer bij heftige neerslag veel minder water uit de polders hoeft te worden gepompt doordat de verdamping veel hoger is. Ook zijn de nutriëntconcentraties in het polderwater dan lager, doordat er minder uit- en afspoeling optreedt.

Voor ondiepe en goed doorstroomde meren is de kritische belasting geschat op 0,2-0,4 gP m^{-2} jr^{-1} en ca. 2,6 gN m^{-2} jr^{-1}, terwijl de kritische belasting voor sloten is geschat op 2-10 gP m^{-2} jr^{-1} en 12-44 gN m^{-2} jr^{-1} (Janse 2005; Liere *et al.* 2007). Verder is de kritische depositie voor wateren met Krabbenscheer, fonteinkruiden en/of kranswieren geschat op 3,0 gN m^{-2} jr^{-1} (van Dobben *et al*. 2012). Hoewel het onduidelijk is hoe de totale belasting precies over de boezem is verdeeld, lijkt het er dus op dat de externe nutriëntbelasting tijdens het groeiseizoen relatief gunstig is in de meer geïsoleerde sloten en petgaten. De situatie is waarschijnlijk echter nog steeds ongunstig in de kanalen en meren. Dit komt overeen met de veldsituatie, waarin goed ontwikkelde aquatische vegetaties, verlandingsvegetaties en trilvenen eigenlijk alleen voorkomen op relatief geïsoleerde locaties.

Accumulatie van nutriënten

Accumulatie van nutriënten is een natuurlijk proces in laagveengebieden (o.a. Howard-Williams 1985; Richardson & Marshall 1986; Verhoeven 1986), maar te veel accumulatie kan tot verhoogde nutriëntbeschikbaarheid leiden. Helaas is voor de Nederlandse situatie niet goed bekend wat natuurlijk accumulatie-snelheden voor stikstof en fosfor zijn. Uit dit onderzoek blijkt wel duidelijk dat de aanvoer van stikstof en fosfor in de boezem fors groter is dan de afvoer.

Voor fosfor geldt dat ongeveer 35% van de totale P-aanvoer in de boezem accumuleert, wat neerkomt op een opslag van ca. 350 kmol (11.000 kg) fosfor per jaar. Dit wordt waarschijnlijk voornamelijk opgeslagen in ca. 3000 ha onderwaterbodem, omdat de kraggen grotendeels niet in direct contact staat met het oppervlaktewatersysteem. In de onderwaterbodems wordt dus gemiddeld ongeveer 0,35 gP m^{-2} jr^{-1} opgeslagen. De bovenste 10 cm van relatief geïsoleerde petgatbodems bevat ca. 15 keer zoveel fosfor dan deze jaarlijks gemiddelde P-accumulatie, terwijl kanalen en meren ca. 30 keer zoveel fosfor bevatten. Gelukkig is er in de boezem echter een gradiënt aanwezig, waarbij de meeste P-accumulatie in de kanalen nabij gemalen optreedt (zie hoofdstuk 3), waardoor de P-accumulatie in petgaten met goed ontwikkelde aquatische vegetaties en verlandingsvegetaties lager zal zijn en in kanalen en meren hoger zal zijn. Wanneer wordt aangenomen dat de P-accumulatie gelijk opgaat met de afzetting van bagger, dan zou in ca. 20 jaar overal in de boezem 10 cm bagger worden afgezet met dezelfde concentratie als nu in de bovenste 10 cm aanwezig is.

Voor stikstof geldt dat zelfs 50% voor de totale aanvoer in de boezem accumuleert. Als er vanuit wordt gegaan dat de N-accumulatie niet alleen in de onderwaterbodem optreedt maar ook in de kraggen, dan is er ca. 11000 ha beschikbaar om 16.000 kmol (224.000 kg) stikstof per jaar op te slaan. Dit komt neer op een gemiddelde N-opslag in de boezem van ca. 2,0 gN m^{-2} jr^{-1}. Vergeleken met de totale hoeveelheid stikstof in de bodems van petgaten en trilvenen, die respectievelijk ongeveer 5000 en 6000 mmolN m^{-2} bevatten, is de N-accumulatie niet zo groot. Toch kan deze accumulatie nadelige gevolgen hebben voor de verlandings- en trilveenvegetaties in de boezem van NW-Overijssel. De N-accumulatie mag t.o.v. de totale hoeveelheid stikstof in de bodem beperkt zijn, de atmosferische N-depositie kan namelijk wel leiden tot ongewenste verzuring (zie hoofdstuk 6) en tot aanrijking van het toxische ammonium. Hoewel er nog veel onduidelijkheid is over de gevolgen van N-depositie op veenmosrietlanden en trilvenen, waarnaar via de PAS (Programmatische Aanpak Stikstofdepositie) mogelijk onderzoek kan worden uitgevoerd, moeten de gevolgen van de N-accumulatie en atmosferische N-depositie dus zeker niet worden onderschat.

Voor calcium geldt overigens dat slechts 10% van de totale aanvoer in de boezem accumuleert, terwijl voor zwavel geldt dat de afvoer groter is dan de aanvoer en er dus geen accumulatie optreedt.

Aanvoerposten van nutriënten en basen

De boezem heeft te maken met ca. 40 verschillende nutriëntbronnen. In de nutriëntbalansen kon helaas niet voor alle bronnen gebruik worden gemaakt van gemeten waardes. Voor posten waar de chemische samenstelling van het water onbekend was, is gebruik gemaakt van gegevens van een soortgelijke aanvoerpost waarvan de chemie wel bekend was. Tevens zijn een aantal kleinere aan- en afvoerposten niet in de balansen meegenomen, omdat ze lastig nauwkeurig te bepalen zijn. Een verdere ijking van de stoffenbalans is dan ook gewenst. In dat geval zouden verschillende maatregelen, die later in dit rapport behandeld worden, doorberekend kunnen worden, waarna de ecologische voordelen en de kosten tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Een eerste stap voor verdere ijking is al gezet. Gedurende het onderzoek is in samenspraak met het waterschap al besloten om een aantal belangrijke aanvoerposten toe te voegen aan het reguliere meetprogramma. Het gaat hierbij om de volgende locaties: gemaal Gelderingen (meetpunt RO4WGEL9), gemaal Giethoorn (meetpunt RO8GPOG9), gemaal Halfweg (meetpunt RO3WSTE9), gemaal Veldweg (meetpunt RO8GEVE1) en gemaal De Auken.

Hoewel bij het opstellen van de huidige nutriëntbalansen dus van een aantal aannames moest worden uitgegaan, lijkt het er sterk op dat slecht een paar bronnen verantwoordelijk zijn voor het overgrote deel van de totale nutriënt-aanvoer van de boezem, zoals ook al bleek uit eerder opgestelde P-balansen (Balirwa 1993). De zogenaamde diepe domeinpolders van Scheerwolde (polders Gelderingen, Wetering, Halfweg en Giethoorn) en de ondiepe polder Braommeule zorgen gezamenlijk voor respectievelijk 49% en 23% van de P en N-aanvoer. De Steenwijker Aa speelt met respectievelijk 20% en 11% van de P en N-aanvoer ook een belangrijke rol. Daarnaast is N-depositie met 52% van de N-aanvoer natuurlijk ook nog een hele grote aanvoerpost van stikstof.

Deze locaties zorgen echter niet alleen voor het grootste gedeelte van de nutriëntenaanvoer, maar zijn ook van groot belang voor de aanvoer van calcium. Vooral de diepe polders Gelderingen, Wetering, Halfweg en Giethoorn zijn onder de huidige omstandigheden van groot belang, omdat ze gezamenlijk voor 50-60% van de totale Ca-aanvoer van de boezem zorgen. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de grote kweldruk in deze diepe polders. Deze kweldruk zorgt er verder voor dat de aanvoer van calcium ook in de zomer optreedt, doordat de kweldruk in deze polders over het algemeen groter is dan het verdampingsoverschot, zelfs in de zomer. Dit basenrijke water uit de diepe polders bevat in de zomer ook relatief weinig nutriënten, en is dus van een betere kwaliteit dan het polderwater dat in de winter op de boezem wordt geloosd.

De andere bronnen kunnen overigens op lokaal niveau wel degelijk een (tijdelijk) belangrijke invloed hebben. Zo blijkt uit het SOBEK-model dat de gemalen ten noorden van De Weerribben (Hagenbroek, Grote Polder en Marker- & Tussenbroek) gedurende de winter van belang zijn voor locaties die in het noorden van De Weerribben liggen. Ander voorbeelden zijn de waterinlaat bij gemaal Stroink en de schutverliezen bij sluizen, die op de totale balansen een beperkte rol spelen, maar tijdens droge zomers wel degelijk een belangrijke tijdelijke bijdrage kunnen leveren aan de totale wateraanvoer. Hoewel de invloed op de N en P-balans zelfs tijdens deze zomers beperkt lijkt te zijn door de relatief lage nutriëntconcentraties in het Vollenhovermeer, komt er bij de westelijk gelegen sluizen en bij gemaal Stroink wel behoorlijk veel sulfaat de boezem in tijdens de zomer. Dit beïnvloed mogelijk interne processen van P-mobilisatie aan de westzijde van de boezem (zie hoofdstuk 3).

Aanbevelingen voor het beheer

De situatie op geïsoleerde locaties van de boezem lijkt vrij gunstig te zijn wat betreft nutriëntconcentraties, -belasting en -accumulatie, maar het areaal aan ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen is nog beperkt in De Wieden en De Weerribben (zie hoofdstuk 4). Verder lijkt de kwaliteit van het oppervlaktewater in meren en kanalen vaak nog niet goed genoeg te zijn. De nutriëntconcentraties en -belastingen zijn hier nog hoog, en lijken een goede ontwikkeling van waterplanten te verhinderen. Ten slotte is een accumulatie van respectievelijk 35 en 50% van de totale P en N-aanvoer zorgelijk.

Voor een verbetering van de waterkwaliteit zal de nutriëntbelasting verder omlaag moeten. Hierbij kan gedacht worden aan (1) brongerichte ingrepen, zoals het verminderen van de bemesting in landbouwgebieden, (2) technische oplossingen, waarbij de nutriëntaanvoer vanuit de verschillende bronnen verlaagd wordt, en (3) grootschalige hydrologische maatregelen, waarbij getracht wordt de nutriëntenaanvoer te verlagen door het belang van verschillende waterfracties met een slechte waterkwaliteit te verkleinen.

In ieder geval moet er rekening gehouden worden met de belangrijkste aanvoerbronnen, te weten de ondiepe polder Braommeule, de diepe polders Wetering, Giethoorn, Gelderingen en Halfweg, en de Steenwijker Aa. Voor stikstof geldt verder dat de atmosferische N-depositie een zeer belangrijke rol speelt. Aangezien regionale overheden weinig aan de landelijke N-depositie kunnen doen, zal vooral aan de volgende oplossingen moet worden gedacht:

- Het omzetten van landbouwgebieden in natuur, zoals momenteel bij polder Wetering gebeurt (Leferink & van der Fluit 2011). Bij deze oplossing is het belangrijk dat grootschalige P-mobilisatie in het nieuwe natuurgebied voorkomen wordt. Een verkeerd waterbeheer met te hoge waterstanden kan vooral in gebieden met veel Fe-fosfaten tot extra P-eutrofiëring leiden (o.a. Lamers *et al.* 2002; Smolders *et al.* 2006). Mogelijk moeten in dit soort gebieden aanvullende maatregelen als plaggen en uitmijnen gebruikt worden om het risico op P-eutrofiëring te verkleinen (Koopmans *et al.* 2004a, 2004b; Lamers *et al.* 2005; Smolders *et al.* 2008).
- Defosfateringsinstallaties plaatsen bij de belangrijkste aanvoer-bronnen. De P-belasting in de boezem kan sterk worden verlaagd als de fosforlast van de polders Wetering, Giethoorn, Gelderingen, Halfweg en Braommeule kan worden verlaagd d.m.v. defosfateringsinstallaties. Uit een doorberekening van Witteveen+Bos blijkt dat defosfatering op deze locaties inderdaad tot een flinke verlaging van de P-aanvoer kan leiden, maar dat het wel een kostbare maatregel is (Geilvoet 2009).
- In de diepe polders met een hoge kweldruk kan mogelijk gebruik worden gemaakt van het ijzer dat al in de bodem aanwezig is. Dit ijzer kan in theorie worden gebruikt voor het vastleggen van fosfor in de polders zelf. Er moeten dan wel waterbassins worden aangelegd in de diepe polders, omdat het huidige contactoppervlak tussen het oppervlaktewater en de onderwaterbodems nu te beperkt is om genoeg fosfaat te kunnen binden (Vliex 2012). Uit voorlopige berekeningen blijkt dat 10-20% van het landbouwgebied zou moeten worden omgezet in contactoppervlak. Dit is 20-30 maal het huidige slootoppervlak. Alleen op deze wijze kan de waterkwaliteit worden verbeterd met behulp van het bestaande slib. Het is daarbij overigens wel van belang om goed te kijken naar de effecten die een dergelijk waterbassin op de kweldruk van een polder kan hebben.

Om basenrijke trilvenen met schorpioenmossen te kunnen behouden en ontwikkelen is het van groot belang dat de Ca-aanvoer naar de boezem gewaarborgd wordt (zie hoofdstuk 6). Aangezien een groot gedeelte van deze Ca-aanvoer momenteel uit de diepe polders komt, is het onverstandig om de wateraanvoer vanuit deze polders grootschalig te verminderen. Er moet naar oplossingen worden gezocht, waarbij de nutriëntenlast wordt verminderd, terwijl de aanvoer van bufferende elementen in stand wordt gehouden, of liever zelfs wordt vergroot.

Uitvoeren van grootschalige hydrologische maatregelen

Het SOBEK-model van NW-Overijssel is gebruikt om de gevolgen van een aantal grootschalige hydrologische maatregelen door te rekenen. Deze maatregelen zouden in de toekomst mogelijk tot een beperking van de nutriëntbelasting kunnen leiden en tot een verhoogde Ca-aanvoer. De volgende scenario's zijn doorgerekend en vergeleken met het huidige waterbeheer: (1) de invoering van een beperkt flexibel peilbeheer, (2) de invoering van een extreem flexibel peilbeheer, (3) het aansluiten van de Linde op de boezem, en (4) het omleiden van de Steenwijker Aa. Aangezien de analyses alleen zijn uitgevoerd voor locaties in De Weerribben, en gebaseerd

op het extreem droge jaar 2003, moeten de uitkomsten zeker niet als beheersadviezen gezien worden. De uitkomsten geven echter wel inzicht in de mogelijke gevolgen die grootschalige hydrologische maatregelen kunnen hebben op de aanvoer van nutriënten en bufferende elementen in de boezem. Voordat dergelijk grootschalige maatregelen kunnen worden uitgevoerd, is meer onderzoek naar de effecten noodzakelijk.

De invoering van een beperkt flexibel peilbeheer, met kortdurende peilverhogingen en -verlagingen van slechts ca. 10 cm t.o.v. het huidige peilregime, heeft vrijwel geen invloed op het debiet en de stroomrichting van het oppervlaktewater in De Weerribben. De verlaagde waterstanden in de zomer hebben dan ook nergens een effect op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater. Bij de verhoogde waterstanden in de winter treden wel enige veranderingen op. In de grote kanalen aan de rand van De Weerribben nemen de P en Ca-concentraties tijdelijk toe, doordat de peilverhoging op deze locaties tot een tijdelijke beperkte toename van polderwater leidt. Op de centraler gelegen locaties in De Weerribben neemt de regenwaterfractie echter tijdelijk toe, waardoor de P en Ca-concentraties hier juist tijdelijk afnemen t.o.v. het huidige peilbeheer. Op de totale nutriënten- en calciumbelasting van De Weerribben zijn al deze veranderingen echter zeer beperkt. Het lijkt er op dat de invoering van een beperkt flexibel peilbeheer geen grote gevolgen zal hebben voor de nutriënten- en basenlast van de boezem (Tabel 2.10).

Een extremer flexibel peilbeheer leidt door het hoge neerslagoverschot in Nederland vrijwel het gehele jaar tot zeer hoge waterstanden. Dit leidt in de grote kanalen aan de rand van De Weerribben toch slechts tot beperkte veranderingen van de debieten en stroomrichtingen van het oppervlakte-water. Hier veranderen de concentraties dan ook weinig. De P, N, SO_4 en Ca-concentraties zijn hier gedurende het grootste gedeelte van het jaar gelijk of wat lager (0-20%) dan bij het huidige peilbeheer. De centraler gelegen kanalen in De Weerribben hebben bij het extreem flexibel peilbeheer echter wel met een grotere invloed van het regenwater te maken, waardoor de P-concentraties hier 50 tot 80% lager kunnen zijn. Dit komt overeen met onderzoek naar flexibel peilbeheer dat in het kennisnetwerk "Watermozaïek" is uitgevoerd (Borren *et al.* 2012). Door deze concentratiedalingen komen de totaal P-concentraties op de meer geïsoleerde locaties zelfs in de winter onder de GEP-waarde van 0,09 mg l^{-1}. De ZGET-waarde van 0,04 mg l^{-1} wordt echter ook bij een extreem flexibel peilbeheer alleen in de zomer en het najaar bereikt. Bovendien dalen de Ca-concentraties ook met 20-70%, waardoor het oppervlaktewater in De Weerribben op nog minder locaties aan de gewenste Ca-concentratie van 1250 µmol l^{-1} (50 mg l^{-1}) zal voldoen. Dit is negatief voor de basenrijke schorpioenmostrilvenen waar het gebied om bekend staat (zie hoofdstuk 6). Een extreem flexibel peilbeheer lijkt dus enerzijds gunstig te zijn voor de P-concentraties in het oppervlaktewater van De Weerribben, maar leidt anderzijds tot lagere en ongunstigere Ca-concentraties (Tabel 2.10).

Door het aansluiten van de Linde op de boezem nemen de debieten in de winter en het voorjaar sterk toe, waardoor De Weerribben gedurende deze periode als doorstroomveen functioneert. Dit leidt er toe dat het belang van oppervlaktewater uit de Linde overal in De Weerribben toeneemt en tussen begin december en eind april zelfs de dominante waterfractie is. Dit is in overeenstemming met Groeneweg en van Wirdum (2004) die aangeven dat de verplaatsing van het inlaatpunt in 1996, van de driewegsluis bij de Linde naar gemaal Stroink, leidde tot een significante toename van de invloed van slecht gebufferd regenwater. De totaal N-concentraties zullen tussen

november en juli overal in De Weerribben met 30-70% dalen door de relatief lage N-concentraties in de Linde. Hoewel de N-concentraties vrijwel altijd onder de GEP-waarde van 1,3 mg l^{-1} zullen liggen en zelfs regelmatig onder de ZGET-waarde van 1,0 mg l^{-1} liggen, zal de waterkwaliteit in De Weerribben waarschijnlijk toch verslechteren door verhoogde P en SO_4-concentraties. Dit is ook de reden waarom de Linde in 1996 van de boezem is afgekoppeld (Groeneweg & van Wirdum 2004). Uit de SOBEK-analyse blijkt echter dat het aansluiten van Linde op de boezem in de winter en tussen mei en juli wel zou leiden tot 200-300% hogere Ca-concentraties in De Weerribben. Ook dit is in overeenstemming met Groeneweg en van Wirdum (2004) die een significante afname van de Ca-aanvoer van de boezem waarnamen als gevolg van de ontkoppeling van de Linde in 1996. Door de Linde weer aan te koppelen, zouden de Ca-concentraties in het oppervlaktewater van De Weerribben vaker, met name in de winter, rond de gewenste concentratie van 1250 µmol l^{-1} (50 mg l^{-1}) liggen, wat positief is voor de ontwikkeling van basenrijke schorpioenmostrilvenen (zie hoofdstuk 6). Het is op dit moment echter zeer onverstandig om de Linde wederom op de boezem aan te sluiten, omdat dit waarschijnlijk weer zal leiden tot een verslechterde waterkwaliteit in De Weerribben (Tabel 2.10). Maar bij een verbeterde waterkwaliteit van de Linde zou dit echter een goede hydrologische maatregel zijn, die De Weerribben weer zou omvormen naar een doorstroomveen met veel aanvoer van basenrijke elementen. Voordat deze hydrologische maatregel echter serieus kan worden overwogen, moet de waterkwaliteit van het oppervlaktewater uit de Linde eerst verbeterd worden.

Ook bij het omleiden van de Steenwijker Aa wordt het debiet en de stroomrichting van het oppervlaktewater in De Weerribben sterk beïnvloed. Bij deze ingreep wordt de aanvoer naar de Wieden via het Steenwijkerdiep en het kanaal Beukers-Steenwijk afgesloten, waardoor al het water uit de Steenwijker Aa naar De Weerribben wordt geleid. De Weerribben gaat hierdoor als een doorstroomveen functioneren. Tussen november en juni krijgt De Weerribben meer te maken met water uit de Steenwijker Aa en met water dat afkomstig is uit de polders die langs de Steenwijker Aa liggen, terwijl de fractie regenwater afneemt. Dit leidt overal in De Weerribben tot sterk verhoogde totaal P-concentraties in de winter en de vroege zomer, die met 0,20-0,27 mg l^{-1} ver boven de GEP-waarde van 0,09 mg l^{-1} komen te liggen. Gedurende de winter verdubbelen ook de SO_4-concentraties in De Weerribben tot rond de 200 µmol l^{-1}. In De Weerribben verslechtert de waterkwaliteit dus door de omlegging van de Steenwijker Aa. Voor de Ca-concentraties in De Weerribben zou deze ingreep, net als bij het aansluiten van de Linde op de boezem, echter tot een verdubbeling van de concentraties leiden in de winter en de vroege zomer. Hierdoor zouden de Ca-concentraties in het oppervlaktewater van De Weerribben vaker, met name in de winter, rond de gewenste concentratie van 1250 µmol l^{-1} (50 mg l^{-1}) liggen, wat positief is voor de ontwikkeling van basenrijke schorpioenmostrilvenen (zie hoofdstuk 6). Voor De Weerribben geldt dus dat het omleggen van de Steenwijker Aa op dit moment tot een sterke verslechtering van de waterkwaliteit zou leiden, maar wel tot een verhoogde Ca-aanvoer zou leiden (Tabel 2.10). Dit scenario zal echter zeer waarschijnlijk ook gevolgen hebben voor De Wieden, maar deze zijn op dit moment onbekend.

Tabel 2.10. Uiteindelijke beoordeling van grootschalige hydrologische maatregelen op De Weerribben. De beoordeling is gebaseerd op berekeningen die in het SOBEK-model van NW-Overijssel zijn uitgevoerd voor de situatie in 2003. + verbetering t.o.v. huidige waterbeheer; +/- geen noemenswaardig effect t.o.v. huidige waterbeheer; - nadelig t.o.v. huidige waterbeheer. Het effect van het aansluiten van de Linde op de totaal P-concentratie is geschat, omdat deze berekeningen in het SOBEK-model niet goed zijn uitgevoerd.

	Totaal P	**Totaal N**	**SO_4**	**Ca**
Beperkt flexibel peilbeheer	+/-	+/-	+/-	+/-
Extreem flexibel peilbeheer	+	+/-	+	-
Aansluiten van de Linde	(-)	+	-	+
Omleiding van de Steenwijker Aa	-	+/-	-	+

3 Verspreiding van buffercapaciteit en nutriënten in de boezem

Mede auteurs van dit hoofdstuk: Jeroen Geurts (RU Nijmegen; B-ware) & Filippo Fernandez

3.1 Inleiding en methoden

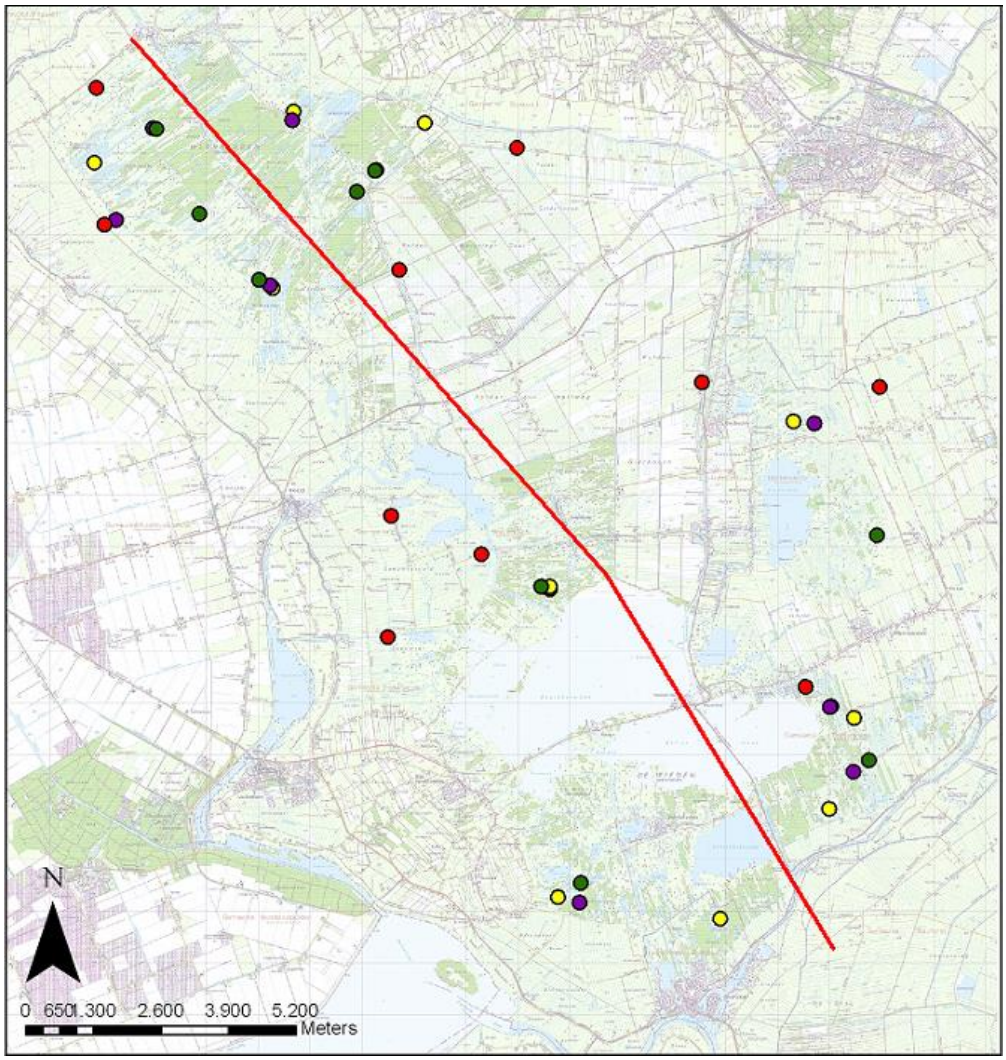
In het vorige hoofdstuk is voor het Nationaal Park Weerribben-Wieden een schatting gemaakt van de bijdragen van de verschillende mogelijke bronnen aan de water- en stoffenbalans van het gehele gebied. Hieruit bleek dat ca. 35% van de totale P-aanvoer in de boezem achterblijft. Het is echter zeer aannemelijk dat de aangevoerde nutriënten (fosfor en stikstof) niet homogeen verdeeld worden over het hele gebied. Aangezien bekend is dat te hoge nutriëntconcentraties een belangrijke bedreiging vormen voor de ontwikkeling van zeldzame vegetatietypen in laagvenen, is het voor het beheer van laagvenen dus essentieel om inzicht te krijgen in de verdeling van nutriënten over het betreffende gebied (Verhoeven *et al.* 1996; Wassen *et al.* 2005; Kooijman & Paulissen 2006; Lamers *et al.* 2010). Hoewel uit onderzoek van Lijklema (1980) al bekend was dat een gedeelte van de ingevoerde fosfor opgeslagen wordt in de bodem, was het onduidelijk in welke vorm dit precies gebeurd en welke processen daar een rol bij spelen. De verdeling wordt niet alleen bepaald door de route die het water aflegt en de stroomsnelheid, maar ook door verdunning (regen) of indamping (droogte), opname door planten en algen, en interacties met de waterbodem (binding of extra mobilisatie) en oevers op deze route. Daarbij is het ook van belang in welke vorm de nutriënten aanwezig zijn.

De verwachting is dat de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater en in de onderwaterbodem afnemen naarmate men verder van de bronnen afkomt, dat wil zeggen, verder in de haarvaten van de boezem komt. De oppervlaktewaterkwaliteit liet in de jaren ’80 van de vorige eeuw, toen de waterkwaliteit beduidend slechter was, inderdaad een dergelijke verdeling zien (Bloemendaal & Roelofs 1988; Roelofs 1991; van Wirdum 1991). Ook in 2007 was er een duidelijke gradiënt te zien in waterkwaliteit van het inlaat-water richting de haarvaten, waarbij een afname in alkaliniteit, troebelheid, P, N en SO_4-concentraties gemeten werden (Lamers *et al.* 2010).

3.1.1 Onderzoekslocaties

Om uitgebreid te kunnen onderzoeken hoe de verspreiding van nutriënten over een laagveengebied als De Wieden en De Weerribben plaatsvinden, en welke bodemprocessen hierbij een rol spelen, is op een groot aantal plaatsen in het gebied de water- en waterbodemkwaliteit gemeten. Er is hierbij een vergelijkend onderzoek uitgevoerd over een gradiënt vanaf inlaatpunten bij poldergemalen aan de rand van de boezem, via hoofdsloten en kanalen, naar

goed ontwikkelde petgaten en basenrijke trilvenen met schorpioenmossen in het haarvatensysteem. De locaties aan de buitenkant worden gekenmerkt door soortenarme vegetaties van het *Myriophyllo-Nupharetum*, terwijl in het centrale deel matig tot goed ontwikkelde *Stratiotetum* vegetaties en trilvenen (*Caricion davallianae*, *Scorpidium - Carex diandra* type) voorkomen. Deze gradiënt is zowel aan 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, waarbij de locaties willekeurig over het gebied verdeeld zijn (Figuur 3.1).



Figuur 3.1. Meetlocaties van het gebiedsonderzoek in De Wieden en De Weerribben. Rode locaties zijn poldergemalen, paarse locaties zijn verbindingssloten en kanalen, 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.

3.1.2 Meetmethode en bemonstering

Watermonsters van het oppervlaktewater werden in februari en augustus 2009 verzameld in 500 ml flessen. Dit werd 10 cm onder het wateroppervlak gedaan. Tevens werd, zowel in de onderwaterbodems als in de trilvenen, het bodemvocht met behulp van keramische cups (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, Giesbeek) bemonsterd in de bovenste 10 cm van de bodem.

Monsters van de bodem (bovenste 10 cm) werden in februari 2009 genomen met een metalen sediment corer (onderwaterbodems) of zaag (trilvenen). Deze monsters werden anaeroob in plastic zakken vervoerd en tot verdere bewerking opgeslagen bij 4 ^{o}C. Vegetatiemonsters (bovengrondse biomassa) van waterplanten en helofyten werden in augustus 2009 verzameld.

Sulfide (alleen in het bodemvocht) werd direct na bemonstering gefixeerd en dezelfde dag gemeten met een sulfide-electrode (Orion, USA) volgens van Gemerden (1984). De pH en alkaliniteit van water- en bodemvochtmonsters werden gemeten met een standaard pH-meter (Orion, USA), waarbij de alkaliniteit werd bepaald door titratie naar pH 4,2 met 0,01 M HCl. Van de oppervlaktewatermonsters werd de turbiditeit gemeten met een turbiditeits-meter (Toho-Dentan, Japan), waarna deze monsters over glasvezelfilters (Whatmann, UK; poriegrootte 1.2 µm) gefilterd werden. Chlorofyl-A concentraties werden in de zomer colorimetrisch gemeten door de residuen van de filters te extraheren in ethanol (Nusch & Palme 1975). Alle water- en bodemvochtmonsters werden over twee submonsters verdeeld, een zonder en een met toevoeging van 1% HNO3 om precipitatie van metalen tegen te gaan. Beide subsamples werden vervolgens opgeslagen bij -24 ^{o}C in gejodeerde polyethyleen potjes.

Totaal opgeloste concentraties aan Mg, K, Fe, Al, P en S werden gemeten in de aangezuurde monsters met behulp van ICP-OES (IRIS Intrepid II, Thermo Electron Corporation, USA). NH_4, NO_3, PO_4 en Cl-concentraties werden colorimetrisch bepaald (autoanalyzers, Bran+Luebbe, Duitsland). De Ionenratio werd berekend via 2*[Ca]/(2*[Ca] + [Cl]) (van Wirdum 1991).

Bulkdichtheden, drooggewichten en vochtgehaltes van de bodems werden bepaald door de bodems te drogen bij 70 ^{o}C tot constant gewicht. Het gehalte organische stof werd geschat via verbranding (4 uur, 550 ^{o}C). Vegetatie-monsters werden kort gewassen met demi-water en bij 70 ^{o}C gedroogd tot constant gewicht. Bodem- en vegetatiemonsters werden vervolgens fijngemalen en gedestrueerd in een destructiemagnetron met HNO_3 (65%) en HCl (37%). De totaal concentraties aan ionen in de destructiemonsters werd verdund gemeten met ICP-OES. De C en N-concentraties werden in droge fijngemalen monsters bepaald met een CNS- analyzer (Elementar, Duitsland).

De concentraties aan totaal anorganisch (P_{anorg}) en organisch fosfor (P_{org}) in de bodem werden na een 16 uur durende extractie met 0.5 M H_2SO_4 colorimetrisch bepaald. Voor de totaal P-concentraties werden de fijngemalen monsters vooraf eerst 6 uur bij 550 ^{o}C verhit, voor de bepaling van P_{inorg} werden onverwarmde monsters gebruikt. P_{org} werd berekend door het verschil hiervan te berekenen. De hoeveelheden Fe- en Al-gebonden P ($P_{Fe/Al}$), en Ca-gebonden P (P_{Ca}) werden sequentieel bepaald volgens Golterman (1996), waarbij alle P-fracties op de ICP-OES werden gemeten. De concentraties amorf ijzer en aluminium (hydroxiden, oxiden en organische complexen die fosfor kunnen binden) werden bepaald aan gevriesdroogde monsters, na extractie met oxalaat (Schwertmann 1964). De Fe en Al-concentraties werden na de extractie op de ICP-OES gemeten. Een pyrofosfaat-extractie aan gevriesdroogde monsters werd uitgevoerd om onderscheid te maken tussen ijzer en aluminium in organische complexen en in (hydr)oxiden (Dixon & Weed 1989). In dit geval werden de Fe en Al-concentraties op een AES (AAnalyst 400, PerkinElmer, USA) gemeten. De biologisch beschikbare hoeveelheid fosfor werd geschat via een Olsen-extractie aan gevriesdroogde bodem (Olsen 1954). Tabel 2.1 geeft een overzicht van de verschillende extractiemethoden, terwijl tabel 2.2 een overzicht geeft van de berekeningen die zijn uitgevoerd om de verschillende P-fracties te bepalen.

Tabel 2.1. Overzicht van de extractiemethodes die zijn toegepast op de bodems.

Extractiemethode	Gemeten fracties	Referentie
H_2SO_4	Totaal P, anorganisch P & organisch P (P_{tot}), (P_{anorg}) & (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

Tabel 2.2. Omschrijving en berekeningswijze van de berekende fracties.

Fracties	Omschrijving	Formule
$P_{Fe,Ca,Al\ org}$	P gebonden aan organische Al, Fe en Ca-complexen	$P_{Fe,Ca,Al\ org} = P_{Fe/Al} + P_{Ca} - P_{anorg}$
$P_{org\ fix}$	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	$P_{Fe,Al\ min} = P_{anorg} * P_{Fe,Al} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$P_{Ca\ min}$	P gebonden aan mineraal Ca	$P_{Ca\ min} = P_{anorg} * P_{Ca} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$P_{Fe,Al\ org}$	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	$P_{Ca\text{-}org} = P_{Fe,Ca,Al\ org} * P_{Ca} / (P_{Fe,Al} + P_{Ca})$
$Fe_{ox\text{-}pyr}$ en $Al_{ox\text{-}pyr}$	Anorganische Fe en Al(hydr)oxides	$Fe_{ox\text{-}pyr} = Fe_{ox} - Fe_{pyr}$ $Al_{ox\text{-}pyr} = Al_{ox} - Al_{pyr}$

3.1.3 Statistische analyses

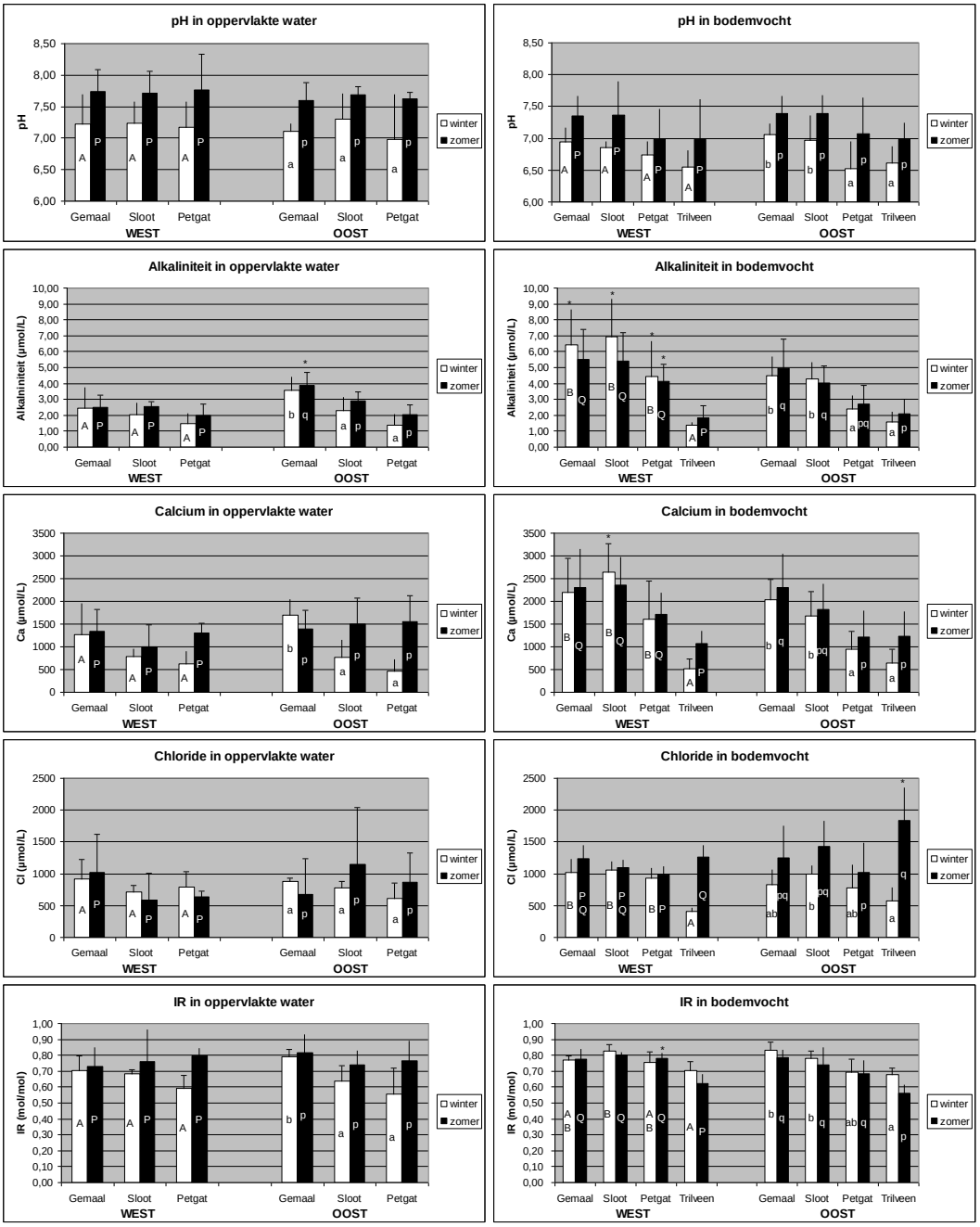
Voor statistische analyses werd een 3-weg ANOVA in SPSS 20.0.0 voor Windows gebruikt. Data die niet voldeden aan de voorwaarden voor een parametrische test, werden log(x+1) getransformeerd. Als post-hoc toets werd de Bonferroni-test gebruikt ($p < 0,05$).

3.2 Buffercapaciteit

3.2.1 Buffercapaciteit van het oppervlaktewater

Er waren duidelijke verschillen zichtbaar tussen zomer en winter voor de Ca-concentraties, de ionenratio (IR) en de alkaliniteit van het oppervlaktewater (Figuur 3.2, Tabel 3.3). In de zomer waren de Ca-concentraties in de hele boezem relatief hoog met waarden rond 1400 µmol/L (56 mg/L), terwijl er in de winter een duidelijke gradiënt te zien was met veel lagere waarden van 500-800 µmol/L in de kanalen en petgaten. Alleen bij de oostelijke gemalen blijkt er in de zomer een hogere alkaliniteit te zijn dan bij de westelijke gemalen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de aanvoer van mineraal- en bicarbonaatrijk water vanaf het oostelijker gelegen Drents Plateau. De vrij constante pH, alkaliniteit en Ca-concentraties suggereren dat al het boezemwater in de zomer ongeveer van hetzelfde basenrijke watertype is. Dit wordt ondersteund door de hoge IR. In de zomer lijkt het instromende basenrijke oppervlakte-water 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, waarin nog geen

water bij gemaal Stroink de boezem was ingelaten. Dit in tegenstelling tot eerdere metingen in 2007, die ook na een droge periode (in het voorjaar) werden uitgevoerd, maar juist 1 week nadat er water bij gemaal Stroink was ingelaten (Lamers et al. 2010).



Figuur 3.2. pH, alkaliniteit, IR, Ca en Cl-concentratie in het oppervlaktewater en bodemvocht tijdens de winter (witte balken) en zomer (zwarte balken). De IR is berekend als 2[Ca]/ (2*[Ca]+[Cl]). Gemiddelden (n=5) met standaard deviaties. A & B en P & Q geven verschillen aan tussen locaties in het westen, terwijl a & b en p & q verschillen aangeven tussen locaties in het oosten. * geeft een verschil aan tussen het westen en oosten (p < 0,05).*

De winter laat een heel ander beeld zien. Hoewel de Ca-concentraties in het oppervlaktewater nabij poldergemalen even hoog zijn als in de zomer, dalen de Ca-concentraties in de winter over de gradiënt naar trilvenen (Figuur 3.2, Tabel 3.3). 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 in de winter groter wordt naarmate de locaties meer geïsoleerd liggen. Deze gradiënt wordt veroorzaakt door het netto neerslagoverschot in de winter, waardoor er in de winter in de meer geïsoleerde centrale delen van het gebied verdunning met regenwater optreedt. Volgens Torenbeek (2008) treedt door het netto neerslagoverschot in de winter bovendien regelmatig omkering van de stroomrichting op, waardoor het basenrijke inlaatwater bij de poldergemalen mogelijk minder goed over de boezem kan worden verspreid. Dit beeld wordt ondersteund door de analyses in hoofdstuk 2 van dit rapport.

Tabel 3.3. Resultaten voor de oppervlaktewater- en bodemvochtkwaliteit (3-weg ANOVA), met p-waarden voor locatie (poldergemaal, kanaal, petgat, trilveen), gebiedsdeel (west versus oost) en seizoen (winter versus zomer). Significante effecten (p < 0,05) zijn dikgedrukt. Significante verschillen tussen locaties worden aangegeven met verschillende letters, waarbij a altijd de laagste waarde is (post-hoc test, n = 5; p < 0.05).

	locatie	**gebiedsdeel**	**seizoen**	**inlaat**	**kanaal**	**petgat**	**trilveen**
Oppervlaktewater							
pH	**0,000**	0,975	**0,000**	b	b	b	a
alkaliniteit	**0,000**	**0,016**	**0,012**	b	b	a	a
Ca	**0,000**	0,082	**0,000**	b	a	a	a
Fe	**0,000**	0,637	**0,000**	b	ab	a	a
Al	**0,000**	0,716	**0,000**	a	a	a	b
PO_4	**0,000**	0,056	**0,014**	ab	a	a	b
P minus PO_4	**0,000**	0,575	**0,000**	b	a	a	b
totaal P	**0,000**	0,149	**0,000**	bc	ab	a	c
S	**0,001**	**0,010**	0,073	b	ab	a	a
NO_3	**0,017**	0,623	**0,000**	b	ab	a	ab
NH_4	**0,001**	0,275	**0,027**	b	ab	a	b
totaal N	**0,003**	0,545	0,213	b	ab	a	b
IR	**0,000**	0,836	**0,000**	c	bc	ab	a
Bodemvocht							
pH	**0,000**	0,304	**0,000**	b	b	a	a
alkaliniteit	**0,000**	**0,003**	0,705	c	c	b	a
Ca	**0,000**	0,080	**0,034**	c	c	b	a
Fe	**0,000**	0,070	0,270	c	c	b	a
Al	0,060	0,141	**0,006**	a	a	a	a
PO_4	**0,000**	**0,000**	0,408	bc	c	b	a
P minus PO_4	**0,000**	**0,001**	**0,003**	c	c	b	a
totaal P	**0,000**	**0,000**	**0,008**	bc	c	b	a
S	**0,000**	**0,019**	0,332	a	a	a	b
sulfide	0,053	0,678	**0,000**	a	a	a	a
NO_3	0,526	0,051	**0,016**	a	a	a	a
NH_4	**0,000**	**0,041**	0,553	b	b	b	a
totaal N	**0,000**	**0,006**	0,265	b	b	b	a
Fe/PO_4	**0,005**	**0,000**	**0,000**	b	ab	ab	a

3.2.2 Buffercapaciteit van het bodemvocht

In het bodemvocht namen de Ca-concentraties in zowel de winter als de zomer significant af over de gradiënt van poldergemalen naar trilvenen (Tabel 3.3). 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. Tevens neemt ook de alkaliniteit in het bodemvocht, zowel in de winter als in de zomer, sterk af van 6 mmol l^{-1} nabij poldergemalen naar 2 mmol l^{-1} in trilvenen (Figuur 3.2, Tabel 3.3). Aangezien de alkaliniteit van het oppervlaktewater afneemt van ca. 2,0 naar 1,5 mmol l^{-1} bij de westelijke gemalen en van ca. 4,0 naar 1,5 mmol l^{-1} bij de oostelijke gemalen, blijken reductieve bodemprocessen voor een belangrijk deel de alkaliniteit van het bodemvocht te bepalen. Naarmate men meer aan de buitenkant van het gebied komt, vindt er meer afbraak in de bodem plaats en is de alkaliniteit van het bodemvocht beduidend hoger dan die van het oppervlaktewater. In het project Baggernut (Poelen *et al.* 2012) bleek een alkaliniteit van boven de 2,5 mmol l^{-1} in het bodemvocht voor 50% te worden verklaard door afbraak.

Het is overigens wel 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 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 waardes van 0-0,5 mmol l^{-1} bereiken (zie hoofdstuk 8). 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).

3.3 Nutriëntbeschikbaarheid

3.3.1 Welk nutriënt is limiterend voor de vegetatieontwikkeling?

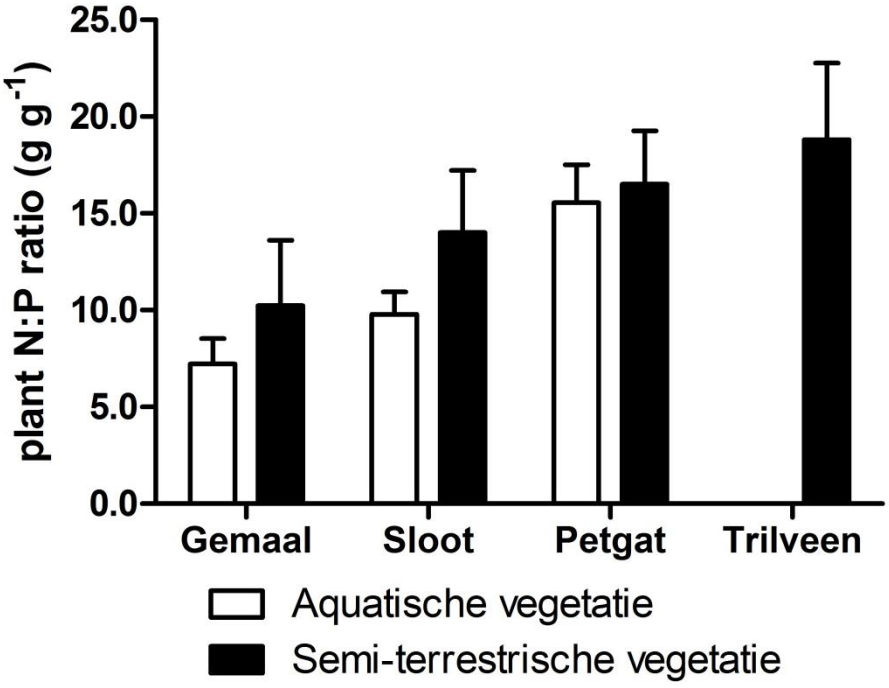
De groei van een vegetatie kan gelimiteerd worden door de beschikbaarheid van een nutriënt (meestal stikstof of fosfor) of een combinatie van nutriënten. Bij toename van het limiterende nutriënt zal de vegetatie over het algemeen verruigen, waarbij snelgroeiende soorten dominant worden ten koste van minder concurrentiekrachtige soorten. De minder concurrentiekrachtige soorten (dit zijn over het algemeen ook de zeldzamere soorten) krijgen hierdoor onvoldoende licht voor kieming en groei. De biodiversiteit neemt hierdoor dus af. Voor onderwatervegetaties geldt daarnaast dat de waterlaag voldoende helder moet zijn, om lichtlimitatie te voorkomen. Bovendien moet er geen sprake zijn van groeibelemmering door andere factoren, waaronder toxische stoffen. Voor het beheer is het type nutriëntenlimitatie belangrijk, omdat daarmee duidelijk wordt welke nutriënten het meest sturend zijn voor de ontwikkelingen, aangezien maatregelen hiervoor kunnen verschillen.

De aard van de nutriëntenlimitatie bij een bepaald vegetatietype kan getest worden aan de hand van bemestingsexperimenten. Binnen dit OBN-onderzoek zijn dergelijke bemestingsexperimenten uitgevoerd in verschillende belangrijke vegetatietypen (zie Hoofdstuk 6). Daarnaast kan er op indirecte wijze inzicht in de aard van de nutriëntenlimitatie verkregen worden, via de analyse van bladmateriaal en het berekenen van de ratio's tussen de nutriënten. Uit analyses van het bladweefsel van de vegetaties op de bemonsterde locaties blijkt dat de N/P ratio in de vegetatie significant toeneemt vanaf de poldergemalen, via de kanalen, naar de petgaten en trilvenen (Figuur 3.3, Tabel 3.4). Dit zowel het geval in aquatische als semi-terrestrische vegetaties. Hoewel de N-concentraties in de vegetatie bij de gemalen ook significant hoger waren dan in de petgaten en trilvenen (Tabel 3.4), daalden de P-concentraties relatief gezien sterker, waardoor fosfor meer limiterend werd. Zowel in het westen als het oosten van de boezem verschuift de N/P ratio van ongeveer 8 g g^{-1} bij de gemalen naar ongeveer 18 g g^{-1} bij de trilvenen. Deze verandering geeft een duidelijke verschuiving aan van een situatie waarin fosfor niet limiterend is bij de gemalen en in de sloten naar een meer P-limiterende situatie bij de trilvenen (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink *et al.* 2003; Güsewell 2004). Dit ondersteunt de hypothese dat de vegetatie van trilvenen zal verruigen bij te hoge P-aanvoer.

De N/P ratio's van de vegetatie in de petgaten liggen rond de 15, zowel bij aquatische als semi-terrestrische vegetaties, wat lijkt te duiden op co-limitatie door stikstof en fosfor. Bij uitgebreidere metingen van de waterplanten in de petgaten, die eind juli 2010 zijn uitgevoerd in ongeveer 60 petgaten (hoofdstuk 4), 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 de P-beschikbaarheid in de meeste petgaten niet een limiterende factor is voor de groei van waterplanten. Dit betekent echter geenszins dat extra P-aanvoer geen probleem is, aangezien bij hoge P-concentraties in het water algen zullen toenemen, waardoor er lichtbeperking optreedt en vegetaties met waterplanten zullen verdwijnen. Lage P-concentraties in het oppervlaktewater zijn overigens ook geen directe garantie voor succes. Lamers en collega's (2012a) hebben namelijk beschreven hoe een hoge P-beschikbaarheid in de bodem bij een lage P-concentratie in de waterlaag toch kan leiden tot woekering van een soort waterplant, zoals Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum* L.) of Smalle waterpest (*Elodea nuttallii* Planch.).

Tabel 3.4. Statistische resultaten voor de nutriëntenconcentraties in het bladweefsel van helofyten (2-weg ANOVA), met p-waarden voor locatie (poldergemaal, kanaal, petgat, trilveen) en gebiedsdeel (west versus oost). Significante effecten (p < 0,05) zijn dikgedrukt. Significante verschillen tussen locaties worden aangegeven met verschillende letters, waarbij a altijd de laagste waarde is (post-hoc test, n = 5; p < 0.05).

	locatie	**gebiedsdeel**	**inlaat**	**kanaal**	**petgat**	**trilveen**
C plant	**0,000**	0,977	a	b	ab	c
N plant	**0,000**	0,152	c	bc	ab	a
P plant	**0,000**	0,084	c	b	a	a
C/N plant	**0,000**	0,238	a	ab	b	c
C/P plant	**0,000**	0,981	a	ab	b	c
N/P plant	**0,000**	0,518	a	a	b	c



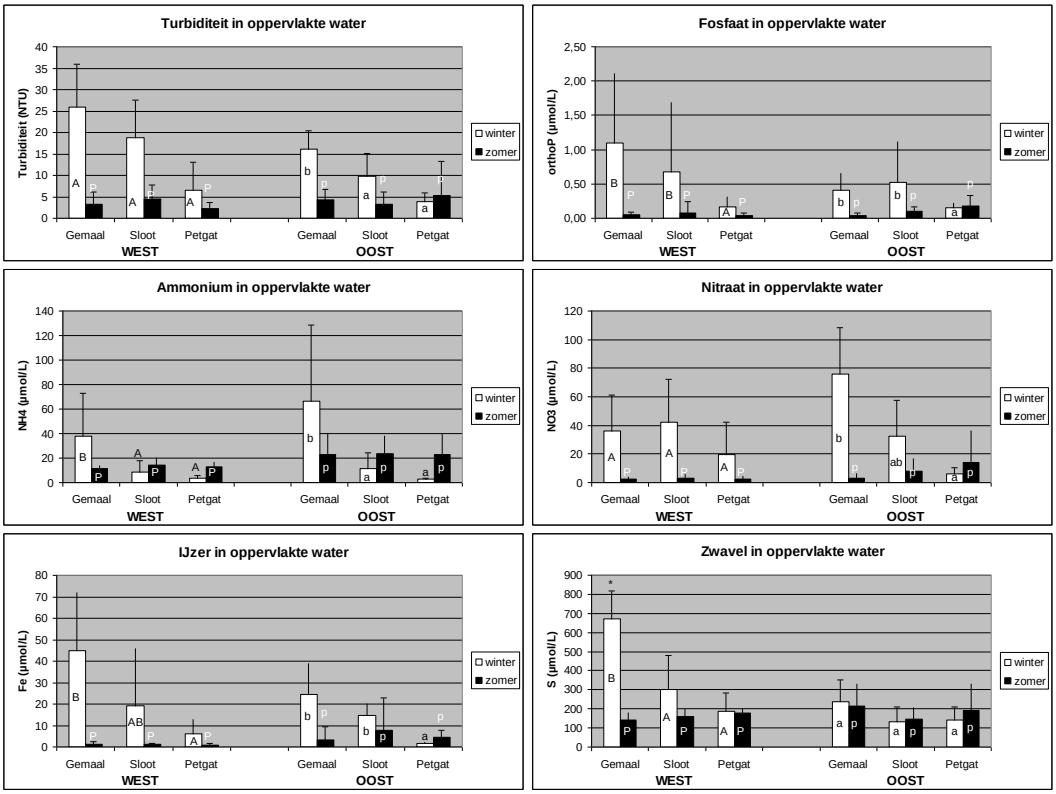
Figuur 3.3. N/P ratio's (g g^{-1}) in de bovengrondse biomassa van aquatische en semi-terrestrische vegetaties bij poldergemalen en in kanalen, petgaten en trilvenen. Gemiddelden met standaard deviatie (n=5). Zie tabel 3.4 voor de statistische analyse.

3.3.2 Nutriënten in het oppervlaktewater

In de winter liet het oppervlaktewater bij de poldergemalen en in de kanalen hogere waarden voor totaal fosfor (P), orthofosfaat (verder aangeduid als PO_4), ammonium en nitraat zien dan in de petgaten (Figuren 3.4 en 3.5, Tabel 3.3). Opvallend was echter dat de gemiddelde PO_4-concentratie op alle gemeten locaties lager was dan 1 µmol l^{-1} (0,03 mg l^{-1}). De troebelheid (turbiditeit) was bij de gemalen en in de kanalen ook beduidend hoger in de winter dan in de zomer en lag rond 15-25 NTU (Figuur 3.4, Tabel 3.3). Voor goed bodemzicht in laagveenwateren moeten de waarden lager dan 5-15 NTU zijn om goed ontwikkelde aquatische vegetaties te krijgen (Geurts *et al.* 2008; Lamers *et al.* 2010).

De PO_4-concentraties in het oppervlaktewater blijken in de winter dus vrijwel overal lager dan 1 µmol l^{-1} te zijn. De totaal opgelost P-concentraties waren met waarden tot 5 µmol l^{-1} veel hoger, vooral bij de poldergemalen in de winter (Figuur 3.5, Tabel 3.3). Dit lijkt er op te duiden dat in de winter de fractie organisch opgelost P (dissolved organic P, oftewel DOP) en/of colloïdale Fe-P deeltjes het hoogst zijn bij de inlaatpunten, en afnemen naar de haarvaten toe. Deze P-fracties zijn vaak niet direct beschikbaar voor de vegetatie, maar dragen wel bij aan de totale P-vracht van de boezem.

De hierboven beschreven gradiënten worden waarschijnlijk enerzijds veroorzaakt door de hoge uitspoeling van stikstof en fosfor vanaf agrarische velden gedurende de winter (Schoumans *et al.* 2008). Anderzijds pompen de poldergemalen in de winter relatief veel vervuild water de boezem in (hoofdstuk 2), terwijl er dan in de centrale delen van de boezem juist verdunning met regenwater optreedt (ARCADIS 2004a).

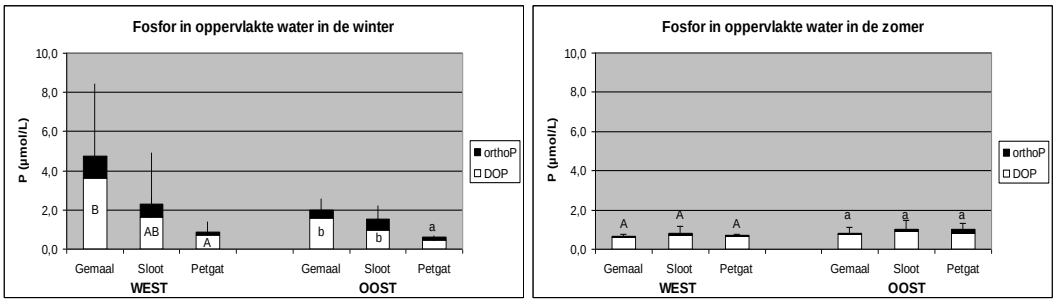


*Figuur 3.4. Turbiditeit, PO_4, NH_4, NO_3, Fe en S-concentraties in het oppervlaktewater tijdens de winter (witte balken) en zomer (zwarte balken). Gemiddelden met standaard deviatie (n=5). A & B en P & Q geven verschillen aan tussen locaties in het westen, terwijl a & b en p & q verschillen aangeven tussen locaties in het oosten. Significante verschillen tussen de locaties in het westen en oosten worden met een * boven de balk aangegeven (p < 0,05).*

In de zomer waren bovengenoemde gradiënten in turbiditeit en totaal fosfor echter geheel verdwenen (Figuren 3.4 en 3.5), en leken de waarden overal voldoende laag voor een goede ontwikkeling van de aquatische vegetaties. De afwezigheid van gradiënten in de zomer wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verlaagde inlaat vanuit polders en de grotere nutriëntopname door algen en waterplanten (ARCADIS 2004a). 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 zomermetingen zijn echter aan het einde van een vrij droge augustus maand uitgevoerd, vlak voordat er bij gemaal Stroink water werd ingelaten[1]. In mei 2007 werd bij een eenmalige meetreeks wel een gradiënt in de oppervlaktewaterkwaliteit gemeten tijdens een droge periode in het voorjaar, maar dit was 1 week nadat er bij gemaal Stroink water was ingelaten (Lamers *et al.* 2010). Van gemaal Stroink naar de haarvaten gaande nam de alkaliniteit af van 3 naar 2 mmol l^{-1}, daalde de PO_4-concentraties van 1 naar 0.1 µmol l^{-1} en daalde de totaal N-concentratie (nitraat en ammonium) ook van 150 naar 18 µmol l^{-1}. Overigens is het belang van dergelijke inlaten bij gemaal Stroink op de totale P-balans van de boezem beperkt, 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 de polders (Hoofdstuk 2; ARCADIS 2004).

[1] http://www.reestenwieden.nl/leven_met_water/peilbeheer/waterstanden



Figuur 3.5. Totaal P-concentraties in het oppervlaktewater tijdens de winter (links) en de zomer (rechts). 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). Zie tabel 3.3 voor de statistische analyse.

De Fe en S-concentraties waren in het hele gebied laag tijdens de zomer (Figuur 3.4). Dit is waarschijnlijk het gevolg van een kleinere inlaat (zie hoofdstuk 2) en de relatief snelle omzetting van sulfaat en ijzer naar ijzersulfiden in de zomer (Lamers *et al.* 2012b). In de winter waren de Fe-concentraties veel hoger bij de poldergemalen en in de kanalen dan in de haarvaten van de boezem. Dit geeft aan dat er in de winter aan beide kanten van de boezem veel ijzerpartikeltjes worden binnengepompt. Aangezien de gemeten waarden alleen de zeer kleine partikeltjes weergeven die door het filter gaan, zal de totale aanvoer van ijzer groter zijn. Dit is ook zichtbaar aan de oranje kleur van het inlaatwater. Aan deze ijzerpartikels zit overigens ook veel P gebonden, zoals uit de verhoogde totaal P-concentraties blijkt (Figuur 3.5). De S-concentraties waren in de winter vooral in het westelijk deel van de boezem veel hoger met waarden hoger dan 550 µmol l^{-1} (53 mg SO_4 l^{-1}). Uit hoofdstuk 2 bleek al dat aan de westzijde van de boezem relatief veel sulfaat de boezem wordt binnengepompt. Dit hangt samen met de ligging van de voormalige Zuiderzee aan deze kant van de boezem.

3.3.3 Nutriënten en bodemprocessen

Er is erg veel aandacht besteed aan de P-huishouding in de onderwater-bodems, omdat er uitwisseling kan plaatsvinden van nutriënten tussen het oppervlaktewater en de waterbodem, en planten nutriënten opnemen uit de onderwaterbodem. Dezelfde metingen zijn ook aan de trilveenbodems gedaan. Aangezien fosfor in veel laagveenvegetaties een probleem lijkt te zijn voor succesvolle successie (o.a. Verhoeven *et al.* 1996; Wassen *et al.* 2005; Kooijman & Paulissen 2006; Lamers *et al.* 2010), wat door het verloop van de N/P ratio's in de vegetatie in dit onderzoek ondersteund wordt, is besloten om een aantal extra bodemextracties uit te voeren die meer inzicht geven in de fosforhuishouding van de bodem (Tabel 2.1). Een bijkomende reden om de waterbodems te onderzoeken, is het feit dat deze vaak een betere indruk kunnen geven van cumulatieve processen (bijvoorbeeld de ophoping van nutriënten in de bodem).

In de bodem komt fosfor in verschillende fracties voor, namelijk gebonden in organische vorm, gebonden aan calcium en calciumcarbonaat, gebonden aan amorfe ijzer- en aluminium(hydr)oxides 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 en de uitwisseling met de waterlaag. De organische P-fractie ($P_{org\ fix}$) kan alleen vrijkomen via mineralisatie en is op de korte termijn vrijwel onbeschikbaar 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), en is meestal beter beschikbaar voor planten. Alleen de orthofosfaten in het bodemvocht, die meestal slechts een hele kleine fractie zijn van de totale hoeveelheid fosfor in de bodem, zijn echter direct beschikbaar, en het zijn ook vooral deze orthofosfaten die tussen de bodem en het oppervlaktewater worden uitgewisseld.

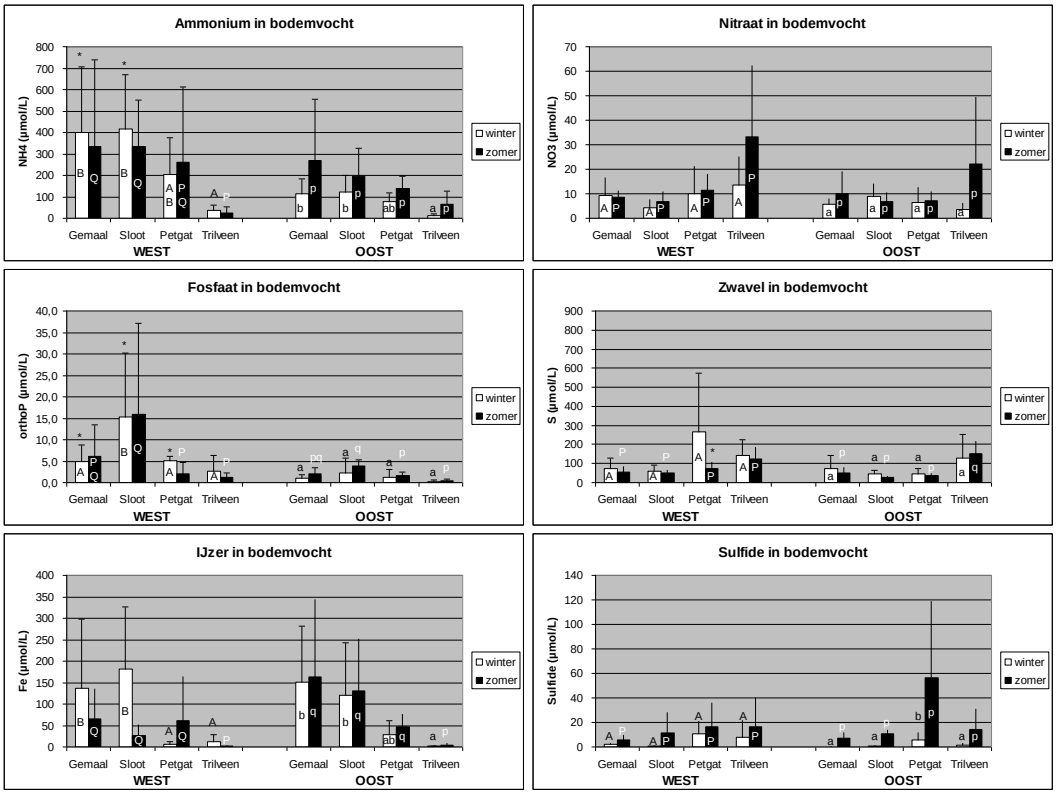
De mate waarin deze orthofosfaten gebonden worden, is van veel factoren afhankelijk, waaronder de redoxcondities en de vormen en concentraties waarin PO_4, SO_4, sulfide, Al, Fe en Ca voorkomen (Boström *et al.* 1988; van der Zee & van Riemsdijk 1988; Caraco *et al.* 1989; Fixen & Grove 1990; Roelofs 1991; Smolders & Roelofs 1993; Lookman *et al.* 1995; Lamers *et al.* 1998; Beltman *et al.* 2000; Loeb *et al.* 2008b). Orthofosfaat dat gebonden is aan mineraal calcium ($P_{Ca\ min}$) kan waarschijnlijk alleen via verzuring (waarbij wortels een rol kunnen spelen) vrijkomen (Stumm & Morgan 1996; Golterman 1998). Orthofosfaat dat gebonden is aan mineraal ijzer en aluminium ($P_{Fe,Al\ min}$), is daarentegen beter beschikbaar, doordat deze binding minder sterk is (Sanchez & Uehara 1980; McBride 1994; Lookman *et al.* 1995).

Verder blijkt ook de concentratie van organische zuren (TOC) in de bodem van invloed te zijn op P-binding in de bodem (Borggaard 2005; Guan *et al.* 2006; Martynova 2008; Sauerwein 2010). Orthofosfaat lijkt zwakker te binden aan organische complexen met ijzer en aluminium ($P_{Fe,Al\text{-}org}$) dan aan minerale vormen van ijzer en aluminium (Koenings & Hooper 1976; Borggaard 2005; Kooijman *et al.* 2009a). Hoewel er weinig bekend is over de binding van orthofosfaat aan organisch Ca-complexen ($P_{Ca\text{-}org}$), ligt het voor da hand dat een dergelijke binding minder sterk is dan de P-binding aan mineraal Ca ($P_{Ca\ min}$). Een aantal van bovengenoemde fracties kan direct worden gemeten (zie tabel 3.1). Andere fracties kunnen echter niet direct worden gemeten en zijn berekend (zie methode; Tabel 3.2).

3.3.4 Nutriëntbeschikbaarheid in het bodemvocht

Zowel in de zomer als winter lijkt de NH_4-concentraties in het bodemvocht alleen in petgaten en trilvenen lager te zijn dan de grenswaarde van 100 µmol l^{-1}, waarboven toxische effecten kunnen optreden (Lamers *et al.* 2010). De NH_4-concentraties in het bodemvocht blijken in de winter hoger te zijn bij westelijk dan bij oostelijk gelegen poldergemalen en kanalen (Figuur 3.6, Tabel 3.3). Niet alleen NH_4-concentraties, maar ook de PO_4-concentraties in het bodemvocht zijn vooral in de winter hoger bij westelijk dan bij oostelijk gelegen gemalen, kanalen en petgaten (Figuur 3.6, Tabel 3.3). In het oosten is de PO_4-concentratie in het bodemvocht overal redelijk laag, terwijl dit in het westen alleen bij de trilvenen het geval is.

De verhoogde alkaliniteit, NH_4 en PO_4-concentraties in het bodemvocht van de westelijk gelegen gemalen en kanalen worden waarschijnlijk veroorzaakt door de inlaat van sulfaatrijk water in de winter bij de westelijk gelegen gemalen en pompstations. Onder anaerobe omstandigheden, zoals bij onderwater bodems veelal het geval is, kan dit sulfaat gereduceerd worden. Dit kan niet alleen tot hogere decompositiesnelheden leiden, waardoor meer ammonium en fosfaat wordt geproduceerd, maar leidt ook tot zuurstofarme situaties, waardoor er minder nitraat geproduceerd wordt en daarmee lagere stikstofverliezen optreden (Geurts *et al.* 2009).



*Figuur 3.6. NH_4, NO_3, PO_4, Fe, S en sulfideconcentraties in het bodemvocht tijdens de winter (witte balken) en zomer (zwarte balken). Gemiddelden met standaard deviatie (n=5). A & B en P & Q geven verschillen aan tussen locaties in het westen, terwijl a & b en p & q verschillen aangeven tussen locaties in het oosten. Significante verschillen tussen de locaties in het westen en het oosten worden met een * boven de balk aangegeven (p < 0,05).*

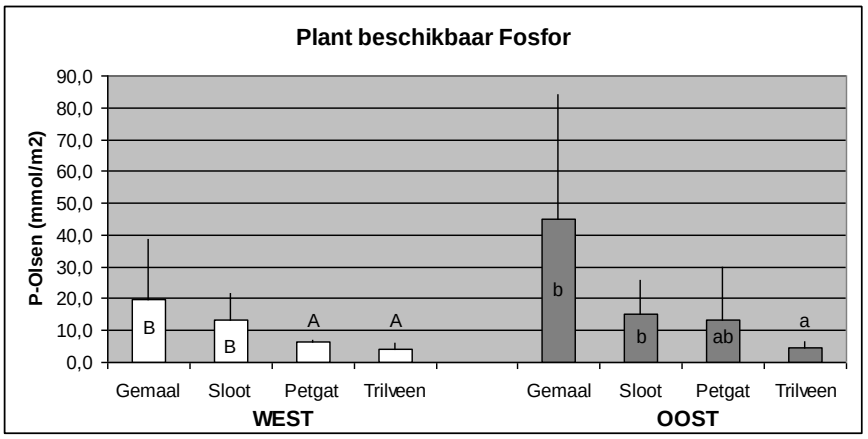
Bij de sulfaatreductie ontstaat ook waterstofsulfide, dat tot toxische effecten kan leiden bij planten en bodemorganismen als de concentraties in het bodemvocht hoger zijn dan 10 µmol l^{-1} (Lamers *et al.* 2006a). Dit blijkt vrijwel nergens in de boezem op te treden (Figuur 3.6). Hoge sulfideconcentraties worden vermoedelijk voorkomen doordat er voldoende ijzer in de bodem zit (Connell & Patrick 1969; Rajan 1978; Giblin *et al.* 1990; Smolders & Roelofs 1993; Alves & Lavorenti 2004). Door de sterke binding van sulfide aan ijzer kan eerder geadsorbeerd orthofosfaat echter vrijkomen (Boström *et al.* 1988; Caraco *et al.* 1989; Smolders & Roelofs 1993; Lamers *et al.* 1998, 2002).

De Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht van de onderwaterbodems zouden echter hoog genoeg moeten zijn om P-mobilisatie van de bodem naar de waterlaag op de meeste locaties tegen te gaan (Tabel 3.5). Volgens Geurts *et al.* (2008) is er bij Fe/PO_4 ratio's boven de 3,5 mol mol^{-1} voldoende ijzer in de bodem aanwezig voor P-immobilisatie. Aan de westkant zijn de Fe/PO_4 ratio's lager dan aan de oostkant, waarbij alleen in de westelijk gelegen petgaten Fe/PO_4 ratio's beneden de 3,5 mol mol^{-1} zijn gemeten. 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 kanalen worden geschat op 0,07-1,10 gP m^{-2} jr^{-1}, en 0,04-0,43 gP m^{-2} jr^{-1} voor de oostelijk gelegen gemalen en kanalen (Poelen *et al.* 2012). Waarden boven de 0,4 gP m^{-2} jr^{-1}, die vooral aan de westkant van de boezem voorkomen, geven aan dat interne P-mobilisatie een belangrijke bijdrage kan leveren aan de totale fosforlast van de westelijke buitenrand van de boezem.

*Tabel 3.5. Fe/PO_4 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. (2008) dat er voldoende ijzer aanwezig is om orthofosfaat te immobiliseren en P-mobilisatie naar de waterlaag te reduceren. Gemiddelden met standaard deviatie (n=5). A & B en a & b geven significante verschillen aan in respectievelijk het westen en het oosten, terwijl een * aangeeft dat er een significant verschil is tussen het westen en het oosten (p < 0.05).*

	Gemaal	**Sloot**	**Petgat**	**Trilveen**
Fe/PO_4 west (mol mol^{-1})	25 (27)B	13 (14)AB	3 (4)A	13 (19)AB
Fe/PO_4 oost (mol mol^{-1})	194 (248)b*	165 (279)b	59 (57)ab*	9 (7)a

Geurts *et al.* (2008) geven verder aan dat het aantal water- en oeverplanten dat op de rode lijst staat significant toeneemt boven Fe/PO_4 ratio's van 1 mol mol^{-1}, en dat de bedekking van deze soorten significant toeneemt bij waarden boven de 10 mol mol^{-1}. Bij hoge Fe/PO_4 ratio's kunnen echter nog steeds lage aantallen en bedekkingen van rode-lijstsoorten optreden. Dit is ook het geval in De Wieden en De Weerribben, waar de Fe/PO_4 ratio's bijna overal hoger zijn dan 10 (Tabel 3.5), terwijl de rode-lijstsoorten vrijwel alleen in de petgaten en trilvenen voorkomen. Dit wordt ondersteund door de hoeveelheid biologisch beschikbaar fosfor (P_{Olsen}), dat inderdaad een gradiënt laat zien van poldergemalen naar trilvenen (Figuur 3.7, Tabel 3.6). Hoewel de kritische Fe/PO_4 ratio's wel iets zeggen over de P-mobilisatie vanuit de bodem naar de waterlaag, lijken de ratio's dus minder te zeggen over de werkelijke P-beschikbaarheid in de bodem voor planten. Dit betekent dat P-mobilisatie hier niet de meest bepalende factor is voor de vegetatie, maar dat andere factoren een belangrijkere rol spelen, zoals de totale P-beschikbaarheid in de bodem.



Figuur 3.7. Concentraties biologisch beschikbaar fosfor (P-Olsen) in de bodems bij gemalen en in kanalen, petgaten en trilvenen. De waardes zijn per m^2 gegeven voor een bodemdiepte van 10 cm. Gemiddelden met standaard deviatie (n=5). A & B en a & b geven significante verschillen aan in respectievelijk het westen en het oosten (p < 0.05).

Tabel 3.6. Statistische resultaten voor de verschillende metingen aan de bodems (2-weg ANOVA), met p-waarden voor locatie (poldergemaal, kanaal, petgat, trilveen) en gebiedsdeel (west versus oost). Significante effecten (p < 0,05) zijn dikgedrukt. α_{ox} = PSI = fosfor verzadigingsindex = (P_{ox} /(Fe_{ox} + Al_{ox})). Significante verschillen tussen locaties worden aangegeven met verschillende letters, waarbij a altijd de laagste waarde is (post-hoc test, n = 5; p < 0.05).

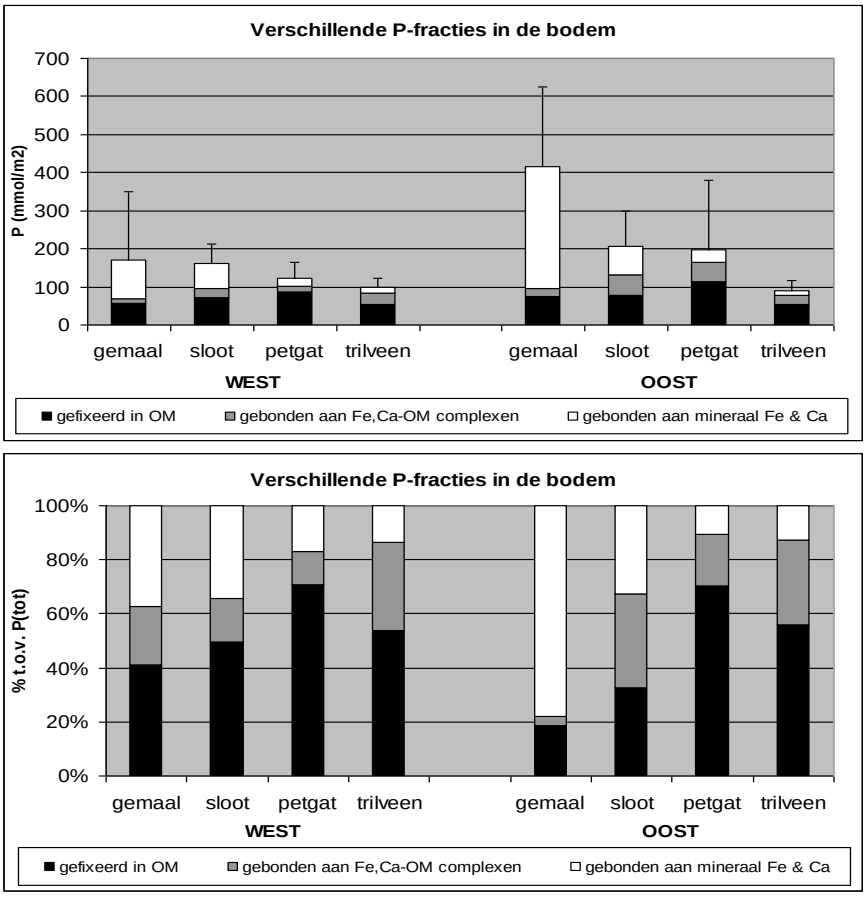
	locatie	**gebiedsdeel**	**inlaat**	**kanaal**	**petgat**	**trilveen**
Organisch stof %	**0,000**	**0,004**	a	b	b	c
bulkdichtheid	**0,000**	0,261	c	b	b	a
Totaalwaarden						
Ca_t	**0,001**	0,181	b	b	ab	a
Fe_t	**0,000**	0,094	c	bc	b	a
Al_t	**0,000**	0,052	c	b	b	a
P_t	**0,000**	**0,022**	b	a	a	a
N_t	**0,008**	0,162	ab	b	ab	a
S_t	**0,000**	0,096	ab	c	bc	a
C_t/N_t	0,151	0,341	a	a	a	a
C_t/P_t	**0,023**	0,920	a	ab	ab	b
N_t/P_t	**0,000**	0,287	a	b	b	b
Ca_t/Fe_t	**0,000**	0,758	a	a	a	b
Ca_t/P_t	0,086	0,677	a	a	a	a
Fe_t/P_t	**0,000**	0,677	b	b	b	a
$(Fe_t-S_t)/P_t$	**0,002**	0,127	b	ab	a	a
Fe_t/S_t	**0,000**	**0,002**	c	b	b	a
P-fracties						
P_{org}	0,610	0,398	a	a	a	a
P_{anorg} = $P_{Fe,Al,Ca\ min}$	**0,000**	**0,031**	b	a	a	a
P_{Ca}	**0,001**	**0,014**	b	a	a	a
$P_{Fe/Al}$	**0,006**	0,926	b	ab	a	a
P_{ox}	**0,000**	**0,043**	b	a	a	a
$P_{Fe,Al,Ca\ org}$	**0,011**	0,934	a	b	ab	b
$P_{org\ fix}$	0,174	0,569	a	a	a	a
P_{anorg}/P_t	**0,000**	0,109	b	a	a	a
P_{Ca}/P_t	**0,003**	0,169	ab	a	a	b
$P_{Fe/Al}/P_t$	**0,000**	0,783	b	b	a	a
$P_{Ca}/P_{Fe/Al}$	**0,003**	0,237	a	a	ab	b
$P_{Fe,Al,Ca\ org}/P_t$	**0,016**	0,706	a	ab	ab	b
$P_{org\ fix}/P_t$	**0,000**	0,174	a	ab	c	bc
P-Olsen	**0,005**	0,101	b	ab	a	a
α_{ox} = PSI	**0,000**	0,079	b	ab	a	a
Fe- & Al-fracties						
Fe_{ox}	**0,001**	0,894	b	b	ab	a
Al_{ox}	**0,000**	**0,022**	c	bc	b	a
Fe_{ox}-Fe_{pyr}	0,192	0,644	a	a	a	a
Al_{ox}-Al_{pyr}	**0,036**	0,531	b	ab	ab	a
Fe_{pyr}	**0,000**	0,554	b	b	b	a
Al_{pyr}	**0,000**	**0,003**	b	b	b	a
Fe_{pyr}/Fe_{ox}	**0,000**	0,069	b	bc	c	a
Al_{pyr}/Al_{ox}	0,064	0,463	a	a	a	a

3.3.5 P-fracties in de onderwaterbodems

Om de P-beschikbaarheid en de successiemogelijkheden van beschermde vegetatietypen binnen de boezem beter te kunnen inschatten, is het zinvol om meer inzicht te krijgen in de verschillende P-fracties in de bodem. De totale hoeveelheid fosfor in de bodem is bij de meeste westelijke gemalen meer dan twee keer zo laag als in het oosten (Figuur 3.8, Tabel 3.6). Tevens blijkt de totale hoeveelheid fosfor in de bodem bij goed ontwikkelde petgaten en kanalen 1,5-2 keer lager te liggen dan nabij de poldergemalen.

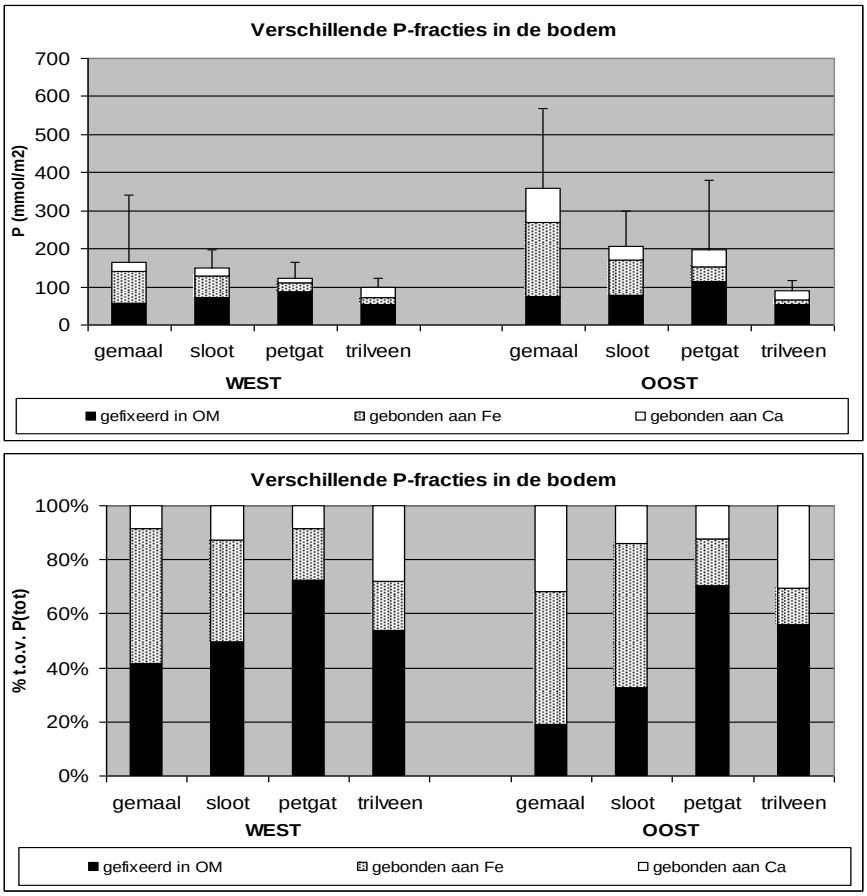
Er is ook een duidelijke verschuiving in de vorm waarin fosfor voorkomt (Figuur 3.8, Tabel 3.6). Poldergemalen bevatten relatief veel mineraal fosfor in de onderwaterbodems. Dit komt waarschijnlijk doordat er bij sommige gemalen, vooral bij de diepe polders nabij Scheerwolde, ijzerrijk water wordt uitgeslagen (zie hoofdstuk 2). Dit lijkt positief, maar het probleem is dat met dit ijzer ook veel gebonden mineraal fosfor wordt uitgeslagen. Iets dergelijks lijkt ook in andere laagveengebieden plaats te vinden, zoals in de Alde Feanen (mededeling van L. Lamers). Aangezien deze Fe-P deeltjes vooral aan de rand van de boezem neerslaan, zal het meeste fosfor waarschijnlijk niet direct bij de petgaten en trilvenen terecht komen. Het fosfor wordt echter wel aan de rand van de boezem opgeslagen in Fe-fosfaten die relatief makkelijk vrij kunnen komen via interne P-mobilisatie, bijvoorbeeld bij hogere temperaturen of aanvoer van sulfaatrijk water (Loeb *et al.* 2007).

In de petgaten blijkt het meeste fosfor echter gefixeerd te zijn in de organische matrix (Figuur 3.8, Tabel 3.6), wat in overeenstemming is met sequentiële extracties die Lamers *et al.* (2006a) hebben uitgevoerd. De afname in de fractie mineraal fosfor en de toename van organisch fosfor van buiten naar binnen de boezem wordt waarschijnlijk ten dele veroorzaakt door omzettingsprocessen, waarbij relatief makkelijk beschikbaar fosfor wordt vastgelegd in dode algen en planten, waaruit het fosfor alleen vrij kan komen via mineralisatieprocessen. Hierdoor zal de P-beschikbaarheid aan de randen groter zijn dan in het centrale gedeelte van de boezem.

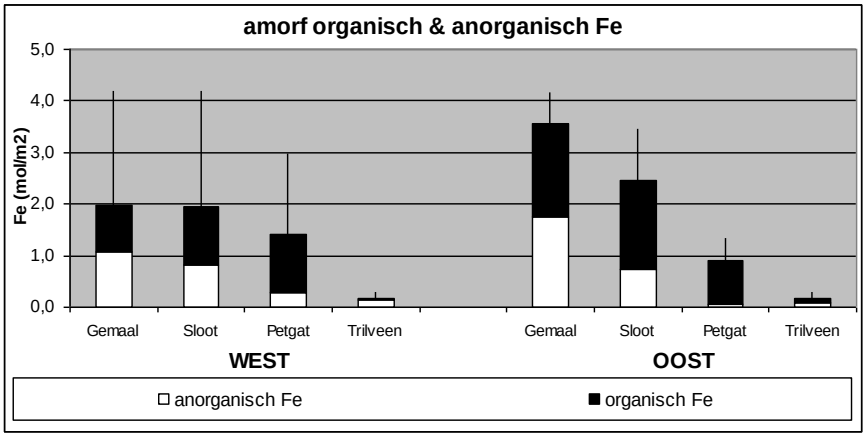


Figuur 3.8. Concentratie (per m^2 in de bovenste 10 cm van de bodem) en relatieve hoeveelheid fosfor dat gebonden is aan anorganisch ijzer en calcium, organische ijzer- en calcium-complexen en organische stof. Gemiddelden met standaard deviaties (n=5). Zie tabel 3.6 voor de statistische analyse.

Een andere belangrijke factor is het significant hogere aandeel van de hoeveelheid fosfor dat gebonden is aan ijzer in de onderwaterbodems nabij poldergemalen (Figuur 3.9; Tabel 3.6). De hoeveelheden amorf ijzer en aluminium, die fosfor kunnen binden, laten ook een duidelijke gradiënt zien van buiten naar binnen het gebied, waarbij ook een verschuiving optreedt in de vorm waarin ijzer en aluminium in de onderwaterbodems voorkomt (Figuur 3.10, Tabel 3.6). Zoals kan worden verwacht in een veensysteem dat rijk is aan organische stof, komt een belangrijk deel van het ijzer in de onderwaterbodems voor als organische Fe-complexen. Bij sommige poldergemalen, vooral bij de diepe polders nabij Scheerwolde, wordt echter ijzerrijk water uitgeslagen op de boezem (zie hoofdstuk 2) dat veelal minerale Fe-deeltjes bevat. Dit zorgt er waarschijnlijk voor dat het aandeel organisch ijzer t.o.v. mineraal ijzer significant toeneemt van de gemalen richting de petgaten. Als gevolg hiervan is er over deze gradiënt waarschijnlijk een toename van het aandeel fosfor dat aan organisch gebonden Fe-complexen zit (Tabel 3.6). Dit maakt de binding van fosfor aan ijzer in de waterbodems van petgaten moeilijker, aangezien orthofosfaat relatief zwak aan organische Fe-complexen bindt (Kooijman *et al.* 2009a). Enerzijds is dit voordelig voor de petgaten omdat er geen grote opslag van fosfor in de onderwaterbodems (oplading van een 'fosfaatbom') kan plaatsvinden. Anderzijds is het nadelig omdat er bij een extra aanvoer van fosfor weinig binding aan ijzer mogelijk is, en dit fosfor dus direct beschikbaar blijft in de waterlaag (Loeb *et al.* 2007).



Figuur 3.9. Concentratie (per m^2 in de bovenste 10 cm van de bodem) en relatieve hoeveelheid fosfor dat gebonden is aan ijzer, aan calcium en organische stof. Gemiddelden met standaard deviaties (n=5). Zie tabel 3.6 voor de statistische analyse.



Figuur 3.10. Concentraties (per m^2 in de bovenste 10 cm van de bodem) amorf anorganisch en organisch gebonden ijzer in de bodem. Gemiddelden met standaard deviaties (n=5). Zie tabel 3.6 voor de statistische analyse.

3.3.6 P-fracties in trilveenbodems

Wanneer naar de trilveenbodems wordt gekeken, valt een aantal zaken op. Hoewel er wel duidelijk verschillen zijn met de poldergemalen, zijn er geen significante verschillen tussen de waterbodems van de goed ontwikkelde petgaten en trilvenen met betrekking tot de totale hoeveelheid fosfor, het organisch gebonden fosfor, het Fe-gebonden fosfor, het Ca-gebonden fosfor en de hoeveelheid plant beschikbare fosfor (Figuur 3.7 t/m 3.9, Tabel 3.6). Hoewel de hoeveelheid organisch gebonden ijzer beduidend lager is in de trilveenbodems (Figuur 3.10), is er ook geen verschil in de P-fractie die aan ijzer gebonden is.

Het enige wat opvalt, is dat er in trilvenen procentueel gezien veel fosfor gebonden is aan calcium (Figuur 3.9; Tabel 3.6). Deze fractie is niet mobiliseerbaar bij verlaging van de zuurstofconcentratie en redoxpotentiaal in de bodem (bijvoorbeeld door overstroming), en ook relatief moeilijk beschikbaar voor planten. Dit lijkt dus een belangrijke factor te zijn om de P-beschikbaarheid laag te houden, waarmee voldoende aanvoer van calcium een belangrijk mechanisme lijkt om de P-beschikbaarheid lager te houden. De belangrijkste factor blijft echter een lage aanvoer van fosfaat.

3.4 Conclusies en aanbevelingen

Gradiënten

Dit deelonderzoek laat duidelijk zien dat er een gradiënt te zien is voor de kwaliteit van het oppervlaktewater (alleen in de winter) en het bodemvocht. Deze informatie is erg belangrijk, aangezien de totale stoffenbalans van een gebied weinig zegt over de gevoeligheid van de meer geïsoleerde delen van het gebied, waar de belangrijkste natuurwaarden aanwezig zijn. De resultaten van dit onderzoek maakt het voor beheerders mogelijk om uitspraken te doen over de gevolgen van veranderingen in waterbeheer op de verschillende delen van het gebied.

Buffercapaciteit

De buffercapaciteit van het oppervlaktewater vertoont alleen een gradiënt in de winter, doordat er dan een grotere invloed van regenwater in de haarvaten van de boezem is. In de zomer is deze gradiënt niet aanwezig, behalve direct na het inlaten van water bij gemaal Stroink tijdens droge perioden. Dat de alkaliniteit en Ca-concentraties meestal niet verschillen in de zomer, duidt erop dat de verdeling van water dan voor voldoende aanvoer van buffercapaciteit in de haarvaten zorgt. De alkaliniteit van het bodemvocht wordt echter vooral door bodemprocessen bepaald, maar ook hier is sprake van een gradiënt.

Nutriëntbeschikbaarheid

In de zomer is er geen gradiënt zichtbaar in de orthofosfaat en totaal opgelost P-concentraties in het oppervlaktewater. Een dergelijk gradiënt komt in de zomer alleen voor direct na het inlaten van water tijdens droge perioden. In de winter vindt echter veel P en N-aanvoer plaats bij de poldergemalen, waarbij organisch fosfor en aan Fe-deeltjes gebonden fosfor voor een belangrijk deel de totale P-vracht en P-opslag in de boezem bepalen. Hoewel de organische P-verbindingen niet direct beschikbaar zijn voor de vegetatie, kunnen ze op de langere termijn wel beschikbaar komen via mineralisatie. De Fe-gebonden P-fractie kan, bijvoorbeeld bij hogere temperatuur of bij anaerobe condities, makkelijker vrijkomen.

De P-beschikbaarheid voor planten neemt echter duidelijk af vanaf de gemalen naar de haarvaten ('filterwerking'). Dit blijkt zowel uit bodemanalyses als uit de N/P ratio's van de vegetatie. Voor trilveenvegetaties voorkomt een lage P-beschikbaarheid verruiging. Calcium in de bodem lijkt hierbij een belangrijke P-bindende factor te zijn. In petgaten lijkt fosfor niet direct beperkend voor de groei van waterplanten. Een lage P-beschikbaarheid in de waterlaag voorkomt echter wel algenbloei, waardoor geen lichtlimitatie optreedt. Een hoge P-beschikbaarheid in de bodem kan bij helder water echter wel leiden tot een lage biodiversiteit, door woekering van snelgroeiende waterplanten.

De aanvoer en chemische beschikbaarheid van orthofosfaat lijkt hoger te zijn in het westelijk deel van de boezem. Mogelijk speelt ook de hogere S-aanvoer hierbij een rol. De P-mobilisatie vanuit de onderwaterbodem kan bij deze poldergemalen en kanalen een belangrijke bijdrage leveren aan de P-beschikbaarheid in de waterlaag. In het oostelijke deel is dit onwaarschijnlijk.

Voor- en nadelen van de filterwerking van het gebied

Hoewel de filterwerking in het buitenste deel van de boezem tot verlaagde P-beschikbaarheid in de haarvaten leidt, treedt er wel een voortgaande P-accumulatie op in de boezem. Een belangrijk deel van dit fosfor is echter mobiliseerbaar. Langs de gradiënt wordt een steeds groter deel van het fosfor gebonden in organische fracties. Dit is minder makkelijk beschikbaar, maar er blijft een risico dat dit door versnelde mineralisatie alsnog vrijkomt. De erfenis aan P-aanvoer in het verleden blijft aanwezig in het gebied, en kan in de toekomst nog steeds invloed hebben op de vegetatieontwikkelingen.

Concluderend kan gesteld worden dat het risico op eutrofiëring het grootst is in de buurt van poldergemalen en kanalen. Door de filterwerking van het gebied is de kans op eutrofiëring veel kleiner in de haarvaten van het gebied. Extra aanvoer van orthofosfaat, en mogelijk ook van sulfaat, kunnen er echter nog steeds voor zorgen dat de beschikbaarheid in de haarvaten toeneemt. Deze veranderingen zijn relatief moeilijk terug te draaien.

B Randvoorwaarden voor verlanding

4 Veranderingen in de vegetatie over de afgelopen 10-15 jaar

Mede auteur van dit hoofdstuk: Anna Pommer

4.1 Inleiding en methoden

In het kader van de kennislacune over de voorwaarden voor verlanding en de ontwikkeling van basenrijke trilvenen is op basis van de vegetatiekarteringen in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010) gekeken naar de veranderingen in de vegetatie over de laatste 10-15 jaar, in relatie tot het gevoerde beheer. Dit deelonderzoek is uitgebreid beschreven in Pommer (2011). In het huidige rapport worden verschillende deelaspecten besproken, zoals de ontwikkeling van aquatische vegetatie en initiële stadia van verlanding, en veranderingen in de belangrijkste semi-terrestrische habitats van soortenarm en moerasvarenrietland naar trilvenen, veenmosrietland, veenheide en blauwgraslanden, mede in relatie tot het gevoerde beheer.

Het onderzoek is gebaseerd op gebiedsdekkende vegetatiekarteringen van 1998 en 2010 in De Weerribben en van 1995 en 2007 in De Wieden, en op beheerskaarten van beide gebieden. In De Weerribben zijn open water en aquatische vegetaties in 1998 en bos in 2010 slechts voor een zeer beperkt deel in de kartering meegenomen. Alle kaarten zijn digitaal bewerkt met diverse GIS-technieken om onderlinge vergelijking mogelijk te maken en ruis te reduceren. Bij het digitaal over elkaar leggen van vegetatiekaarten van verschillende jaren ontstaan veel hele kleine polygoontjes, doordat eenheden niet precies op dezelfde manier zijn afgegrensd. Deze splinterpolygonen zijn zoveel mogelijk aangepast of verwijderd. Voor belangrijke eenheden zoals jonge verlandingsstadia, trilveen en blauwgraslanden is de aanpassing van splinterpolygonen met de hand uitgevoerd.

Een ander probleem betreft de onderlinge vergelijkbaarheid van de typologie in De Wieden en De Weerribben. Deze zijn vrij gedetailleerd, maar niet geheel gelijk, omdat Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer een andere typologie hanteren. Om een onderlinge vergelijking mogelijk te maken, zijn de vele subvegetatietypes samengevoegd tot grotere eenheden (Tabel 4.1). Het verlagen van het aantal subtypen helpt ook om mogelijke verschillen in veldinterpretatie zoveel mogelijk te reduceren. Gelukkig zijn de karteringen in verschillende jaren wel door dezelfde bureaus uitgevoerd. Omdat de hoofdeenheden voor De Wieden en De Weerribben ondanks de aanpassingen niet precies gelijk zijn, worden de resultaten voor ieder gebied afzonderlijk gegeven. Ten slotte zijn vreemde veranderingen in de vegetatie gecontroleerd op het werkelijk voorkomen van deze verandering in het veld. Vreemde situaties, zoals verandering van bos naar trilveen zonder dat er beheer gevoerd is of van agrarisch grasland naar initiële stadia van verlanding, zijn buiten de analyse gelaten.

Tabel 4.1. Hoofdvegetatietypen die gebruikt zijn bij de onderlinge vergelijking van vegetatietypen in verschillende jaren in De Wieden en De Weerribben. De gedetailleerde beschrijving van de typen is te vinden in Pommer (2011).

	Wieden Opp. 1995 *(Ha)*	**Wieden Opp. 2007** *(Ha)*	**Weerribben Opp. 1998** *(Ha)*	**Weerribben Opp. 2010** *(Ha)*
Open water	2104	2036	15	43
Aquatische vegetatie	117	230	1	30
Initiële verlanding	42	120	3	3
Soortenarm rietland	288	540	247	171
Moerasvarenrietland	188	187	386	452
Trilveen	24	40	32	31
Veenmosrietland	683	567	258	205
Veenheide	10	8	51	60
Blauwgrasland	14	9	81	71
Groot zeggemoeras	119	110	94	86
Verruigd moeras	54	20	26	30
Botanisch-rijk grasland	40	67	4	2
Overgangsgrasland	246	323	34	51
Zuur zeggeschaalland	70	70	20	23
Agrarisch grasland	736	471	27	17
Struweel & Bos	800	746	210	205

4.2 Resultaten en discussie

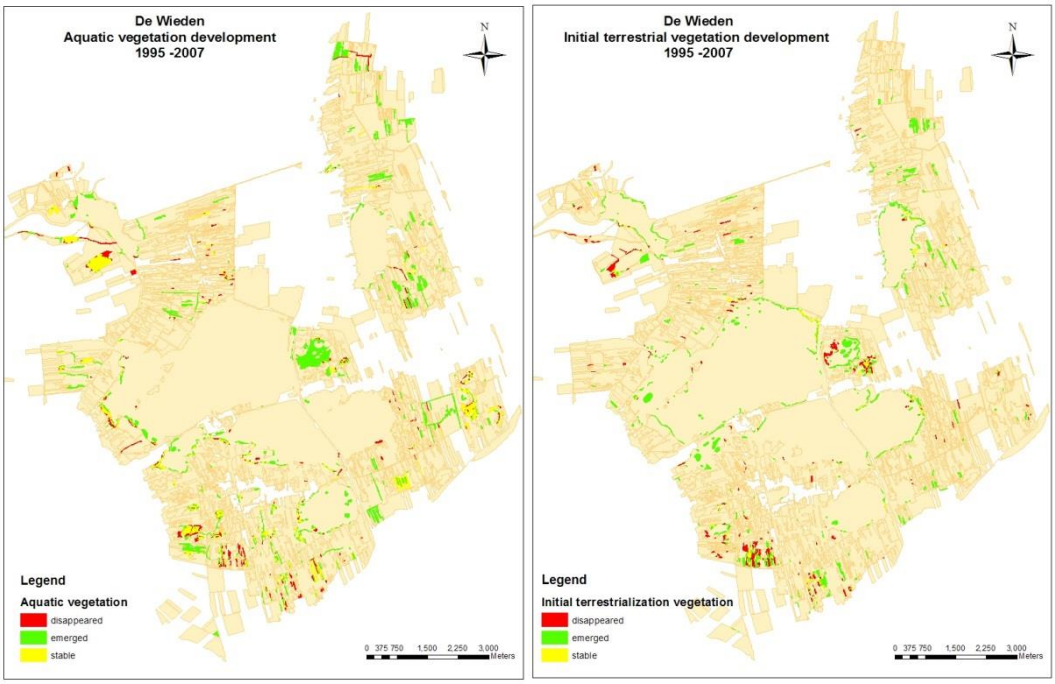
4.2.1 Initiële verlanding

In De Weerribben zijn open water en aquatische vegetaties in 1998 helaas maar voor een zeer beperkt deel in de kartering meegenomen, waardoor een inschatting van de ontwikkelingen in de laatste 10-15 jaar niet goed mogelijk is (Tabel 4.2). Wel is in 2010 een aanzienlijk deel van het gekarteerde water in De Weerribben begroeid met aquatische vegetatie. De ontwikkeling van initiële stadia van verlanding lijkt nog maar zeer beperkt, en is netto niet toegenomen. Uit recente veldwaarnemingen blijkt echter dat het areaal met initiële verlanding gelukkig wel sinds 2010 is toegenomen in De Weerribben. Vanuit de initiële stadia ontwikkelde zich vooral moerasvarenrietland, hoewel slechts over zeer kleine oppervlakten. Ontwikkeling van trilveen vanuit de waterstadia is echter nog niet waargenomen.

Tabel 4.2. Veranderingen in open water, aquatische vegetaties en initiële verlanding over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010). In 1998 is in De Weerribben slechts een klein deel van het open water en de aquatische vegetaties gekarteerd.

	Stabiel *(Ha)*	**Ontstaan** *(Ha)*	**Verdwenen** *(Ha)*	**Vooral ontstaan uit**	**Vooral verandert in**
Wieden					
Open water	1961	75	143	Nieuwe petgaten	Aquatische vegetatie
Aquatische vegetatie	88	142	29	Open water	Open water
Initiële verlanding	16	104	26	Open water	Moerasvarenrietland
Weerribben					
Open water	5	38	10	-	-
Aquatische vegetatie	0,2	30	0,5	-	-
Initiële verlanding	0,0	3	3	Open water	Moerasvarenrietland

In De Wieden zijn de waterstadia in 1995 wel gekarteerd. Er is sindsdien nieuw open water bijgekomen door het uitgraven van petgaten, maar netto is het oppervlak aan open water afgenomen ten gunste van aquatische vegetaties. De aquatische vegetaties vertonen bijna een verdubbeling in oppervlakte tussen 1995 en 2007, hoewel een klein deel weer is teruggekeerd naar open water (Figuur 4.1). Ook de initiële stadia van verlanding zijn netto fors toegenomen, van ca. 42 ha in 1995 naar 120 ha in 2007. Binnen de initiële verlandingsstadia treedt ook al verdere successie op, vooral naar soortenarm en moerasvarenrietland. De vorming van nieuw trilveen vanuit waterstadia is echter (nog) zeer beperkt.



Figuur 4.1. Veranderingen in aquatische vegetaties en initiële stadia van verlanding over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1997-2007).

Tabel 4.3. Veranderingen in semi-terrestrische habitattypen over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

	Stabiel *(Ha)*	**Ontstaan** *(Ha)*	**Verdwenen** *(Ha)*	**Vooral ontstaan uit**	**Vooral verandert in**
Wieden					
Soortenarm rietland	133	407	156	veenmosrietland	veenmosrietland
Moerasvarenrietland	55	132	133	soortenarm rietland	veenmosrietland
Trilveen	10	30	15	veenmosrietland	veenmosrietland
Veenmosrietland	361	206	322	soortenarm rietland	soortenarm rietland
Veenheide	6	3	5	blauwgrasland	veenmosrietland
Blauwgrasland	7	3	7	veenheide	trilveen
Struweel & Bos	658	88	143	veenmosrietland	soortenarm rietland
Weerribben					
Soortenarm rietland	80	91	167	moerasvarenrietland	moerasvarenrietland
Moerasvarenrietland	211	242	175	soortenarm rietland	veenmosrietland
Trilveen	8	24	24	moerasvarenrietland	moerasvarenrietland
Veenmosrietland	102	103	156	moerasvarenrietland	moerasvarenrietland
Veenheide	15	44	36	veenmosrietland	veenmosrietland
Blauwgrasland	22	50	59	veenmosrietland	moerasvarenrietland
Struweel & Bos	147	58	64	moerasvarenrietland	moerasvarenrietland

4.2.2 Veranderingen in semi-terrestrische vegetatietypen

In zowel De Wieden als De Weerribben worden grote delen van het open semi-terrestrische gebied in beslag genomen door soortenarm rietland, moerasvarenrietland en veenmosrietland (Tabel 4.3). Trilveen, veenheide en blauwgrasland zijn daarentegen betrekkelijk zeldzaam.

Soortenarm rietland

In De Weerribben is soortenarm rietland over de periode 1998-2010 netto afgenomen, grotendeels door ontwikkeling richting het soortenrijkere moerasvarenrietland (Tabel 4.3). In De Wieden nam soortenarm rietland over de periode 1995-2007 echter sterk toe, vooral ten koste van veenmosrietland, terwijl ook een deel van de soortenarme rietlanden juist in veenmosrietland veranderde. Dit verschil tussen De Wieden en De Weerribben is waarschijnlijk ten dele een kwestie van verschillen in interpretatie. In De Weerribben worden de soortenarme rietlanden vooral gevormd door rietoevervegetaties met kruiden als Haagwinde (*Calystegia sepium* L.) en Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum* L.), terwijl het in De Wieden vooral om soortenarme, veelal geschraapte, rietlanden gaat.

Als er geen beheer gepleegd wordt in soortenarme rietlanden, wordt in zowel De Wieden als De Weerribben een flink deel door voortgaande successie omgezet in struweel en bos (Tabel 4.4). In beide gebieden is het grootste deel van de soortenarme rietlanden dan ook in wintermaaibeheer genomen. Bij wintermaaien blijft soortenarm rietland grotendeels hetzelfde, maar in De Weerribben gaat meer dan 40% over in moerasvarenrietland. Als er ook nog geplagd is, wat op kleine schaal plaats heeft gevonden, is de overgang naar moerasvarenrietland zelfs nog sterker in De Weerribben. Bij zomermaaien is de omzetting in moerasvarenrietland in De Weerribben veel kleiner, en verandert een fors deel van het soortenarme rietland in zeggemoeras. In De Wieden verandert een flink deel van het soortenarme rietland door winter- of zomermaaien in veenmosrietland. Zoals gezegd, is dit mogelijk ten dele een kwestie van interpretatieverschillen tussen De Wieden en De Weerribben. Een successie naar trilvenen en blauwgraslanden treedt vrijwel niet op in beide gebieden. In De Wieden lijkt een combinatie van wintermaaien en plaggen tot enige stimulatie van trilveenontwikkeling te kunnen leiden.

Tabel 4.4. De ontwikkeling van soortenarme rietlanden onder invloed van beheer over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Soortenarm rietland naar:	**Totale opp.** *(Ha)*	**Soortenarm rietland** *(%)*	**Moerasvaren rietland** *(%)*	**Trilveen** *(%)*	**Veenmos rietland** *(%)*	**Veenheide** *(%)*	**Blauw grasland** *(%)*	**Struweel & Bos** *(%)*
Wieden								
Geen beheer	43	36	8	-	13	-	-	31
Wintermaaien	154	43	13	1	35	-	-	3
Plaggen - Wm	25	52	5	8	37	-	-	2
Zomermaaien	2	21	6	3	29	-	-	8
Overjarig riet	51	71	5	-	13	-	-	3
Weerribben								
Geen beheer	33	24	21	0,2	4	1	1	21
Wintermaaien	159	38	44	1	5	1	1	1
Plaggen - Wm	5	29	58	-	-	-	-	4
Zomermaaien	47	25	28	1	5	1	5	1

Moerasvarenrietland

Moerasvarenrietland laat over de afgelopen 10-15 jaar een toename zien in De Weerribben, terwijl de oppervlakte in De Wieden min of meer gelijk blijft (Tabel 4.3). Ook voor de moerasvarenrietlanden geldt dat er bij het niet plegen van beheer binnen 10-15 jaar een flinke voortgaande successie naar struweel en bos optreedt (Tabel 4.5). De belangrijkste beheersvorm is wintermaaien, wat vooral in De Weerribben lijkt bij te dragen aan de instandhouding van moerasvarenrietland. In beide gebieden is echter sprake van behoorlijk veel dynamiek. In zowel De Wieden als De Weerribben verandert een aanzienlijk deel van het moerasvarenrietland in veenmosrietland, wat duidt op een verdergaande successie en vervanging van meer basenrijke vegetaties door zuurdere veenmossen. De invloed van beheer op deze ontwikkelingen lijkt beperkt. Een successie van moerasvarenrietlanden naar trilvenen of blauwgraslanden treedt vrijwel niet op bij regulier maaibeheer in de winter of zomer. Zomermaaibeheer in combinatie met plaggen lijkt in De Weerribben echter op een aantal plekken tot blauwgraslanden te leiden, terwijl zomermaaibeheer in combinatie met begreppelen in De Wieden tot wat nieuwe trilveenvegetaties heeft geleid. Ook wintermaaibeheer in combinatie met plaggen lijkt in De Wieden tot enige trilveenontwikkeling te kunnen leiden.

Tabel 4.5. De ontwikkeling van moerasvarenrietlanden onder invloed van beheer in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

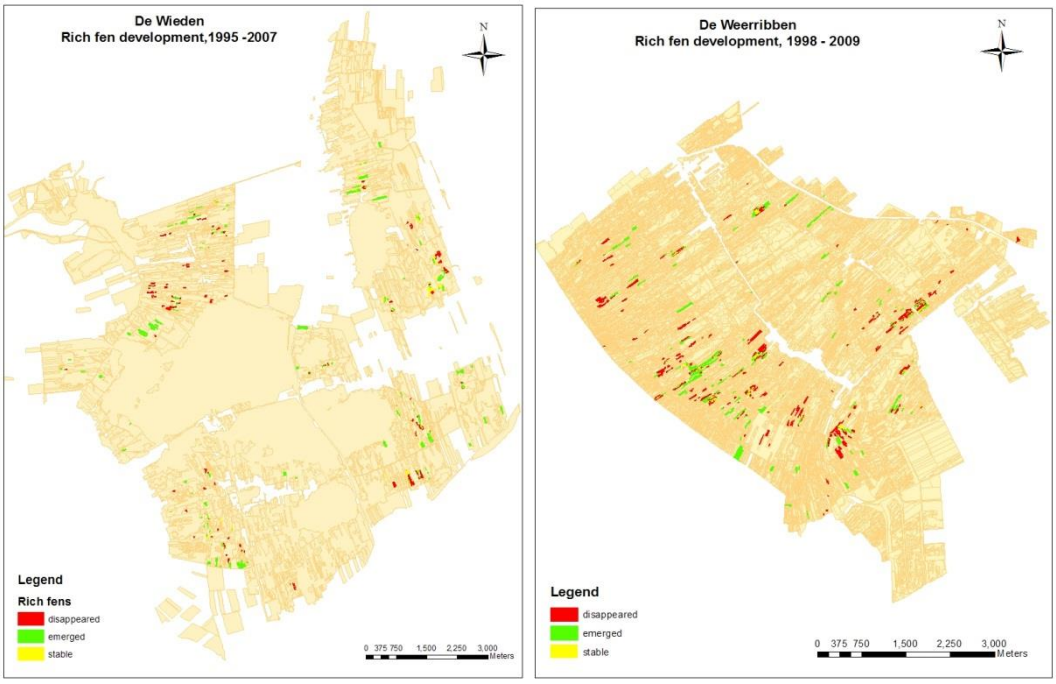
Moerasvaren rietland naar:	**Totale opp.** *(Ha)*	**Soortenarm rietland** *(%)*	**Moerasvaren rietland** *(%)*	**Trilveen** *(%)*	**Veenmos rietland** *(%)*	**Veenheide** *(%)*	**Blauw grasland** *(%)*	**Struweel & Bos** *(%)*
Wieden								
Geen beheer	14	16	24	2	19	-	-	16
Wintermaaien	134	27	32	1	34	-	-	2
Plaggen - Wm	19	36	15	12	35	-	-	1
Zomermaaien	2	6	27	1	18	-	-	4
Begreppelen - Zm	1	-	2	38	2	-	-	2
Overjarig riet	8	45	35	-	15	-	-	1
Weerribben								
Geen beheer	32	5	24	1	8	2	2	24
Wintermaaien	264	8	62	4	16	2	2	1
Plaggen - Wm	12	16	62	1	9	2	2	1
Zomermaaien	66	6	47	3	11	3	8	2
Plaggen - Zm	3	11	43	6	1	-	18	-

Trilveen

Basenrijk trilveen is een van de belangrijkste habitattypen (H7140A) binnen het laagveenlandschap. Goed ontwikkelde Schorpioenmostrilvenen komen binnen Nederland vrijwel alleen nog voor in De Wieden en De Weerribben (Kooijman 1992)[2]. Desalniettemin is trilveen in beide gebieden betrekkelijk zeldzaam (Tabel 4.3, Figuur 4.2). Het huidige oppervlak aan trilveen beslaat in De Weerribben ca. 31 ha en in De Wieden ca. 40 ha, wat in beide gebieden niet meer dan 3% van de gezamenlijke oppervlakte aan rietland en trilveen is. Tot in de jaren vijftig van de vorige eeuw ontstond trilveen vooral vanuit initiële stadia van verlanding in petgaten (o.a. Kuiper & Kuiper 1958; Haans & Hamming 1962), maar op dit moment treedt ontwikkeling van trilveen vanuit waterstadia niet (De Weerribben) of nauwelijks (De Wieden) op.
In De Weerribben is de oppervlakte aan trilveen over de afgelopen 10-15 jaar niet substantiële veranderd, hoewel er wel een sterke onderlinge verschuiving

[2] http://www.verspreidingsatlas.nl/mossen

van en naar moerasvarenrietland lijkt te zijn opgetreden. In De Wieden is de oppervlakte aan trilvenen echter relatief sterk toegenomen, van ca. 24 naar 40 ha. Ook hier vindt een sterke onderlinge verschuiving plaats, hoewel het in dit geval om een successie van en naar veenmosrietland gaat.



Figuur 4.2. Veranderingen in trilveenvegetaties over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1997-2007) en De Weerribben (1998-2010).

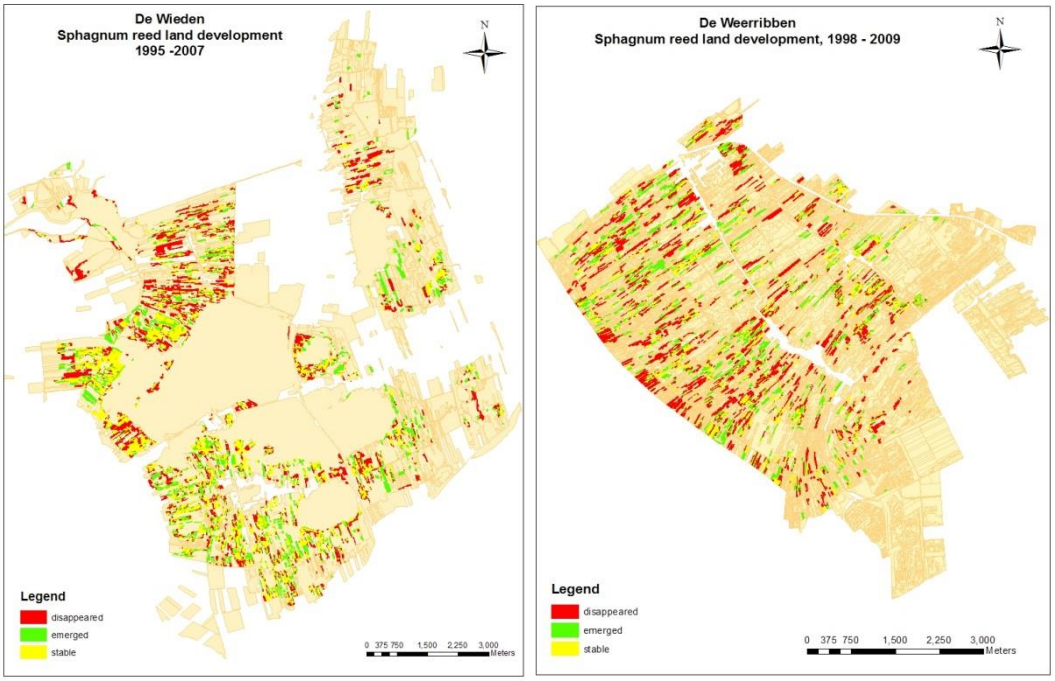
Zowel het behoud van trilveen als het herstel vanuit veenmosrietland wordt in belangrijke mate gestuurd door het beheer (Tabel 4.6). Zonder maaibeheer zouden trilvenen op termijn worden omgezet in struweel en bos. In De Weerribben verschilde de effectiviteit van zomer- en wintermaaien niet voor de instandhouding van trilvenen. In beide gevallen bleef slechts 25-30% van de trilvenen behouden. Dit is opvallend, omdat eerder onderzoek (o.a. van Diggelen *et al.* 1996) aantoont dat een zomermaaibeheer duidelijk gunstiger is voor trilveenbehoud. Hoewel het type maaibeheer geen effect lijkt te hebben op de conservatie-efficiëntie van de trilvenen in De Weerribben, leidt wintermaaien duidelijk wel tot meer moerasvarenrietland, terwijl relatief veel blauwgraslanden ontstaan bij zomermaaien. In De Wieden is zomermaaien wel een effectievere beheersmaatregel voor de instandhouding van trilveen dan wintermaaien. Bij wintermaaien veranderen relatief veel trilvenen in soortenarme rietlanden en veenmosrietlanden. Vooral de combinatie van zomermaaien en begreppelen, die alleen in De Wieden wordt toegepast, lijkt erg efficiënt. Door de begreppeling kan calcium- en bicarbonaathoudend oppervlaktewater de trilvenen en veenmosrietlanden beter bereiken, wat tot verhoging van de pH leidt, en tot een betere overlevingskans van Rood, Groen en Geel Schorpioenmos, de meest kenmerkende trilveensoorten. Het is dan ook opvallend dat de meeste trilvenen in De Wieden en De Weerribben toch in wintermaaibeheer zijn. Dit gebeurt waarschijnlijk om praktische redenen, maar het is te overwegen om een deel van deze trilvenen in zomer-maaibeheer te nemen.

Tabel 4.6. De ontwikkeling van trilvenen onder invloed van beheer in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Trilveen naar:	Totale opp. *(Ha)*	Soortenarm rietland *(%)*	Moerasvaren rietland *(%)*	Trilveen *(%)*	Veenmos rietland *(%)*	Veenheide *(%)*	Blauw grasland *(%)*	Struweel & Bos *(%)*
Wieden								
Geen beheer	2	17	12	38	22	-	-	8
Wintermaaien	11	13	15	34	31	-	-	3
Plaggen - Wm	2	40	7	34	20	-	-	-
Zomermaaien	3	-	18	46	6	4	3	-
Begreppelen - Zm	5	0,2	3	42	5	2	3	2
Bekalken - Zm	1	2	-	56	-	-	-	1
Weerribben								
Geen beheer	1	-	12	12	3	1	12	21
Wintermaaien	23	2	44	25	15	4	2	1
Zomermaaien	7	8	25	28	19	2	14	0,3

Veenmosrietland

Naast trilvenen is ook veenmosrietland een belangrijk habitattype (H7140B) binnen het Nederlandse laagveengebied. Veenmosrietland is minder zeldzaam dan de basenrijke trilvenen, maar in zowel De Wieden als De Weerribben is dit vegetatietype in de afgelopen 10-15 jaar achteruitgegaan (Tabel 4.3, Figuur 4.3). In De Weerribben lijkt veenmosrietland vooral stuivertje te wisselen met moerasvarenrietland. Dit is mogelijk ten dele een kwestie van interpretatie, maar waarschijnlijk ook een kwestie van beheer (Tabel 4.7). In De Wieden vindt vooral verandering van en naar soortenarm rietland plaats.



Figuur 4.3. Veranderingen in veenmosrietlanden over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1997-2007) en De Weerribben (1998-2010).

De meeste veenmosrietlanden zijn in wintermaaibeheer (Tabel 4.7). Als veenmosrietland niet wordt gemaaid, zal het veranderen in struweel en bos. In De Weerribben is zomermaaien ook effectief, vooral door de beperking van de ontwikkeling richting moerasvarenrietland, en de stimulering richting veenheide en blauwgrasland. In De Wieden lijkt zomermaaien in combinatie met begreppelen zeer effectieve maatregel voor de restoratie van trilvenen. In De Wieden leiden zowel regulier zomer- als wintermaaibeheer in ongeveer 20% van de veenmosrietlanden tot een ontwikkeling richting soortenarm rietland. Dit duidt op degradatie van het eigenlijke veenmosrietland.

Tabel 4.7. De ontwikkeling van veenmosrietlanden onder invloed van beheer in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

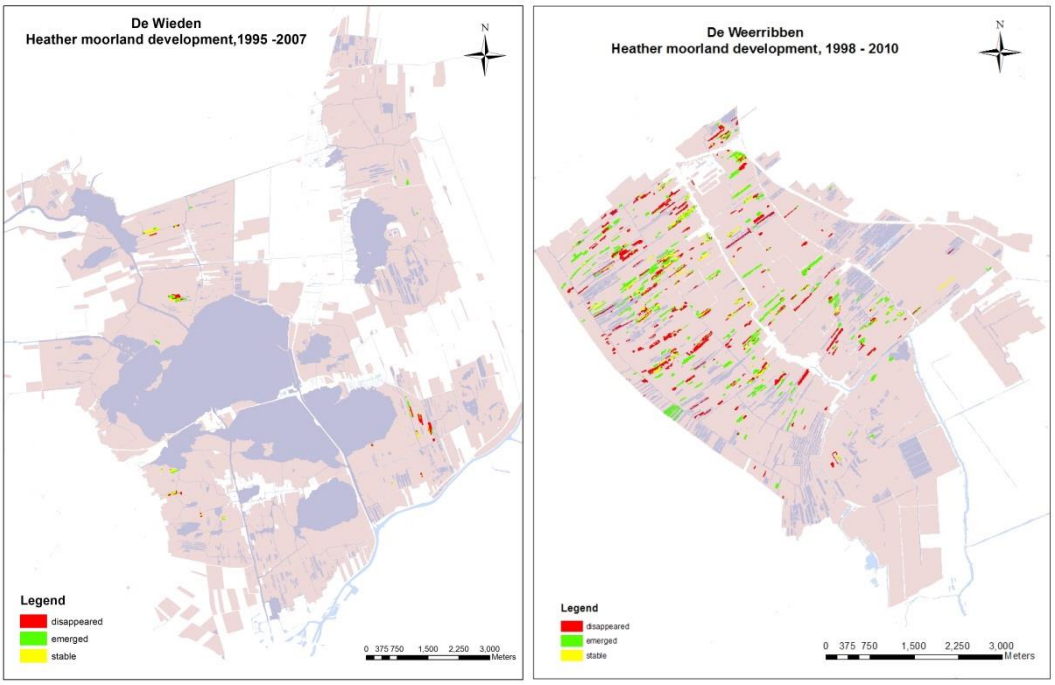
Veenmos-rietland naar:	**Totale opp.** *(Ha)*	**Soortenarm rietland** *(%)*	**Moerasvaren rietland** *(%)*	**Trilveen** *(%)*	**Veenmos rietland** *(%)*	**Veenheide** *(%)*	**Blauw grasland** *(%)*	**Struweel & Bos** *(%)*
Wieden								
Geen beheer	51	24	9	0.4	34	-	0.4	22
Wintermaaien	464	22	13	1	58	-	-	3
Plaggen - Wm	117	39	4	3	50	-	-	1
Zomermaaien	8	18	4	1	30	1	0.2	2
Begreppelen - Zm	3	-	10	62	13	9	5	-
Overjarig riet	19	53	10	0,4	28	-	-	5
Weerribben								
Geen beheer	28	4	16	0,2	24	10	4	26
Wintermaaien	122	5	36	2	42	8	2	2
Plaggen - Wm	9	11	50	0,2	26	1	4	0.2
Zomermaaien	86	2	14	1	45	11	10	2
Plaggen - Zm	2	3	25	-	11	**-**	46	**-**

Veenheide

Veenheide komt in De Weerribben nog op enige schaal voor, maar wordt in De Wieden als een relatief zeldzaam habitattype beschouwd. Het is niet precies duidelijk in hoeverre dit gebaseerd is op verschil in interpretatie tussen de twee gebieden. Het areaal aan veenheide is over de afgelopen 10-15 jaar in zowel De Wieden als De Weerribben niet echt veranderd (Tabel 4.3, Figuur 4.4). Er is volgens de kartering een behoorlijke dynamiek, met veranderingen van en naar veenmosrietland en blauwgrasland.

Tabel 4.8. De ontwikkeling van veenheide onder invloed van beheer in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Veenheide naar:	**Totale opp.** *(Ha)*	**Soortenarm rietland** *(%)*	**Moerasvaren rietland** *(%)*	**Trilveen** *(%)*	**Veenmos rietland** *(%)*	**Veenheide** *(%)*	**Blauw grasland** *(%)*	**Struweel & Bos** *(%)*
Wieden								
Zomermaaien	3	0,4	-	6	-	65	8	1
Begreppelen - Zm	5	-	-	8	25	43	17	1
Weerribben								
Geen beheer	13	2	7	0,1	3	27	3	45
Wintermaaien	19	11	31	1	14	23	5	6
Zomermaaien	16	2	9	0,3	13	46	15	6



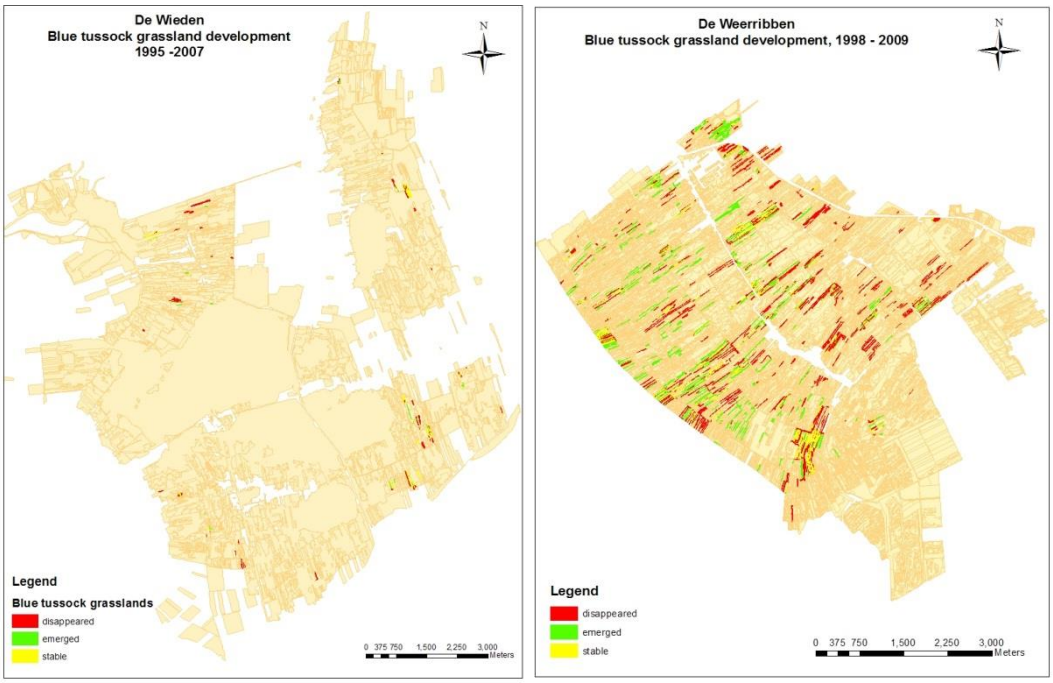
Figuur 4.4. Veranderingen in veenheide over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1997-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Zonder beheer zou ook veenheide verdwijnen onder struweel en bos (Tabel 4.8). Zomermaaien is een effectieve maatregel voor de instandhouding van veenheide. In De Weerribben wordt ook wintermaaien toegepast, maar hier ligt de ontwikkeling richting moerasvarenrietland op de loer. Begreppelen, wat alleen in De Wieden wordt toegepast als herstelmaatregel voor trilvenen, kan negatief uitpakken voor veenheide, doordat de successie kan worden teruggezet naar veenmosrietlanden.

Blauwgrasland

Blauwgrasland komt in De Weerribben betrekkelijk vaak voor, maar is in De Wieden relatief zeldzaam (Tabel 4.3, Figuur 4.5). Dit kan net als bij veenheide gebaseerd zijn op verschillen in interpretatie van vegetatietypen, maar dat is niet goed bekend. De oppervlakte aan blauwgrasland lijkt in beide gebieden iets af te nemen. Ook is de dynamiek vrij sterk, met ontwikkeling vanuit veenheide in De Wieden en veenmosrietland in De Weerribben, en ontwikkeling naar respectievelijk moerasvarenrietland of trilveen.

Het grootste deel van de blauwgraslanden is in zomermaaibeheer genomen, wat een effectieve maatregel lijkt om dit type in stand te houden (Tabel 4.9). Wintermaaien lijkt in De Weerribben vooral te leiden tot omzetting naar moerasvarenrietland, en in De Wieden tot ontwikkeling richting soortenarm rietland, veenmosrietland en zelfs trilveen. Het gaat in het laatste gebied echter om een zeer geringe oppervlakte, zodat harde uitspraken niet mogelijk zijn. Maatregelen om de basenverzadiging omhoog te brengen zoals plaggen, begreppelen en bekalken lijken effectief voor herstel van blauwgrasland, hoewel bekalking vooral leidt tot ontwikkeling in de richting van botanisch rijke graslanden.



Figuur 4.5. Veranderingen in blauwgraslanden over de afgelopen 10-15 jaar in De Wieden (1997-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Tabel 4.9. De ontwikkeling van blauwgraslanden onder invloed van beheer in De Wieden (1995-2007) en De Weerribben (1998-2010).

Veenmos rietland naar:	**Totale opp.** *(Ha)*	**Soortenarm rietland** *(%)*	**Moerasvaren rietland** *(%)*	**Trilveen** *(%)*	**Veenmos rietland** *(%)*	**Veenheide** *(%)*	**Blauw grasland** *(%)*	**Struweel & Bos** *(%)*
Wieden								
Geen beheer	1	3	-	6	-	-	39	26
Wintermaaien	1	26	2	26	26	-	6	-
Zomermaaien	7	-	-	9	2	10	63	4
Begreppelen – Zm	3	-	-	8	5	10	38	-
Bekalken - Zm	0.4	-	-	9	-	4	20	5
Weerribben								
Geen beheer	13	6	14	0.2	10	4	14	6
Wintermaaien	15	14	43	3	9	5	12	3
Zomermaaien	46	6	8	3	13	7	39	2
Plaggen – Zm	1	4	28	-	-	-	52	-

4.3 Conclusies en aanbevelingen

Ondanks de nodige technische mitsen en maren, en de interpretatieverschillen van de hoofdvegetatietypen tussen De Wieden en De Weerribben, geeft de vergelijking van vegetatiekaarten van verschillende jaren een goed beeld van de ontwikkelingen over de afgelopen 10-15 jaar.

In beide gebieden lijkt de ontwikkeling van aquatische vegetaties nu goed te verlopen, en initiële verlanding komt op gang, vooral in De Wieden. Dit is mogelijk te danken aan de waterkwaliteit, die sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw is verbeterd (zie hoofdstuk 2). De verdere ontwikkeling richting drijvende kraggevegetaties doet zich echter nog maar zeer beperkt voor. De

ontwikkeling van soortenarm en moerasvarenrietland komt voorzichtig op gang, maar ontwikkeling van trilveen met basenrijke schorpioenmossen is nog vrijwel niet waargenomen. Misschien zijn de omstandigheden voor de vorming van schorpioenmostrilveen nog niet goed genoeg, maar het kan ook een kwestie van tijd zijn. De relatief hoge vitaliteit van Rood, Groen en Geel schorpioenmos dat getransplanteerd is in initiële verlandingsvegetaties, zoals beschreven in hoofdstuk 5, doet vermoeden dat tijd inderdaad ook een belangrijke rol speelt. Nader onderzoek zal hier echter meer uitsluitsel over moeten geven.

Zoals aangegeven komt de nieuwvorming van trilveen nog niet op gang, maar wat betreft het herstel van trilvenen zijn bescheiden successen geboekt, vooral in De Wieden. Door begreppeling van trilvenen en veenmosrietlanden in combinatie met een zomermaaibeheer uit te voeren, is de toevoer van calcium- en bicarbonaathoudend water in het veen sterk verbeterd, waardoor schorpioenmossen het beter kunnen volhouden, en zich kunnen uitbreiden. Deze maatregel heeft bijgedragen aan de netto toename van trilvenen in De Wieden van ca. 24 naar 40 ha. Het effect van de maatregel verschilt echter sterk per situatie. In sommige gevallen breidt de schorpioenmosvegetatie zich door begreppeling over een heel perceel uit, terwijl in andere gevallen de uitbreiding zich slechts beperkt tot een zone van 1-2 meter om de greppel heen. Nader onderzoek moet uitwijzen welke processen hierbij een rol spelen.

Het effect van plaggen lijkt beperkt te zijn. In De Weerribben heeft de combinatie van plaggen met zomermaaibeheer geleid tot een duidelijk areaalvergroting van blauwgraslanden. Op locaties waar na het plaggen een wintermaaibeheer wordt toegepast, zijn slechts beperkte veranderingen opgetreden t.o.v. het alleen uitvoeren van een wintermaaibeheer. In De Wieden is ca. 10 Ha nieuw trilveen ontstaan op geplagde locaties, maar de efficiëntie van deze maatregel is erg klein, aangezien slechts 3-10% van het geplagde areaal wordt omgezet in trilveen. Elders levert plaggen botanisch gezien weinig op, wat overeenkomt met eerder uitgevoerde experimenten waaruit blijkt dat veel kraggen verder opdrijven waardoor vooral veenmossen zich vestigen (o.a. Beltman *et al*. 2001; Jager *et al*. 2011a). Mogelijk spelen dispersieproblemen hierbij ook een rol, aangezien Rood schorpioenmos en Plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia* Hayne) vrijwel nooit op geplagde locaties voorkomen, terwijl orchideeën en Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris* L.) zich wel snel vestigen (mededeling van B. de Haan). Mogelijk zou transplantatie van Rood schorpioenmos hier erg goed kunnen werken (zie hoofdstuk 6).

Een aanbeveling wat betreft het behoud van bestaande trilvenen, veenheides en blauwgraslanden is het toepassen van zomermaaien waar nu winter-maaibeheer wordt uitgevoerd. In De Wieden lijkt zomermaaien zonder meer gunstiger dan wintermaaien voor het behoud van trilvenen. In De Weerribben worden bij zomermaaibeheer niet meer trilvenen behouden dan bij winter-maaibeheer, maar leidt wintermaaien in trilvenen tot een relatieve grote omvorming naar het minder waardevolle moerasvarenrietland, terwijl bij zomermaaibeheer relatief veel van het waardevollere blauwgrasland ontstaat.

5 Petgatenontwikkeling in relatie tot water- en bodemkwaliteit

Mede auteurs van dit hoofdstuk: Rob van Leeuwen

5.1 Inleiding en methoden

Het niet of nauwelijks op gang komen van de verlandingssuccessie vormt een van de belangrijkste knelpunten voor het Nederlandse laagveenbeheer (Lamers *et al.* 2010). Deze successie is niet alleen belangrijk vanwege de ontwikkeling zelf, maar vooral ook omdat in de latere verlandingsstadia, waaronder trilvenen, het grootste aantal rode-lijstsoorten voorkomt. Uit de OBN-evaluatie 'Rode lijst met groene stip' (Jansen *et al.* 2010) blijkt dat het laagveenlandschap het minst goed scoort met betrekking tot de verbetering van de situatie van de rode-lijstsoorten in Nederland. Dit maakt onderzoek aan verlanding tot een van de speerpunten in het laagveenonderzoek. Eind 2012 is door het DT Laagveen- en Zeekleilandschap een onderzoeksplan (Plan van Eisen en Wensen, PVEW) opgesteld dat geheel gewijd is aan beheers-maatregelen die gericht zijn op het stimuleren van de verlandingssuccessie in laagveenwateren, waaronder petgaten. Hierbij wordt ook uitgebreid aandacht besteed aan de effecten van begrazing (o.a. door ganzen en muskusratten), een factor die hier buiten beschouwing is gelaten, omdat begrazing in De Wieden en De Weerribben van ondergeschikt belang lijkt te zijn.

In het verleden was de slechte waterkwaliteit vaak een belemmering voor de ontwikkeling van verlandingsvegetaties (Lamers *et al.* 2010). Opmerkelijk genoeg blijft verlanding nu ook uit op locaties met een goede kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit kan liggen aan dispersieproblemen voor belangrijke soorten ('ecosystem engineers'; zie Sarneel 2010), maar zou ook kunnen samenhangen met de waterbodem- of oeverkwaliteit. Daarnaast kan verlanding via verschillende successiestadia optreden, die mogelijk van elkaar in abiotische randvoorwaarden verschillen. Voor aquatische vegetaties met rode-lijstsoorten zijn de randvoorwaarden voldoende bekend (Lamers *et al.* 2012a). Dit geldt echter niet voor de semi-aquatische vegetatietypen.

Hoewel er al veel informatie beschikbaar is over de mogelijke paden van successie tijdens de verlanding van petgaten en andere laagveenwateren (o.a. Westhoff *et al.* 1971; Schaminée *et al.* 1995), is het grote probleem dat vaak onduidelijk is in hoeverre deze paden daadwerkelijk gevolgd zijn, of achteraf ingevuld zijn. Veel beschrijvingen zijn suggestief of anekdotisch, en hiaten zijn regelmatig door interpretatie ingevuld. Verlanding kan optreden vanuit waterplantenvegetaties, vanuit de oever door kolonisatie van oever-planten, en op opdrijvend veen. In de beschrijvingen is het vaak onduidelijk welk van deze verlandings-"basistypen" heeft plaatsgevonden op een locatie.

Figuur 5.1. Beginnende drijftilvorming in krabbenscheervegetatie met o.a. Carex pseudocyperus, Mentha aquatica, Phragmites australis, Typha angustifolia, Rumex hydrolapathum en Calla palustris in een bemonsterd petgat ten oosten van de Bollemaat. (Foto: R. van Leeuwen)

Er is daarmee een grote behoefte aan een meer systematische beschrijving van verlanding, door analyse van tijdreeksen op dezelfde locatie (pq's of luchtfoto's; zoals voor Polder Westbroek is gedaan door Bakker *et al.* 1994), paleo-ecologische reconstructies aan de hand van boorkernen (o.a. van 't Veer *et al.* 2000) en nieuwe tijdreeksen zoals beschreven in dit hoofdstuk (Figuur 5.1). Het is daarbij van groot belang om de ontwikkelingen zo goed mogelijk te kunnen koppelen aan de initiële omstandigheden en de habitatkwaliteit tijdens de verlanding. Het zal door veranderde condities waarschijnlijk niet altijd mogelijk zijn om in ieder gebied dezelfde successie als in het verleden te herstellen, door veranderde omstandigheden.

De Wieden en De Weerribben vormen een uitzondering in Nederland, aangezien er binnen dit gebied wel verlanding optreedt. Hiermee is het gebied erg belangrijk als referentie voor verlandingsonderzoek in andere Nederlandse laagveengebieden. Bij het onderzoek dat in dit hoofdstuk beschreven wordt, is voor het eerst een uitgebreide set van petgaten in De Wieden en De Weerribben over een aantal jaren gevolgd met betrekking tot de ontwikkeling van vegetatietypen, water- en bodemkwaliteit. Doel hierbij was niet alleen om de successiereeksen te kunnen volgen, maar vooral ook of er abiotische verschillen waren tussen petgaten die verschillende ontwikkelingen lieten zien. Deze kennis is essentieel, aangezien hiermee naar concrete stuur-factoren voor het beheer gezocht wordt, waarmee de verlandingssuccessie mogelijk kan worden gestimuleerd. Daarnaast is op twee locaties in een trilveen een paleo-ecologische reconstructie gemaakt van de verlanding aan de hand van pollen en macroresten in het veenprofiel van de Stobbenribben.

5.1.1 Meetmethode en bemonstering

Voor de paleo-ecologische reconstructie van een laagveenverlanding zijn in perceel A van de Stobbenribben (zie hoofdstuk 11) twee ongestoord bodemprofielen (0-30 cm) bemonsterd met behulp van een Wardenaar-boor. Er is een profiel genomen op een locatie die momenteel nog schorpioenmossen bevat, en op een meer geïsoleerde locatie die tegenwoordig veenheide bevat. De monsters uit deze profielen zijn bewerkt volgens van Geel *et al.* (1984), waarbij voor elke 5 cm een monster is geanalyseerd. Aan de hand van de aangetroffen pollen en macrofossielen op de verschillende diepten is een reconstructie gemaakt, via clustering met behulp van TILIA. Er zijn geen dateringen uitgevoerd.

Voor het onderzoek met betrekking tot de jonge verlandingsstadia in De Wieden en De Weerribben zijn oorspronkelijk ruim 70 locaties in petgaten gekozen. De dataset bestond uit relatief nieuwe petgaten waarin de vegetatieontwikkeling nog niet was begonnen tot jonge verlandingsstadia met kranswieren en fonteinkruiden, en verdere verlandingen met soorten als Krabbenscheer (*Stratiotes aloides* L.), Kleine lisdodde (*Typha angustifolia* L.), Riet (*Phragmites australis* Steud.) en Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata* L.). De vegetatieontwikkeling is vanaf de zomer van 2009 tot en met 2012 elk jaar gevolgd in permanente kwadraten (pq's). Voor een uitgebreide beschrijving van de locaties en waargenomen veranderingen in de vegetatie wordt verwezen naar van Leeuwen (2009, 2011, 2012). Uiteindelijk bleken 53 locaties bruikbaar voor de evaluatie in deze rapportage.

Bij de opnamen is in het veld steeds een hoekpunt met een vierkante larikspiket gemarkeerd. De ligging van het opnamevlak (3x3 m) ten opzichte van het piket is aangegeven door middel van een schets in de locatiebeschrijving. Van alle locaties is informatie over de ouderdom en hydrologische ontsluiting van het petgat bekend via de betreffende beheerder. In een klein aantal gevallen is in verband met de homogeniteit van de vegetatie van de algemene oppervlakte afgeweken. Bij de vegetatieopnamen in open water zijn drie verschillende lagen onderscheiden: submers, emers en helofytisch. De vegetatieopnamen zijn met behulp van de Braun Blanquet schaal, aangepast volgens Barkman *et al.* (1964), gemaakt. Als ondersteuning zijn van elke vegetatieopname digitale foto's gemaakt. Daarnaast is de diepte van de bovenkant van de sapropeliumlaag en van de vaste bodem gemeten.

Ten slotte zijn transplantatie-experimenten met Geel, Groen en Rood schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus* Hedenäs, *Scorpidium cossonii* Hedenäs en *Scorpidium scorpioides* Limpr.) ingezet in een krabbenscheervegetatie bij de Draaien en in een vegetatie met Waterdrieblad, Kleine lisdodde en Gewoon puntmos in vak 60 (beide locaties liggen in De Weerribben). Door de vitaliteit en groei van schorpioenmossen te bepalen na een tien maanden durende transplantatie kon worden bepaald of beide milieus al geschikt zijn voor de vestiging van schorpioenmossen. Een nauwkeurige omschrijving van de gebruikte methode is beschreven in paragraaf 6.1.2.

De bemonstering en chemische analyses van oppervlaktewater, bodemvocht en vegetatie zijn voor alle locaties uitgevoerd volgens de methoden die in hoofdstuk 3 zijn omschreven. Door tijdsgebrek is slechts bij de helft van de locaties de bodem bemonsterd. Tevens zijn er op acht schorpioenmostrilvenen monsters van het bodemvocht, de bodem en de vegetatie genomen. Bij de aquatische vegetaties zijn de bodemvocht- en bodemmonsters in de onderwaterbodem genomen, terwijl bij verlandingsvegetaties en trilvenen de bovenste 10 cm van de kragge is bemonsterd.

5.1.2 Statistische analyses

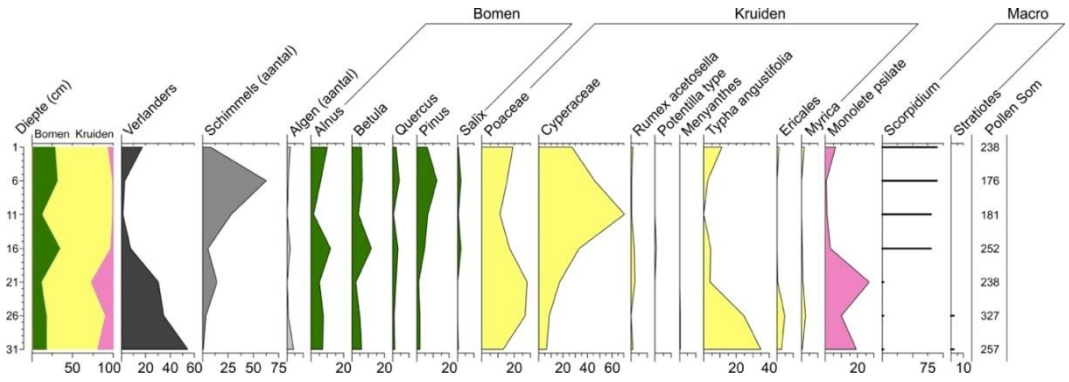
Verschillen tussen verlandingstypen zijn bepaald met 1-weg ANOVA's en Bonferroni post-hoc toetsen ($p < 0,05$). Tevens zijn er in CANOCO correspondentieanalyse uitgevoerd (ter Braak 1986; Lepš 2003) om meer inzicht te krijgen in de gevolgen die abiotische condities hebben op de ontwikkeling van verschillende verlandingsvegetaties.

5.2 Resultaten en discussie

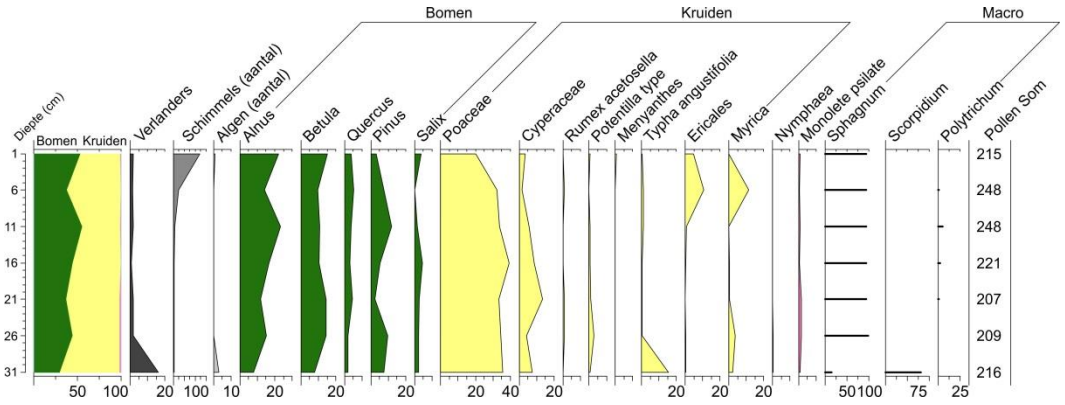
5.2.1 Een paleo-reconstructie van verlanding

Macroresten van Krabbenscheer, die onderin de schorpioenmoskraggen van de Stobbenribben zijn gevonden (Figuur 5.2), doen vermoeden dat de verlanding hier in ieder geval plaatselijk is gestart in een krabbenscheerveld. Vervolgens zijn Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*), grassen (*Poaceae*, waarschijnlijk riet), varens (*Monolete psilate* type; waarschijnlijk Moerasvaren (*Thelypteris palustris* Schott)) en Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) de eerste verlanders. Dit komt overeen met uitgevoerde vegetatiekarteringen uit die tijd (zie referenties in van Wirdum 1991). Tijdens verdere verlanding nam Kleine lisdodde als eerste weer af, waarna vervolgens ook het aantal sporen van de varens is afgenomen. De eerste verlandingsfase wordt opgevolgd door een vegetatie van cypergrassen (*Cyperaceae*) met Rood schorpioenmos, waarin ook Riet voorkwam. In deze fase nam het aantal schimmels ook sterk toe, wat indicatief is voor sterke stapeling van moeilijk afbreekbaar organisch veenmateriaal (Strickland & Rousk, 2010). De overgang van de lisdodde- naar de schorpioenmosvegetatie valt overigens mogelijk samen met een verbetering van de waterkwaliteit (zie hoofdstukken 2 en 11). Dit is echter niet met zekerheid te zeggen, aangezien de kern niet gedateerd is. De bomenpollen geven overigens niet direct de ontwikkeling op de locatie zelf aan, maar geven een indruk van de gehele omgeving.

In het vervolg van de successie worden de schorpioenmossen vervangen door veenmossen (Figuur 5.3), en ontstaat een veenmosrietland waarin het aandeel cypergrassen relatief laag is en het aandeel grassen (waarschijnlijk riet) juist hoog is. Dit leidt uiteindelijk tot veenheide, waarin Gewone dopheide (*Erica tetralix* L.) en Wilde gagel (*Myrica gale* L.) voorkomen.



Figuur 5.2. Paleo-ecologische reconstructies van de vegetatieontwikkeling in perceel A van de Stobbenribben voor een locatie die nu schorpioenmos bevat.



Figuur 5.3. Paleo-ecologische reconstructies van de vegetatieontwikkeling in perceel A van de Stobbenribben voor een locatie die nu veenheide bevat.

Deze reconstructie laat een beeld zien van een start van de verlandings-successie zoals die in de huidige situatie ook waargenomen wordt. De vervolgfase met schorpioenmos, die tegenwoordig niet of nauwelijks meer optreedt, lijkt geïnitieerd te worden door de toename van cypergrassen (waarschijnlijk zegges en biezen), en een gelijktijdige afname van Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren. De cypergrassen faciliteren mogelijk de verlanding en veenvorming, doordat ze relatief slecht afbreken (o.a. Moore 1989).

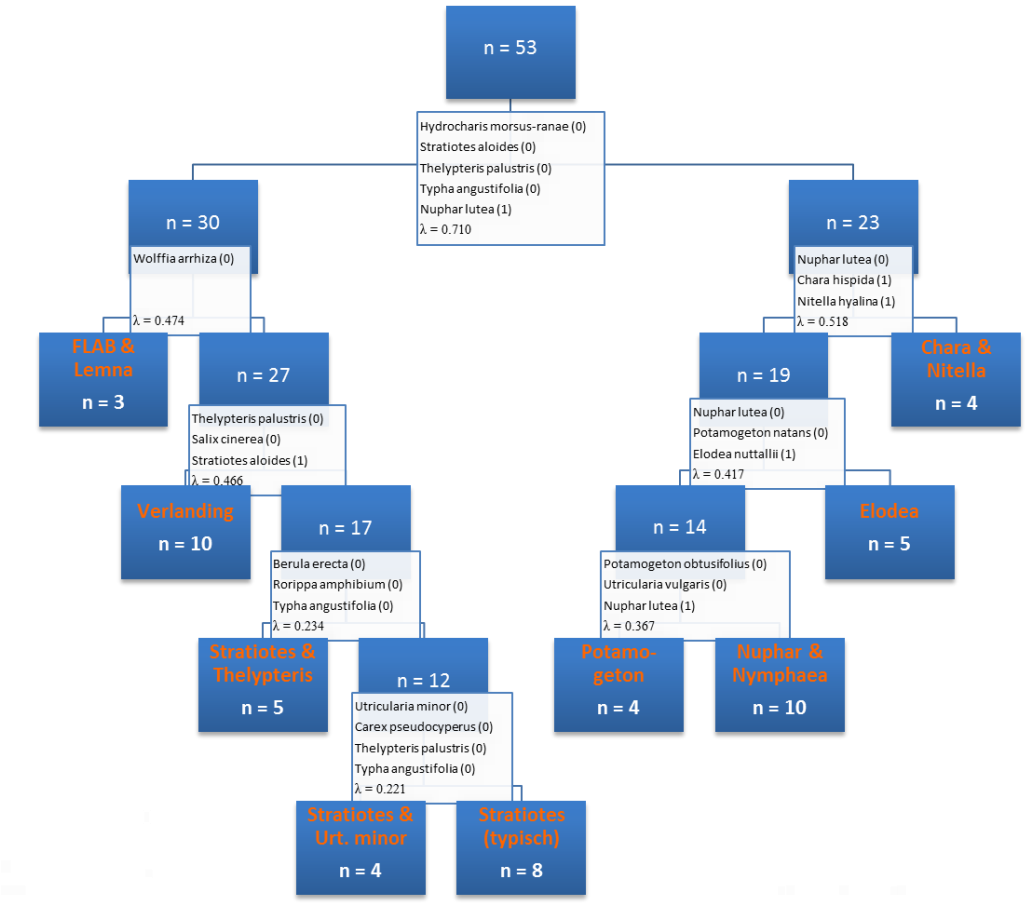
5.2.2 Huidige vegetatieontwikkelingen

De clusteranalyse van de aangetroffen vegetatietypen in de petgaten leidde tot een onderverdeling in tien groepen (Figuur 5.4). Deze tien groepen zijn op basis van Schaminée *et al.* (1995) en de veranderingen die zichtbaar waren tijdens dit onderzoek, ingedeeld in een specifiek verlandingsschema voor De Wieden en De Weerribben (Figuur 5.5). Wanneer dit successieschema nauwkeuriger wordt bekeken, zijn er een aantal zaken die direct opvalt:

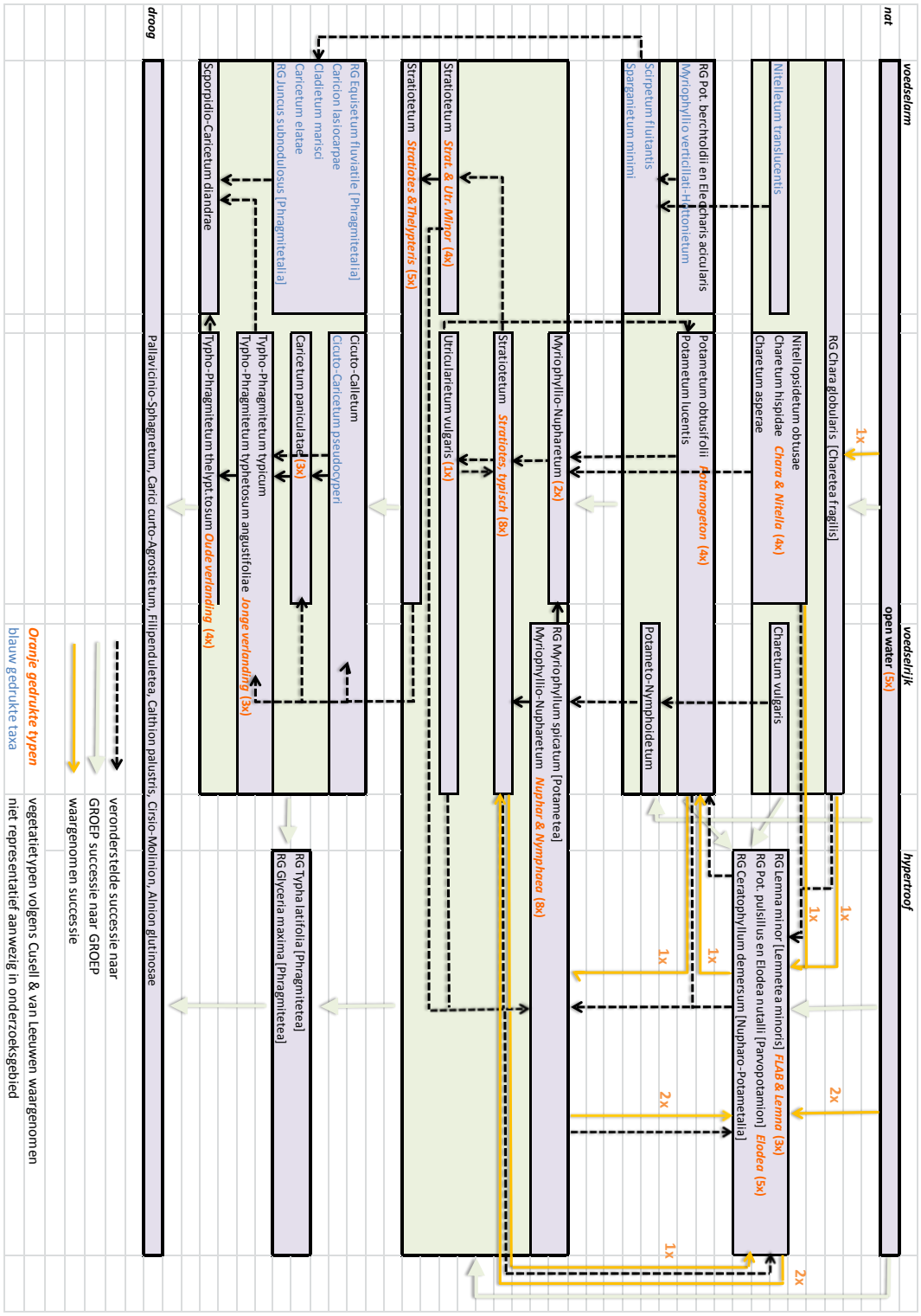
- De zeer voedselarme (oligotrofe-mesotrofe) jonge verlandingsstadia die veelal in zwak gebufferde vennen met een zandbodem voorkomen, zoals *Nitelletum translucentis*, *Scirpetum fluitans* en *Sparganietum minimi*, komen tegenwoordig eigenlijk niet voor in de boezem (blauwe vegetatietypen in figuur 5.5). Ditzelfde geldt, met uitzondering van enkele locaties, ook voor de wat verder ontwikkelde, voedselarme verlandingsstadia, zoals *Caricion lasiocarpae*, *Cladietum marisci* en de rompgemeenschappen *Equisetum fluviatile*-[Phragmitetalia] en *Juncus subnodulosus*-[Phragmitetalia]. Het is echter onduidelijk of deze successiestadia in het verleden een belangrijke rol hebben gespeeld bij de verlanding van De Wieden en De Weerribben.
- De eerste verlandingsstap wordt in De Wieden en De Weerribben meestal door onderwatervegetaties met kranswieren (*Charetea fragilis*) of Smalle waterpest (*Elodea nuttallii* Planch.) (*RG Potamogeton pulsillus en Elodea nuttallii*-[Parvopotamion]) gevormd, waarbij de laatste waarschijnlijk op relatief eutrofe locaties voorkomt. Onder zeer voedselrijke (hypertrofe) omstandigheden zullen kroosvegetaties (*Lemnetea minoris*) waarschijnlijk domineren.

- Wanneer het licht onder water geen beperkende is, wat in De Wieden en De Weerribben eigenlijk vrijwel overal het geval is omdat kroos- en FLAB-vegetaties vrijwel niet voorkomen, ontstaan vooral vegetatietypen die karakteristiek zijn voor mesotrofe tot eutrofe condities. Verschillende soorten fonteinkruiden kunnen zich vestigen, waarbij de exacte soortensamenstelling waarschijnlijk door de nutriëntenrijkdom wordt bepaald (Bloemendaal & Roelofs 1988), waarna krabbenscheervegetaties gevormd kunnen worden. Bij voedselrijkere condities zijn drijfbladvegetaties van Gele plomp (*Nuphar lutea* L.) en Witte waterlelie (*Nymphaea alba* L.) waarschijnlijk in het voordeel. Helofyten als Kleine lisdodde, Riet en zeggesoorten kunnen vervolgens de petgaten ingroeien, al dan niet ondersteund door waterplanten. Onder voedselrijkere omstandigheden kunnen Grote lisdodde (*Typha latifolia* L.), Liesgras (*Glyceria maxima* Hartm.) en Riet vanuit de oever de petgaten koloniseren.
- Gedurende de monitoringsperiode van 3 jaar zijn er relatief weinig verschuivingen opgetreden (oranje pijlen in figuur 5.5). Veel van de petgaten bleven tot dezelfde vegetatiegroep behoren.

Voor een uitgebreide beschrijving van alle vegetatietypen die in de verschillende petgaten van De Wieden en De Weerribben voorkomen, en de ontwikkeling daarvan gedurende de afgelopen 3 jaar, wordt verwezen naar van Leeuwen (2012). In de volgende paragrafen wordt alleen een globale vegetatiebeschrijving van de vegetatietypen gegeven.



Figuur 5.4. Hiërarchische clustering van de vegetatietypen via Twinspan (Hill 1979). In de blokken zijn de onderscheidende soorten aangegeven, met de bijbehorende eigenwaarden (λ).



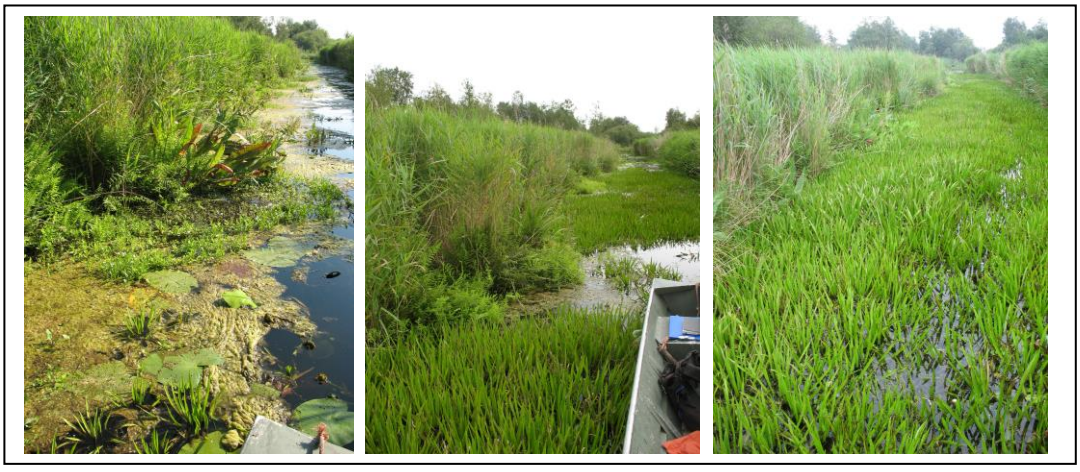
Figuur 5.5. Mogelijke successiepaden voor de verlanding van beschutte wateren in NW-Overijssel. Stippellijnen geven veronderstelde successie tussen vegetatietypen (paars) aan, en witte pijlen successies tussen groepen van vegetatietypen (groen). Oranje peilen geven veranderingen weer die tussen 2009 en 2012 in de gemonitorde petgaten van De Wieden en De Weerribben zijn waargenomen. Syntaxonomie in zwart volgens Schaminée et al. (1995), in oranje vegetatietypen zoals in dit hoofdstuk benoemt. Vegetatietypen in blauw zijn in het onderzoeksgebied niet representatief aanwezig.

Open water

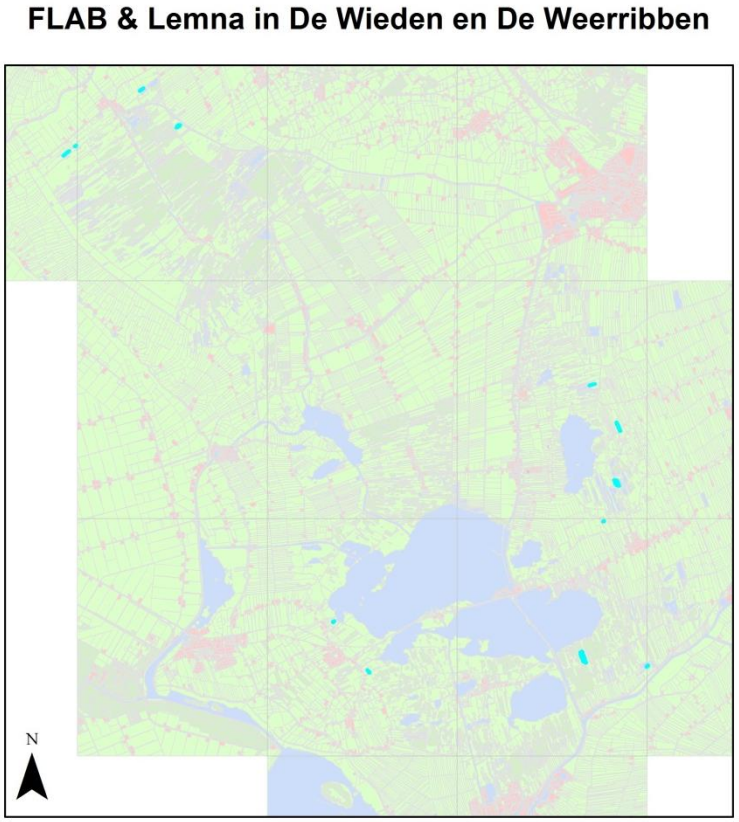
Open beschutte wateren zonder noemenswaardige begroeiing komen in het onderzoeksgebied vooral in de grote meren en kanalen voor, en veel minder in de petgaten. In de petgaten betreft het meestal sterk antropogeen beïnvloedde petgaten (vergraving, veel bevaren gebieden). In een paar geheel van de boezem geïsoleerde petgaten ontstaat ook zeer moeizaam begroeiing. In deze geïsoleerde petgaten treedt zeer waarschijnlijk accumulatie van regenwater op. Voor deze groep zijn vijf petgaten gemonitoord, die allemaal in het recente verleden zijn gegraven (voorjaar 2009). Na 3 jaar komen de volgende soorten in deze petgaten voor: Riet, Witte waterlelie, Smalle waterpest, Teer kransblad (*Chara virgata* Kützing), Gegolfd fonteinkruid (*Potamogeton lucens* L.), Zwanebloem (*Butomus umbellatus* L.) en Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica* L.). Meestal gaat het maar om een of enkele soorten per petgat. In sommige petgaten trad algenbloei op. Al deze petgaten zijn buiten de verdere analyses gehouden, omdat de vegetatiesamenstelling mogelijk nog niet in evenwicht is gekomen met de abiotische condities.

Lemnetea minoris

Vegetaties behorende tot de Eendenkroosklasse (*Lemnetea minoris*) worden in NW-Overijssel weinig aangetroffen (Figuur 5.7). Ze zijn vooral aanwezig in de nabijheid van (voormalig) bemeste graslanden of op locaties met vogel-kolonies. Het **FLAB & Lemna-type** vormt een weinig homogene groep en bevat slechts drie opnamen. De groep is vegetatiekundig moeilijk te beschrijven. Kenmerkend is het abundant optreden van algen (FLAB- FLoating Algae Beds) en/of kroossoorten (*Lemna* spp., *Spirodela polyrhiza* L., *Wolffia arrhiza* L.). De opnamen zouden tot het *Lemnion trisulcae* gerekend kunnen worden, maar het aantal karakteristieke soorten uit dit verbond is beperkt. Het gaat daarom om rompgemeenschappen, die een mozaïek met andere vegetatietypen vormen. Na het afsluiten van de Kuitenpolder is een van de gemonitorde locaties met het FLAB & Lemna-type zeer snel overgegaan naar een krabbenscheervegetatie (Figuur 5.6).



Figuur 5.6. De vegetatieontwikkeling nabij de Kuitenpolder; situatie in 2010, 2011 en 2012. Het FLAB & Lemna-type is na het afsluiten van het nabij gelegen gemaal "Kuitenpolder" vervangen door het typische Stratiotes-type. (Foto's: R. van Leeuwen)

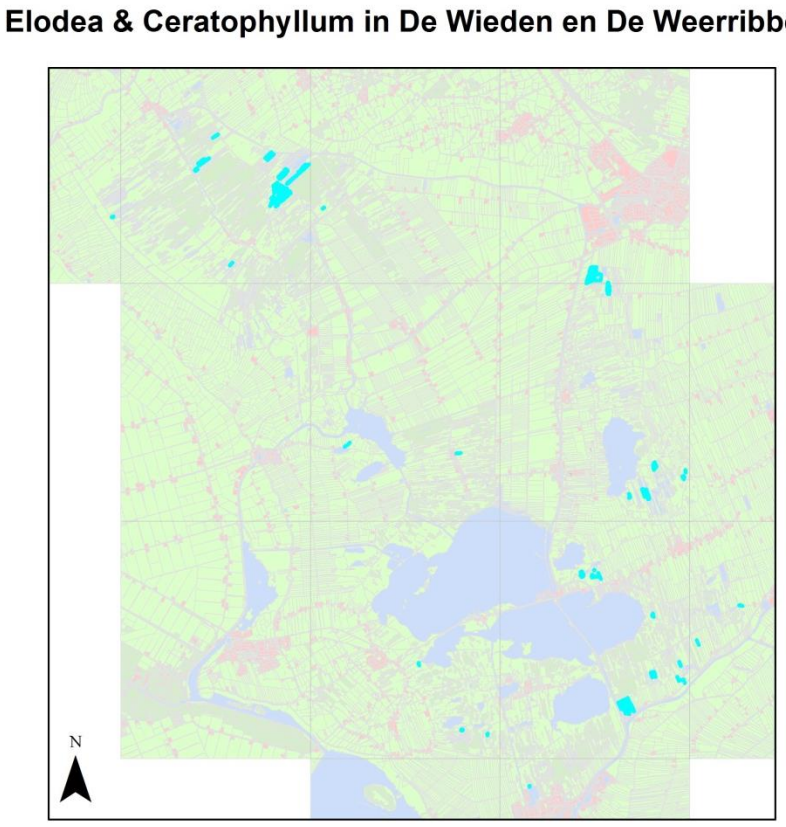


Figuur 5.7. Voorkomen van het FLAB & Lemna-type (licht blauw) in De Wieden en De Weerribben.

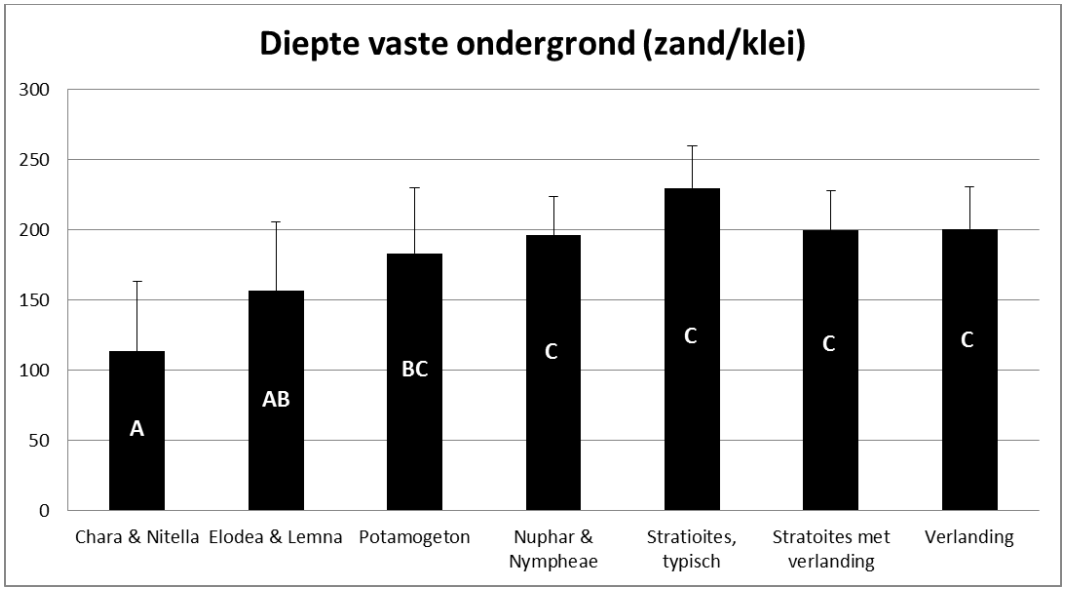
Rompgemeenschap van Potamogeton pulsillus en Elodea nuttallii

De rompgemeenschap van *Potamogeton pulsillus en Elodea nuttallii*-[Parvopotamion] (**Elodea-type**; Figuur 5.8) wordt in De Wieden en De Weerribben gedomineerd door Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), en komt vooral aan de oostzijde van de boezem voor (Figuur 5.9), waar de zandondergrond wat ondieper ligt (Haans & Hamming 1962; Figuur 5.10). Deze soort komt vaak onder eutrofe condities voor (o.a. Lamers *et al.* 2006a). In deze gemeenschap zijn vijf opnamen gemaakt, die ook na de 3 jaar van monitoring nog tot deze groep behoorden.

Figuur 5.8. Beukerssluis in 2010. Elodea-type met dominantie van Elodea nuttallii. (Foto: R. van Leeuwen)



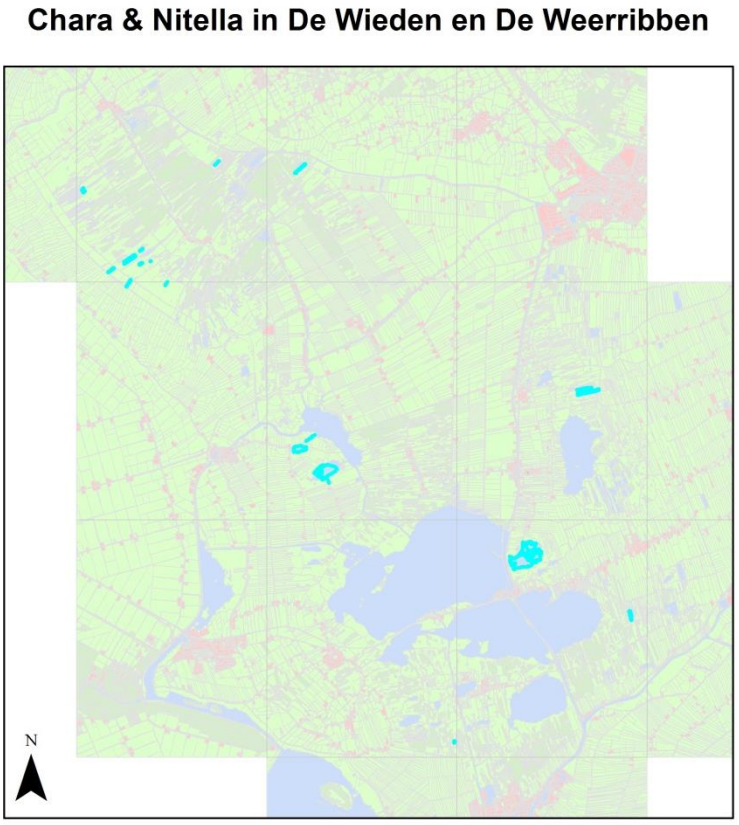
Figuur 5.9. Het voorkomen van Elodea nuttallii en Ceratophyllum demersum (licht blauw) in De Wieden en De Weerribben, waarbij verreweg het grootste gedeelte van het aangegeven oppervlak door Elodea wordt bedekt.



Figuur 5.10. Diepte van de vaste ondergrond in petgaten met verschillende vegetatietypen. Gemiddelden met standaard deviaties. Significante verschillen zijn weergegeven met verschillende letters ($p < 0,05$).

Charetea fragilis

In het onderzoeksgebied komen op beperkte schaal *Chara* en *Nitella*-gemeenschappen voor, waarbij er niet een duidelijk verspreidingspatroon valt waar te nemen (**Chara & Nitella-type**; Figuren 5.11). In ons onderzoek is een tweetal associaties uit het *Charetea fragilis* aangetroffen op vier opnamepunten, namelijk het *Nitellopsidetum obtusae* en het *Charetum hispidae*. Als overeenkomst hebben ze dat er regelmatig Klein blaasjeskruid (*Utricularia minor* L.) voorkomt, en dat alle vier de locaties een ondiepe vaste zandondergrond hadden (Figuur 5.10). Mogelijk is de P-nalevering hierdoor beperkter. Het zijn pioniervegetaties die bij verdere successie plaats maken voor andere plantengemeenschappen, zoals het *Potametum lucentis* en *Myriophyllo-Nupharetum* (Segal 1966; Schaminée *et al.* 1995). Op ondiepe plaatsen kunnen direct *Phragmitetea*-vegetaties tot ontwikkeling komen. Zo is in het Nieuwkoopse Plassengebied een petgat te vinden, waarin direct verlanding met Kleine lisdodde optreedt nadat kranswieren de waterlaag opvullen. Deze opvulling met kranswieren lijkt ook op te treden in het petgat Woldakkers (Figuur 5.12). Bij eutrofiëring gaan draadalgen, Smalle waterpest, Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum* L.) en/of Bronmos (*Fontinalis antipyretica* Hedw.) overheersen (Segal & Groenhart 1967).



Figuur 5.11. Het voorkomen van Chara en Nitella-typen (licht blauw) in De Wieden en De Weerribben.

Figuur 5.12. In het petgat Woldakkers groeit Chara hispida in sommige jaren zodanig, dat een deel boven het wateroppervlak uitsteekt en wit opdroogt. (Foto: R. van Leeuwen)

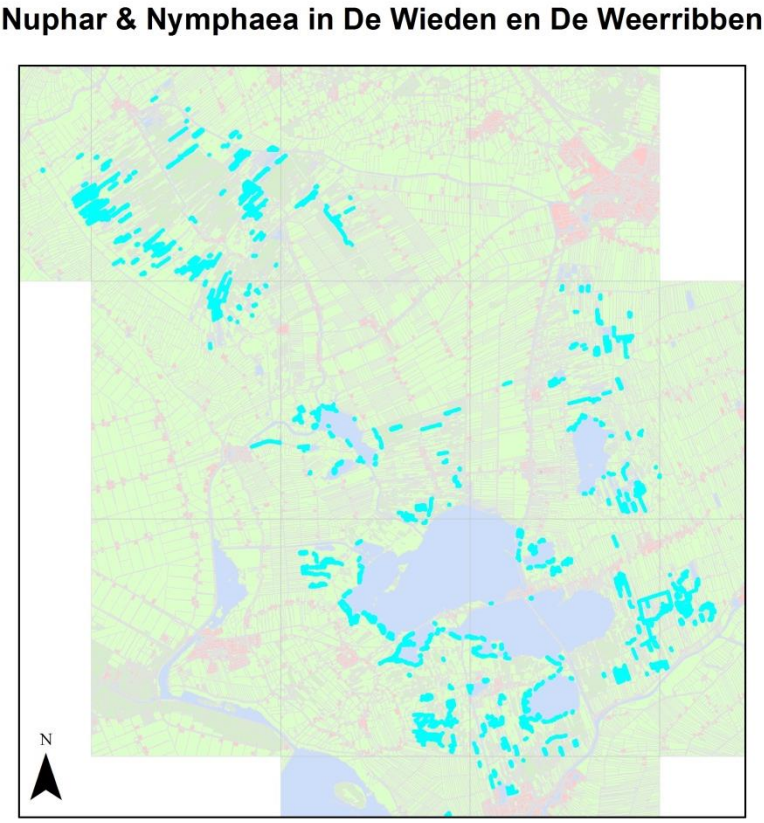
Potametea

Van de Fonteinkruidklasse komen in De Wieden en De Weerribben diverse gemeenschappen voor. Opvallend is het beperkt voorkomen van een typische laagveenassociatie in petgaten, namelijk het *Potametum lucentis.* Deze associatie wordt momenteel alleen waargenomen in frequent bevaren vaarten en meren (waarneming R. van Leeuwen). Deze gemeenschap kan door eutrofiëring overgegaan naar het *Myriophyllio-Nupharetum* (Schaminée *et al.* 1995), maar de condities in NW-Overijssel zouden eigenlijk goed genoeg moeten zijn voor het *Potametum lucentis*. Het is dus onduidelijk, waarom deze gemeenschap zo weinig in de boezem voorkomt.

Een verarmd *Potametum obtusifolius* vormde samen met het *Myriophyllio-Nupharetum* de laatste decennia de hoofdmoot van watervegetaties in de petgaten van NW-Overijssel. De laatste jaren lijkt het *Potametum obtusifolius* vooral in beschutte petgaten voor te komen waar de waterstroming beperkt is (waarneming R. van Leeuwen). De vier locaties in het **Potamogeton-type** bevatten allen Stomp fonteinkruid (*Potamogeton obtusifolius* Mert. & Koch). De meeste locaties zijn gedurende de 3 jaar van het onderzoek ook onderdeel gebleven van deze groep. Bij successie kan de gemeenschap over gaan in een *Stratiotetum* of in gemeenschappen behorende tot het *Phragmitetea* (Schaminée *et al.* 1995).

Myriophyllio-Nupharetum

Het **Nuphar & Nymphaea-type**, dat aanwezig was in tien opnamepunten, kan typerend genoemd worden voor een groot deel van de open wateren van NW-Overijssel (Figuur 5.13). De gemeenschap komt meestal voor in redelijk voedselrijk water met een aanzienlijke sapropelium laag die wordt veroorzaakt door de hoge biomassaproductie (Weeda *et al.* 2000). Wanneer water van een minder goede kwaliteit aanwezig is kan het *Myriophyllio-Nupharetum* decennia lang schijnbaar ongewijzigd blijven bestaan (Figuur 5.14; waarneming R. van Leeuwen). In twee gevallen is er gedurende de afgelopen 3 jaar een overgang naar het Elodea-type zichtbaar.



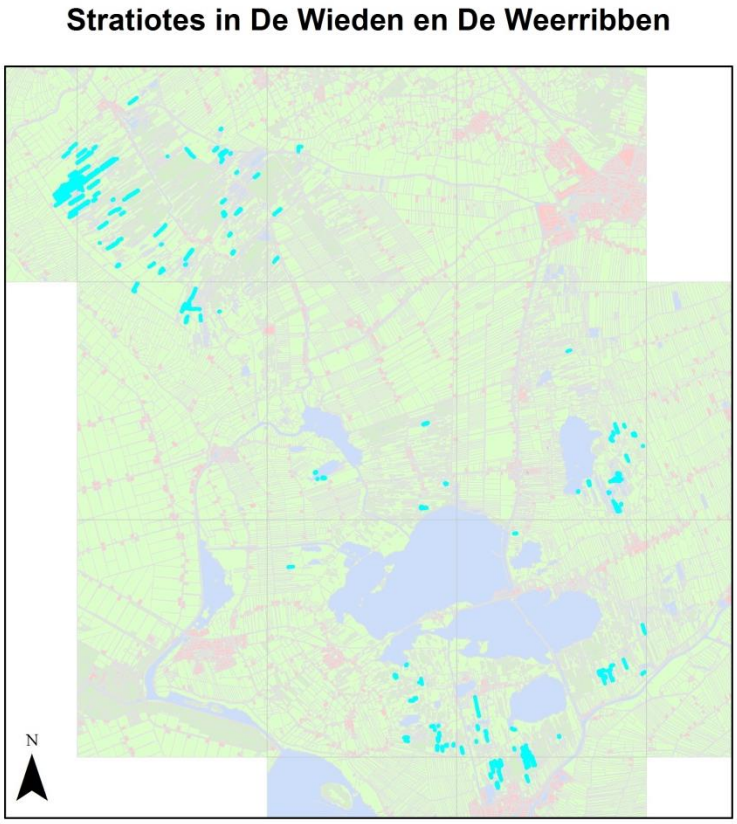
Figuur 5.13. Voorkomen van het Nuphar & Nymphaea-type (licht blauw) in zowel De Wieden als De Weerribben.

Binnen dit vegetatietype zijn ook petgaten aanwezig, waarin naast Gele plomp en Witte waterlelie ook Stomp fonteinkruid en Waterviolier (*Hottonia palustris* L.) voorkomen. In het buitenland worden deze vegetatie wel beschouwd als de mesotrafentere variant van het *Myriophyllio-Nupharetum* (Pott 1992). Het lijkt er op dat deze variant zich aan het uitbreiden is in De Weerribben (waarneming R. van Leeuwen).

Figuur 5.14. Nuphar & Nymphaea-type in een petgat nabij de Hamsgracht. In alle vier waarnemingsjaren trad hier algenbloei op. (Foto's: R. van Leeuwen)

Stratiotetum

De krabbenscheervelden wordt een belangrijke rol in de verlanding toegedicht (o.a. Schaminée *et al.* 1995). In de jaren '70 van de vorige eeuw zijn krabbenscheervelden in een snel tempo uit NW-Overijssel verdwenen, als gevolg van een verslechterende water- en bodemkwaliteit (Roelofs 1991; Smolders & Roelofs 1995). Slechts op een enkele plek kon Krabbenscheer standhouden. Vanaf het midden van de jaren '80 trad lokaal licht herstel op, maar het verspreidingsbeeld kon in enkele jaren weer dramatisch veranderen (waarneming R. van Leeuwen). Het laatste decennium is de verspreiding van Krabbenscheer echter sterk in opmars. De laatste vijf jaar beslaat het *Stratiotetum* grotere oppervlakten (Figuur 5.15).



Figuur 5.15. Voorkomen van het Stratiotes-type (licht blauw) in De Wieden en De Weerribben.

Het volgende stadium in de verlanding, vorming van drijftillen (*Cicution virosae*), lijkt op een aantal plekken een aanvang te nemen (waarneming R. van Leeuwen). In deze gevallen hoopt de hoeveelheid afgestorven planten-materiaal zich snel op, waardoor de krabbenscheerplanten in de winter niet of nauwelijks meer naar de bodem van het petgat kunnen zakken. Naast de vorming van drijftillen, lijkt zeer lokaal ook verlanding met plantensoorten middels wortelstokken (Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren) plaats te vinden in krabbenscheervelden. Dit is een proces dat de laatste decennia in NW-Overijssel slechts sporadisch optrad, en dan voornamelijk met *Typha angustifolia* als abundante soort (waarneming R. van Leeuwen). De verlanding met wortelstokken vindt vanaf de oever van petgaten plaats en kan een aanzet naar het *Typho-Phragmitetum thelypteridetosum* vormen.

Overigens is er volgens literatuur een belangrijk verschil in abundantie en samenstelling van de voorkomende plantensoorten in het *Stratiotetum* geconstateerd. Vóór de jaren ’60 was de begroeiing minder dicht en was er daardoor plaats voor o.a. fonteinkruiden (Schipper 1993, 1994), terwijl dat nu veel minder het geval is. Als mogelijke redenen voor het verschil worden het oogsten van Krabbenscheer, die vroeger als meststof werden gebruikt, en een hogere fosfaatbelasting gegeven (Schaminée *et al.* 1995).

Voor het onderzoek is het *Stratiotetum* in twee groepen onderverdeeld, namelijk de typische vorm, waarin nog geen/weinig verlanders voorkomen, en de vorm waarin wel al verscheidene verlanders voorkomen. Hieronder zal kort op beide vormen worden ingegaan.

Typische Stratiotes-type

De typische krabbenscheervegetaties (8 locaties) bestaat uit soortenarme, door Krabbenscheer gedomineerde vegetaties. In deze vorm drijft de soort in de zomer in het water, en ziet de soort er vaak zeer groeikrachtig uit. Er is nog weinig afgestorven plantenmateriaal onder de vegetatie aanwezig, waardoor de planten in de winter weg kunnen zakken. Krabbenscheer domineert de vegetatie zodanig, dat andere plantensoorten weinig bedekking hebben. Groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris* L.) kan aspectbepalend in de vegetatie aanwezig zijn. In sommige gevallen is sprake van een mozaïek van krabbenscheervegetaties en door Groot blaasjeskruid gedomineerde vegetaties (*Utricularietum vulgaris*).

Figuur 5.16. Een overzicht van de situatie in een petgat van het Stobbekolkje in 2010 (links) en 2012 (rechts). Het typische Stratiotes-type is hier sterk in bedekking afgenomen, terwijl het nabij gelegen poldergemaal Beukers gedurende deze periode is afgekoppeld. Op het water is een film van ijzerbacteriën aanwezig. (Foto’s: R. van Leeuwen)

Hoewel alle locaties na drie jaar nog steeds tot het typische Stratiotes-type gerekend worden, zijn er wel twee ontwikkelingen waar te nemen. Aan de ene kant treedt in ongeveer de helft van deze petgaten een langzame toename van verlanders op, waarbij gedacht moet worden aan Riet, Kleine lisdodde, Moerasvaren, Kleine watereppe (*Berula erecta* Coville) en een aantal zegges. Aan de andere kant neemt de bedekking van Krabbenscheer op drie locaties sterk af, terwijl de bedekking van Smalle waterpest of Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum* L.) toeneemt (Figuur 5.16). Het vreemde is dat dit laatste juist bij het Stobbenkolkje gebeurde, terwijl de waterkwaliteit hier zou moeten zijn verbeterd door het verplaatsen van gemaal Beukers.

Verlandende Stratiotes-type

Deze krabbenscheergroep bestaat uit twee subtypen, namelijk de vorm met Klein blaasjeskruid en de vorm met Moerasvaren en Kleine lisdodde. Voor beide vormen geldt dat hier vaker sprake is van ophoping van afgestorven materiaal, waardoor de krabbenscheerplanten in de winter moeilijker/niet naar de bodem van het petgat kunnen zakken. De krabbenscheerplanten zijn vaak minder fors dan in de typische vorm (Figuur 5.17).

Het subtype met Klein blaasjeskruid lijkt vooral in het centrum van grotere krabbenscheervelden voor te komen, op wat meer geïsoleerde locaties. In dit subtype treedt, door plaatselijke opeenhoping van afgestorven materiaal, beginnende drijftilverlanding op (met o.a. Moerasvaren, Kleine watereppe, Watermunt (*Mentha aquatica* L.), Waterzuring (*Rumex hydrolapathum* Huds.) en Gele waterkers (*Rorripa amphibium* L.)) (Figuur 5.17). De vegetaties behorende tot dit subtype met Klein blaasjeskruid, vormen vegetatiekundig een overgang tussen het *Stratiotetum* enerzijds en het *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* en/of *Cicuto-Calletum* anderzijds. Opmerkelijk is dat soorten als Paddenrus (*Juncus subnodulosus* Schrank) en Ronde zegge (*Carex diandra* Schrank) al in dit vroege drijftilstadium aanwezig kunnen zijn. Mogelijk treedt een zonering in nutriëntconcentraties op door opname van nutriënten door krabbenscheerplanten die aan de rand van een veld liggen. Hier is in dit onderzoek niet specifiek op ingegaan.

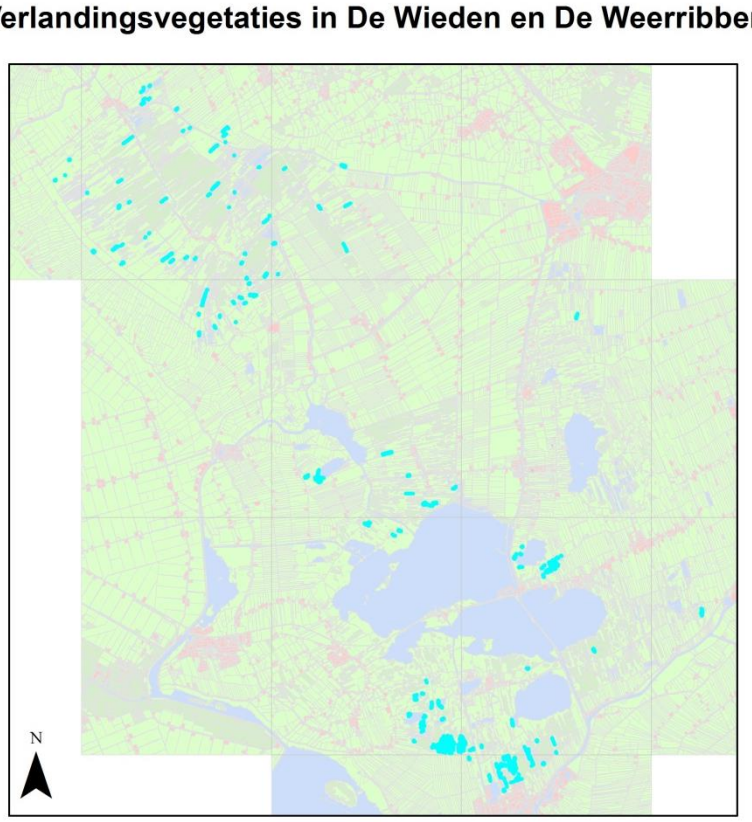
Figuur 5.17. Krabbenscheervegetaties met Klein blaasjeskruid. De planten in dit subtype zijn meestal minder fors ontwikkeld, zoals uit de linker foto uit de Draaien blijkt. De ontwikkeling van drijftillen neemt een aanvang op niet verteerd organisch materiaal dat afkomstig is van afgestorven planten, zoals uit de rechter foto blijkt die in vak 60 van De Weerribben is gemaakt. Op deze drijftillen komen soorten voor als Rumex hydrolapathum, Carex diandra, C. paniculata, C. pseudocyperus, Epilobium hirsutum, Lythrum salicaria en Typha angustifolia. (Foto's: R. van Leeuwen)

De krabbenscheervorm met Moerasvaren (Figuur 5.18) komt juist langs de oevers van petgaten met krabbenscheervelden voor. Ook hier vormen krabbenscheervelden door de relatief stabiele omstandigheden een basis voor beginnende drijftilvorming, waarbij plaatselijk ophoping van organisch materiaal een belangrijke rol speelt. Voor alle vijf de opnamen in dit subtype geldt dat het aantal verlandingssoorten is toegenomen gedurende de afgelopen 3 jaar, en dat ze zich in de richting een volgend stadium in de successiereeks ontwikkelen. Door de ligging nabij de oever valt de toename van soorten met wortelstokken (Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren) in een aantal opnamen op. Deze vorm lijkt zich op in de richting van het *Typho-Phragmitetum thelypteridetosum* te ontwikkelen.

Figuur 5.18. Een petgat langs de Schenkelvaart in 2011, en een detail in het Petgat in de Draaien in 2012. Beide foto's illustreren de overgang van een door Stratiotes aloides gedomineerde vegetaties naar een volgend stadium in de successiereeks, waarin Thelypteris palustris, Phragmites australis en Typha angustifolia overheersen. (Foto's: R. van Leeuwen)

Phragmitetea

Beginnende riet- en drijftilverlandingen komen weinig voor in NW-Overijssel (zie hoofdstuk 4; Figuur 5.19). In de literatuur worden een aantal mogelijke voorgangers van schorpioenmostrilvenen (*Scorpidio-Caricetum diandrae*) genoemd (Westhoff *et al.* 1971; Schaminée *et al.* 1995; Weeda *et al.* 2000), namelijk het *Typho-Phragmitetum thelypteridetosum*, het *Caricetum paniculatae*, de drijftilgemeenschap *Cicuto-Caricetum pseudocyperi*, en de rompgemeenschap van *Equisetum fluviatile*-[*Phragmitetalia*]. *Typho-Phragmitetum* en *Caricetum paniculatae* gemeenschappen kwamen nog veelvuldig voor tot ca. 1970, maar deze vegetatietypen zijn grotendeels vervangen door veenmos gedomineerde vegetaties die onder minder gebufferde omstandigheden voorkomen. De nieuwvorming van deze verlandingsstadia heeft gedurende de afgelopen decennia stilgelegen, maar lijkt nu weer op gang te komen in NW-Overijssel. Zoals eerder vermeld, wordt een aanzet tot drijftilvorming weer op kleine schaal waargenomen. Op drijvende plantenresten in het *Stratiotetum* slaan soorten als Waterzuring, Watermunt, Ronde zegge en Hoge cyperzegge (*Carex pseudocyperus* L.) op. Daarnaast zorgen Riet en Moerasvaren via vorming van wortelstokken zeer lokaal voor het begin van een nieuw successiestadium.



Figuur 5.19. Voorkomen van verlandingsvegetaties (licht blauw) in De Wieden en De Weerribben. Alle vegetatietypen die deel uitmaken van het Typho-Phragmitetum thelypteridetosum, het Caricetum paniculatae of de drijftilgemeenschap van het Cicuto-Caricetum pseudocyperi zijn gevisualiseerd. Drijftilgemeenschap van het Cicuto-Caricetum pseudocyperi komen slechts op enkele zeer kleine oppervlakken voor.

Opmerkelijk is het opslaan van Ronde zegge in krabbenscheervegetaties (vak 60 in De Weerribben). Over de overgang van jonge verlandingsvegetaties naar kleine zeggevegetaties is weinig bekend. Ronde zegge kan in NW-Overijssel beschouwd worden als kenmerkende soort voor het in basenrijke omstandigheden voorkomende *Scorpidio-Caricetum diandrae* (trilvenen). In de literatuur worden echter Waterdrieblad, Grote boterbloem (*Ranunculus lingua* L.), Holpijp (*Equisetum fluviatile* L.), Snavelzegge (*Carex rostrata* Stokes) en Draadzegge (*Carex lasiocarpa* Ehrh.) als verlandingpioniers genoemd. Ronde zegge vestigt zich volgens pas wanneer de vegetatie zich sluit en schorpioenmossen zich al gevestigd hebben (Schaminée *et al.* 1995).

In het onderzoek is de subassociatie *thelypteridetosum* (moerasvarenrietland) vertegenwoordigd met zes opnamen (Figuur 5.20). Deze sub-associatie ontwikkelt zich in relatief gesloten rietvegetaties en aan oevers van petgaten. De opnamen zijn allen ongemaaide verlandingsvegetaties die al begaanbaar zijn. Moerasvaren vormt hier met een dichte wortelmat een kragge, terwijl Riet weinig voorkomt. Deze vegetatie komt vooral voor op locaties waar sprake is van enige nutriëntverrijking (Schaminée *et al.* 1995). Het is dan ook niet onverwacht dat Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata* Loeske), dat als relatief eutrofe soort bekend staat, op alle locaties als eerste mossoort verschijnt. Het is nog onbekend hoe deze vegetaties zich gaan ontwikkelen, maar de aanwezigheid van Gewoon puntmos wijst in schorpioenmosvenen

meestal op te eutrofe situaties (Kooijman & Bakker 1994). Uit vervolg-onderzoek zal moeten blijken hoe deze locaties zich gaan ontwikkelen. Het is overigens opvallend dat geen van de gemonitorde *Phragmitetea*-vegetaties wordt gemaaid, terwijl bekend is dat dit uiteindelijk onherroepelijk leidt tot struweel- en moerasbosvorming. Waarschijnlijk kunnen hier alleen met maaibeheer kruidenrijke vegetaties ontstaan (gemeenschappen die behoren tot het *Calthion palustris* en het *Parvocaricetea*).

Figuur 5.20. Verlanding met Moerasvaren (links) en een drijftilvegetatie met Carex paniculata (rechts). Beide foto's zijn genomen in vak 60 van De Weerribben. (Foto's: R. van Leeuwen)

Ten slotte zijn ook vier opnamen in het *Caricetum paniculatae* meegenomen. Het *Caricetum paniculatae* ontstaat op drijftillen uit het *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* of rechtstreeks op drijvend organisch materiaal in vrij nutriëntrijke omstandigheden (Weeda *et al.* 2000). Ook hier komt Gewoon puntmos als een van de eerste mossoorten voor. Uit vervolgonderzoek zal moeten blijken hoe deze locaties zich gaan ontwikkelen, maar de snelle komst van Gewoon puntmos is mogelijk ongunstig. Alle locaties waren (met enig evenwichtsgevoel) begaanbaar, en worden evenals de andere verlandings-vegetaties niet gemaaid.

Cicuta-Caricetum pseudocyperi en Cicuta-Calletum

Het *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* en *Cicuto-Calletum* komen in 2009 op nog maar een zeer gering aantal plaatsen voor, en alleen in kleine oppervlakken, terwijl ze een belangrijke schakel in de verlanding vormen. Waarschijnlijk is dit mede het gevolg van het jarenlang zeer beperkt aanwezig zijn van het *Stratiotetum*. Het is opvallend dat de verspreiding van de waterscheerling (*Cicuta virosa* L.) in De Weerribben zeer sterk is achteruit gegaan in de laatste 20 jaar (mededelingen van J. Bredenbeek & H. Elzenaar). Het is onduidelijk waar dit door komt.

Beide gemeenschappen floreren op plaatsen met opeenhoping van afgestorven plantenmateriaal. Op basis van een aantal karakteristieke soorten (*Menyanthes trifoliata, Ranunculus lingua* en *Cicuta virosa, Calla palustris*) is getracht een aantal representatieve locaties te vinden. Uiteindelijk zijn in 2010 drie punten geselecteerd en opgenomen. Doordat de vegetaties op de waarnemingspunten onderling sterk verschillen, is geen homogene groep ontstaan, en zijn deze locaties buiten de verdere analyse gehouden.

5.2.3 Nutriëntenlimitatie in de vegetatietypen

Aangezien voor de vervolganalyses voldoende replica's nodig zijn, zijn de tien vegetatiegroepen verder gereduceerd tot zeven hoofdgroepen, namelijk:

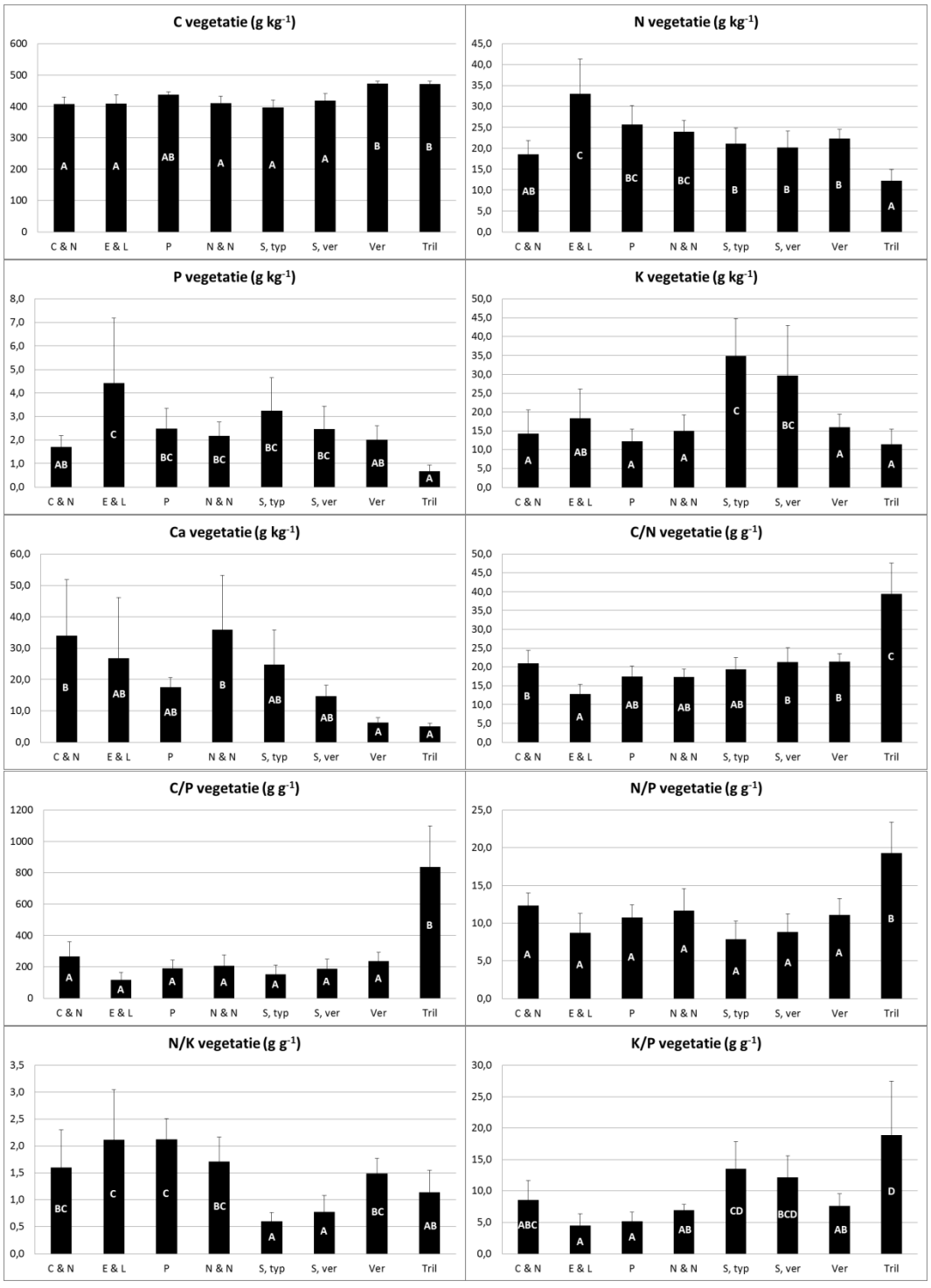
- Krans- en glanswieren (*Chara* en *Nitella*);
- FLAB, kroos (*Lemna*) en Smalle waterpest (*Elodea*);
- Fonteinkruiden (*Potamogeton*);
- Gele plomp en Witte waterlelie (*Nuphar* en *Nymphaea*);
- Krabbenscheer (*Stratiotes*), typische vorm;
- Krabbenscheer (*Stratiotes*) met verlanding – vorm met Klein blaasjeskruid en vorm met Moerasvaren;
- Verlandingsvegetatie met Riet en Kleine lisdodde – *Typho-Phragmitetum thelypteridetosum* en het *Caricetum paniculatae*.

De verhouding tussen nutriënten in bovengrondse plantenmassa geeft een indruk van de relatieve limitatie van nutriënten (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). Vrijwel alle vegetatietypen laten een N/P ratio in de waterplanten zien van tussen 8 en 12 g g^{-1}, zelfs de kranswierwateren (Figuur 5.21). Bij terrestrische soorten zou dit duiden op relatieve N-limitatie (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink *et al.* 2003). Hoewel er geen grenzen zijn vastgesteld voor de nutriëntratio's van aquatische planten, die een andere weefselopbouw hebben, lijkt uit hoofdstuk 3 te komen dat de ratio's bij aquatische vegetaties niet erg verschillen van de ratio's bij semi-terrestrische vegetaties. Het Elodea & Lemna-type laat overigens duidelijk de hoogste N en P-concentraties in de vegetatie zien.

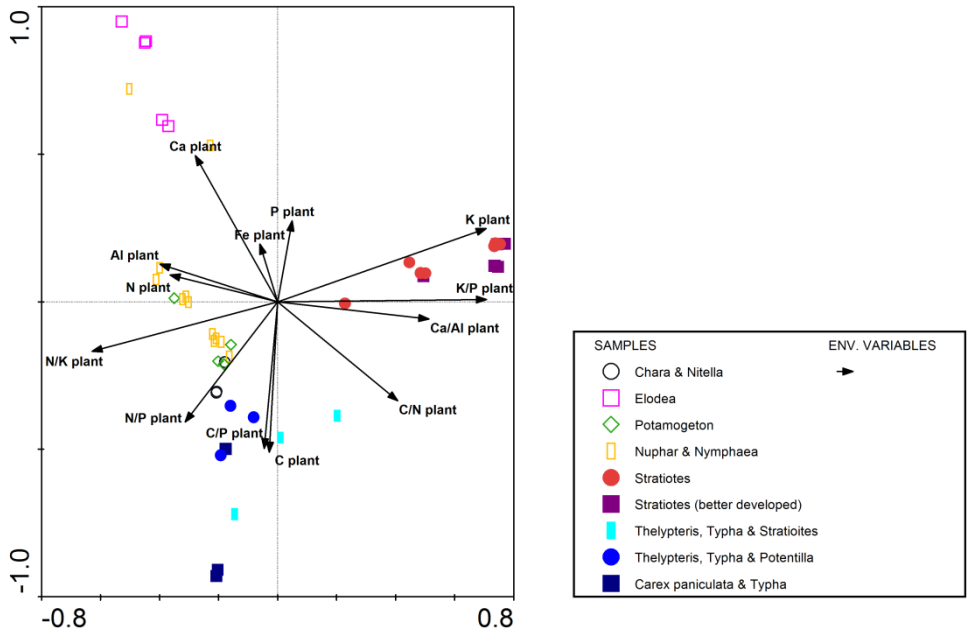
Voor trilveenvegetaties ligt de N/P ratio echter rond de 19 g g^{-1}, wat wel wijst op P-limitatie (Figuur 5.21). Ondanks het feit dat deze trilveenvegetaties ook stikstofarm zijn, is de N/P ratio hier toch het hoogst door de nog lagere P-concentraties. Opvallend is dat beide verlandingstypen (*Typho-Phragmitetum thelypteridetosum* en *Caricetum paniculatae*) geen P-limitatie laat zien. Zowel de N als P-concentraties zijn hoger dan in de trilveenvegetaties, wat op een hogere beschikbaarheid duidt. Trilveen- en verlandingsvegetaties hebben de hoogste C-concentraties in het bladweefsel. Het is echter moeilijk om oorzaak en gevolg uit elkaar te houden. Het is in ieder geval wel duidelijk dat de trilveenvegetaties zeer hoge C/P en C/N ratio's hebben, wat duidt op een relatief hoge fotosynthese onder lage nutriëntbeschikbaarheid. Bij hogere nutriëntbeschikbaarheden in de verlandingsvegetaties is het voor de hand liggend dat minder efficiënte en sneller groeiende soorten (zoals grassen en Gewoon puntmos) gaan domineren ten koste van de karakteristieke trilveensoorten. Verder zijn de Ca-concentraties in zowel de verlandings- als trilveenvegetaties erg laag vergeleken met de aquatische vegetaties.

Voor krabbenscheervegetaties valt duidelijk op dat ze erg veel kalium accumuleren, wat al langer bekend was (Roelofs 1991; Smolders *et al.* 1996b). Dit leidt tot lage N/K ratio's en relatief hoge K/P ratio's in de krabbenscheerplanten. Hoewel de K/P ratio in de krabbenscheervelden relatief laag is, blijkt uit de N/P ratio's van ca. 10 dat er in de krabbenscheervelden waarschijnlijk geen sprake is van P-limitatie.

Wanneer de elementenconcentraties in een ordinatiediagram geplaatst worden (Figuur 5.22), blijkt de eerste as voornamelijk met kalium in de vegetatie te corresponderen, terwijl de tweede as negatief met de C-concentratie en positief met de P-concentraties correspondeert. Alle krabbenscheervegetaties komen dan ook rechts in het diagram terecht, en de verlandingsvegetaties inclusief trilvenen onderaan in het diagram.



Figuur 5.21. Totale concentraties van verschillende elementen in de bovengrondse biomassa, en nutriëntenratio's. C & N = Chara & Nitella-type; E & L = Elodea & Lemna-type; P = Potamogeton-type; N & N = Nuphar & Nymphaea-type; S, typ = typische Stratiotes-type; S, ver = verlandende Stratiotes-type; ver = verlandingsvegetatie; tril = trilveenvegetatie. Gemiddelden met standaard deviaties. Significante verschillen zijn weergegeven met verschillende letters (p < 0,05).



Figuur 5.22. Correspondentieanalyse (ter Braak 1986; Lepš 2003) van elementenconcentraties en –ratio's in de bovengrondse plantenbiomassa (pijlen) met alle petgaten per vegetatiegroep erin geplot (symbolen).

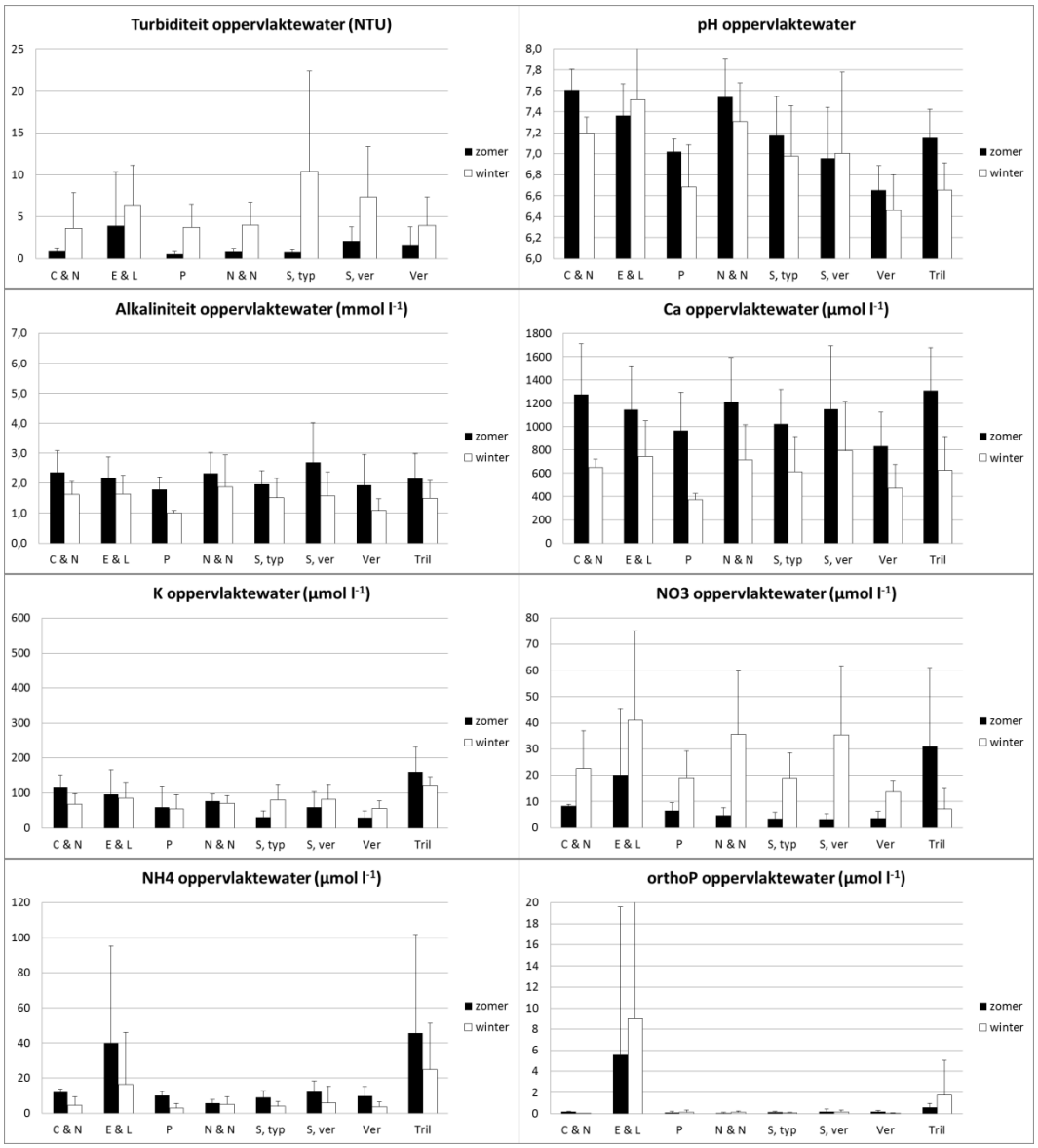
5.2.4 Chemische standplaatsfactoren

De pH van het bodemvocht is vrijwel altijd lager dan de pH van het oppervlaktewater (Figuur 5.23, Tabel 5.1), doordat er meer koolstofdioxide (CO_2) in is opgelost. Opgelost CO_2 diffundeert vanuit het oppervlaktewater naar de atmosfeer. Bij alle vegetatietypen is de pH in het oppervlaktewater 7,6 of lager, wat bij de heersende alkaliniteit betekent dat er altijd voldoende CO_2 beschikbaar is voor onderwaterplanten. Dit is karakteristiek voor oppervlaktewateren in veengebieden, omdat de decompositie van de veenbodem hier voor een continue CO_2-aanvoer zorgt (Lamers *et al.* 1999). Bij een pH van boven de 8,2 kunnen alleen hardwaterplanten, die bicarbonaat kunnen opnemen, onder water voorkomen. Deze situatie komt bijna nergens in De Wieden en De Weerribben voor, zelfs niet in de kranswiervegetaties.

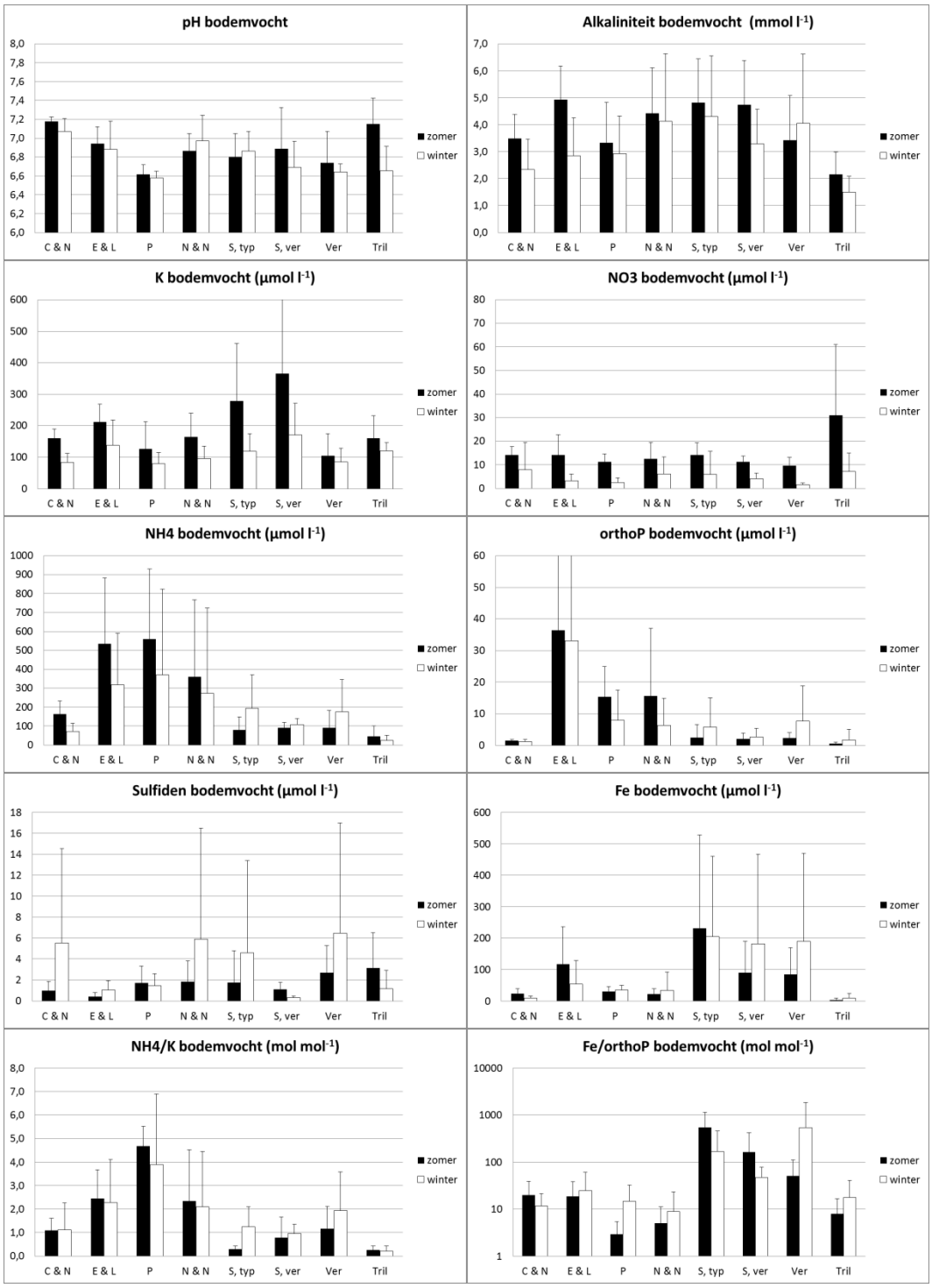
In vrijwel alle petgaten is de turbiditeit van het oppervlaktewater lager dan 5 NTU (Figuur 5.23, Tabel 5.1), zelfs in de petgaten waarin kroos dominant is. De turbiditeit lijkt dus overal laag genoeg te zijn voor een goede ontwikkeling van aquatische vegetaties en verlandingsvegetaties (Lamers *et al.* 2006a). Tevens is de Fe/PO_4 ratio in het bodemvocht vrijwel overal hoger dan 10 mol mol^{-1} (Figuur 5.24), wat er op duidt dat orthofosfaat (verder aangeduid als PO_4) goed gebonden wordt op de bodem-waterovergang en dus moeilijk gemobiliseerd wordt naar de waterlaag (Geurts *et al.* 2008). Dit alle zegt echter niets over de beschikbaarheid voor wortelende waterplanten (Lamers *et al.* 2012a), zoals uit de N/P ratio's van de vegetatie blijkt.

De lage N/P ratio's, van ca. 12 g g^{-1}, in de kranswiervegetatie doen vermoeden dat zij niet P-gelimiteerd zijn, ondanks de lage PO_4-concentraties in het bodemvocht en Fe/PO_4 ratio's van rond de 20 mol mol^{-1} (Figuur 5.24). De kranswiervegetaties lijken vooral voor te komen bij lage Fe-concentraties in het bodemvocht en de bodem, terwijl de pH in het bodemvocht relatief hoog is (Figuren 5.24 en 5.25, Tabel 5.1). Mogelijk zijn verhoogde Fe-concentraties toxisch voor soorten als Teer kransblad, Breekbaar kransblad

(*Chara globularis* (Thuillier)), Stekelharig kransblad (*Chara hispida* (L.)) en Buigzaam glanswier (*Nitella flexilis* (L.)). Hoewel dit verder uitgezocht zou moeten worden met aquariumexperimenten, blijkt uit onderzoek van ter Heerdt en collega's (2012) dat vooral Breekbaar kransblad niet bestand is tegen zeer hoge Fe-addities van 20 g l^{-1} (350 mmol l^{-1}).



Figuur 5.23. Turbiditeit, pH, alkaliniteit, Ca, K, NO_3, NH_4 en PO_4-concentraties in het oppervlaktewater van vegetatietypen. C & N = Chara & Nitella-type; E & L = Elodea & Lemna-type; P = Potamogeton-type; N & N = Nuphar & Nymphaea-type; S, typ = typische Stratiotes-type; S, ver = verlandende Stratiotes-type; ver = verlandingsvegetatie; tril = trilveenvegetatie. Gemiddelden met standaard deviaties. Significantie niveaus worden in tabel 5.1 weergegeven.



Figuur 5.24. pH, alkaliniteit, K, NO_3, NH_4, PO_4 en Fe-concentraties en NH_4/K en Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht van vegetatietypen. C & N = Chara & Nitella-type; E & L = Elodea & Lemna-type; P = Potamogeton-type; N & N = Nuphar & Nymphaea-type; S, typ = typische Stratiotes-type; S, ver = verlandende Stratiotes-type; ver = verlandingsvegetatie; tril = trilveen-vegetatie. Gemiddelden met standaard deviaties. Significantie niveaus worden in tabel 5.1 weergegeven. Let op: schaalverdeling bij Fe/PO_4 is logaritmisch.

Tabel 5.1. Resultaten voor de oppervlaktewater- en bodemvochtkwaliteit (2-weg ANOVA), met p-waarden voor vegetatietype en seizoen (winter versus zomer). C & N = Chara & Nitella; E & L = Elodea & Lemna; P = Potamogeton; N & N = Nuphar & Nymphaea; S, typ = typische Stratiotes; S, ver = verlandende Stratiotes; ver = verlandingsvegetatie; tril = trilveenvegetatie. Significante effecten (p < 0,05) zijn dikgedrukt. Significante verschillen tussen locaties worden aangegeven met verschillende letters, waarbij a altijd de laagste waarde is (post-hoc test, n = 5; p < 0.05).

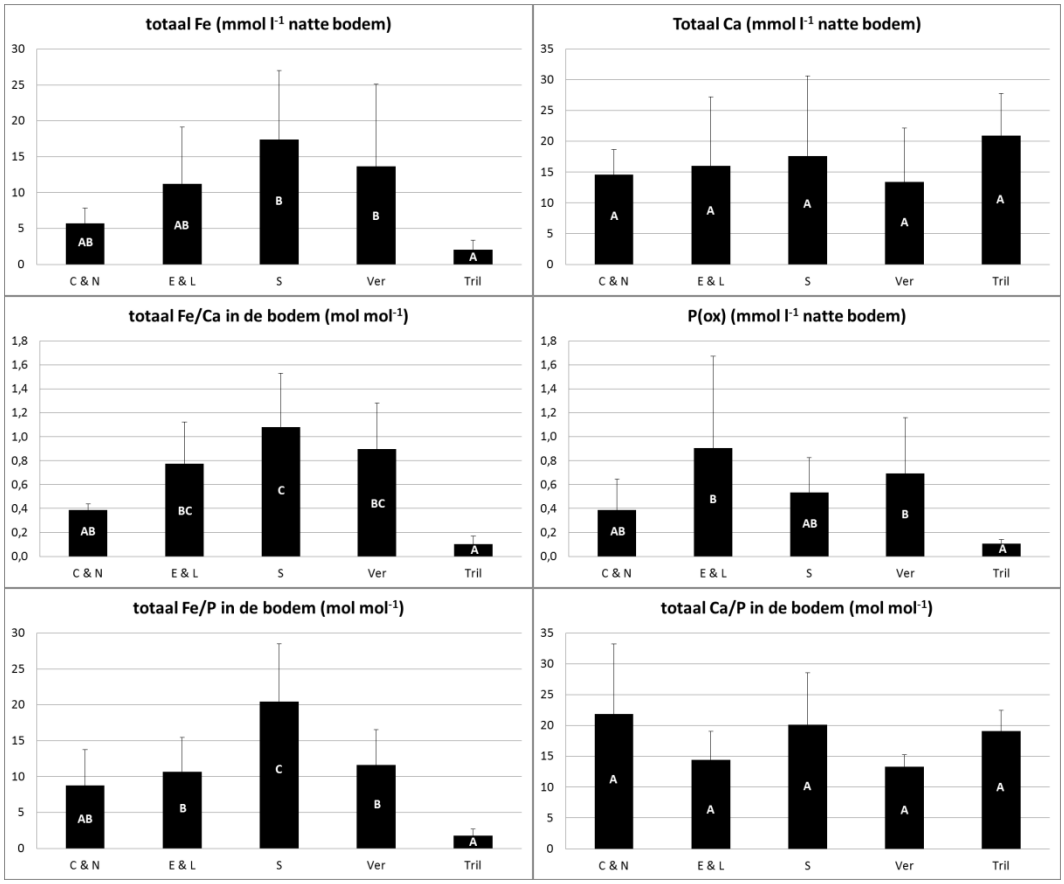
	Veg. type	Seizoen	C & N	E & L	P	N & N	S, typ	S, ver	Ver	Tril
Oppervlaktewater										
turbiditeit	0,400	**0,001**	a	a	a	a	a	a	a	a
pH	**0,000**	**0,013**	bc	c	ab	c	bc	abc	a	ab
alkaliniteit	0,061	**0,009**	a	a	a	a	a	a	a	a
K	0,055	0,466	a	a	a	a	a	a	a	a
Ca	0,065	**0,000**	a	a	a	a	a	a	a	a
Fe	0,203	0,210	a	a	a	a	a	a	a	a
PO_4	0,237	0,820	a	a	a	a	a	a	a	a
NO_3	**0,019**	**0,001**	ab	b	ab	ab	ab	ab	a	ab
NH_4	0,071	**0,049**	a	a	a	a	a	a	a	a
S	0,052	0,189	a	a	a	a	a	a	a	a
Bodemvocht										
pH	**0,000**	0,057	b	ab	a	ab	ab	ab	a	ab
alkaliniteit	**0,007**	0,227	ab	ab	ab	b	b	b	ab	a
Ca	0,063	**0,000**	a	a	a	a	a	a	a	a
K	**0,029**	**0,000**	ab	ab	ab	ab	b	ab	a	ab
Fe	**0,049**	0,724	a	ab	ab	ab	b	ab	ab	a
PO_4	**0,044**	0,869	a	ab	b	b	ab	ab	ab	a
NO_3	**0,001**	**0,000**	ab	a	ab	a	ab	ab	a	b
NH_4	**0,006**	0,692	abc	c	c	abc	abc	ab	abc	a
S	**0,000**	0,505	ab	a	a	a	a	a	a	b
Sulfide	0,184	0,943	a	a	a	a	a	a	a	a
NH4/K	**0,013**	0,461	ab	bc	c	bc	ab	ab	b	a
Fe/PO_4	0,815	0,316	a	a	a	a	a	a	a	a

In petgaten die door Smalle waterpest en/of kroos gedomineerd worden, is de gemiddelde PO_4-concentratie in het oppervlaktewater en bodemvocht erg hoog (Figuren 5.24 en 5.25). Dit is echter niet het geval voor alle petgaten in deze groep (Tabel 5.1). In sommige petgaten met Smalle waterpest wordt netjes aan de ZGET-waarde voldaan. De zeer hoge PO_4-concentraties in deze groep worden veroorzaakt door vogelkolonies of de nabijheid van (voormalig) bemeste akkers. Dit geldt vooral voor de enkele locaties in De Wieden en De Weerribben die door kroos gedomineerd worden. Verhoogde P-concentraties worden dus lokaal veroorzaakt door een hoge externe aanvoer van fosfor. Interne P-mobilisatie lijkt hierbij slechts een geringe rol te spelen, zoals uit de vrij hoge Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht, van ca. 20 mol mol^{-1}, en totaal Fe/P ratio's in de bodem, van ca. 10 mol mol^{-1}, blijkt (Figuren 5.24 en 5.25; Geurts *et al.* 2008). De totaal P-concentraties in de bodem zijn dan ook niet hoger dan bij de andere vegetatietypen (Figuur 5.26), zelfs niet op de locaties met zeer hoge PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht.

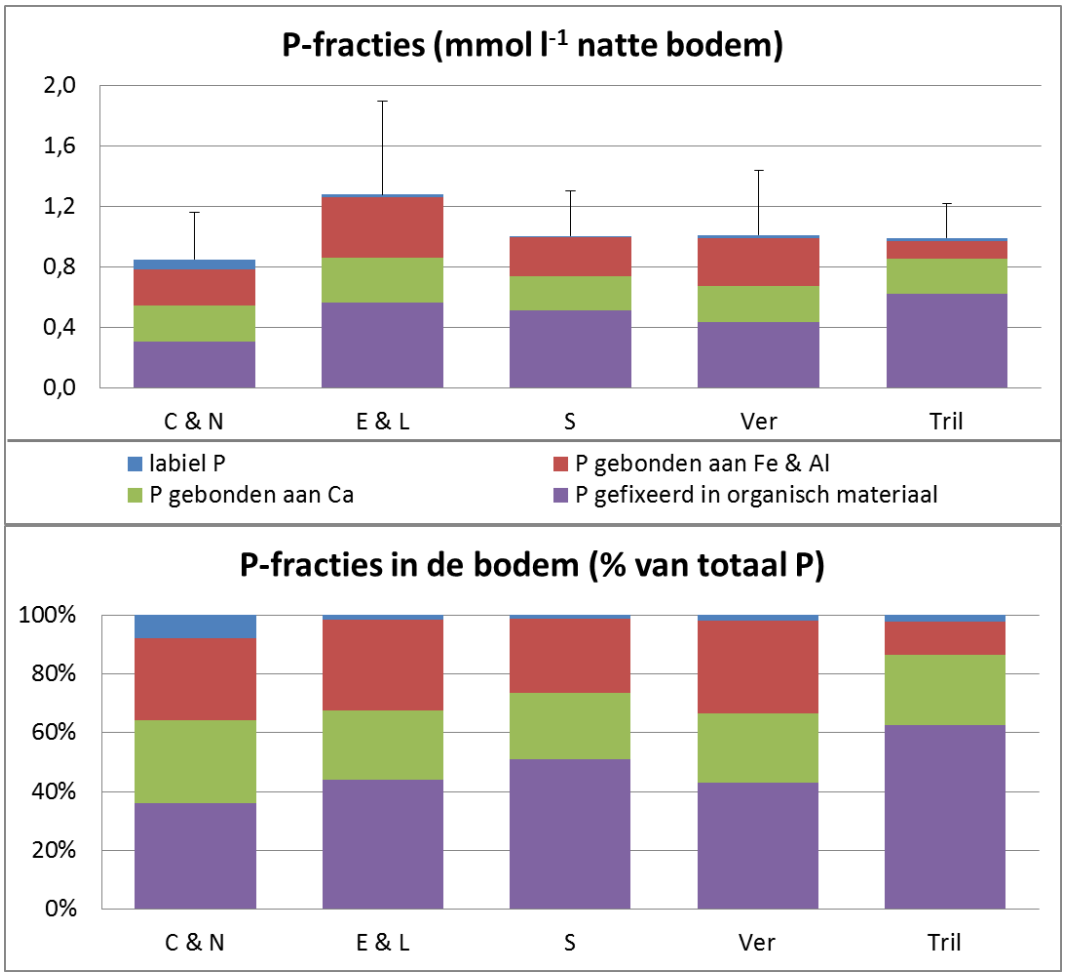
Vrijwel alle petgaten met kroos, Smalle waterpest, fonteinkruiden en/of Gele plomp laten (zeer) hoge NH_4-concentraties in het bodemvocht zien van gemiddeld 300-500 µmol l^{-1} (Figuur 5.24; Tabel 5.1). Deze NH_4-ophoping wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een geremde nitrificatie als gevolg van gereduceerde condities in de bodem. Voor de verdere verlanding kan dit een probleem vormen, omdat Krabbenscheer niet goed tegen hoge NH_4-concentraties kan (Smolders et al. 1996a, b). Het is echter onduidelijk waarom juist deze petgaten relatief veel ammonium bevatten.

Uit de figuren 5.23 en 5.24 blijkt dat de NH_4-concentraties in krabbenscheer-vegetaties vrijwel altijd lager zijn dan de grenswaarden die voor oppervlakte-water en het bodemvocht worden gegeven, van respectievelijk 30 en 100 µmol l^{-1} (Smolders & Roelofs 1993; Smolders *et al.* 1996b; Lamers *et al.* 2006a, 2010). Verder is het opvallend dat de K-concentraties behoorlijk hoog zijn in het bodemvocht van krabbenscheervelden (Figuur 5.24, Tabel 5.1). Het lijkt er op dat een lage NH_4/K ratio in het bodemvocht gunstig is voor de ontwikkeling van Krabbenscheer. Dit is logisch aangezien Krabbenscheer veel kalium lijkt op te nemen, zoals uit de K-concentraties in het bladweefsel blijkt, en behoorlijk snel toxische effecten van ammonium ondervindt (Smolders *et al.* 1996b). Het probleem is dat ammonium automatisch wordt opgenomen bij opname van kalium, doordat beide eenwaardige kationen via diffusie worden opgenomen (Marschner 1986).

De krabbenscheervegetaties bevatten niet alleen hoge K-concentraties in het bodemvocht, maar ze hebben ook hoge Fe-concentraties in het bodemvocht en de bodem (Figuren 5.24 en 5.25, Tabel 5.1). De hoge Fe en lage PO_4-concentraties in het bodemvocht leiden tot zeer hoge Fe/PO_4 ratio's van 80-600 mol mol^{-1}, waardoor het orthofosfaat goed gebonden wordt op de overgang bodem-water. Bij deze waardes speelt interne P-mobilisatie geen rol (Geurts *et al.* 2008). Wel lijkt er nog voldoende fosfor beschikbaar te zijn, zoals blijkt uit de N/P ratio's in de planten van 8-10 g g^{-1} (Figuur 5.21).



Figuur 5.25. Totaal Fe en Ca-concentraties, oxalaat-extraheerbaar P(ox) en elementratio's voor de verschillende vegetatietypen. C & N = Chara & Nitella-type; E & L = Elodea & Lemna-type; S = Stratiotes-type; ver = verlandings-vegetatie; tril = trilveenvegetatie. Gemiddelde met standaard deviatie. Significante verschillen zijn weergegeven met verschillende letters (p < 0,05).



Figuur 5.26. Concentratie (boven) en relatieve hoeveelheid (onder) van verschillende P-fracties in de bodem voor de verschillende vegetatietypen. C & N = Chara & Nitella-type; E & L = Elodea & Lemna-type; S = Stratiotes-type; ver = verlandingsvegetatie; tril = trilveenvegetatie. Gemiddelden met standaard deviaties (n = 4-8).

De jonge verlandingsvegetaties hebben net als de krabbenscheervegetaties relatief lage N/P ratio's in de planten van ca. 10 g g^{-1} (Figuur 5.21). Ook hier duidt dit op een te hoge P-beschikbaarheid, ondanks lage PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht (Figuren 5.23 en 5.24). Een duidelijk verschil met de trilvenen, die wel P-gelimiteerd zijn, zijn de duidelijke hogere Fe-concentraties in het bodemvocht en de bodem van verlandingsvegetaties, waarbij de totaal Fe-concentraties in de bodem wel wat lager zijn dan in de krabbenscheervegetaties (Figuren 5.24 en 5.25, Tabel 5.1). Hoewel de totaal P-concentraties in de bodem niet verschillen tussen verlandings- en trilveen-vegetaties, bevatten de huidige trilvenen significant minder Fe-gebonden fosfor dan de verlandingsstadia en significant meer fosfor dat onderdeel uitmaakt van de organische matrix (Figuur 5.26; zie ook hoofdstuk 3). De hoeveelheid Ca-gebonden fosfor is ongeveer gelijk in alle vegetatietypen, net als de Ca-concentraties in het bodemvocht en de bodem (Figuren 5.24 t/m 5.26). Het is nog niet geheel duidelijk waar de verschuiving naar meer organisch gefixeerd fosfor i.p.v. Fe-gebonden fosfor precies door veroorzaakt wordt, maar het lijkt er wel op dat dit behoorlijk veel invloed heeft op de beschikbaarheid van fosfor. Dit vraagt om vervolgonderzoek.

5.2.5 Veranderingen door de tijd heen

De vegetatieveranderingen zijn 3 jaar gevolgd. Wanneer deze veranderingen worden geanalyseerd, blijken alleen de NH_4-concentraties in het bodemvocht en de Ca-concentraties in het oppervlaktewater een significante interactie ($p < 0,05$) te hebben met tijd (Tabel 5.2). pH en factoren die verband houden met de P-beschikbaarheid lieten een trend ($p < 0,1$) zien. De belangrijke rol van ammonium kan te maken hebben met de sterke achteruitgang van Krabbenscheer bij ophoping van deze voedingsstof (Smolders *et al*. 1996a, b). Voor een goede analyse van de relatie tussen chemische factoren en vegetatieveranderingen in de tijd is echter een langer onderzoek gewenst.

Tabel 5.2. Analyse van vegetatieveranderingen in de petgaten door de tijd heen, verklaard door de verandering in de abiotische omstandigheden. Er is gebruik gemaakt van een RDA-analyse in CANOCO (Lepš 2003). Abiotische factoren die een significant interactie met tijd hebben (p < 0,05) zijn dikgedrukt, terwijl factoren met een trend (p < 0,1) zijn onderstreept.

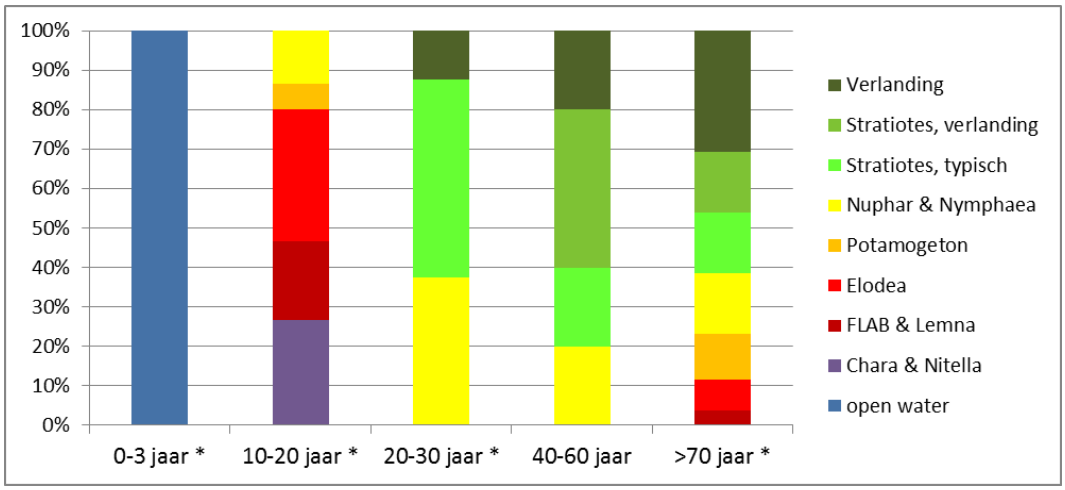
	% verklarende variantie van 1ste as	**F-ratio**	***p*-waarde**
Water			
Jaar * turbiditeit	1,7	1,151	0,312
Jaar * pH (opp)	2,5	1,686	<u>0,070</u>
Jaar * pH (bv)	1,5	1,109	0,461
Jaar * Ca (opp)	2,8	1,927	**0,040**
Jaar * Ca (bv)	1,8	1,230	0,245
Jaar * K (bv)	1,7	1,122	0,350
Jaar * Fe (bv)	1,6	1,087	0,358
Jaar * P (opp)	1,4	0,905	0,516
Jaar * P (bv)	2,1	1,392	0,216
Jaar * N (opp)	2,8	1,904	<u>0,064</u>
Jaar * N (bv)	4,4	3,048	**0,008**
Jaar * NH_4 (bv)	3,3	2,280	**0,022**
Jaar * S (opp)	1,9	1,283	0,232
Jaar * Ca/PO_4 (bv)	2,4	1,644	<u>0,078</u>
Jaar * Fe/PO_4 (bv)	2,6	1,740	<u>0,070</u>
Bodem			
Jaar * totaal P	4,2	1,506	0,100
Jaar * totaal N	3,1	1,080	0,306
Jaar * totaal Fe	2,0	0,698	0,642
Jaar * P-Olsen	4,6	1,624	<u>0,098</u>
Jaar * Fe-gebonden P	4,4	1,556	<u>0,094</u>
Jaar * Ca-gebonden P	3,0	1,058	0,308
Jaar * organisch P	1,8	0,620	0,730
Jaar * totaal Fe/P	1,5	0,506	0,826
Jaar * totaal Ca/P	3,7	1,296	0,194
Jaar * totaal Fe/Ca	3,2	1,121	0,266

De vegetatieontwikkeling in nieuwe petgaten heeft tijd nodig (Figuur 5.27). In recente petgaten groeit vrijwel niets. Na 10 tot 20 jaar is ca. 70% van de petgaten gevuld met Smalle waterpest, kroos, fonteinkruiden, Witte waterlelie en/of Gele plomp. De overige petgaten in deze groep bevatten kranswier-vegetaties. In oudere petgaten waren de kranswiervegetaties helaas niet (meer) aanwezig. Het kan zijn dat de krans- en glanswieren zich destijds niet hebben gevestigd in de beginfase, omdat de waterkwaliteit toen nog te slecht was, maar het kan ook zijn dat ze inmiddels overgroeid zijn geraakt door Krabbenscheer. Mogelijk speelt een beperkte lichtbeschikbaarheid hierbij een belangrijke rol. Dit zal verder moeten worden uitgezocht.

In de petgaten die 20 tot 30 jaar oud zijn, is Krabbenscheer het dominante vegetatietype. Het gaat om de typische krabbenscheervegetaties waarin nog maar weinig verlandingssoorten zijn te vinden. Daarnaast komt ook nog het type met dominantie van Witte waterlelie en Gele plomp regelmatig voor in deze petgaten. Tevens is er al in een petgat sprake van een verlandingsvegetatie. Dit is een petgat nabij het Stobbenkolkje.

In de 40 tot 60 jaar oude petgaten lijkt het aandeel Witte waterlelie en Gele plomp iets af te nemen, en het aandeel verlandingsvegetaties iets toe te nemen. Deze ontwikkeling is echter niet significant door het kleine aantal petgaten in deze leeftijdscategorie. Verder is het opvallend dat er na 40 jaar meer krabbenscheervegetaties voorkomen met veel verlanders erin. Ook voor de successie binnen de krabbenscheervelden lijkt ontwikkelingstijd dus een belangrijke factor te zijn.

In petgaten die ouder zijn dan 70 jaar komt de verlanding min of meer op gang. De krabbenscheervegetaties nemen af, ten gunste van verlandings-vegetaties, die nu in bijna 30% van de petgaten te vinden zijn. In het begin van de 20^{e} eeuw is de verlanding waarschijnlijk sneller gegaan en ontstonden basenrijke schorpioenmosvenen waarschijnlijk al 50 tot 60 jaar na de vervening (o.a. Kuiper & Kuiper 1958), hoewel bekend is dat ook toen op sommige plaatsen gedurende een mensenleven geen verlanding optrad. Tegenwoordig treedt dit op de meeste locaties zelfs na 70 jaar nog niet op, hoewel er in De Wieden voorbeelden zijn, zoals in de Schenkellanden, waar de verlanding sneller is verlopen (mededeling van B. de Haan). Waarschijnlijk zijn hier geen trilvenen met schorpioenmossen ontstaan, omdat deze locaties niet werden gemaaid, of in de winter werden gemaaid. Het is goed denkbaar dat de verlanding op veel locaties in Noordwest-Overijssel in de ’70 jaren van de vorige eeuw is teruggezet en afgeremd door de slechte waterkwaliteit, en nu bij betere waterkwaliteit op veel plaatsen alsnog op gang komt. Overigens blijkt ongeveer 35% van deze oude petgaten nog steeds uit vegetaties met Smalle waterpest, fonteinkruiden, Witte waterlelie en/of Gele plomp bestaan. Niet in alle oude petgaten is dus een verdere successie opgetreden.



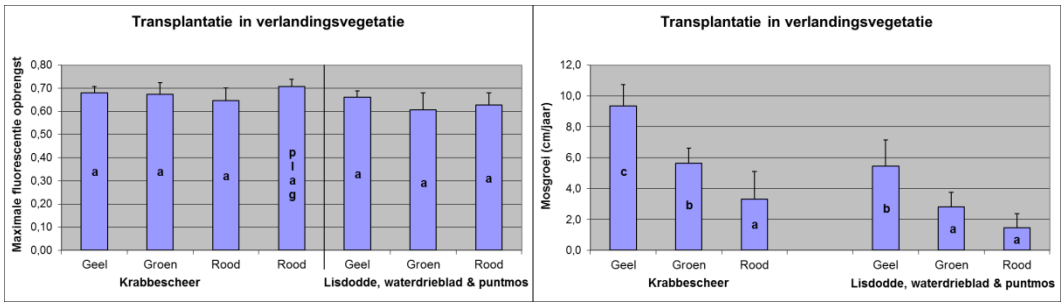
*Figuur 5.27. Vegetatie in petgaten van verschillende ouderdom: recent (n = 5), 10-20 jaar oud (n = 15), 20-30 jaar oud (n = 8), 40-50 jaar oud (n = 5) en meer dan 70 jaar oud (n = 26). * = significante verschillen in de verdeling van vegetatietypen (chi-kwadraat toets; p < 0.05).*

5.2.6 Knelpunt voor schorpioenmossen: standplaats of dispersie?

De uitgezette schorpioenmossen bleken zich goed te handhaven op drijvende afgestorven plantenresten in een krabbenscheerveld (Figuren 5.28 en 5.29). Het bewuste petgat bevat zo veel krabbenscheerplanten dat het afgestorven plantenmateriaal en de levende planten in de winter blijven drijven, en dus niet naar de bodem zakken. Alle drie de soorten waren hier nog vitaal na een tien maanden durende transplantatie, gezien de hoge waarden voor de maximale fluorescentie opbrengst, en ze groeiden ook stevig. Geel schorpioenmos groeide het hardst (9 cm jr^{-1}), gevolgd door Groen (6 cm jr^{-1}) en Rood schorpioenmos (3 cm jr^{-1}). Ook twee plaggen van 30x40 cm met Rood schorpioenmos en karakteristieke zeggesoorten, zoals Draadzegge en Stijve zegge (*Carex elata* All.), deden het zeer goed op de afgestorven resten van Krabbenscheer. In een verlandingsvegetatie van Kleine lisdodde en Waterdrieblad waren de soorten ook vitaal, maar groeiden alle mossen ongeveer half zo langzaam. De volgorde voor de groei was wel hetzelfde.

Dit pilot-experiment geeft daarmee aan dat het initiële milieu van drijvende waterplanten op deze locaties geschikt is voor alle schorpioenmossen. Dit geeft aan dat dispersie of "kieming" vanuit kleine mosfracties waarschijnlijk het knelpunt vormt op de beginnende verlandingsvegetaties, en dat de abiotische randvoorwaarden wel goed lijken te zijn. De vraag blijft of andere belangrijke trilveensoorten, zoals zegges en andere doelsoorten, wel uit zichzelf terugkomen.

Het snel opduiken van Gewoon puntmos in de verlandingsvegetatie met Kleine lisdodde en Waterdrieblad is zorgelijk, omdat dit een sterke concurrent voor schorpioenmossen is die uiteindelijk tot versnelde verzuring kan leiden (Kooijman & Bakker 1994). Aangezien de verlanding momenteel vooral via Kleine lisdodde, Riet en Moerasvaren lijkt op te treden is de snelle vestiging van Gewoon puntmos en de langzamere groei van schorpioenmossen wel iets om in de gaten te houden. Daarnaast kan er bij het uitblijven van maaibeheer in verlandingsvegetaties met Kleine lisdodde en Riet mogelijk lichtgebrek optreden voor trilveenvegetaties.



Figuur 5.28. Vitaliteit (PAM-fluorescentie) en groei van de getransplanteerde drie soorten schorpioenmossen op het drijvende afgestorven materiaal van krabbenscheervegetaties en in een verlandingsvegetatie met Kleine lisdodde, Waterdrieblad en Gewoon puntmos.

Figuur 5.29. Beginnende drijftilvorming in krabbenscheervegetatie met o.a. Carex pseudocyperus, Lythrum salicaria, Phragmites australis, Typha angustifolia en Rumex hydrolapathum in het petgat bij de Draaien. In dit petgat werden de schorpioenmossen ingezet. (Foto: R. van Leeuwen)

5.3 Conclusies en aanbevelingen

Het slechts beperkt optreden van verlanding is een knelpunt wat betreft het duurzaam in stand houden van verschillende successiestadia in De Wieden en De Weerribben. Wel lijkt de situatie zich wat betreft aquatische vegetaties en initiële verlandingsvegetaties voorzichtig te verbeteren. In beide gebieden treedt al enige successie op naar moerasvarenrietland. De vorming van nieuwe trilvenen vanuit aquatische stadia is echter nog nergens opgetreden.

Ontwikkeling van de vegetatie in de petgaten

Uit eerder uitgevoerd onderzoek en een paleo-ecologische reconstructie van de Stobbenribben blijkt dat de hier voorkomende basenrijke trilvenen waarschijnlijk zijn voorafgegaan door krabbenscheervelden waarna een verlandingsvegetatie met Kleine lisdodde, Moerasvaren en Riet ontstond. Dit is precies de successie die we nu ook op redelijk wat locaties in De Wieden en De Weerribben zien optreden. Hoewel het nog onduidelijk is welke rol een verbeterde waterkwaliteit heeft gespeeld (zie hoofdstukken 2 en 11), is deze vegetatie in de Stobbenribben opgevolgd door een dominantie van kleine zegges en Rood schorpioenmos. Dit stadium van verlanding wordt nu nog nergens in De Wieden en De Weerribben waargenomen. Ook de mesotrofe drijftilverlanding met waterscheerling wordt vrijwel nergens meer gevonden in De Wieden en De Weerribben.

Krabbenscheer lijkt een belangrijke rol in de verlanding te hebben. Rond 1970 zijn veel krabbenscheervelden in NW-Overijssel verdwenen, als gevolg van een verslechterende water- en bodemkwaliteit. Het laatste decennium is de verspreiding van Krabbenscheer echter sterk toegenomen, vooral aan de westzijde van de boezem. Het is nog niet duidelijk of dit te maken heeft met de diepte van de vaste ondergrond, of met het bodemtype, die meer uit veen

en klei dan uit zand bestaat in het westen. Wel valt in De Wieden en De Weerribben duidelijk een successiepatroon in de petgaten met Krabbenscheer waar te nemen. De successie start met vrij soortenarme maar groeikrachtige krabbenscheervelden, die in de winter naar de bodem zakken. In deze velden hoopt afgestorven plantenmateriaal zich behoorlijk snel op, waardoor de krabbenscheerplanten na verloop van tijd niet meer naar de bodem kunnen zakken in de winter. Hierdoor kunnen verlanders (Riet, Kleine lisdodde, Moerasvaren en zeggesoorten) tussen het Krabbenscheer gaan groeien, waarmee een aanzet wordt gegeven voor de verdere verlanding.

Verlanding kost tijd

Begin vorige eeuw ontwikkelde veel basenrijk schorpioenmosveen zich waarschijnlijk binnen 50-60 jaar (o.a. Kuiper & Kuiper 1958), hoewel ook toen op sommige plaatsen gedurende een mensenleven geen verlanding optrad. Op dit moment zijn zelfs na meer dan 70 jaar nog geen basenrijk schorpioenmosvenen gevormd, hoewel er in De Wieden voorbeelden zijn waar de verlanding wel sneller is verlopen (mededeling van B. de Haan). Hier zijn waarschijnlijk geen schorpioenmosvenen ontstaan, omdat deze locaties niet werden gemaaid, of in de winter werden gemaaid. Het is echter goed denkbaar dat verlanding een aantal decennia niet mogelijk was door de slechtere waterkwaliteit, en dat de verlanding nu bij een verbeterde water-kwaliteit alsnog op gang komt.

Dit lijkt inderdaad te kloppen. In De Wieden en De Weerribben ontwikkelen de krabbenscheervelden zich al goed in 20 tot 30 jaar oude petgaten. In 40 tot 60 jaar oude petgaten zijn nog steeds veel krabbenscheervelden aanwezig, en komen er tevens steeds meer verlanders tussen het Krabbenscheer te staan. Ook in petgaten die ouder zijn dan 70 jaar is Krabbenscheer nog veel aanwezig, maar het aandeel lijkt af te nemen ten gunste van verlandings-vegetaties met Kleine lisdodde en Moerasvaren. Bijna 30% van de oude petgaten in De Wieden en Weerribben bevat verlandingsvegetaties.

Verschillen in standplaatscondities

De huidige kranswiervegetaties komen bij relatief lage NO_3, NH_4 en PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht voor, maar zijn waarschijnlijk niet P-gelimiteerd. Het is opvallend dat kranswiervegetaties vooral lijken voor te komen bij lage Fe-concentraties in het bodemvocht en de bodem, terwijl de pH in het bodemvocht relatief hoog is. Het lijkt er dus op dat deze vegetatie (mede) gestuurd wordt door de water- en bodemkwaliteit. Daarnaast is het opvallend dat de kranswiervegetaties alleen voorkomen in jonge petgaten van 10 tot 20 jaar oud. Dit kan komen doordat krans- en glanswieren zich destijds niet in oudere petgaten hebben gevestigd, omdat de waterkwaliteit nog te slecht was. Het is ook mogelijk dat de krans- en glanswieren zich destijds wel gevestigd hebben, maar dat ze inmiddels overgroeid zijn geraakt door Krabbenscheer of andere vegetatietypen, waardoor er sprake is van een beperkte lichtbeschikbaarheid op de bodem van de petgaten. Dit zal verder moeten worden uitgezocht.

In De Wieden en De Weerribben komen slechts een paar petgaten voor die worden gedomineerd door kroos. Het gaat hier vrijwel altijd om locaties met zeer hoge PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en het bodemvocht die zijn veroorzaakt door vogelkolonies of de nabijheid van (voormalig) bemeste akkers. Ditzelfde is ook waargenomen voor een paar petgaten waar Smalle waterpest domineerde, maar er zijn ook petgaten met Smalle waterpest die qua PO_4-concentraties netjes aan de KRW-normen voldoen. Vrijwel alle

petgaten met Smalle waterpest, kroos, Witte waterlelie en/of Gele plomp hebben echter te maken met (zeer) hoge NH_4-concentraties in het bodemvocht van gemiddelde 300-400 µmol l^{-1}. Aangezien deze waarden ver boven de grenswaarden van 100 µmol l^{-1} liggen (Lamers *et al.* 2006a, 2010), lijkt ammoniumtoxiciteit een rol te spelen in deze petgaten. Dit kan een probleem vormen voor de verdere ontwikkeling, omdat Krabbenscheer niet goed tegen hoge NH_4-concentraties kan. Het is nog onduidelijk waarom juist deze petgaten relatief veel ammonium in het bodemvocht bevatten.

In de krabbenscheervelden zijn de NH_4-concentraties in het oppervlaktewater en het bodemvocht dan ook laag. De NH_4-concentraties in het bodemvocht liggen vrijwel altijd beneden de grenswaarden van 100 µmol l^{-1}. Dit is noodzakelijk, omdat Krabbenscheer veel kalium opneemt. Bij deze K-opname, die via diffusie verloopt, wordt automatisch ook ammonium opgenomen. Op locaties met the hoge NH_4-concentraties in het oppervlaktewater of het bodemvocht, kan Krabbenscheer dus niet aan zijn K-behoefte voldoen zonder ook veel van het toxische ammonium op te nemen. Een situatie met hoge NH_4/K ratio's in het bodemvocht lijkt dus zeer ongunstig voor Krabbenscheer. Daarnaast geven de N/P ratio's in de krabbenscheervegetatie aan dat ook deze vegetatie waarschijnlijk niet P-gelimiteerd is, ondanks de relatief lage PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht. Het bodemvocht en de bodems bevatten wel veel ijzer, wat leidt tot relatief hoge Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht van 80-600 mol mol^{-1}. Bij deze waardes speelt interne P-mobilisatie geen rol (Geurts *et al.* 2008), maar het fosfor lijkt dus wel beschikbaar te zijn voor de planten.

De randvoorwaarden voor het ontstaan van nieuwe basenrijke trilvenen zijn nog niet bekend, omdat deze vorming nog niet wordt waargenomen in De Wieden en De Weerribben. Uit de N/P ratio's in de jonge verlandingsstadia blijkt wel dat ook deze vegetaties waarschijnlijk niet P-gelimiteerd zijn, ondanks de lage PO_4-concentraties in het water, terwijl de basenrijke trilvenen wel P-gelimiteerd zijn. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de vorm waarin fosfor in de bodem aanwezig is. De huidige trilvenen bevatten significant minder ijzer en Fe-gebonden fosfor dan de verlandingsstadia en significant meer fosfor dat onderdeel uitmaakt van de organische matrix. Het is nog niet geheel duidelijk waar de verschuiving naar meer organisch gefixeerd fosfor i.p.v. Fe-gebonden fosfor precies door veroorzaakt wordt, maar het lijkt er wel op dat dit behoorlijk veel invloed heeft op de beschikbaarheid van fosfor. De relatief hoge P-beschikbaarheid in de jonge verlandingsstadia leidt er in ieder geval toe dat Gewoon puntmos zich vrijwel op al deze locaties als eerste mos vestigt. Aangezien Gewoon puntmos bij lichte verzuring snel vervangen kan worden door veenmossen (Kooijman & Bakker 1994), brengt de verhoogde P-beschikbaarheid in de jonge stadia dus het risico met zich mee dat de standplaats gunstiger is voor Gewoon puntmos en veenmossen, dan voor schorpioenmossen. Dit zou betekenen dat veel van de huidige verlandingsvegetaties zich niet kunnen ontwikkelen tot basenrijke trilvenen. Het is echter nog onduidelijk in hoeverre dit proces echt optreedt in het veld. Dit is een belangrijk punt voor vervolgonderzoek.

Knelpunt schorpioenmossen: standplaats of dispersie?

Alle schorpioenmossen (Geel, Rood en Groen) doen het na een tien maanden durende transplantatie echter nog prima in de verlandingsvegetaties, zelfs op het dode drijvende materiaal tussen krabbenscheerplanten. Dispersie lijkt dus een probleem te vormen. Actieve introductie moet mogelijk overwogen worden, waarbij het introduceren van stukken kraggen van ca. 1x1 m de voorkeur verdient. Dit zorgt er niet alleen voor dat karakteristieke vaatplanten

mee getransplanteerd worden, maar ook dat kleine plukjes schorpioenmos niet direct hoeven te concurreren met andere mossen. Hoewel de schorpioenmossen vitaal reageerden in het transplantatie-experiment, trad hierbij geen concurrentie op tussen de schorpioenmossen en andere mossoorten. Het zou goed kunnen dat snel groeiende mossoorten uiteindelijk de kleine plukjes schorpioenmos wegconcurreren onder de wat eutrofere omstandigheden in de huidige jonge verlandingsstadia. De snellere groei in de jonge verlandingsstadia van de eutrofere soort Geel schorpioenmos t.o.v. Rood schorpioenmos (zie hoofdstuk 6) doet vermoeden dat dit inderdaad een rol kan spelen.

6 Randvoorwaarden voor schorpioenmostrilvenen

6.1 Inleiding en methoden

Dit hoofdstuk staat in het teken van de tweede kennisvraag 'Wat zijn de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in relatie tot waterkwaliteit en -kwantiteit? En welke kritische concentraties en belastingen spelen daarbij een belangrijke rol?'.

De randvoorwaarden van trilveenvegetaties worden onder de loep genomen aan de hand van het gedrag en de standplaatsfactoren van drie belangrijke doelsoorten van trilvenen: Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* Limpr.), Groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii* Hedenäs) en Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus* Hedenäs). Deze drie soorten hebben verschillende standplaatsvoorkeuren, onder meer wat betreft basenrijkdom en trofiegraad (Eurola *et al.* 1984; van Wirdum 1991; Hedenäs & Kooijman 1996; van Tweel & van Wirdum 1999). Rood schorpioenmos wordt vooral gevonden op plaatsen met basenrijk grond- of oppervlaktewater, die in de zomer niet langdurig en diep uitdrogen. Groen schorpioenmos groeit in eenzelfde type basenrijk laagveen, maar op vaak op iets hoger gelegen delen van het terrein. Geel schorpioenmos heeft hetzelfde bereik t.o.v. de waterspiegel als beide andere soorten, maar is een minder uitgesproken basenrijke soort die ook niet specifiek gebonden lijkt aan trilvenen. Mogelijk profiteert Geel schorpioenmos van relatief ijzerrijke condities (Hedenäs & Kooijman 1996, Štechová *et al.* 2012). Over de standplaatsfactoren en achteruitgang van Rood schorpioenmos in Nederland is vrij veel bekend (van Wirdum 1991; Kooijman 1992; Kooijman & Westhoff 1995; van Diggelen *et al.* 1996; Kooijman 2012), maar over de Nederlandse standplaatsen van beide andere soorten is minder bekend.

Het overzicht over de randvoorwaarden voor de trilveenvegetaties bestaat uit vier delen. In het eerste deel wordt de chemische samenstelling van water en bodem in zes schorpioenmoslocaties met Geel, Groen of Rood schorpioenmos met elkaar vergeleken. Deze locaties vormen de basis voor verschillende experimenten die met de schorpioenmossen zijn uitgevoerd. In het tweede deel worden de pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in het water, factoren die van belang zijn voor de buffercapaciteit, van diverse locaties in NW-Overijssel vergeleken met een buitenlandse referentiedataset uit relatief ongestoorde gebieden in Zweden en Oost-Polen. Deze vergelijking wordt ook gemaakt voor de orthofosfaatconcentraties (verder aangegeven als PO_4-concentraties). Dit is nodig om te zien hoe representatief de Nederlandse locaties nu eigenlijk zijn, maar ook om eventuele risico's wat betreft de hogere menselijke invloed in te kunnen schatten. In het derde deel wordt een eenjarig transplantatie-experiment beschreven, waarin de drie mossoorten in zowel hun eigen standplaats als in die van de andere soorten zijn geplant. In dit experiment wordt gekeken naar de vitaliteit en groei van de mossen, om te kunnen

vaststellen onder welke omstandigheden ze het wel en niet goed doen. In het vierde deel wordt ten slotte een driejarig bemestingsexperiment beschreven, waarin in ieder van de drie standplaatsen is gekeken of stikstof, fosfor of een combinatie van beide een beperkende factor is voor de plantengroei. Op deze manier zijn ook de eventuele risico's bepaald van een hogere beschikbaarheid van nutriënten in het gebied als gevolg van atmosferische depositie en eutrofiering van het oppervlaktewater. Voor Geel schorpioenmos is verder na het eerste jaar getoetst of naast fosfor en stikstof ook kalium een rol speelt.

6.1.1 Onderzoekslocaties

In het onderzoek zijn zes schorpioenmoslocaties in De Wieden en De Weerribben intensief bij het onderzoek betrokken. Voor Geel schorpioenmos zijn locaties gekozen in het Kiersche Wiede en het Meppelerdiep. Het Kiersche Wiede maakt onderdeel uit van de praktijkproef met flexibel peil, waar jaarlijkse overstroming plaatsvindt vanaf 2008. Het Meppelerdiep trad in het verleden regelmatig buiten zijn oevers, waardoor de Meppelerdieplanden overstroomde (van Tweel & van Wirdum 1999). Tegenwoordig wordt overstroming vanuit het Meppelerdiep vermeden omdat de waterkwaliteit van het Meppelerdiep slecht is. Om verdroging en verzuring van het gebied te voorkomen, zijn het afgelopen decennium beheersmatige overstromingen met relatief schoon oppervlaktewater uit De Wieden toegepast (van Tweel & Sparrius 2007). Voor het transplantatie-experiment zijn beide locaties gebruikt, maar vanwege de omvang van de schorpioenmospopulaties is het bemestingsexperiment alleen uitgevoerd bij het Meppelerdiep. In beide locaties komt Geel schorpioenmos gemengd met Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata* Loeske) voor. Dit is een eutrofere soort dan bijvoorbeeld Rood schorpioenmos (Kooijman 1993b).

Voor Groen schorpioenmos zijn locaties gekozen langs de Veldweg in De Wieden, en in de Veerslootlanden nabij Staphorst. Bij de locatie langs de Veldweg vindt geen beheersmatige overstroming plaats, maar inundatie met oppervlaktewater treedt incidenteel op na hevige regen. Bij de locatie in de Veerslootlanden vindt sinds ongeveer 10 jaar beheersmatige overstroming plaats vanuit de naburige sloot die door kwel van kalk- en ijzerrijk grondwater wordt gevoed (KIWA Water Research & ECG 2007). Voor het transplantatie-experiment zijn beide locaties gebruikt, maar vanwege de omvang van de schorpioenmospopulaties is het bemestingsexperiment alleen uitgevoerd op de locatie langs de Veldweg.

Voor Rood schorpioenmos is gekozen voor een locatie in de Stobbenribben, gelegen in De Weerribben, en een locatie aan de Reeënweg in De Wieden. In de Stobbenribben vindt geen beheersmatige overstroming plaats, maar inundatie met oppervlaktewater treedt waarschijnlijk incidenteel op na hevige regen. Bij de Reeënweg zijn 15 jaar geleden greppels aangelegd, waardoor er regelmatig overstromingen met oppervlaktewater plaatsvinden. Voor het transplantatie-experiment zijn beide locaties gebruikt, maar vanwege de omvang van de schorpioenmospopulaties is het bemestingsexperiment alleen uitgevoerd in de Stobbenribben.

Bij alle zes de schorpioenmoslocaties zijn bodemvochtmonsters genomen in de zomer en winter van 2008 en 2009. In 2008 varieerde het aantal replica's van twee tot zes; in 2009 zijn de monsters in vijf- tot zesvoud verzameld. Ook voor het bemestingsexperiment zijn bodemvochtmonsters verzameld aan het begin en einde van het experiment, in 2010 en 2012, in alle proefvlakken en kwadranten. De watermonsters zijn geanalyseerd volgens het in eerdere hoofdstukken beschreven protocol. Op alle zes de schorpioenmoslocaties zijn in 2009 tevens vijf tot zes bodemmonsters verzameld voor een totaalanalyse en extracties met NaCl en water. Voor fosfor en ijzer zijn ook de oxalaat-extraheerbare fracties bepaald. Tevens is er een sequentiële P-fractionering op de bodems uitgevoerd, zodat de totale hoeveelheid fosfor in de bodem kon worden gesplitst in verschillende P-fracties: organisch-P, Ca-gebonden P, Fe- en Al-gebonden P en labiel P. Al deze methodes zijn reeds in eerdere hoofdstukken beschreven. Ook zijn er monsters van de bovengrondse biomassa verzameld op alle zes de locaties, en is de chemische samenstelling van de biomassa bepaald met behulp van CNS-analyses en totaaldestructies in de magnetron met HNO_3.

Om de standplaatscondities van de drie schorpioenmossen in een breder perspectief te plaatsen zijn de Nederlandse monsters vergeleken met een referentie-dataset uit Zweden en Polen. Deze dataset bestaat uit 217 Zweedse monsters die door het hele land heen verzameld zijn in de periode 1991-1998 (Kooijman & Hedenäs 1991; Hedenäs & Kooijman 1996, 2004) en uit 36 monsters die in 2012 in Midden-Zweden zijn genomen. Daarnaast zijn 14 Poolse monsters gebruikt, die in 2010 in het oosten en noordoosten van het land zijn verzameld. Aan de 108 Nederlandse monsters die tussen 2008 en 2009 in De Wieden en De Weerribben zijn verzameld, zijn 44 monsters uit 2011 toegevoegd, die afkomstig zijn uit verschillende delen Nederland.

6.1.2 Het transplantatie-experiment

Voor het transplantatie-experiment zijn levende en vitale mossen gebruikt die afkomstig waren van het Meppelerdiep (Geel schorpioenmos), de Veldweg (Groen schorpioenmos) en de Stobbenribben (Rood schorpioenmos). Het materiaal is verzameld in het najaar 2011 en verdeeld over PVC-ringen met een diameter van 3.5 cm en een hoogte van 3 cm. Iedere ring bevatte een homogene bundel mossen van een van de drie mossoorten, waarvan er vijf afzonderlijk waren gemarkeerd met klittenbandjes. De dichtheid van de mosplanten in de ring was ongeveer vergelijkbaar met die in het veld.

De transplantaties zelf zijn uitgevoerd in ieder van de zes gebieden: Kiersche Wiede en Meppelerdiep (beide als basis Geel schorpioenmos), Veldweg en Veerslootlanden (beide als basis Groen schorpioenmos), Stobbenribben en Reeënweg (beide als basis Rood schorpioenmos). Ook zijn er schorpioenmos-transplantaten geplaatst nabij de Wapserveense petgaten, een locatie met veel ijzerrijke kwel waar de schorpioenmossen zelf niet voorkomen. Lamers en collega's (2006a) hebben hier Fe-concentratie in het bodemwater van ca. 400 µmol l^{-1} gemeten. Deze locatie was meegenomen in een eerdere versie van het transplantatie-experiment in 2010, dat moest worden afgebroken vanwege het extreem droge voorjaar in 2011, waardoor de schorpioenmossen op een aantal locaties in De Wieden te erg waren verdroogd.

In ieder gebied zijn van alle drie de soorten vijf transplantatieringen geplaatst in de bij het gebied behorende schorpioenmospopulatie. Deze ringen zijn na ca. tien maanden verwijderd en geanalyseerd. Van de vijf gemarkeerde planten per ring is de lengtegroei gemeten. Niet altijd waren alle vijf markeringen nog in orde, maar voor iedere ring kon in ieder geval een gemiddelde waarde worden bepaald. Verder is voor alle ringen 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 2de 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 donker geacclimatiseerde omstandigheden gemeten). Waarden boven de 0,6 geven in het algemeen een hoge vitaliteit aan, terwijl waarden beneden de 0,4 betekenen dat de mossen minder vitaal zijn en problemen hebben.

6.1.3 Het bemestingsexperiment

Het bemestingsexperiment is vanwege de omvang van de schorpioenmos-populaties alleen uitgevoerd in het Meppelerdiep (Geel schorpioenmos), de Veldweg (Groen schorpioenmos) en de Stobbenribben (Rood schorpioenmos). Het experiment is gestart in het voorjaar van 2010. Op deze locaties is 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. Naar aanleiding van de K-concentraties in de bodem en de vegetatie is het experiment in het Meppelerdiep in 2011 aangevuld met K-bemesting. Bij ieder proefvlak van 4x4 m zijn naast de reeds bestaande vier nog twee kwadranten van 2x2 m gekozen, waarin met K of NPK werd bemest. De bemesting vond een keer per jaar plaats in het vroege voorjaar. Voor stikstof is gebruik gemaakt van ammoniumnitraat in de vorm van slow-release korrels, en de dosering bedroeg 600 kg ha^{-1} jr^{-1}. Voor fosfor is gebruik gemaakt van calciumfosfaatpoeder, wat slechts langzaam oplost, en de dosering bedroeg 70 kg ha^{-1} jr^{-1}. Voor K is gebruik gemaakt van slow-release korrels met een dosering van 250 kg ha^{-1} jr^{-1}. Deze toedieningen komen ongeveer overeen met de dosissen die in de landbouw worden toegepast. Er is voor zulke hoge dosissen gekozen om er zeker van te zijn dat er effecten zouden optreden, zodat we de verschillen tussen N, P en K-bemesting konden toetsen.

Voor het bemestingsexperiment is in de zomers van 2010, 2011 en 2012 de bovengrondse biomassa in alle proefvlakken en kwadranten bemonsterd. De bovengrondse biomassa is verzameld in proefvlakjes van 25x25 cm in het centrale deel van ieder kwadrant. In 2012 is tevens de soortensamenstelling van de vegetatie bepaald. Bij de start en het einde van het experiment is ook de chemische samenstelling van de biomassa bepaald met behulp van CNS-analyses en totaaldestructie in de magnetron met HNO_3. Daarnaast zijn aan het begin en einde van het experiment bodemvochtmonsters verzameld, die zijn geanalyseerd volgens de eerder beschreven procedures. Op de locatie met Groen schorpioenmos is er in de N-bemesting een plot uitgevallen, omdat de vegetatie hier dood ging, mogelijk vanwege ammoniumtoxiciteit.

6.1.4 Statistische analyse

Verschillen tussen schorpioenmossoorten, locaties en het mogelijke effect van transplantatie of bemesting op de chemische samenstelling van water, bodem en vegetatie zijn getoetst met ANOVA's.

6.2 Resultaten en discussie

6.2.1 Standplaatsfactoren Geel, Groen en Rood schorpioenmos

De chemische samenstelling van het bodemvocht op de zes schorpioenmos-locaties in De Wieden en De Weerribben laat significante verschillen zien tussen de drie schorpioenmossoorten (Tabel 6.1). Het elektrisch geleidend vermogen (EGV), die tijdens de meting automatisch gecorrigeerd is naar een EGV-waarde bij 25 ºC, neemt significant toe van Geel naar Groen en Rood schorpioenmos. De alkaliniteit, pH, Ca- en K-concentraties laten dezelfde verschillen zien, met significant lagere waarden voor Geel schorpioenmos, en significant hogere waarden voor Groen en Rood schorpioenmos. Dit komt overeen met gegevens uit de literatuur, waarin Geel schorpioenmos in het algemeen een minder basenrijke standplaats heeft dan Groen en Rood schorpioenmos (Hedenäs en Kooijman 1996, Štechová *et al.* 2008). Groen en Rood schorpioenmos ontlopen elkaar wat betreft basenrijkdom en pH niet veel, wat ook in eerdere studies is gevonden (Kooijman en Hedenäs 1991). Verschillen in Fe en PO_4-concentraties zijn niet gedetecteerd in het bodemvocht van de drie mossoorten. De PO_4-concentraties zijn in alle gevallen relatief laag. De NO_3 en NH_4-concentraties lagen sowieso veelal lager dan de detectielimiet, en zijn daarom in deze wateranalyse niet meegenomen.

*Tabel 6.1. Chemische samenstelling van het bodemvocht op zes locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) of Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in NW-Overijssel tijdens de zomer en winter van 2009. MD = Meppelerdiep; VW =Veldweg; SR = Stobbenribben; KW = Kiersche Wiede; VL = Veerslootlanden; RW = Reeënweg. In de zomer stonden alle locaties droog, in de winter waren vrijwel alle locaties geïnundeerd. Gemiddelden (n = 5) en standaard deviaties. * = significante verschillen tussen soorten (p < 0,05).*

	Bemesting en Transplantatie			**Alleen transplantatie**		
	Geel (MD)	**Groen (VW)**	**Rood (SR)**	**Geel (KW)**	**Groen (VL)**	**Rood (RW)**
EGV zomer (µS cm^{-1}) *	454 (209)	307 (52)	677 (50)	225 (45)	543 (198)	457 (119)
EGV winter (µS cm^{-1}) *	217 (45)	295 (74)	540 (45)	165 (12)	360 (122)	337 (102)
Alkaliniteit zomer (mmol l^{-1}) *	0,1 (0,0)	0,3 (0,1)	1,0 (0,2)	0,2 (0,1)	0,6 (0,4)	0,6 (0,3)
Alkaliniteit winter (mmol l^{-1}) *	0,5 (0,2)	1,3 (0,6)	2,8 (0,3)	0,3 (0,2)	1,5 (0,8)	1,9 (0,8)
pH zomer *	5,3 (0,2)	6,0 (0,2)	6,5 (0,1)	5,6 (0,2)	6,3 (0,2)	6,2 (0,1)
pH winter *	5,8 (0,2)	6,3 (0,2)	7,1 (0,2)	5,4 (0,6)	6,5 (0,4)	6,3 (0,3)
Ca zomer (mmol l^{-1}) *	1,3 (0,6)	0,7 (0,2)	1,6 (0,2)	0,4 (0,1)	1,5 (0,6)	1,1 (0,4)
Ca winter (mmol l^{-1}) *	0,5 (0,1)	0,8 (0,3)	1,4 (0,2)	0,3 (0,0)	1,0 (0,4)	1,0 (0,4)
K zomer (µmol l^{-1}) *	4 (2)	2 (2)	38 (16)	7 (6)	30 (23)	109 (67)
K winter (µmol l^{-1}) *	5 (3)	8 (7)	70 (18)	2 (1)	95 (51)	15 (10)
Fe zomer (µmol l^{-1})	17 (14)	13 (7)	6 (4)	34 (36)	70 (48)	51 (58)
Fe winter (µmol l^{-1})	137 (65)	32 (39)	4 (3)	24 (17)	43 (30)	63 (92)
PO_4 zomer (µmol l^{-1})	0,2 (0,2)	0,2 (0,1)	0,3 (0,2)	1,7 (1,6)	0,6 (0,3)	1,0 (0,5)
PO_4 winter (µmol l^{-1})	0,7 (0,6)	0,2 (0,2)	0,1 (0,0)	0,2 (0,3)	0,4 (0,3)	0,1 (0,0)

*Tabel 6.2. Nutriënten in de bodem op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) of Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in NW-Overijssel. MD = Meppelerdiep; VW =Veldweg; SR = Stobbenribben; KW = Kiersche Wiede; VL = Veerslootlanden; RW = Reeënweg. Gemiddelde waarden (n = 5) en standaard deviaties. * = significante verschillen tussen soorten (p < 0,05).*

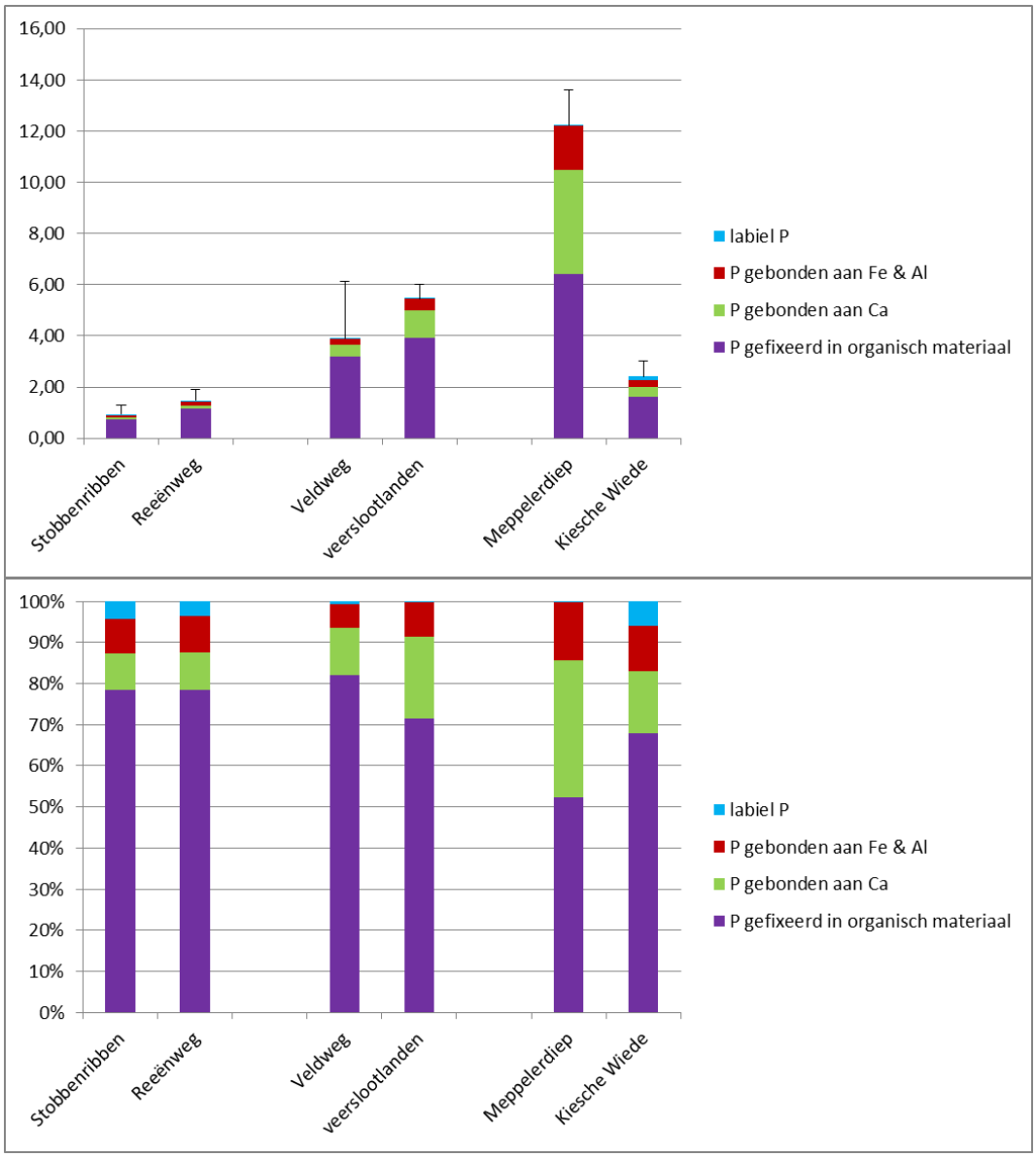
	Bemesting en Transplantatie			**Alleen transplantatie**		
	Geel (MD)	**Groen (VW)**	**Rood (SR)**	**Geel (KW)**	**Groen (VL)**	**Rood (RW)**
totaal K (mmol l^{-1} veen) *	11,6 (0,9)	1,7 (1,5)	1,5 (0,2)	1,8 (1,4)	4,8 (1,2)	1,5 (0,6)
totaal N (mmol l^{-1} veen) *	414 (41)	174 (55)	114 (16)	133 (51)	360 (35)	139 (43)
totaal C/N (mol mol^{-1}) *	15,0 (1,1)	23,7 (4,5)	29,6 (3,2)	27,4 (4,6)	17,2 (1,5)	28,1 (4,0)
totaal P (mmol l^{-1} veen) *	17,0 (2,4)	2,6 (0,8)	1,4 (0,1)	2,4 (1,0)	5,6 (0,8)	1,8 (0,5)
P oxalaat (mmol l^{-1} veen) *	8,0 (4,5)	0,6 (0,6)	0,4 (0,1)	0,7 (0,3)	2,0 (0,5)	0,5 (0,1)
P zoutextract (mmol l^{-1} veen) *	2,2 (2,0)	1,8 (0,5)	1,8 (0,5)	8,1 (5,6)	1,6 (0,8)	2,3 (1,7)
P waterextract (mmol l^{-1} veen) *	2,4 (0,1)	3,6 (0,1)	1,9 (0,1)	4,1 (1,3)	1,9 (0,0)	2,3 (0,1)
totaal Ca (mmol l^{-1} veen) *	63 (8)	43 (7)	44 (4)	27 (7)	79 (15)	36 (10)
totaal Fe (mmol l^{-1} veen) *	117 (37)	6 (4)	2 (1)	2 (1)	43 (5)	4 (3)
totaal Ca/P (mol mol^{-1}) *	4 (1)	17 (3)	32 (4)	12 (2)	14 (3)	21 (2)
totaal Fe/P (mol mol^{-1}) *	6,8 (1,4)	2,2 (1,0)	1,3 (0,5)	1,0 (0,4)	8,0 (1,7)	2,3 (0,8)

In de bodemanalyses zijn echter wel degelijk verschillen gevonden in de P en Fe-concentraties (Tabel 6.2). De totaal Fe-concentratie is significant lager op locaties met Rood schorpioenmos dan op locaties met Geel of Groen schorpioenmos, hoewel deze laatste soorten ook voorkomen bij lage totaal Fe-concentraties. Ook de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem verschilt tussen soorten. De totaal N-concentratie in de bodem is significant lager voor locaties met Rood schorpioenmos dan voor locaties met Geel of Groen schorpioenmos, wat een hogere C/N ratio als gevolg heeft.

Ook de totaal K-concentratie is lager voor locaties met Rood schorpioenmos, hoewel de waarden in het bodemwater relatief hoog zijn. Locaties met Rood schorpioenmos worden verder vooral gekenmerkt door lage P-concentraties in de bodems, zowel wat betreft de totaal concentraties als de meeste extraheerbare vormen van fosfor. Een uitschieter wordt gevormd door de hoge P-concentraties bij het Meppelerdiep, die waarschijnlijk het gevolg zijn van overstroming met eutroof oppervlaktewater in het recente verleden, alsmede de aanvoer van kleirijk slib op deze locatie.

De totale hoeveelheid fosfor is verder onderverdeeld in organisch fosfor, dat deel uitmaakt van de organische stof in de veenbodem en alleen via mineralisatie kan vrijkomen, en anorganisch fosfor. De anorganische P-fractie bestaat uit (1) fosfor dat gebonden is aan calcium, (2) fosfor dat gebonden is aan ijzer of aluminium, waarvan de beschikbaarheid afhangt van de pH en redoxcondities in de bodem, en (3) labiel fosfor dat direct opneembaar is (Figuur 6.1). Ook deze figuur laat zien dat de totale P-concentratie op de locaties met Rood schorpioenmos veel lager zijn dan in de bodems waarop Groen en Geel schorpioenmos groeien. Verder is opvallend dat de concentratie organisch fosfor in alle schorpioenmosvenen relatief hoog is, vooral als ze worden vergeleken met de onderwaterbodems nabij poldergemalen en sloten, die eerder zijn besproken in hoofdstuk 3. Bij de poldergemalen is slechts 20-40% van de totale hoeveelheid fosfor als organisch fosfor aanwezig, en in sloten is dat ca. 30-60%. In de schorpioenmosvenen ligt het aandeel organisch fosfor rond de 70-80%, behalve bij het Meppelerdiep, waar in het

verleden overstroming van slibrijk water heeft plaatsgevonden. Het aandeel organisch fosfor is vooral groot op de locaties met Rood schorpioenmos. In alle schorpioenmosvenen speelt binding van fosfor aan zowel calcium als ijzer (en aluminium) een rol. De Ca-gebonden P-fractie is relatief groot in verhouding tot de Fe-gebonden fractie, zeker ten opzichte van de sedimenten bij poldergemalen en sloten. Op de locaties met Rood schorpioenmos is de Ca-gebonden fractie ongeveer net zo groot als de Fe-gebonden fractie, en bij Groen en Geel schorpioenmos zelfs meer dan twee keer zo groot. Bij de poldergemalen en in de sloten is de Fe-gebonden fractie echter duidelijk groter dan de Ca-gebonden fractie. In de petgaten lijkt de verhouding meer te variëren, en is deze gemiddeld gezien ongeveer half om half.



Figuur 6.1. De verdeling van totaal P over organisch P, Ca-gebonden P, Fe en Al-gebonden P en labiel P in de bodem (mmol l^{-1} veen) op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in NW-Overijssel. MD = Meppelerdiep; VW =Veldweg; SR = Stobbenribben; KW = Kiersche Wiede; VL = Veerslootlanden; RW = Reeënweg. Gemiddelde waarden en standaard deviaties (n = 5).

De verschillen in P-beschikbaarheid in de bodem kunnen van belang zijn voor de vaatplanten in het veengebied, die immers wortelen in de bodem, in tegenstelling tot de mossen die vooral leven in het oppervlaktewater. De verschillen in P-beschikbaarheid zijn tot op zekere hoogte terug te vinden in de chemische samenstelling van de vegetatie, met name in de N/P ratio (Tabel 6.3). De N en P-concentraties in de bovengrondse biomassa verschillen niet significant tussen de soorten, maar de N/P ratio wel. Op locaties met Geel schorpioenmos is de N/P ratio significant lager dan op locaties die Groen of Rood schorpioenmos bevatten, wat duidt op een hogere P-beschikbaarheid voor de vaatplanten op locaties met Geel schorpioenmos (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004).

*Tabel 6.3. Chemische samenstelling van vaatplanten op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood Schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in NW-Overijssel. MD = Meppelerdiep; VW =Veldweg; SR = Stobbenribben; KW = Kiersche Wiede; VL = Veerslootlanden; RW = Reeënweg. Gemiddelde waarden (n = 1-7) en standaard deviaties. * = significante verschillen tussen soorten (p < 0,05).*

	Bemesting en Transplantatie			**Alleen transplantatie**		
	Geel (MD)	**Groen (VW)**	**Rood (SR)**	**Geel (KW)**	**Groen (VL)**	**Rood (RW)**
N in vaatplanten (mg g^{-1})	22,9 (0,1)	23,4 (6,9)	20,0 (4,1)	16,9 (3,3)	22,9 (0,1)	13,7 (-)
P in vaatplanten (mg g^{-1})	1,6 (0,3)	1,2 (0,4)	0,9 (0,2)	1,2 (0,1)	1,2 (0,3)	1,0 (-)
K in vaatplanten (mg g^{-1}) *	9,3 (2,1)	14,4 (3,6)	14,6 (2,6)	10,4 (4,0)	15,4 (3,5)	9,1 (-)
N/P ratio vaatplanten (g g^{-1}) *	14,9 (2,5)	19,5 (1,3)	22,4 (3,3)	14,1 (1,9)	19,5 (2,5)	13,4 (-)
K/P ratio vaatplanten (g g^{-1}) *	5,9 (0,3)	12,5 (3,2)	16,7 (4,9)	8,6 (3,2)	13,2 (2,6)	8,9 (-)

6.2.2 Schorpioenmossen in Nederland en buitenland

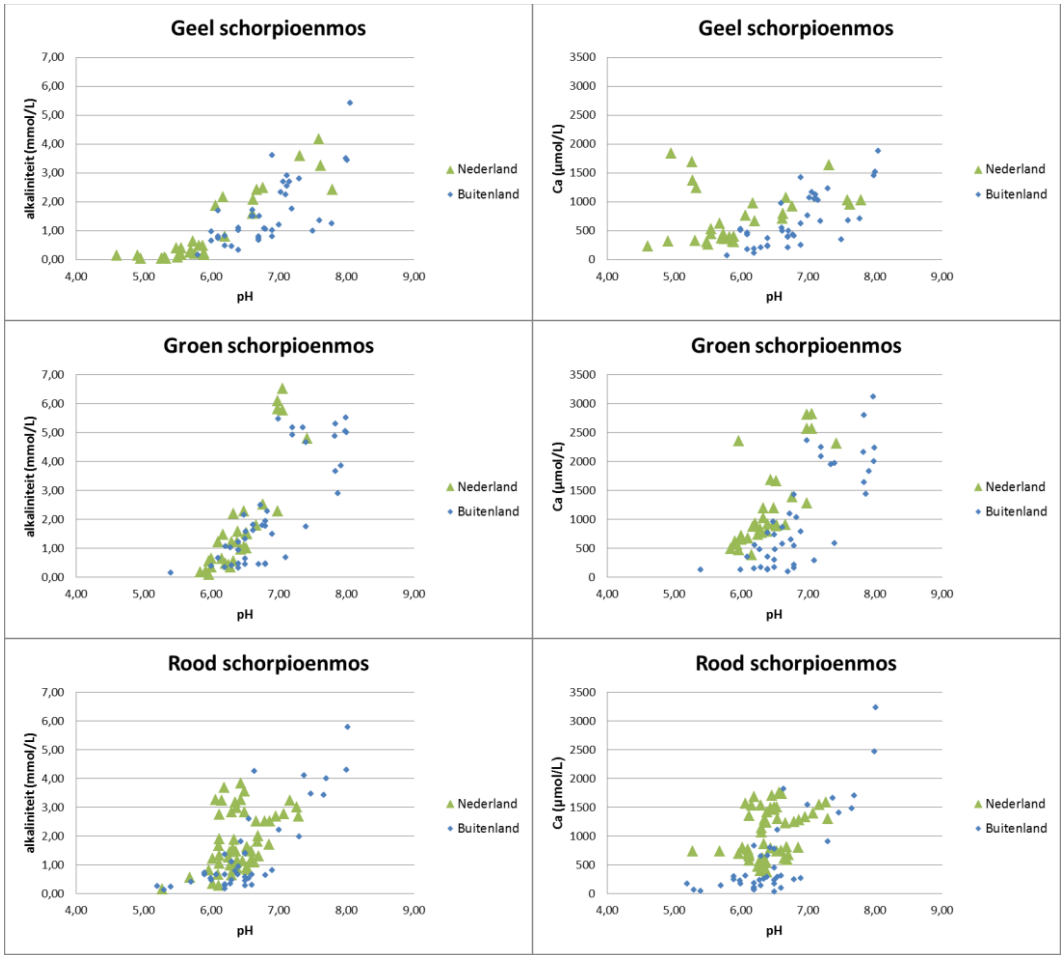
Als in de vergelijking ook de buitenlandse referentielocaties worden meegenomen dan blijven de drie schorpioenmossen significant van elkaar verschillen wat betreft pH, alkaliniteit en Ca-concentraties (Tabel 6.4, Figuur 6.2). De Nederlandse watermonsters passen in de buitenlandse referentie-range voor zowel Geel, Groen als Rood schorpioenmos. Voor alle drie de schorpioenmossoorten is er, ook geheel volgens de verwachting, een duidelijk verband tussen pH, alkaliniteit en Ca-concentraties. Wel zijn er duidelijke verschillen tussen de soorten.

Tabel 6.4. Verschillen in buffercapaciteit en nutriëntconcentraties in het bodemvocht tussen soorten (Geel, Groen en Rood schorpioenmos) en landen (Nederland versus buitenlandse referenties uit Zweden en Polen). Significante verschillen zijn weergegeven; ns = niet significant (p < 0,05).

	Soort	**land**	**soort*land**
pH	0,0001	0,0001	ns
alkaliniteit	0,0001	ns	ns
Ca	0,0004	ns	ns
Fe	0,0001	ns	ns
PO_4	ns	ns	ns

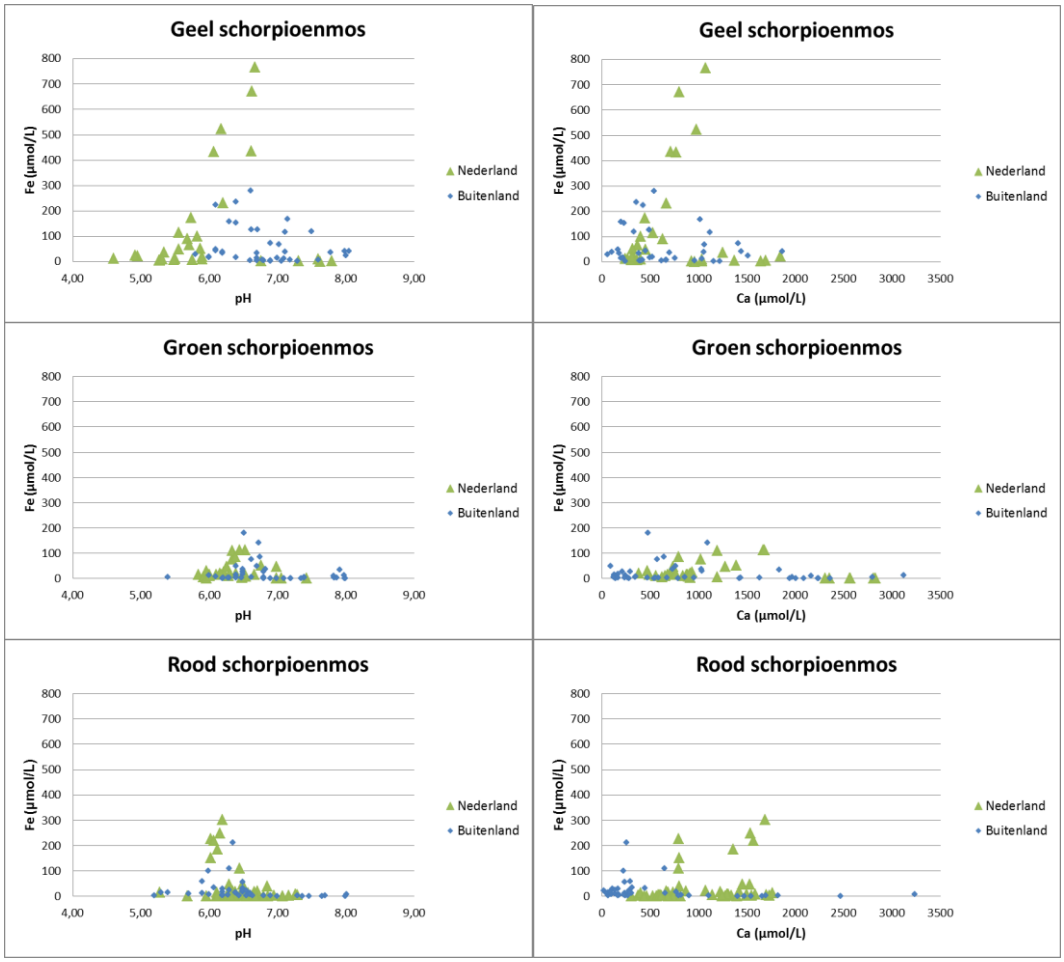
De pH is gemiddeld lager voor Geel dan voor Groen en Rood schorpioenmos, waar waarden beneden de 6,0 vrij zeldzaam zijn. De alkaliniteit en Ca-concentraties zijn significant hoger voor Groen schorpioenmos dan voor de andere twee soorten, die vrijwel niet voorkomen bij een alkaliniteit hoger dan 5,0 mmol l^{-1}, en Ca-concentraties van 2000 µmol l^{-1} (80 mg l^{-1}). Deze verschillen komen overeen met de literatuur, waarin Geel schorpioenmos in het algemeen een minder basenrijke standplaats heeft dan Groen en Rood schorpioenmos (Hedenäs en Kooijman 1996; Štechová *et al.* 2008).

Er zijn ook verschillen tussen Nederland en het buitenland, vooral wat betreft pH. Voor alle drie de soorten hebben de Nederlandse monsters een lagere pH dan de buitenlandse bodemvochtmonsters, zelfs bij een vergelijkbare alkaliniteit of Ca-concentratie. In de buitenlandse referentiegebieden ligt de pH bij een Ca-concentratie van ca. 1000 µmol l^{-1} (40 mg l^{-1}) rond de 7,0, terwijl de pH bij deze Ca-concentraties een hele eenheid lager ligt met 6,0 op Nederlandse schorpioenmoslocaties. Voor het handhaven van de pH rond 7,0 is in Nederland dus ongeveer anderhalf keer zoveel calcium en bicarbonaat nodig. Voor alle drie de schorpioenmossen is op deze manier meer calcium en bicarbonaat nodig om de Nederlandse standplaatsen tegen verzuring te bufferen. Dit verschil bleek rond 1990 ook al aanwezig te zijn tussen Nederlandse en Ierse locaties met Rood schorpioenmos (Kooijman 2012).



Figuur 6.2. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in het bodemvocht op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in Nederland, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen.

Deze pH-daling in de Nederlandse bodemvochtmonsters hangt waarschijnlijk samen met de hoge atmosferische depositie, die fors hoger is dan in de meer afgelegen referentiegebieden in Zweden en Oost-Polen. In NW-Overijssel loopt de N-depositie op tot ca. 22 kg ha^{-1} jr^{-1} (de Haan *et al.* 2008), maar in grote delen van Zweden en Oost-Polen ligt deze ver beneden de 10 kg ha^{-1} jr^{-1} (Remke *et al.* 2009). Hoewel sterkere verzuring op locaties met Groen en Rood schorpioenmos wel degelijk leidt tot een daling van de pH, lijkt het erop dat deze locaties voldoende gebufferd worden door calcium en bicarbonaat om de pH enigszins op peil te houden. Voor Geel schorpioenmos lijkt dit veel minder het geval te zijn. Een hogere zuurdepositie maakt met name zwakker gebufferde locaties, met een lagere alkaliniteit en Ca-concentratie, nog gevoeliger voor verzuring.

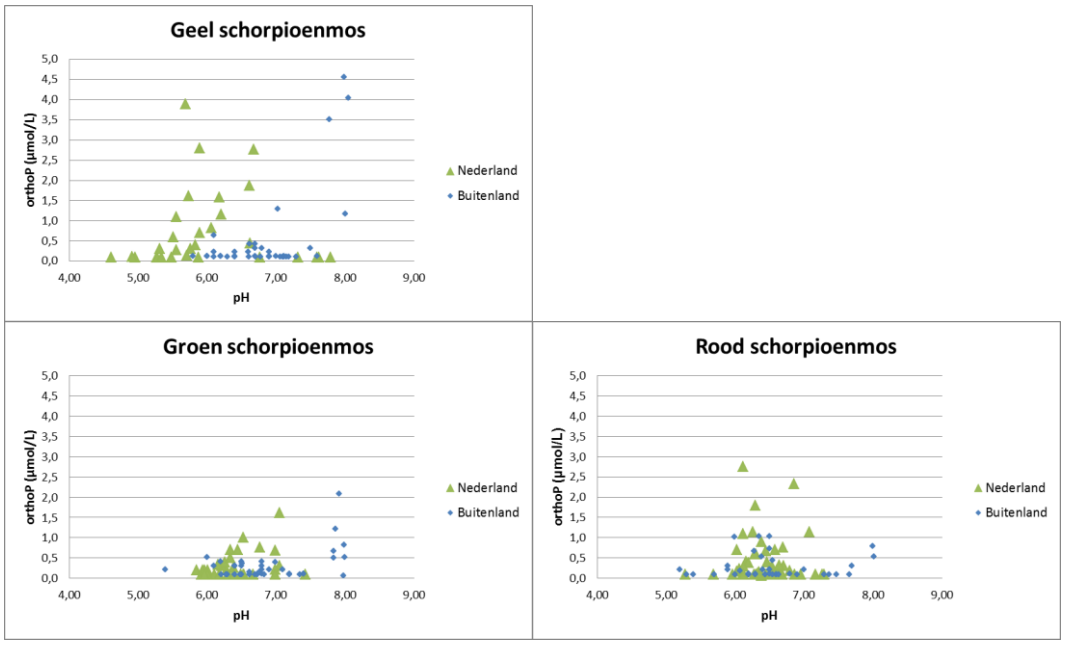


Figuur 6.3. Fe-concentraties, pH en Ca-concentraties in het bodemvocht op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in Nederland, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen.

Behalve de verschillen in buffercapaciteit zijn de drie schorpioenmossen ook verschillend wat betreft de ijzerrijkdom van de standplaats (Figuur 6.3). Hoewel Geel schorpioenmos ook voor kan komen op locaties met lage Fe-concentraties in het bodemvocht, bijvoorbeeld in het Kiersche Wiede, zijn de gemiddelde ijzerconcentraties hoger dan op locaties met Groen en Rood schorpioenmos. Geel schorpioenmos komt voor tot Fe-concentraties van ca. 800 µmol l^{-1} (45 mg l^{-1}). Dit zijn ook voor grondwater gevoede gebieden zeer

hoge waarden (Lamers *et al.* 2006a). Groen schorpioenmos lijkt niet voor te komen bij waarden boven de 200 µmol l^{-1} (11 mg l^{-1}) en Rood schorpioenmos niet boven waarden van 300 µmol l^{-1} (17 mg l^{-1}). Deze waarden zijn minder hoog dan voor Geel schorpioenmos, maar komen in het grondwater en in kwelgebieden wel voor. Zo hebben Kooijman en Whilde (1993) in Ierland Rood schorpioenmos gevonden op een kwellocatie met Fe-concentraties die rond de 75 µmol l^{-1}, en de Graaf (1957) spreekt over een voormalige vindplaats van Rood schorpioenmos in 'Het Hol' bij hoge Fe-concentraties. In de grondwater gevoede standplaatsen van Rood en Groen schorpioenmos zijn de Ca/Fe ratio's echter wel veel hoger dan voor Geel schorpioenmos. In de trilvenen binnen de boezem van NW-Overijssel, die vooral door oppervlaktewater worden gevoed, zijn de ijzerconcentraties hoe dan ook veel lager.

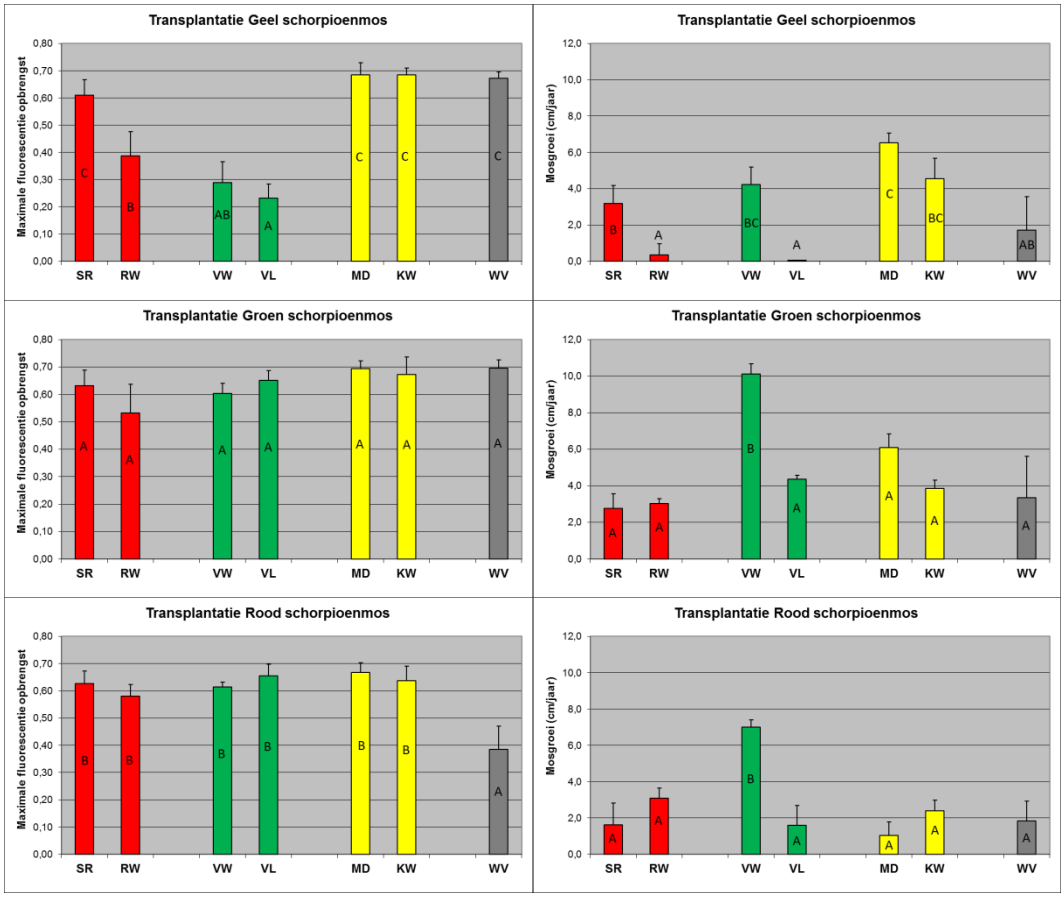
Wat betreft de PO_4-concentraties in het bodemvocht is er geen significant verschil tussen Nederlandse en buitenlandse referentiemonsters (Tabel 6.2, Figuur 6.4). Hoewel bij Geel schorpioenmos ook hogere waarden voorkomen, geldt voor alle drie de schorpioenmossen dat de PO_4-concentraties in vrijwel alle gevallen lager zijn dan 2 µmol l^{-1}. Op locaties met Rood en Groen schorpioenmos zijn de PO_4-concentraties altijd lager dan 2 µmol l^{-1}. Dit is in overeenstemming met eerder onderzoek in Nederland en het buitenland, waar Rood schorpioenmos steeds bij lagere PO_4-concentraties voorkwam dan Gewoon puntmos (Kooijman 1993b). Deze waarden zijn relatief laag in vergelijking met veel van de Nederlandse oppervlaktewateren (Lamers *et al.* 2006a, 2010). Dit geeft dan ook aan dat het om soorten van relatief arme milieus gaat (Kooijman & Hedenäs 1991, 2009; Hedenäs & Kooijman 1996), die ook in Nederland vooral bij fosforarme condities voorkomen.



Figuur 6.4. PO_4-concentraties in het bodemvocht op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in Nederland, vergeleken met buitenlandse referenties uit Zweden en Polen.

6.2.3 Het transplantatie-experiment

In deze paragraaf wordt een eenjarig transplantatie-experiment beschreven, waarin de drie mossoorten in zowel hun eigen standplaats als in die van de andere soorten zijn geplant (Figuur 6.5). Om te toetsen of de planten ook in extreem ijzerrijke omgeving kunnen overleven, zijn de mossoorten ook getransplanteerd naar de Wapserveense petgaten. Geel schorpioenmos prefereert zijn eigen standplaats. Hoewel de vitaliteit en groei relatief hoog zijn in de Stobbenribben, waar Rood schorpioenmos van nature voorkomt, zijn zowel de vitaliteit als groei hoger op de locaties waar Geel schorpioenmos van nature voorkomt. Op de ijzerrijke locatie van Wapserveen, waar van nature geen schorpioenmossen voorkomen, is de vitaliteit van Geel schorpioenmos net zo hoog als in de eigen standplaats. De groei is hier echter wel geremd.



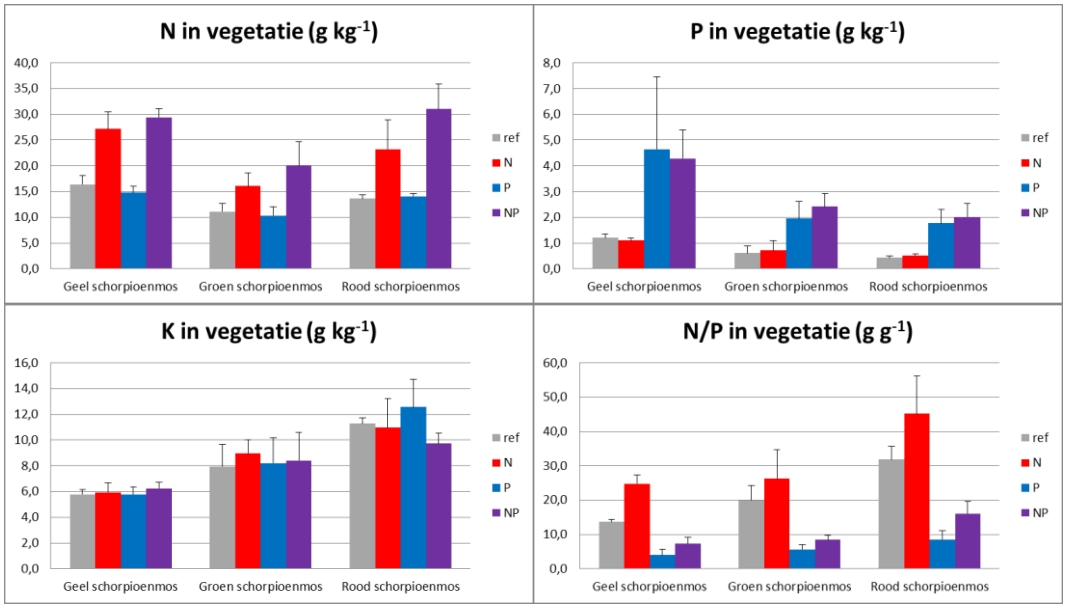
Figuur 6.5. Vitaliteit en lengtegroei van mosplanten in een transplantatie-experiment met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) in verschillende standplaatsen in NW-Overijssel. Stobbenribben (SR) en Reeënweg (RW) zijn locaties met Rood schorpioenmos, Veldweg (VW) en Veerslootlanden (VL) zijn locaties met Groen schorpioenmos en Meppelerdiep (MD) en Kiersche Wiede (KW) zijn locaties met Geel schorpioenmos. Wapserveense petgaten (WV) is een extra locatie met ijzerrijke kwel, waar de soorten van nature niet voorkomen. De waarden zijn gemiddelden (n = 5, gebaseerd op gemiddelde waarden voor iedere transplantatiering apart) en standaard deviaties. Significante verschillen zijn weergegeven met verschillende letters (p < 0,05).

Ook Groen schorpioenmos prefereert zijn eigen standplaats, vooral bij de Veldweg, waar de soort ook is verzameld. De vitaliteit is echter in alle andere standplaatsen ook hoog, zelfs op de ijzerrijke locatie van Wapserveen. De groeisnelheid is echter in de meeste gebieden duidelijk minder dan in de eigen standplaats. Dit is vooral het geval op de locaties waar van nature Rood schorpioenmos voorkomt en op de ijzerrijke locatie van Wapserveen.

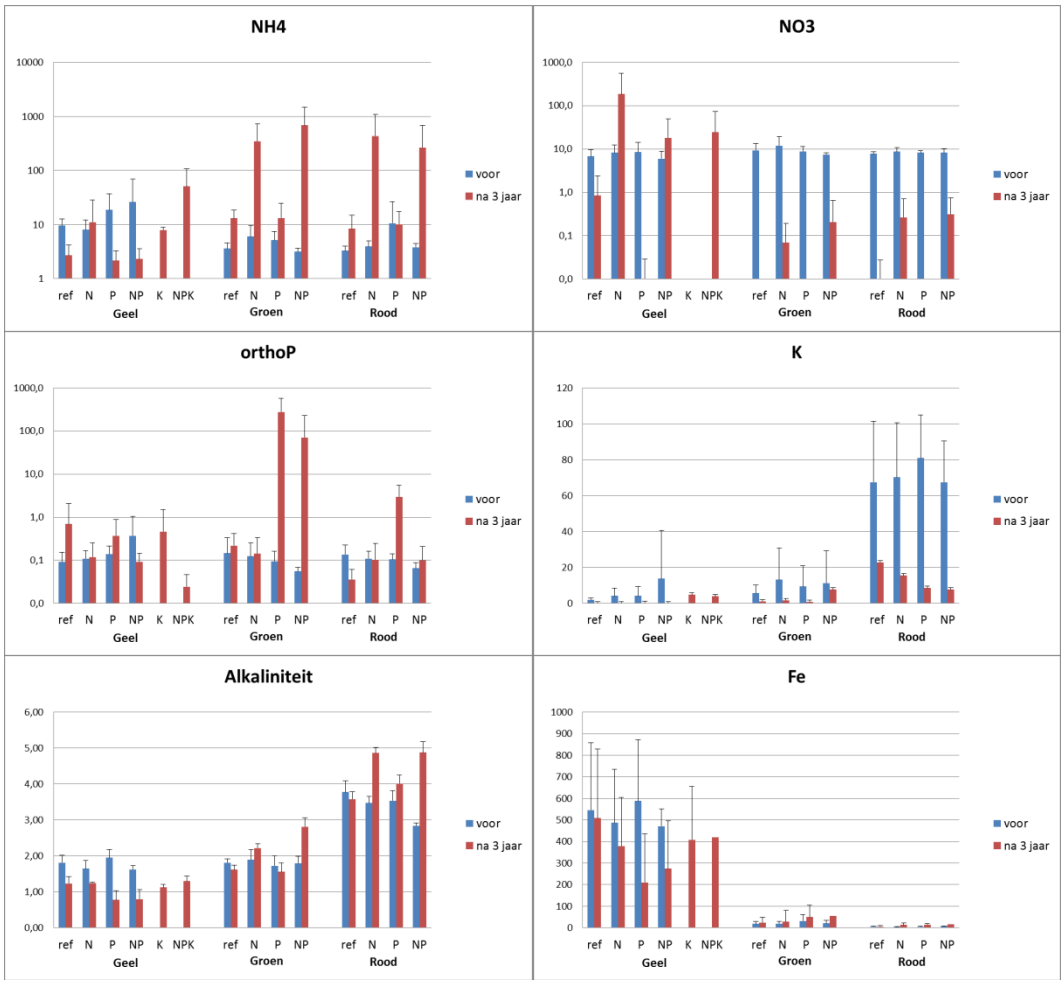
De vitaliteit van Rood schorpioenmos is hoog op alle schorpioenmoslocaties, maar is duidelijk geremd op de ijzerrijke locatie van Wapserveen. De groei van Rood schorpioenmos is overal relatief laag, behalve bij de Veldweg, waar Groen schorpioenmos ook de hoogste groeisnelheden bereikt. De relatief lage groeisnelheid lijkt overeen te komen met eerdere transplantatie-experimenten (Kooijman 1993c), waarin Rood schorpioenmos in de Stobbenribben ongeveer 1,5 cm per jaar groeide.

6.2.4 Het bemestingsexperiment

Bemesting heeft geleid tot duidelijke veranderingen in de nutriëntgehaltes van de bovengrondse biomassa (Figuur 6.6). In de met N en NP bemeste plots is het N-gehalte duidelijk toegenomen, terwijl bemesting met P en NP heeft geleid tot een verhoging van het P-gehalte. De N/P ratio nam bij alle schorpioenmossoorten toe in de met N-bemeste plots, tot waarden boven de 20. Dit geeft aan dat er in ieder geval geen N-tekort (meer) heerst (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). In de met P en NP bemeste plots nam de N/P ratio af tot waarden beneden de 10, wat wijst op een overmaat aan P. De relatief lage waarden in de met NP bemeste plots hangt samen met de relatief grote gift van P in vergelijking met N, die slechts 8,6 keer zo groot was.



Figuur 6.6. Nutriëntconcentraties in de bovengrondse biomassa na drie jaar bemesting in vegetaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides). De bladmonsters zijn eind juli genomen. ref = controle plot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NP = bemesting met N en P in dezelfde dosering als N en P apart. Gemiddelde waarden (n = 5) en standaarddeviaties.



Figuur 6.7. Chemische samenstelling van het bodemvocht aan het begin en einde van het bemestingsexperiment op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides). ref = controle plot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; K = K-bemesting, 250 kg ha^{-1} jaar^{-1}, NP en NPK = bemesting met N, P (en K) in dezelfde dosering als N, P en K apart. Gemiddelden (n = 5) met standaard deviaties in µmol l^{-1}. Let op: voor NH_4, NO_3 en PO_4 is een logaritmische schaalverdeling gebruikt.

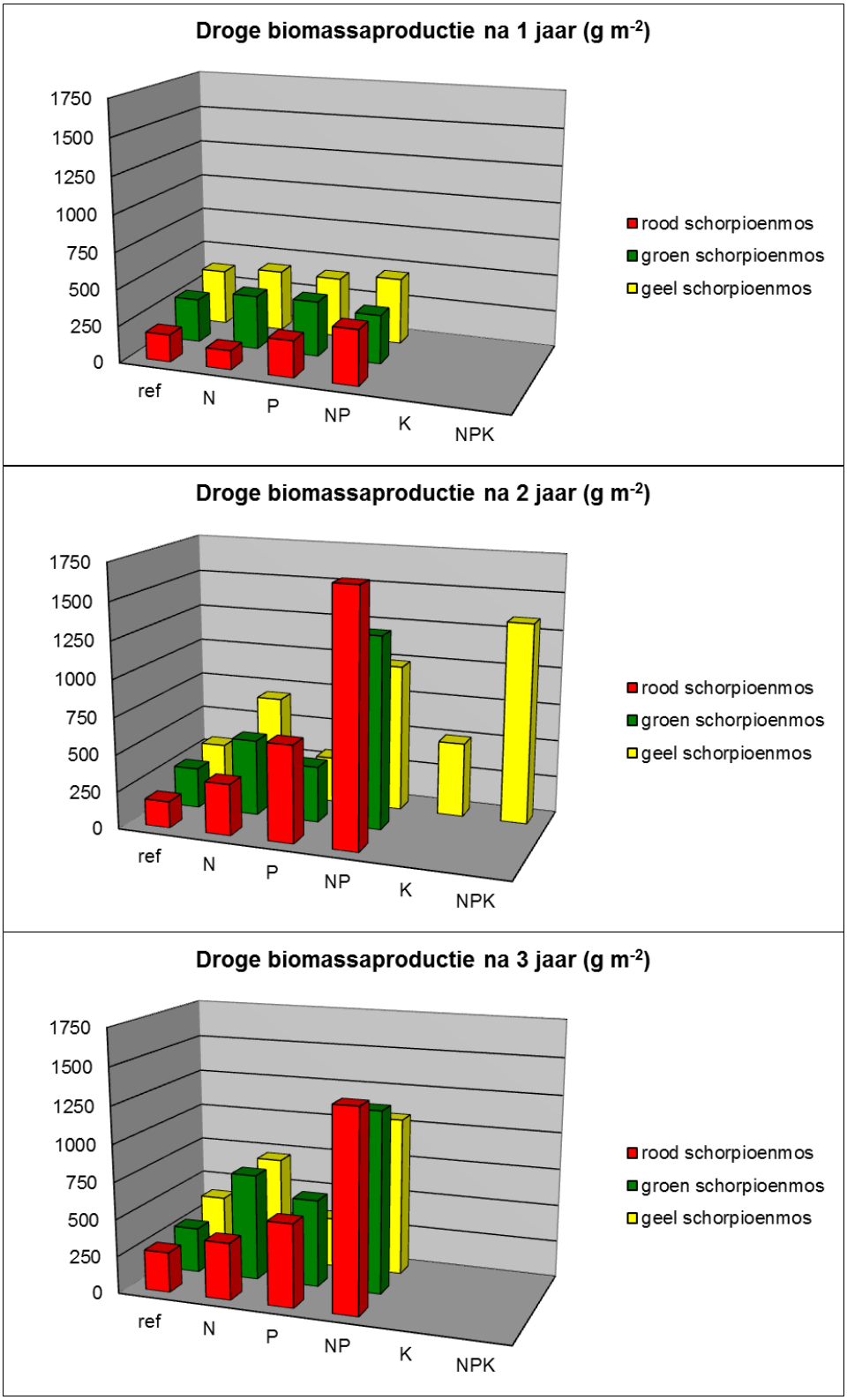
Bemesting heeft ook geleid tot biogeochemische veranderingen (Figuur 6.7). Bij N-bemesting nemen de NH_4 en NO_3-concentraties toe, en bij P-bemesting de PO_4-concentraties. Het is hierbij opvallend dat niet alle schorpioenmos-locaties op dezelfde manier reageren. Bij Geel schorpioenmos is de NH_4-concentratie na N-bemesting significant lager dan op locaties met Groen en Rood schorpioenmos, waar NH_4-concentraties van ca. 500 µmol l^{-1} worden bereikt. Volgens Paulissen en collega's (2004) zijn dit toxisch concentraties voor Rood schorpioenmos. De NO_3-concentraties zijn juist hoger bij Geel schorpioenmos. Dit verschil wordt mogelijk veroorzaakt door lage nitrificatie-snelheden op relatief natte locaties met Groen en Rood schorpioenmos, en hogere nitrificatie-snelheden op de vaak wat drogere locaties met Geel schorpioenmos. De P-bemesting leidt alleen tot hogere PO_4-concentraties op locaties met Groen schorpioenmos (P en NP) en Rood schorpioenmos (alleen P). Op de locatie met Geel schorpioenmos bij het Meppelerdiep leiden P en K-bemesting gek genoeg niet tot verhoogde PO_4 of K-concentraties in het bodemvocht. Dit kan zowel door een hogere nutriëntopname komen als door een hogere vastlegging van kalium en fosfor in de kleirijke bodem.

Voor de start van het bemestingsexperiment zijn de K-concentraties wel verschillend tussen de mossoorten, met veel hogere waarden op locaties met Rood schorpioenmos in de Stobbenribben dan voor de andere twee locaties. De alkaliniteit lijkt niet sterk te worden beïnvloed door bemesting met N en/of P, maar is wel significant hoger op de locatie met Rood schorpioenmos. Ten slotte is de Fe-concentratie vooral veel hoger op de locatie met Geel schorpioenmos, bij het Meppelerdiep. Door de hoge variabiliteit in de Fe-concentraties zijn verschillen tussen behandelingen niet significant, maar er is wel een trend van lagere Fe-concentraties na P-bemesting, wat waarschijnlijk samenhangt met de neerslag van ijzerfosfaten (Lamers *et al.* 1998).

De bovengrondse biomassa op de drie schorpioenmoslocaties reageert verschillend op N en P-bemesting (Figuur 6.8). Al na het eerste jaar was duidelijk dat de locatie met Rood schorpioenmos vooral reageerde op P-bemesting, met een significant hogere bovengrondse biomassa bij toediening van P en NP. De respons op fosfor komt overeen met de hoge N/P ratio in de bovengrondse biomassa, die bij aanvang van het experiment ca. 31 bedroeg (Figuur 6.6). Dit geeft aan dat fosfor een groei beperkende factor is voor deze vegetatie (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). Dit correspondeert ook met de lage waarden voor P-beschikbaarheid in de bodem (Tabel 6.2). Alleen N-bemesting had geen significant effect op de biomassaproductie van de locatie met Rood schorpioenmos.

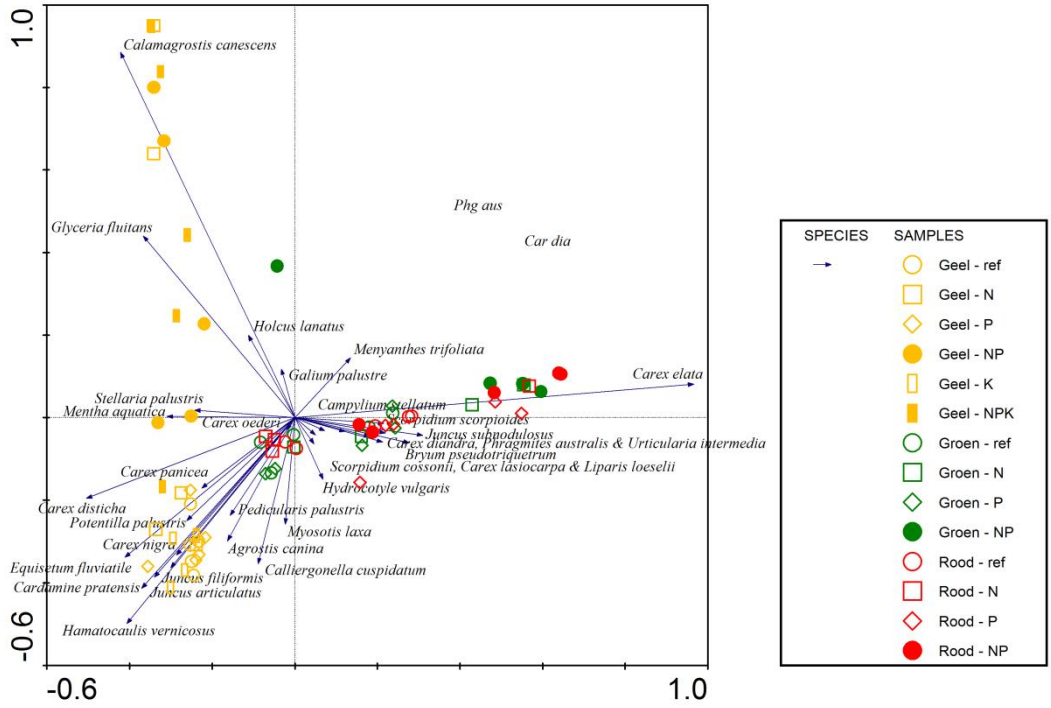
In tegenstelling tot Rood schorpioenmos reageert de locatie met Groen schorpioenmos op zowel N als P-bemesting. De bovengrondse biomassa was significant hoger dan in de referenties bij N en P-bemesting, hoewel het effect van de laatste sterker is. Dit komt min of meer overeen met de N/P ratio in de bovengrondse biomassa, die voor de start van het experiment rond de 19 lag. Deze waarde suggereert dat fosfor de belangrijkste beperkende factor is (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004), maar kennelijk speelt ook stikstof ook een rol. Dit alles correspondeert ook met de iets hogere P-concentraties in de bodem voor de locaties met Groen schorpioenmos, vergeleken met de locaties met Rood schorpioenmos (Tabel 6.2).

Op de locatie met Geel schorpioenmos speelt P-bemesting geen enkele rol (Figuur 6.8). Gezien de hoge P-beschikbaarheid in de bodem (Tabel 6.2) is dat ook niet echt verrassend. Ook de N/P ratio van de bovengrondse biomassa, is met ca. 14 relatief laag vergeleken met de Rood en Groen schorpioenmoslocaties, en geeft aan dat fosfor geen beperkende factor voor de plantengroei is (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). De locatie met Geel schorpioenmos reageert vooral op stikstof. De bovengrondse biomassa neemt toe bij bemesting met N en NP. Dit is in overeenstemming met onderzoek van Olde Venterink en Vittoz (2008), die in Zwitserland N-limiterende omstandigheden vonden voor een vegetatie met Geel schorpioenmos. Naast N is ook K-bemesting van belang. De bemesting met kalium is een jaar later gestart dan de bemesting met stikstof en fosfor, maar in het tweede jaar na bemesting was de bovengrondse biomassa hoger bij K-bemesting dan in de onbemeste referentieplots (Figuur 6.8). Ook is de bovengrondse biomassa extra hoog in de plots met NPK bemesting. Dit alles komt overeen met de lage K-gehalten in de bovengrondse biomassa op de locatie met Geel schorpioenmos, vergeleken met de locaties met Rood en Groen schorpioenmos.



Figuur 6.8. Bovengrondse biomassa in juli na een, twee en drie jaar bemesting in vegetaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides). Ref = controle plot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NP = bemesting met N en P in dezelfde dosering als N en P apart; K = K-bemesting, 250 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NPK = bemesting met N, P en K in dezelfde dosering als apart. Gemiddelde waarden (n = 5).

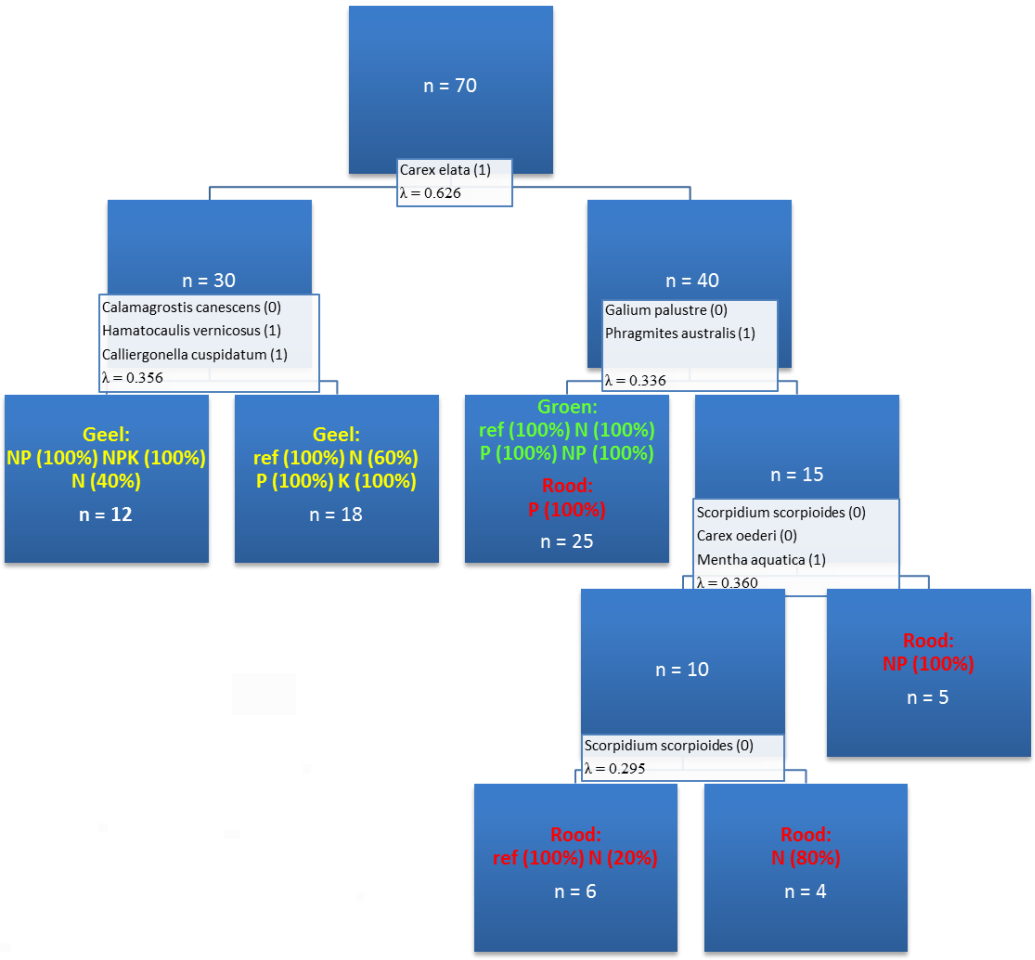
De drie schorpioenmoslocaties laten grote verschillen zien in de soortensamenstelling van de vegetatie (Figuur 6.9). Vooral de locatie met Geel schorpioenmos is afwijkend, wat niet alleen te wijten is aan de moslaag, die wordt gedomineerd door Geel schorpioenmos, maar ook door vaatplanten als Draadrus (*Juncus filiformis* (L.)), Tweerijige zegge (*Carex disticha* (Huds.)) en Blaaszegge (*Carex vesicaria* (L.)), die op de andere locaties vrijwel niet voorkomen. Daarnaast worden locaties met Groen en Rood schorpioenmos gekenmerkt door trilveenmossen als Groen en Rood schorpioenmos, Sterregoudmos (*Campylium stellatum* (Jensen)) en Veenknikmos (*Bryum pseudotriquetrum* (Mey)), en karakteristieke vaatplanten als Ronde zegge (*Carex diandra* (Schrank)), Draadzegge (*Carex lasiocarpa* (Ehrh.)) en Groenknolorchis (*Liparis loeselii* (L.)).



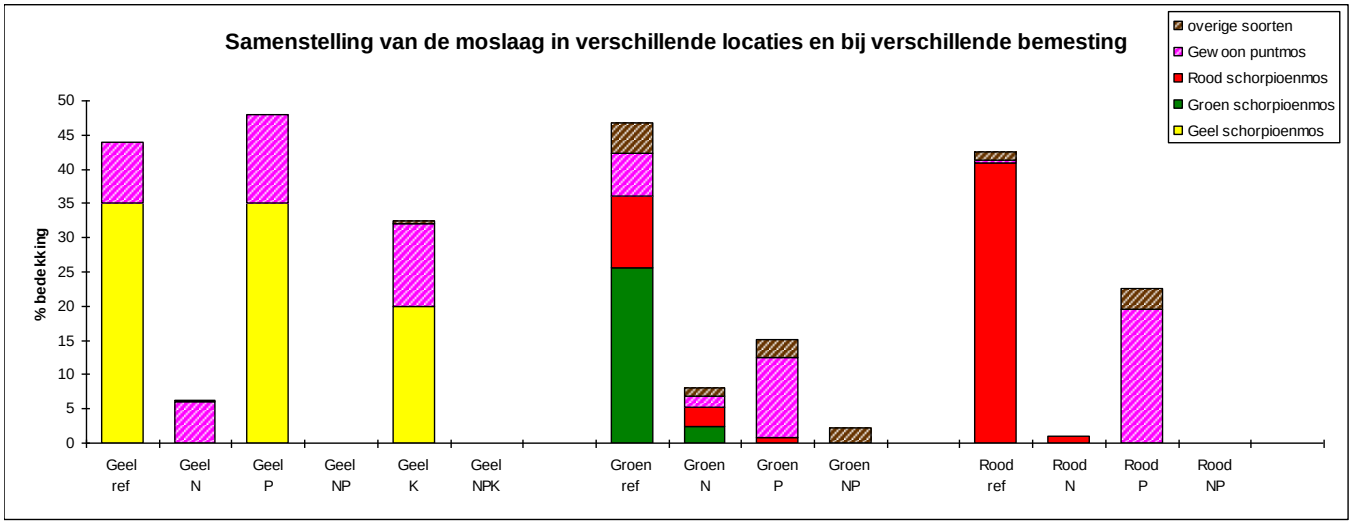
Figuur 6.9. Correspondentieanalyse (ter Braak 1986; Lepš 2003) van de soortensamenstelling in de verschillende bemestingsplots op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides). Ref = controle plot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NP = bemesting met N en P in dezelfde dosering als N en P apart; K = K-bemesting, 250 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NPK = bemesting met N, P en K in dezelfde dosering als apart.

Op alle locaties heeft bemesting invloed op de soortensamenstelling. Dit is goed zichtbaar in het Twinspandiagram (Hill 1979), waarin de splitsing van bemestingstypen binnen locaties vrij duidelijk is (Figuur 6.10). In de eerste splitsing worden, net als bij de correspondentieanalyse, de locaties van Geel schorpioenmos gescheiden van die van Groen en Rood schorpioenmos. Binnen de hoofdgroep met Geel schorpioenmos vindt vervolgens een splitsing plaats tussen plots die N, NP of NPK hebben ontvangen, en een groep die bestaat uit de referenties en de plots met P of K-bemesting. In de groep met N, NP of NPK is de bedekking van Hennegras (*Calamagrostis canescens* (Weber)) sterk toegenomen van ca. 2% naar 36%, terwijl ook het zeer eutrofe Mannagras (Glyceria fluitans (L.)) zich in een flink aantal plots heeft gevestigd.

In de hoofdgroep met Groen en Rood schorpioenmos wordt een deel van de plots ondergebracht in een subgroep die alle plots met Groen schorpioenmos bevat, maar ook de P-bemeste plots met Rood schorpioenmos. Dit is waarschijnlijk mede het gevolg van het geheel vervangen van Rood schorpioenmos door Gewoon puntmos in deze P-bemeste plots, aangezien Gewoon puntmos een vrij algemene soort op de locatie met Groen schorpioenmos is. In deze groep is verder geen duidelijk onderscheid te maken in de soortensamenstelling van de verschillende bemeste plots. De biomassa neemt wel toe bij bemesting (Figuur 6.8), maar doet dat vooral in de vorm van sterkere groei van de reeds aanwezige soorten. De andere subgroep bevat de resterende plots met Rood schorpioenmos. In deze groep is wel onderscheid te maken op grond van de bemesting. De NP-bemeste plots, waarin Rood schorpioenmos zelf geheel is verdwenen, worden apart gezet van de referentie en de N-bemeste plots, waar de veranderingen in de vegetatie relatief klein zijn.



Figuur 6.10. Twinspan-diagram van de verschillende bemestingsplots op locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides), waarbij de belangrijkste splitsingen, indicatorsoorten en eigenwaarden zijn gegeven (Hill 1979). Ref = controle plot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NP = bemesting met N en P in dezelfde dosering als N en P apart; K = K-bemesting, 250 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NPK = bemesting met N, P en K in dezelfde dosering als apart



Figuur 6.11. Samenstelling van de moslaag in de zomer van 2012 op de locaties met Geel (Hamatocaulis vernicosus), Groen (Scorpidium cossonii) en Rood schorpioenmos (Scorpidium scorpioides) bij verschillende typen van bemesting. Ref = controleplot zonder bemesting; N = N-bemesting, 600 kg ha^{-1} jaar^{-1}; P = P-bemesting, 70 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NP = bemesting met N en P in dezelfde dosering als N en P apart; K = K-bemesting, 250 kg ha^{-1} jaar^{-1}; NPK = bemesting met N, P en K in dezelfde dosering als apart. Gemiddelde waarden (n = 5).

De veranderingen in de moslaag als gevolg van bemesting zijn nog veel dramatischer dan die voor de vegetatie als geheel (Figuur 6.11). Op de locatie met Geel schorpioenmos zijn alleen de plots met P-bemesting vergelijkbaar met de uitgangssituatie in de referenties. De veranderingen bij K-bemesting zijn nog relatief klein, maar deze is een jaar later ingezet dan de bemesting met N en P. Na twee jaar is de bedekking met Geel schorpioenmos echter al significant lager bij K-bemesting dan in de referenties. Bij bemesting met N, NP en NPK zijn Geel schorpioenmos, en de moslaag als geheel, na drie jaar vrijwel geheel verdwenen. Of dit alleen een kwestie van te weinig licht is, of dat ook toxische effecten of veranderingen in competitieverhoudingen tussen mossen een rol spelen is niet bekend.

In tegenstelling tot Geel schorpioenmos, ondervinden Groen en Rood schorpioenmos ook een negatief invloed van behandelingen die de biomassa-productie niet heel erg stimuleren (Figuur 6.11). N-bemesting leidt in beide gevallen tot een sterke achteruitgang van de schorpioenmossen, terwijl de biomassaproductie niet (heel erg) is toegenomen (Figuur 6.8). Waarschijnlijk speelt ammoniumtoxiciteit hierbij een rol (Paulissen *et al.* 2004). In de plots met P-bemesting, waar de biomassaproductie significant hoger is dan in de referentieplots, is nog wel een moslaag aanwezig, maar de schorpioenmossen zijn vrijwel geheel vervangen door Gewoon puntmos.

Een half jaar later, na het maaien, waren de veranderingen in de moslaag op de locaties met Groen en Rood schorpioenmos nog veel duidelijker. Door de grotere lichtbeschikbaarheid had de moslaag in de referentieplots een hogere bedekking gekregen met 70-80%, die gedomineerd werd door Groen of Rood schorpioenmos. Ook in de plots met N-bemesting had de moslaag zich gedeeltelijk hersteld. De bedekking was toegenomen van 1-5% in de zomer naar ca. 10-35%, en de schorpioenmossen waren prominent aanwezig. Het lijkt erop dat de toxiciteitseffecten voor een deel weer zijn verdwenen tijdens deze winteropname. Ook in de P-bemeste plots had de moslaag zich in december 2012 hersteld, met een toename van de bedekking van ca. 20% naar 70%. Groen of Rood schorpioenmos komen echter alleen nog maar in

hele kleine aantallen voor. De dominante soort is Gewoon puntmos. Dat geldt ook voor de met NP-bemeste plots, waarin de moslaag met 13-30% nog steeds laag is, maar ook hier is Gewoon puntmos nu de dominante soort. Het is niet bekend in hoeverre de hogere PO_4-concentraties op zichzelf schadelijk zijn voor de schorpioenmossen, maar in eerdere experimenten werd Rood schorpioenmos in ieder geval niet gehinderd door een hogere P-beschikbaarheid (Kooijman & Bakker 1994, 1995). Het is wel denkbaar dat Gewoon puntmos beter kan profiteren van de hogere P-beschikbaarheid, en een sterke concurrent kan zijn voor de schorpioenmossen. In eerdere experimenten is aangetoond dat Gewoon puntmos het wint van Rood schorpioenmos bij toevoeging van strooisel (Kooijman & Bakker 1994). In ieder geval zijn de veranderingen in de moslaag bij P-bemesting een verdere ondersteuning van het idee dat P-eutrofiering leidt tot vervanging van de schorpioenmossen door Gewoon puntmos en andere eutrafente soorten.

6.3 Conclusies en aanbevelingen

Dit hoofdstuk over Geel, Groen en Rood schorpioenmos staat in het teken van de volgende kennisvraag: 'Wat zijn de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in relatie tot waterkwaliteit en kwantiteit? En welke kritische concentraties en belastingen spelen daarbij een belangrijke rol?', waarbij dit hoofdstuk specifiek is ingegaan op de trilvenen.

Over de randvoorwaarden voor het *ontstaan* van nieuwe schorpioenmos-trilvenen vanuit petgaten is ook na dit onderzoek nog niet alles duidelijk. Zoals in hoofdstuk 4 en 5 over de veranderingen in de vegetatie en de verlanding in petgaten al vermeld is, vindt de vorming van nieuwe schorpioenmostrilvenen nog nauwelijks plaats, hoewel de ontwikkeling richting drijvende kraggevegetaties met soortenarm en moerasvarenrietland voorzichtig op gang komt. Dit kan gezien het voorkomen van Gewoon puntmos in de jonge verlandingsvegetaties een kwestie zijn van nog te eutrofe standplaatscondities, maar gezien de relatief hoge vitaliteit van de getransplanteerde schorpioenmosplanten ook een kwestie van tijd en dispersie. Op de vraag over de randvoorwaarden voor het *behoud en herstel* van schorpioenmostrilvenen is op grond van dit onderzoek echter een duidelijker antwoord te geven.

Buffercapaciteit

Alle drie de schorpioenmossoorten komen voor in relatief basenrijke trilvenen, waarvoor de aanvoer van calcium- en bicarbonaathoudend water een eerste vereiste is. Er lijken tussen de soorten kleine verschillen in buffercapaciteit te zijn. Zo is de standplaats van Geel schorpioenmos over het algemeen zwakker gebufferd dan die van Rood en vooral Groen schorpioenmos. Bij de transplantatie deed Geel schorpioenmos het ook relatief slecht in de beter gebufferde standplaatsen van Groen en Rood schorpioenmos, hoewel er in de Stobbenribben geen groeibeperking optrad. Voor Geel schorpioenmos zijn ook pH-waarden beneden de 6.0 relatief algemeen, vooral in Nederland. De andere schorpioenmossoorten komen dan niet meer voor, en zijn dan waarschijnlijk vervangen door veenmossen. Overigens komt Rood schorpioenmos in het buitenland in ieder geval wel nog voor in dergelijk zwak gebufferde standplaatsen (Kooijman & Bakker 1995; Kooijman 2012).

Hoe dan ook hebben alle schorpioenmossen in Nederland te maken met sterkere verzuring dan in buitenlandse referentiegebieden. Dit komt waarschijnlijk vooral door de hoge atmosferische depositie in Nederland (de Haan *et al.* 2008). Zo is in Nederland voor het handhaven van de pH rond 6,5 ongeveer anderhalf zoveel keer calcium en bicarbonaat nodig dan in het buitenland. In het buitenland is op de standplaats van Rood en Groen schorpioenmos een Ca-concentratie van ca. 500 µmol l^{-1} (20 mg l^{-1}) genoeg om de pH goed te bufferen, terwijl er in Nederland gestreefd moet worden naar een Ca-concentratie van 1000 µmol l^{-1} (40 mg l^{-1}) in het bodemvocht. Omdat het basenrijke water in het trilveen wordt verdund met regenwater, lijken schorpioenmosvenen pas uit de gevarenzone te zijn bij Ca-concentraties van 50-60 mg l^{-1} (1250-1500 µmol l^{-1}) in het oppervlaktewater.

In de periode 1972-1982 voldeed de Ca-concentratie in De Weerribben waarschijnlijk zeer vaak aan de ondergrens van 40 mg l^{-1}, aangezien deze grens gemiddeld genomen over 17 kanalen op maar 1 van 35 meetdagen werd onderschreden (van Wirdum 1991). De gemiddelde concentratie over alle meetdagen was 55 mg l^{-1}. Dat zijn echter concentraties die tegenwoordig met moeite worden gehaald in De Wieden en De Weerribben. Nadat de hoofdinlaat van de boezem in 1996 werd verplaatst van de fosforrijke Linde naar gemaal Stroink nam het belang van basenrijk water uit de Linde af en het belang van zwak gebufferd regenwater toe (Groeneweg & van Wirdum 2004). Tegenwoordig komen Ca-concentraties van 1250-1500 µmol l^{-1} (50-60 mg l^{-1}) nog wel regelmatig voor in natte zomers, maar in de afgelegen delen van De Wieden en De Weerribben, waar het water schoon genoeg is om trilvenen in stand te houden, zijn de waarden vooral in de winter vaak al gedaald tot ca. 800 µmol l^{-1} (zie hoofdstuk 2). In De Wieden en De Weerribben lijken schorpioenmosvegetaties vooral voor te komen waar sprake is van incidentele inundaties met schoon en basenrijk oppervlaktewater (zie hoofdstuk 11). De beheersevaluatie in hoofdstuk 4 maakt duidelijk dat de instroom van basenrijk water kan worden vergroot d.m.v. begreppeling.

IJzerrijkdom

Naast basenrijkdom en buffercapaciteit lijken de schorpioenmosstandplaatsen te verschillen in Fe-concentraties. Zowel Geel, Groen als Rood schorpioenmos kan voorkomen bij relatief hoge Fe-concentraties, maar alleen Geel schorpioenmos lijkt extreem hoge Fe-concentraties van boven de 300 µmol l^{-1} (17 mg l^{-1}) aan te kunnen. Groen schorpioenmos lijkt bij waarden boven de 200 µmol l^{-1} (of 11 mg l^{-1}) al niet meer voor te komen, wat mede veroorzaakt kan worden door de iets drogere standplaats, waarbij ijzer uit het grondwater geoxideerd raakt en neerslaat. Het transplantatie-experiment lijkt de hogere ijzertolerantie van Geel schorpioenmos te bevestigen. De vitaliteit van Geel schorpioenmos werd op de ijzerrijke standplaats van Wapserveen niet beperkt. Hoewel de lengtegroei wel minder was dan in de eigen standplaats, trad er wel zijdelingse uitgroei van nieuwe scheuten op. Groen en vooral Rood schorpioenmos leken meer last te hebben van de ijzerrijke condities in Wapserveen. Bij Groen schorpioenmos was de lengtegroei beperkt, en bij Rood schorpioenmos nam ook de vitaliteit duidelijk af.

De Fe-concentraties zijn in het Nationaal Park Weerribben-Wieden waarschijnlijk nergens hoog genoeg om een probleem te zijn voor de schorpioenmossen. Zoals in hoofdstuk 3 is aangegeven worden in de onderwaterbodem nabij poldergemalen concentraties gemeten van ca. 150 µmol l^{-1}, wat binnen de tolerantie lijkt voor alle drie de soorten. In de meer afgelegen sloten en petgaten en in het oppervlaktewater nemen de Fe-concentraties snel af, door oxidatie en neerslag van ijzeroxiden. In de

trilvenen binnen de boezem zijn de Fe-concentraties overal vrij laag. IJzer kan overigens wel op een indirecte manier van betekenis zijn, door de koppeling met de P-huishouding (Lamers *et al.* 1998).

Trofiegraad

Behalve in ijzertolerantie lijkt er ook verschil te bestaan in trofiegraad tussen Geel, Groen en Rood schorpioenmos. Rood en tot op zekere hoogte Groen schorpioenmos lijken gezien de lage PO_4-concentraties in het water, de relatief lage P-concentraties in de bodem, de hoge N/P ratio's in de vaatplanten en de duidelijke respons op P-bemesting de meest voedselarme soorten. Dit komt overeen met eerder onderzoek, dat aangeeft dat Rood en Groen schorpioenmos soorten zijn van fosforarme standplaatsen (Kooijman 1993b; Kooijman & Paulissen 2006; Kooijman & Hedenäs 2009). Bij P-eutrofiering wordt niet alleen de productiviteit van de vaatplanten hoger, waardoor de lichtbeschikbaarheid voor de mossen omlaag gaat, maar worden Rood en Groen schorpioenmos ook nog eens vervangen door Gewoon puntmos. Ook dit komt overeen met eerder onderzoek, waarin de PO_4-concentratie in het water consistent hoger was voor Gewoon puntmos dan voor Rood schorpioenmos (Kooijman 1993b).

Op locaties met Geel schorpioenmos komt Gewoon puntmos al redelijk veel voor. Dit lijkt aan te geven dat de P-beschikbaarheid hier hoger is dan op locaties met Groen of Rood schorpioenmos. Dat wordt ondersteund door de hogere P-concentraties in de bodem. De hoge waarden werden vooral bij het Meppelerdiep gevonden, waar de biomassaproductie op de onbemeste controleplots met Geel schorpioenmos hoger was dan op de controleplots met Rood en Groen schorpioenmos in de Stobbenribben en de Veldweg, de N/P ratio van de vaatplanten significant lager was, en bij bemesting de bovengrondse biomassa vooral toenam bij toevoeging van stikstof. Uit het kolomexperiment (hoofdstuk 9) bleek dat de P-beschikbaarheid ook in het Kiersche Wiede, waar Geel schorpioenmos staat, hoger was dan in de Stobbenribben, waar Rood schorpioenmos staat (Cusell *et al.* 2013a).

Het bovenstaande houdt in dat Rood en Groen schorpioenmos, de meest karakteristieke soorten voor basenrijk trilveen, alleen voorkomen onder fosforarme condities. In het Vechtplassengebied heeft P-eutrofiëring er voor gezorgd dat deze schorpioenmossoorten, afgezien van een klein stukje van enkele dm^2 met Rood schorpioenmos in de Binnenpolder Tienhoven, geheel vervangen zijn door grote veenmossoorten (Kooijman & Paulissen 2006). In de Nieuwkoopse plassen, waar defosfatering heeft geleid tot een enorme verbetering van de waterkwaliteit, breidt Rood schorpioenmos zich weer voorzichtig uit. In De Wieden en De Weerribben zijn Rood en Groen schorpioenmos nog in verschillende trilvenen aanwezig, maar dan vooral in geïsoleerde delen van het gebied, waar de PO_4-concentraties laag zijn. Ook hebben maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit en verlenging van de aanvoerweg lokaal geleid tot uitbreiding van Rood schorpioenmos, zoals in de Stobbenribben (Kooijman 2012).

Het grootste probleem met betrekking tot waterkwaliteit is misschien wel dat de gebieden waar het water schoon genoeg is voor schorpioenmostrilvenen vaak het meest zijn afgelegen, en een relatief laag calcium- en bicarbonaatgehalte in het oppervlaktewater hebben. Bij een verdere verbetering van de waterkwaliteit kan niet alleen het areaal aan geschikt oppervlak worden uitgebreid, maar kunnen ook delen van het gebied met hogere Ca-concentraties in aanmerking komen voor schorpioenmostrilvenen.

C Flexibel peilbeheer

7 Overstroming in de boezem bij hoge waterstanden

7.1 Inleiding en methoden

Om de gevolgen van een meer variërend waterpeil in De Wieden en De Weerribben te kunnen inschatten, is het van groot belang om voor de gehele boezem te weten welke kraggen meedrijven, en welke kraggen overstroomd raken bij peilverhogingen en/of uitdrogen bij peilverlagingen. 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. Op 1 september 2010 is, na een periode van hevige neerslag[3], 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 7.1). 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 ontneemt. Uit de onderste twee foto's van figuur 7.2 (Kiersche Wiede en Veldweg) blijkt dat het zeer lastig is om voor niet gemaaide percelen te bepalen of er water op stond, terwijl uit veldwaarnemingen bleek dat er 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.

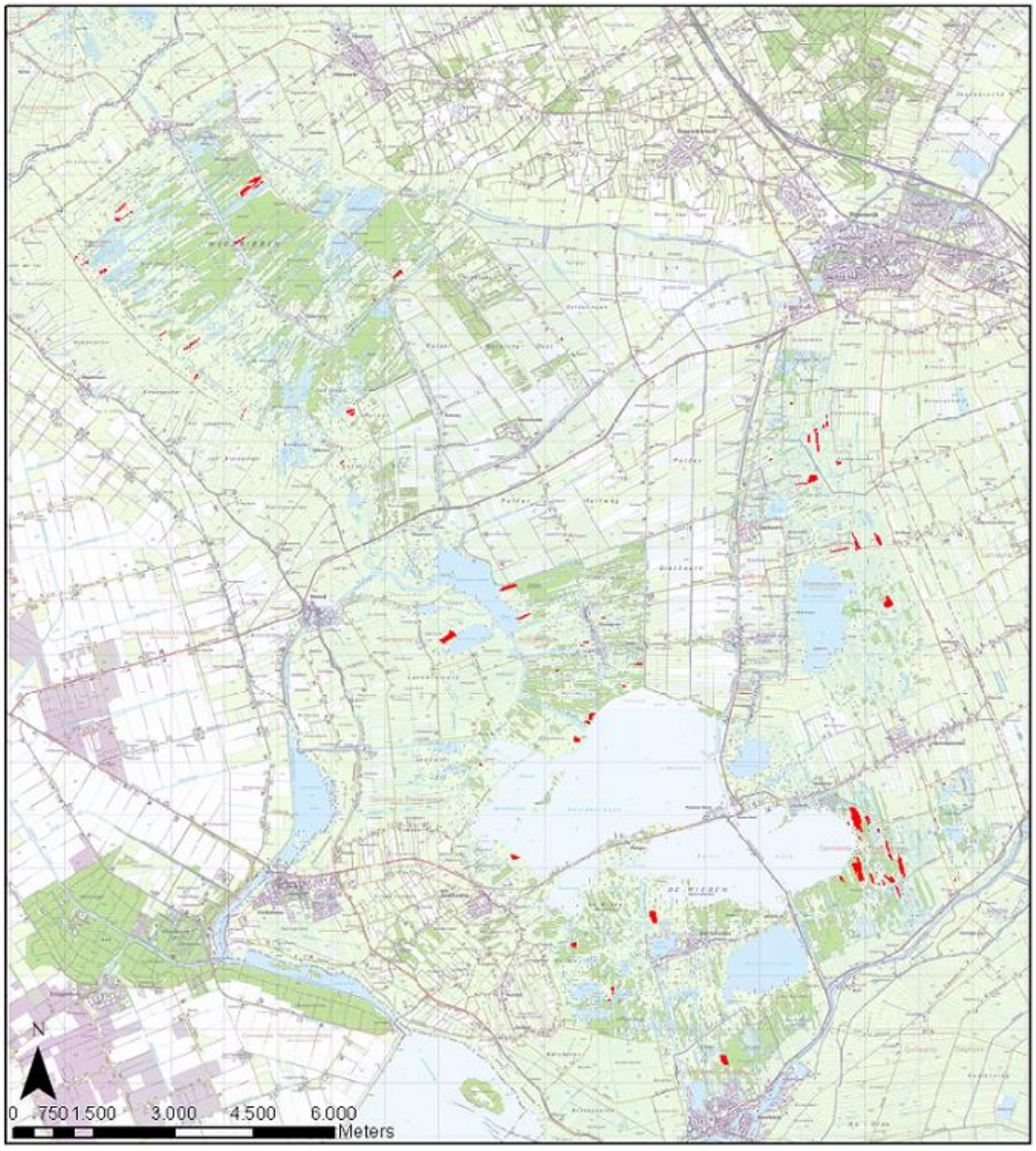
7.2 Resultaten en discussie

7.2.1 Overstroming versus meedrijven

Hoewel het interpreteren van figuur 7.1 erg lastig is door de methodologische beperkingen heeft deze eerste analyse toch een aantal interessante resultaten opgeleverd. Ondanks het direct wegpompen van het overtollige water door gemaal Stroink was de waterstand eind augustus gestegen tot -0,69 m NAP[4]. Dit komt neer op een extra peilverhoging van 2 cm t.o.v. het maximale toelaatbare huidige peilregime in de zomer, en dit is 8 cm lager dan het voorgestelde hoge waterpeil in de winter (Waterschap Reest en Wieden 2004). Zelfs deze geringe peilverhoging leidde er lokaal toe dat er water op de kraggen kwam te staan (Figuur 7.1 en 7.2).

[3] http://www.knmi.nl/klimatologie
[4] http://www.reestenwieden.nl/informatie_maat/inwoners/inhoud_inwoners/peilbeheer/waterstanden

Bij hoge waterstanden bleek echter slechts een beperkt aantal kraggen onder water komen te staan (Figuur 7.1). Het aantal plekken waar water op de kraggen is waargenomen, leek aan de oostzijde van De Wieden groter dan elders in het gebied. 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 de boezem leek overstroming van kraggen samen te vallen met relatief ondiepe zanddieptes (Haans & Hamming 1962).

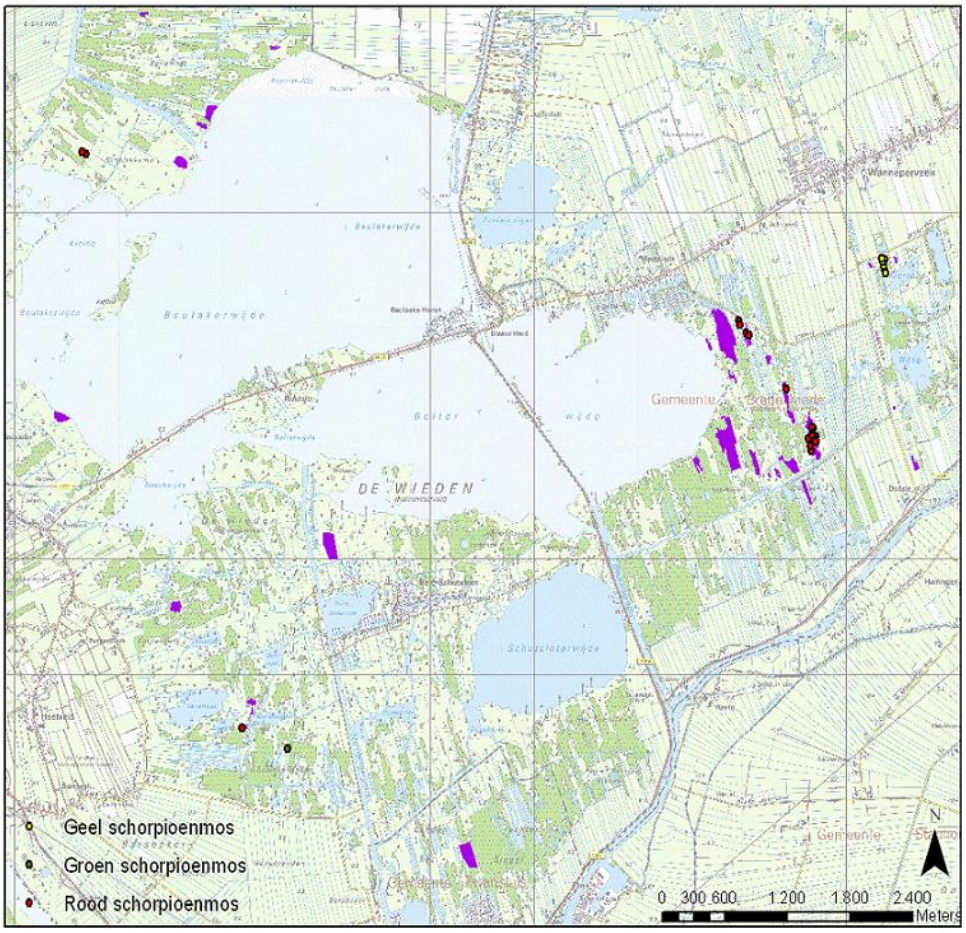


Figuur 7.1. Locaties in De Wieden en De Weerribben, waar in ieder geval water op de kragge stond tijdens de hoge waterstanden van eind augustus en begin september 2010. De maximale hoogte van de waterstand was -0,69 m NAP. Dit is een geringe extra peilverhoging van 2 cm t.o.v. het maximaal toelaatbare huidige peilregime in de zomer.

Figuur 7.2. De eerste vier foto's geven voorbeelden van situaties waar op 1 september 2010 duidelijk te zien was dat er water op de kraggen stond. De laatste twee foto's laten ongemaaide locaties zien (Veldweg en Kiersche Wiede), waarop nauwelijks te zien is dat er water op de kraggen stond, terwijl uit veldmetingen bleek dat dit wel het geval was.

7.2.2 Koppeling overstroming en schorpioenmosvegetatie

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 7.3). Hoewel bekend is dat deze soortenkartering onvolledig is, lijkt dit een aanwijzing dat basenrijke venen met schorpioenmos gekoppeld zijn aan periodes van inundatie. Dit is in overeenstemming met waarnemingen die anderen eerder al hebben beschreven voor NW-Overijssel en andere Nederlandse laagveengebieden (Meijer & de Wit 1955; Segal 1966; Touw & Rubers 1989; van Wirdum 1991). In veenmosvegetaties treedt waarschijnlijk geen inundatie op. Zo blijkt er bij de Kikkerlanden en de Reeënweg water op de schorpioenmosvegetaties te staan, maar niet op de stukken met veenmosvegetatie (Figuur 7.2).



Figuur 7.3. Overlap tussen het optreden van overstroming op 1 september 2010 en het voorkomen van schorpioenmossen. Er is gebruik gemaakt van de soortenkartering 2005-2007 van De Wieden.

7.3 Conclusies en aanbevelingen

Uit dit deelonderzoek blijkt dat de gevolgen van een flexibel waterpeil kunnen verschillen per locatie. Bij sommige kraggen treedt al inundatie op bij kleine peilverhogingen, terwijl dit bij veel andere kraggen niet gebeurt. Hoewel de uitgevoerde gebiedsbrede analyse tijdens hoge waterstanden in de nazomer van 2010 slechts betrouwbaar is voor locaties met zomermaaibeheer, lijkt het er op dat vrijwel alle basenrijke venen met schorpioenmossen in De Wieden 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.

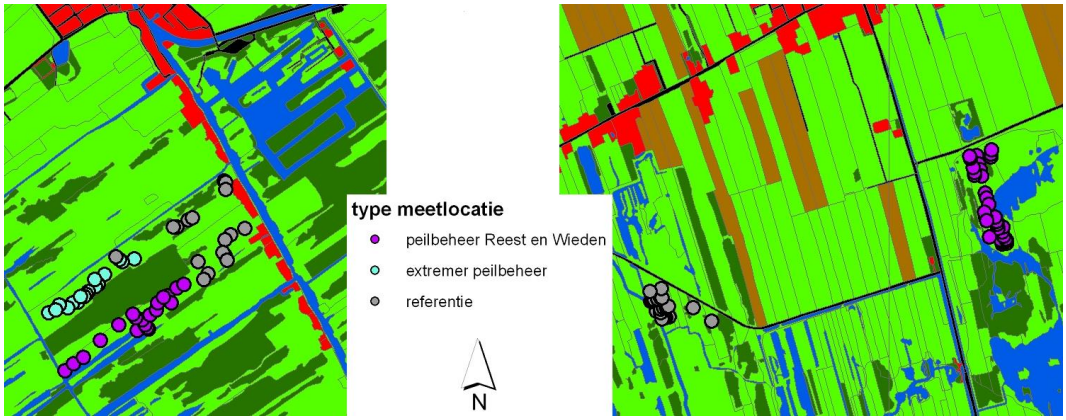
Een uitgebreid vervolgonderzoek is noodzakelijk om de waarnemingen van de uitgevoerde pilot te kunnen bevestigen en de gevolgen van het voorgestelde peilbeheer op de gehele boezem te kunnen bepalen. Er moet voor de gehele boezem worden bepaald waar inundaties optreden tijdens de voorgestelde hoge waterstanden in de winter. Dit zou bij voorkeur in februari of maart moeten worden gedaan, wanneer de meeste percelen gemaaid zijn. Hierbij moet gebruik worden gemaakt van hoge resolutie camera's, zodat onderscheid kan worden gemaakt tussen locaties waar grondwater lokaal omhoog wordt gedrukt en locaties die geïnundeerd raken met oppervlaktewater. 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 hydrologische situatie en de mate waarin de kraggen verankerd zijn aan de ondergrond.

8 De praktijkproef

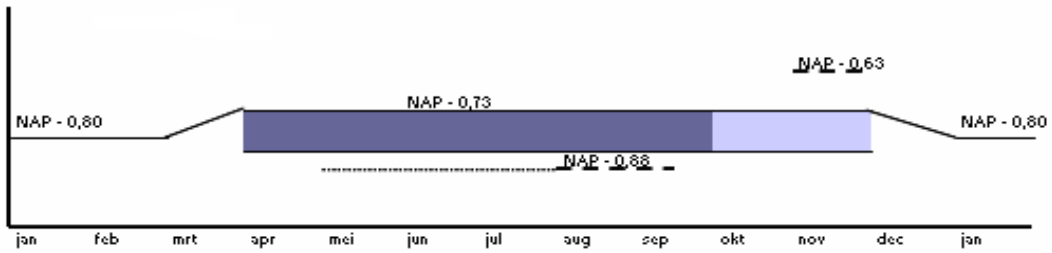
8.1 Inleiding en methoden

8.1.1 Onderzoekslocaties

In zowel De Wieden als De Weerribben is tussen 2008 en 2011 de waterstand gemanipuleerd in proefgebieden (Figuur 8.1). In De Wieden werd de peilfluctuatie in het Kiersche Wiede uitgevoerd, met een verhoging van 17 cm tot -0,63 m NAP in de winter (november) voor tien dagen, en een uitzakking van 8 cm tot -0,88 m NAP in de zomer (juli) voor tien dagen (Figuur 8.2). In De Weerribben waren twee gebieden in vak 60 beschikbaar. In het eerste gebied werd hetzelfde peilbeheer als in het Kiersche Wiede uitgevoerd. In het tweede gebied werd een extremere situatie getoetst, namelijk 2 maanden durende verhogingen en verlagingen van het peil in respectievelijk de winter (november t/m januari) en de zomer (juli t/m september).



Figuur 8.1. Ligging van de meetlocaties in de controle- en proefgebieden in De Weerribben (links) en De Wieden (rechts)



Figuur 8.2. Voorgesteld 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 controle-gebieden, waar het vaste peil gehandhaafd bleef, 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 hoofd- en subtypen (Figuur 8.3):

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 Gewoon puntmos (**Pm**)
    - Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata* Loeske)
3. Relatief basenrijke veenmoskragge (**Vm+**)
    - Glanzend veenmos en/of Sparrig veenmos (*Sphagnum subnitens* Russow & Warnst. & *Sphagnum teres* Ångstr.)
    - Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre* L.) met Moerasvaren (*Thelypteris palustris* Schott)
4. Basenarme veenmoskragge (**Vm**)
    - Gewoon veenmos en/of Fraai veenmos (*Sphagnum palustre* & *fallax* Klinggr.) zonder Moerasvaren
5. Veenheide
    - met o.a. Gewone dopheide (*Erica tetralix* L.) (**Vh**)
    - met Gewoon haarmos (*Polytrichum commune* Hedw.) (**Hm**)

Figuur 8.3. 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.

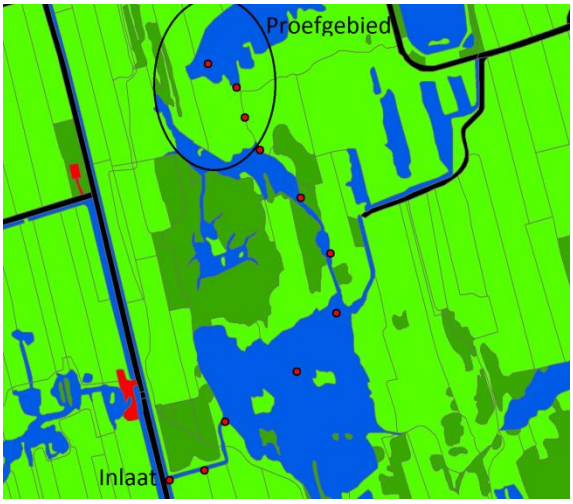
Hoewel zowel in de controle- als proefgebieden van De Wieden en De Weerribben een gradiënt van basenrijk trilveen naar verzuurde veenheides aanwezig was, waren de gebieden wel verschillend in vegetatie. Er is getracht om voor alle bovengenoemde hoofdtypen vijf meetlocaties te bemonsteren in de controle- en proefgebieden, waarbij de subtypen soms verschilden. In De Weerribben waren echter geen basenrijke kraggen met schorpioenmos aanwezig, en in De Wieden bevatte het controlegebied Groen schorpioenmos terwijl en het proefgebied Geel schorpioenmos bevatte. Ten slotte wordt de groep met relatief basenrijke veenmoskragge in De Wieden gevormd door het *Sphagnum teres-subnitens* type, en in De Weerribben door een moerasvarenrijk veenmosrietland.

8.1.2 Meetmethode en bemonstering

In de zomer (juni-juli) en winter (november-december) van 2008 is gestart met nulmetingen bij ieder van de 125 meetlocaties (5 meetlocaties voor 5 hoofdtypen in 3 proefgebieden en 2 controlegebieden). Om meer inzicht te krijgen in de kwaliteit van het oppervlaktewater zijn er tevens op 25 locaties (5 per meetgebied) oppervlaktewatermonsters genomen in sloten die onder hetzelfde peilregime stonden als de controle- of proefgebieden. In de winters van 2008 t/m 2011 en de zomers van 2009 t/m 2011 zijn op al deze locaties metingen verricht vlak voor en vlak na de peilverhoging of -verlaging. De metingen na de peilverandering werden steeds 21 dagen na de start van de peilverhoging of verlaging uitgevoerd, waarbij het elke keer eerst ongeveer een week duurde voordat het gewenste peil in de sloten werd bereikt. Keramische cups zijn gebruikt om op anaerobe wijze bodemvocht monsters te nemen uit de bovenste 10 cm van de bodem. Gedurende de winters van 2010 en 2011 zijn in De Wieden tevens monsters uit de moslaag (1 cm diepte) genomen. Vanaf 2009 zijn er tijdens de peilverhoging in de winter ook monsters genomen van het bovenstaande oppervlaktewater, als er tenminste inundaties optraden.

Voor een aantal verschillende raaien in de controle- en proefgebieden van De Wieden en De Weerribben, is tussen 2008 en 2010 met een prikstok het elektrisch geleidend vermogen (EGV) op een aantal dieptes in de kragge bepaald (van Wirdum 1991), waarbij de waarden tijdens de meting automatisch gecorrigeerd zijn naar EGV-waarden bij 25 ºC. De raaien in De Wieden zijn opgenomen door het ecologisch adviesbureau Altenburg & Wymenga (Jager *et al.* 2011b).

In de winter van 2011 zijn er vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhoging extra oppervlaktewater monsters genomen in het Kiersche Wiede. Deze monsters zijn genomen over een gradiënt vanaf het relatief eutrofe inlaatpunt van het Kiersche Wiede, dat op ongeveer 1,5 km afstand van het proefgebied ligt, naar een aantal meertjes en slootjes tot de uiteindelijke doelvegetaties die 4 jaar lang in het proefgebied is gevolgd (Figuur 8.4). Met behulp van deze gegevens is gekeken of de afstand tot een eutroof inlaatpunt invloed heeft op de effecten van een meer flexibel peilregime.



Figuur 8.4. Meetlocaties van oppervlaktewater in het Kiersche Wiede over een gradiënt van het inlaatpunt naar de doelvegetatie in het proefgebied.

In het veld zijn de EGV, pH en alkaliniteit van alle 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 alle andere relevante en sturende chemische variabelen bepaald, namelijk de concentraties aan Ca, Mg, Cl, K, Fe, Al, SO_4, NH_4, NO_3 en PO_4. In de zomer van 2008 zijn ook de sulfideconcentraties in het bodemvocht gemeten. Deze lagen in vrijwel alle gevallen onder de detectielimiet en worden verder niet besproken.

Vanaf de winter van 2009 zijn voor alle 125 meetlocaties de waterstanden t.o.v. het maaiveld bepaald. Dit is vlak voor, tijdens en vlak na de peilwisselingen gedaan. 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 lagen. 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 basenrijke 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 (Vorenhout *et al.* 2011).

In de zomers van 2008 en 2011 zijn er vegetatieopnames gemaakt van ongeveer 40 PQ's, die evenredig waren verdeeld over de verschillende controle- en onderzoeksgebieden in De Wieden en De Weerribben. In een vlak van 2x2 m zijn mossen en hogere planten opgenomen. De opnames in 2008 kunnen als nulmeting worden gebruikt, omdat de opname zijn uitgevoerd voordat het peil werd gewijzigd. In 2008 zijn er tevens op alle meetlocaties in De Wieden bladmonsters van Wateraardbei (*Potentilla palustris* L.) en/of Tormentil (*Potentilla erecta* L.) genomen, zodat de totaal concentraties in het bladmateriaal konden worden bepaald na een totaal destructie. Met behulp van N/P ratio's is gekeken welk nutriëntwaarschijnlijk limiterende was in de verschillende vegetatietypen (Koerselman & Meuleman 1996; Olde Venterink *et al.* 2003; Güsewell 2004).

8.1.3 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 statische 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.

8.2 De nulsituatie

Geen verschillen tussen controle- en proefgebieden

In beide gebieden is er geen significante verschil tussen 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 8.1). Allereerst 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 (van Wirdum 1979, 1991), wat overeenkomt met onderzoek dat eerder is uitgevoerd in de omgeving van de onderzoekspercelen in De Weerribben (Groeneweg & van Wirdum 2004). Ook de Fe en Al-concentraties blijken significant hoger te zijn in de onderzoeksgebieden van De Wieden, terwijl de K en SO_4-concentraties juist hoger zijn in De Weerribben.

Verder blijken de NH_4, NO_3 en orthofosfaatconcentraties (verder aangeduid als PO_4-concentraties) in het bodemvocht niet significant te verschillen tussen de onderzoeksgebieden(Tabel 8.1). Beide gebieden laten lage concentraties zien. In NW-Overijssel zijn de PO_4-concentraties relatief laag vergeleken met West-Nederland (o.a. 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 (o.a. Kooijman 1992).

Tabel 8.1. 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 (µmol l^{-1})	602 (504)	508 (793)	610 (459)	410 (499)
EGV (µS cm^{-1}) [1]	232 (100)	251 (124)	134 (68)	113 (71)
Ca (µmol l^{-1}) [1]	486 (258)	379 (371)	287 (171)	194 (214)
Mg (µmol l^{-1}) [1, 2]	100 (44)	143 (109)	65 (34)	59 (51)
K (µmol l^{-1}) [1, 2]	5,4 (6,9)	48,1 (54,7)	13,6 (38,3)	73,9 (56,1)
Na (µmol l^{-1}) [1, 2]	497 (222)	655 (282)	384 (170)	273 (128)
Cl (µmol l^{-1}) [1, 2]	739 (303)	683 (297)	389 (156)	308 (121)
Al (µmol l^{-1}) [1, 2]	3,06 (2,59)	1,46 (0,90)	1,80 (2,09)	1,06 (0,88)
Fe (µmol l^{-1}) [1, 2]	10,8 (12,6)	4,2 (5,08)	21,7 (34,6)	6,9 (13,3)
SO_4 (µmol l^{-1}) [1, 2]	246 (339)	291 (387)	38 (37)	61 (53)
NH_4 (µmol l^{-1}) [1]	11,8 (2,9)	18,4 (7,7)	2,2 (1,0)	2,4 (0,8)
NO_3 (µmol l^{-1}) [1]	5,4 (1,5)	4,0 (1,4)	0,6 (0,3)	0,6 (0,5)
PO_4 (µmol 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 het EGV ook lager is (Tabel 8.1). 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.

Tijdens de zomer wordt er ook een kleine, maar significante, verhoging van PO_4-concentraties gemeten in De Wieden. Daarnaast worden in de zomer tevens verhoogde NO_3 en NH_4-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.

Wel verschillen tussen de vegetatiegroepen

Kraggen met Gewoon haarmos, veenheide en veenmos hebben vrijwel overal significant lagere pH-waardes en alkaliniteiten dan kraggen met basenrijke veenmossen, puntmos en/of schorpioenmos (Tabel 8.2). Door het wegvallen van de aanvoer van basenrijk water, in combinatie met interne zuurproductie door afbraak, oxidatie en veenmos groei, neemt het zuurbufferend 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 Gewoon haarmos in De Weerribben daalt de pH in de zomer tot onder de 4.

Tabel 8.2. pH en alkaliniteit (alk) tijdens de nulmetingen in de winter en zomer in De Wieden en De Weerribben. A, B en C verschillen significant tussen vegetatiegroepen (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Gewoon haarmos.

	GeS / GrS	Pm	Vm+	Vm	Vh	Hm
pH zomer						
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)A	3,67 (0,23)A
pH winter						
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)A	4,35 (0,16)A
Alkaliniteit zomer (mmol l^{-1})						
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
Alkaliniteit winter (mmol l^{-1})						
Wieden – Controle	1,22 (0,33)B	1,12 (0,46)A	0,32 (0,09)A	0,26 (0,02)A	0,10 (0,10)A	-
Wieden – Proef	0,51 (0,20)A	0,85 (0,49)A	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)A	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)A	0,07 (0,05)A	0,05 (0,05)A	0,03 (0,00)A

Uit tabel 8.3 blijkt dat locaties met schorpioenmossen vooral P-gelimiteerd zijn, met N/P-ratio's van 14-19. Dit is in overeenstemming met eerder uitgevoerde onderzoeken (Kooijman & Paulissen 2006; Kooijman & Hedenäs 2009). In verzuurde veenmosvegetaties is de N/P-ratio significant lager met waardes van 10-13, en lijkt de vegetatie vooral N-gelimiteerd te zijn.

Tabel 8.3. 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})*
Controle				
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
Proef				
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

8.3 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de kraggedynamiek

8.3.1 Peilverhoging in de winter

De voorgestelde peilverhogingen in de winter van ongeveer 17 cm zal in de werkelijkheid regelmatig kunnen optreden. Door de beperkte periode waarin deze peilverhoging mag optreden, zal het echter niet elk jaar gebeuren (Waterschap Reest en Wieden 2004). Tussen 2008 en 2011 leidde de verhogingen van de waterstand in de winter tot inundaties in het Kiersche Wiede (Figuur 8.5). 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 8.7 en 8.9). Hierdoor trad in het Kiersche Wiede vrijwel overal inundatie op, behalve bij hoger liggende zandruggen die in het gebied liggen (Figuur 8.10). In het controlegebied, waar geen waterpeil verhoging optrad, bleven de waterstanden gedurende dezelfde periode constant en stond er alleen water op locaties met Groen schorpioenmos. Een toestand die een aantal keer per jaar blijkt op te treden.

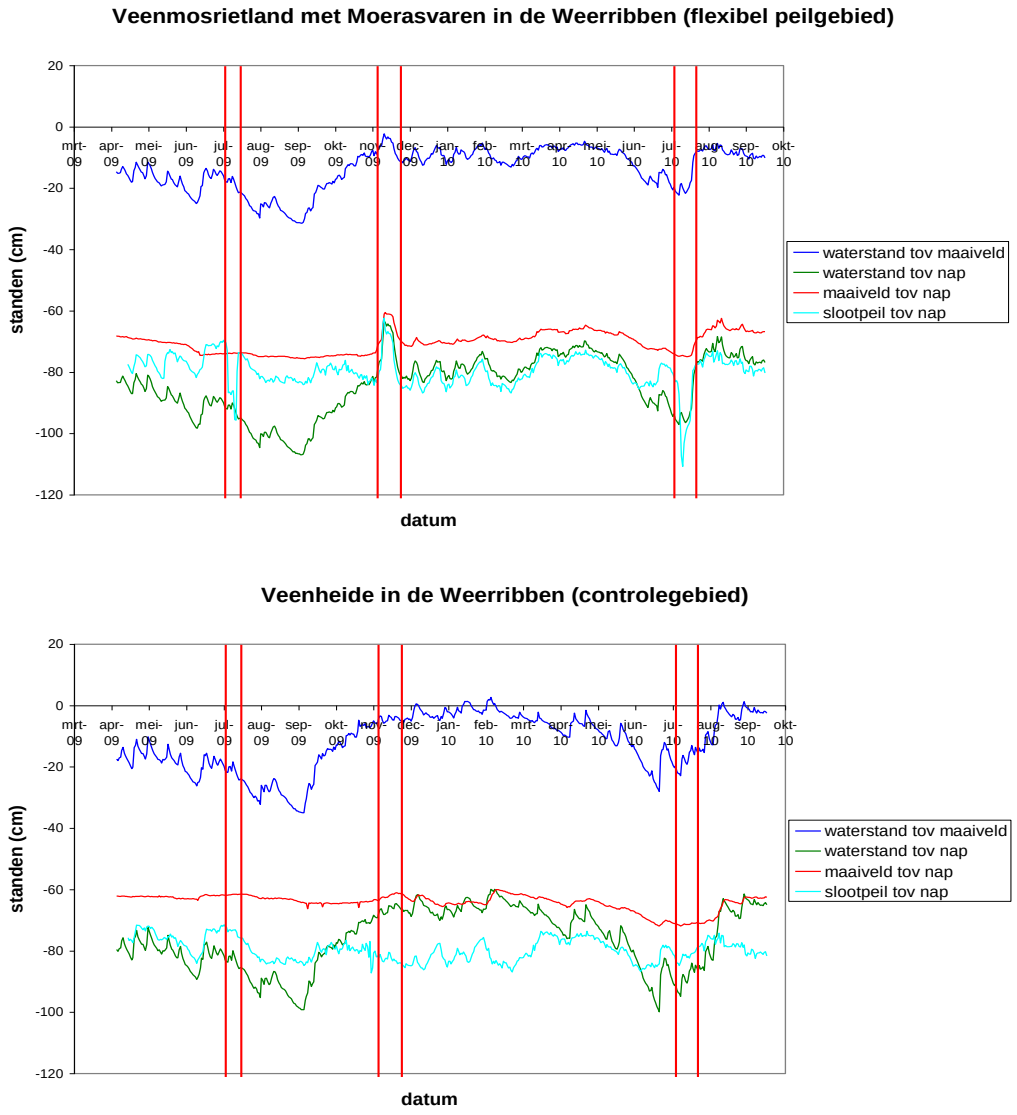
Peilverhoging in de winter blijkt niet overal tot inundatie te leiden (Figuur 8.5). Uit metingen van de waterstanden in 2009 en 2010 blijkt dat er in vak 60 van De Weerribben sprake is van meedrijvende kraggen, waardoor er geen inundaties optreden (Figuren 8.6 en 8.8). In de sloten werd een bruto waterstandstijging 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. 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. Inundatie trad zelfs niet op tijdens een extra hoge peilverhoging van ongeveer 25 cm in november 2012.

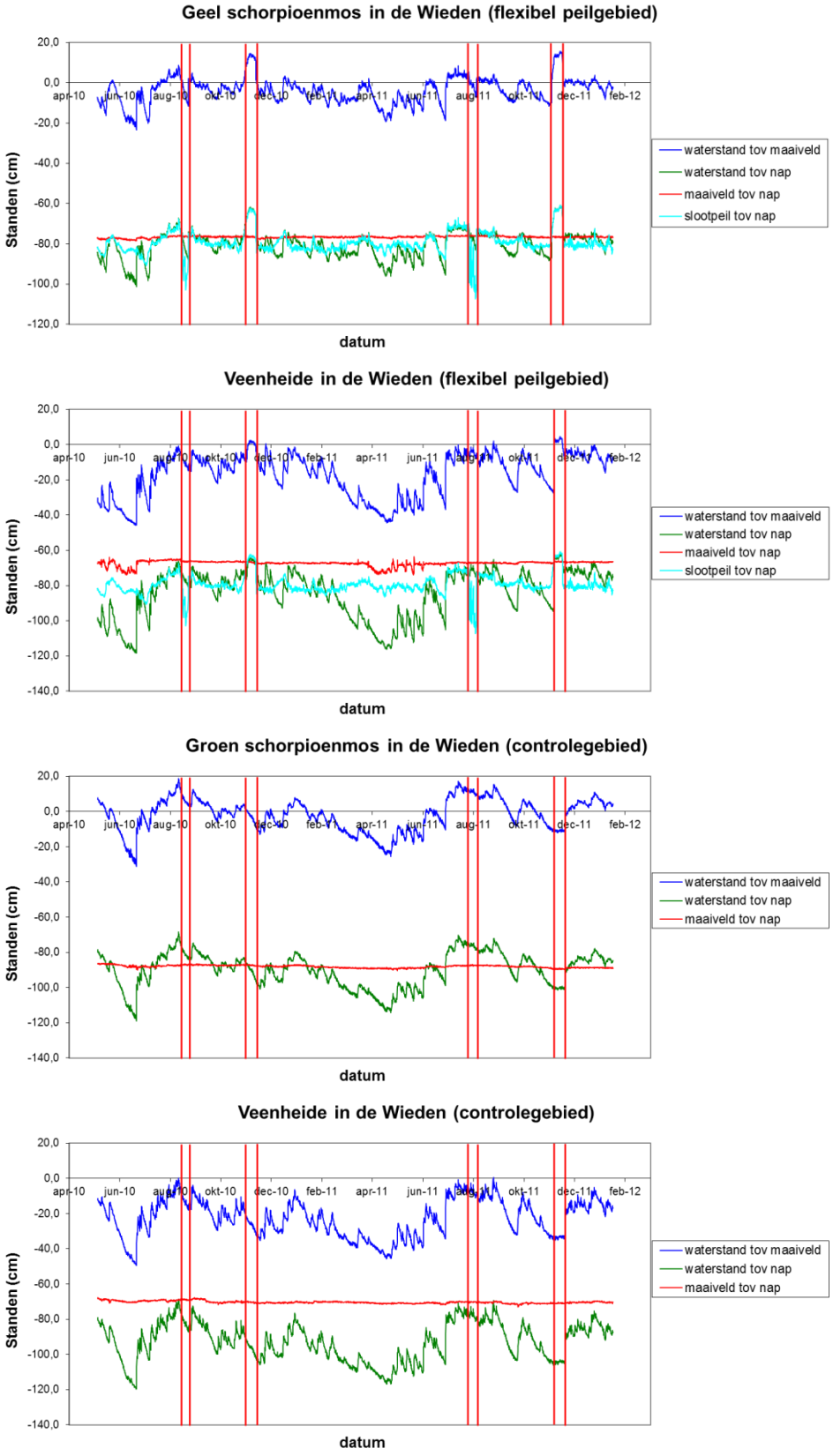
Figuur 8.5. Gevolgen van de peilverhoging in het Kiersche Wiede (bovenste 2 foto's) en in vak 60 van De Weerribben (onderste foto) in december 2008.

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

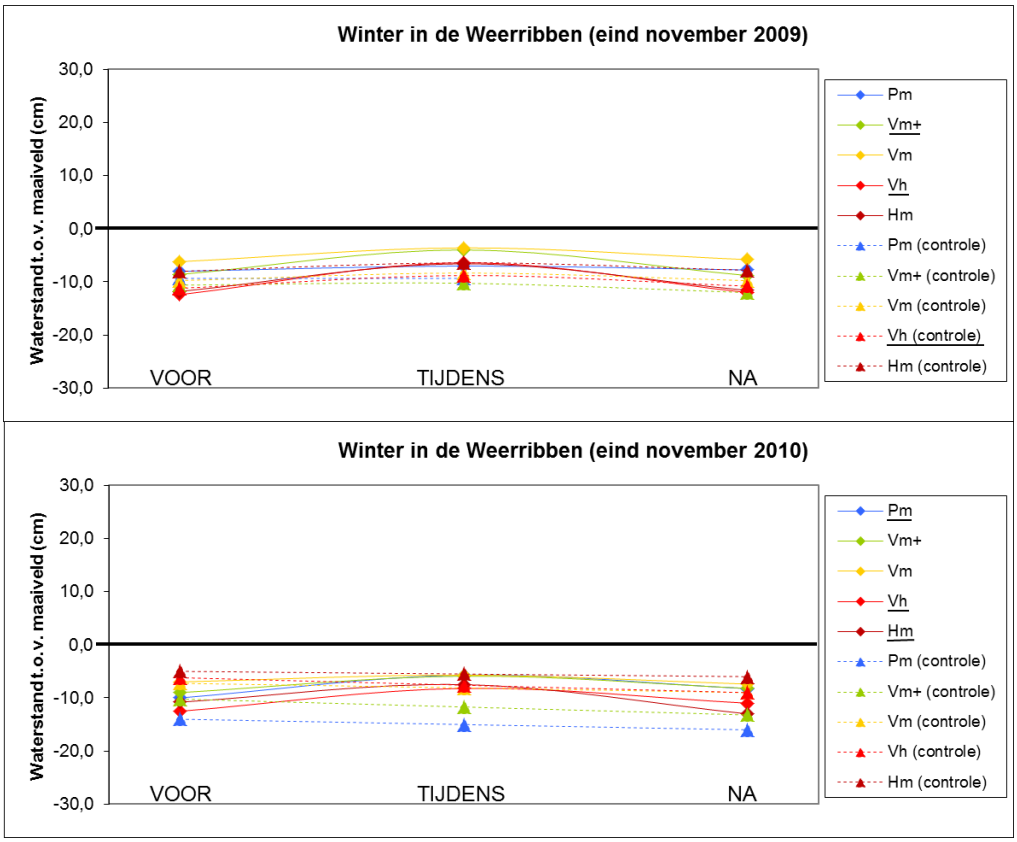
(Figuren 8.7 en 8.9). Uit bodemkernen die in de zomer van 2010 in het Kiersche Wiede en De Weerribben zijn genomen, blijkt dat rhyzomen van Holpijp (*Equisetum fluviatile* L.) en vooral Riet (*Phragmites australis* Steud.) het veen in het Kiersche Wiede verankeren. Verschillen in dichtheid en structuur van het veen spelen hierbij waarschijnlijk ook een rol. Van Wirdum (1991) vermeld 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.



Figuur 8.6. 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).

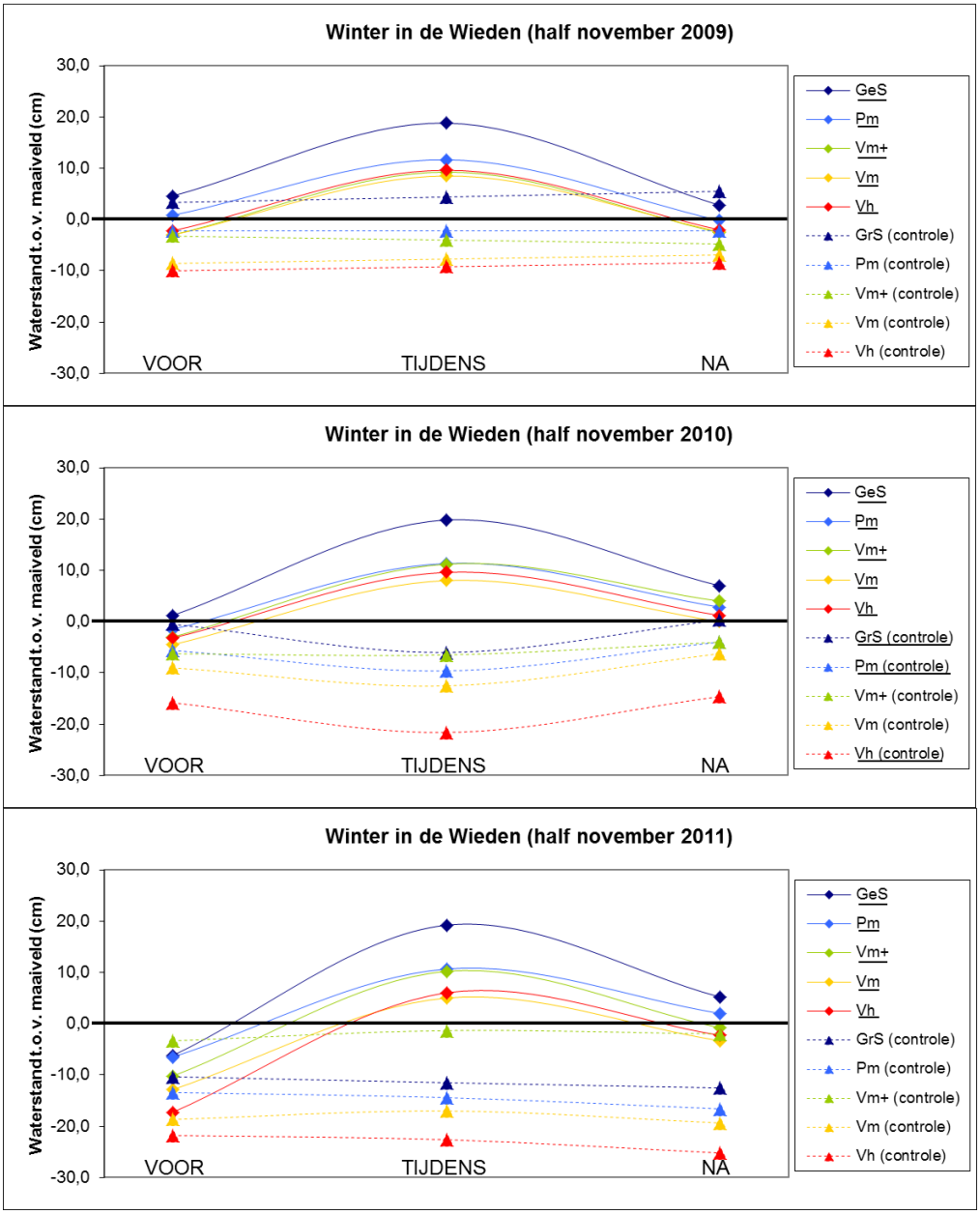


Figuur 8.7. Water- en kraggestanden in het peilproefgebied, waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt, en controlegebied van De Wieden. De verticale rode lijnen geven het moment aan waarop het peil in de sloten van het peilproefgebied zijn verlaagd (juli 2010 en 2011) en verhoogd (november 2010 en 2011).

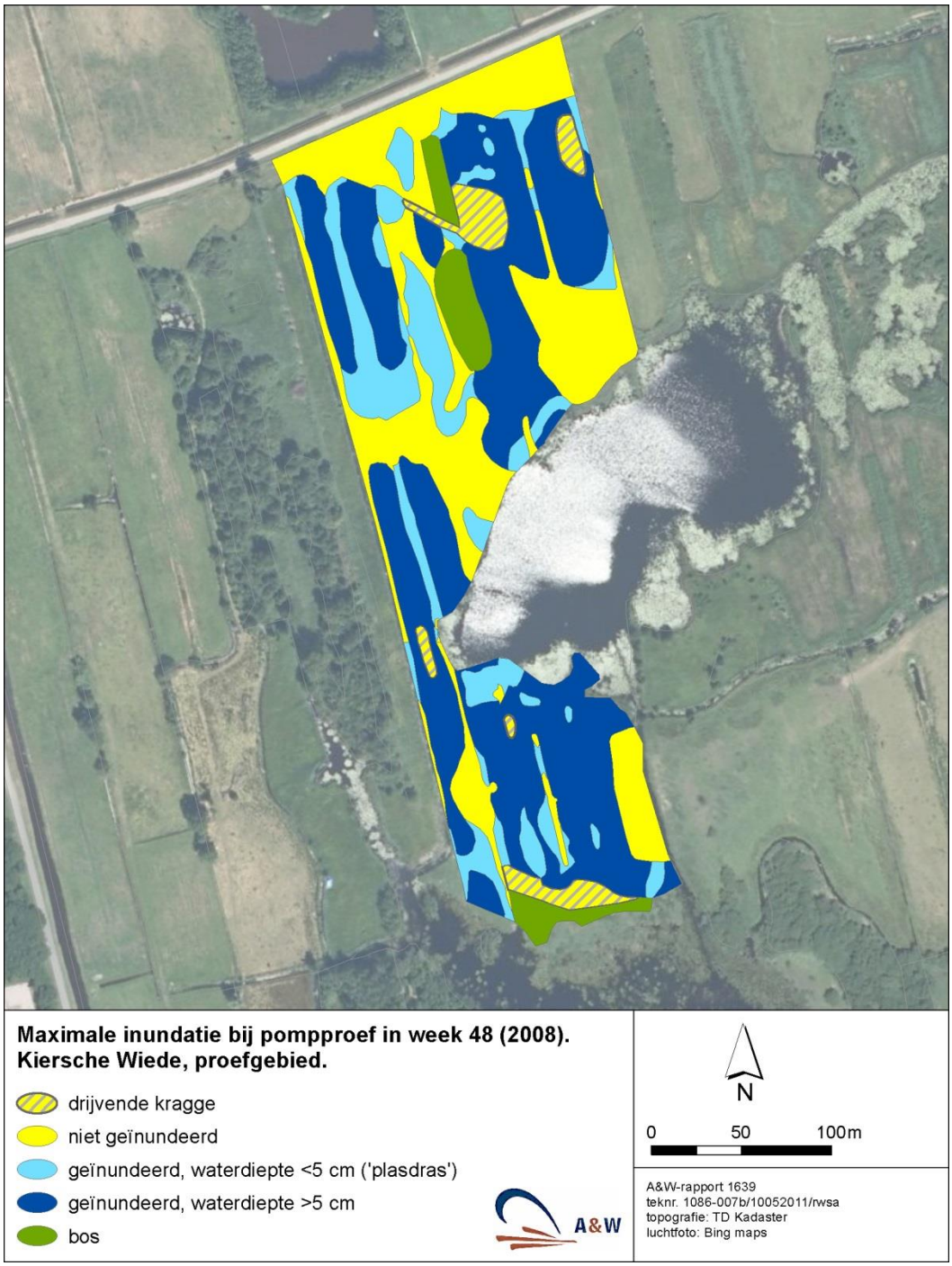


Figuur 8.8. Waterstanden in De Weerribben vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhoging in controle- en proefgebieden gedurende de winters van 2009 en 2010. Voor het proefgebied zijn de waterstanden gegeven van het gebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Voor alle vegetatiegroepen gold dat er voordat het peil werd opgezet geen significante verschillen in waterstand waren tussen het controle- en proefgebied. Met behulp van een GLM-RM is per vegetatiegroep uitgerekend of een van de meetmomenten significant verschilt, waarbij vegetatiegroepen met significante verschillen in de legenda zijn onderstreept ($p < 0,01$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = gewoon haarmos.

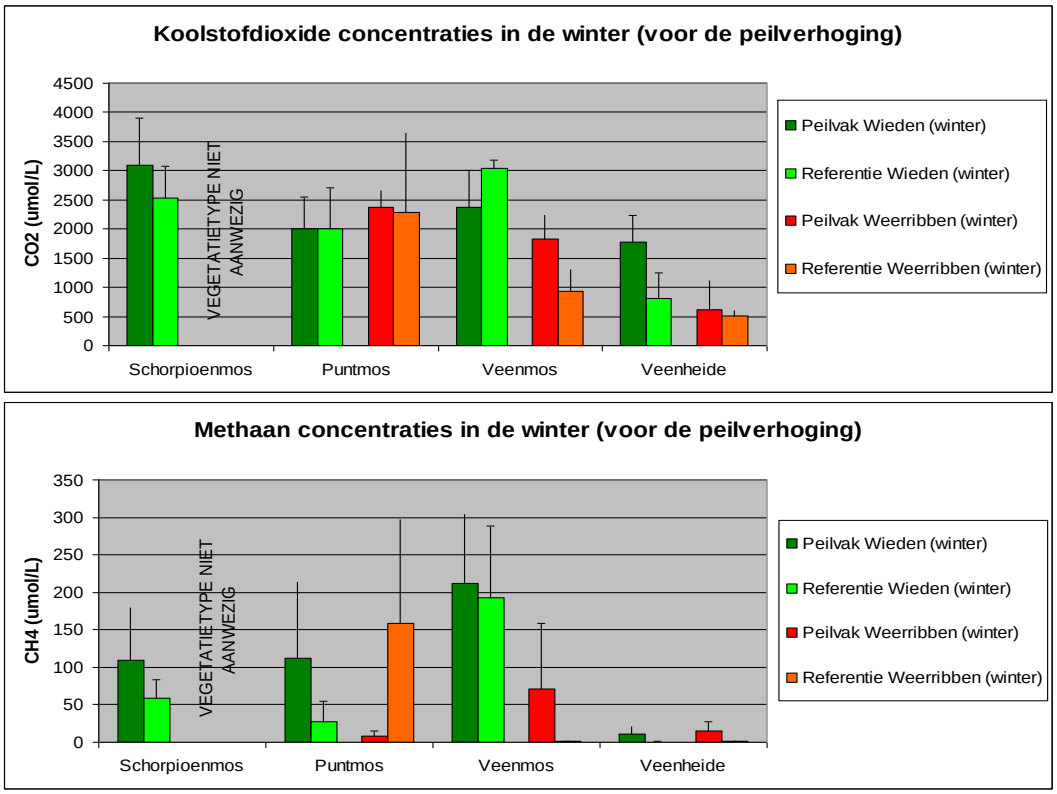
Een andere factor die in theorie het verschil in respons op de waterpeil-verhoging tussen de onderzoeksgebieden in De Wieden en De Weerribben zou kunnen verklaren is een verschil in CH_4-concentraties in het bodemvocht van de kraggen (Lamers *et al.* 1999; Scott *et al.* 1999; Tomassen *et al.* 2003). Methaan lost slecht op, in tegenstelling tot bijvoorbeeld kooldioxide, en vormt gasbellen in het veen die voor opzwelling en drijfvermogen kunnen zorgen. Methaan lijkt echter geen rol van betekenis te spelen (Figuur 8.11). In De Weerribben, waar het veen meer opzwelt en blijft drijven, zijn de CO_2 en CH_4-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 CH_4-concentraties van 400 µmol l^{-1} of hoger (Tomassen *et al.* 2003; Loeb *et al.* 2007), wat in De Wieden en De Weerribben niet wordt gehaald.



Figuur 8.9. Waterstanden in De Wieden vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhoging in controle- en proefgebieden gedurende de winters van 2009, 2010 en 2011. Voor de meeste vegetatie-groepen gold dat er voordat het peil werd opgezet geen significante verschillen in waterstand waren tussen het controle- en proefgebied. In 2009 en 2010 hadden de veenheide- en veenmoslocaties in het controlegebied wel een significant lagere waterstand voor de peilverhoging dan in het proefgebied. Met behulp van een GLM-RM is per vegetatiegroep uitgerekend of een van de meetmomenten significant verschilt, waarbij vegetatiegroepen met significante verschillen in de legenda zijn onderstreept (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, en Vh = Veenheide.



Figuur 8.10. Maximale inundatie in het Kiersche Wiede tijdens de peilverhoging in de winter van 2008 (Jager et al. 2011b).

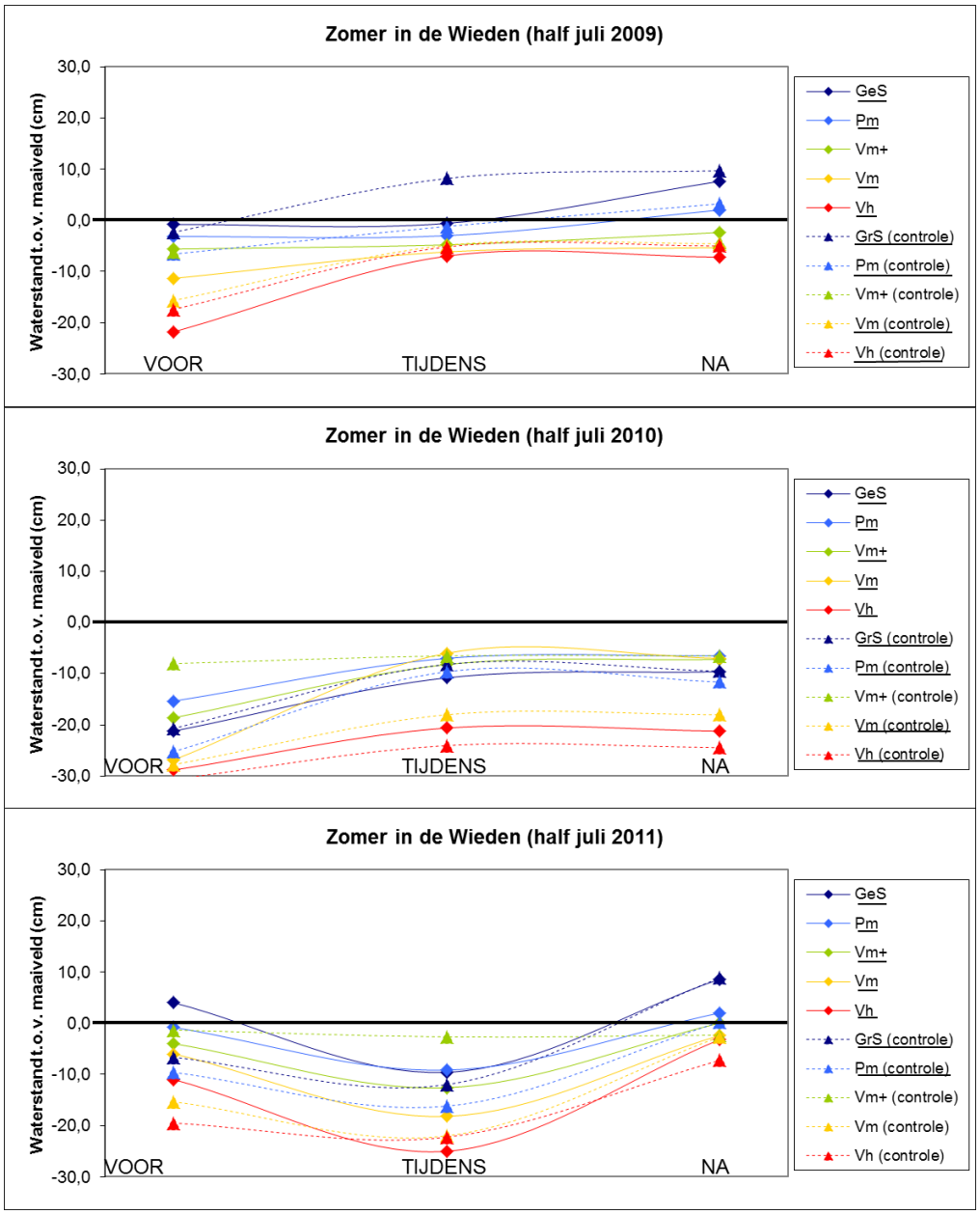


Figuur 8.11. CH_4 en CO_2-concentraties in het bodemvocht van controle- en proefgebieden in De Wieden en De Weerribben. De monsters zijn in de winter van 2009 (voor de peilverhoging) op 10 cm diepte genomen.

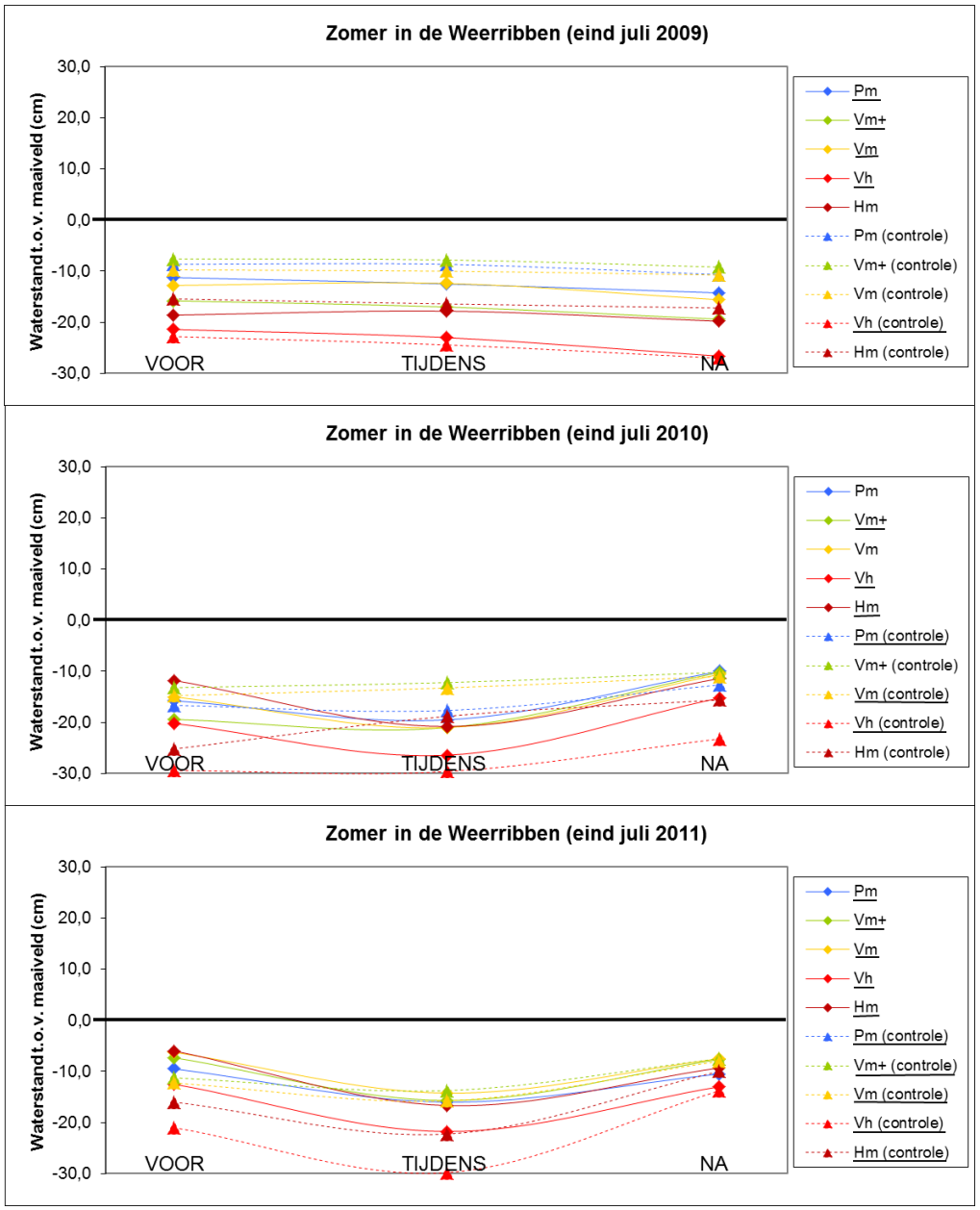
8.3.2 Peilverlaging in de zomer

Uit een analyse van de waterinlaat over de periode 2000 tot 2005 blijkt dat het uitzakken van het peil in de praktijk slechts incidenteel zal voorkomen, omdat het waterpeil al weer binnen een week via neerslag terug moet zijn op het oude peil (Waterschap Reest en Wieden 2004). Daarnaast blijkt dat kort durende peilverlagingen van 1 week vaak weinig invloed hebben op de waterstand in kraggen of bodems (o.a. van Doorn *et al.* 2012). Zij tonen ook aan dat de invloed zelfs na 1 maand van peilverlaging nog beperkt is, en dat de invloed slechts beperkt blijft tot een smalle zone van enkele meters langs het oppervlaktewater. Toch is getracht om ook de mogelijke effecten van peilverlagingen te bepalen.

De proefgebieden in De Wieden en De Weerribben lijken ook tijdens de peilverlagingen in de zomer verschillend te reageren, waarbij het weer een belangrijke en complicerende factor speelde. Zowel in 2009 als 2010 vond de peilverlaging in het Kiersche Wiede plaats tijdens een relatief natte periode. Hoewel het slootpeil in het Kiersche Wiede met ongeveer 10 cm was verlaagd, werd de waterstand in de kragge door de hoge regenval hoger i.p.v. lager (Figuur 8.12). Gedurende beide jaren trad deze verhoging van de waterstand in de kraggen echter niet alleen in het proefgebied op, maar ook in het controlegebied. In 2009 kwamen locaties met Groen schorpioenmos en Gewoon puntmos zelfs onder water te staan in het controlegebied.



Figuur 8.12. Waterstanden vlak voor, tijdens en vlak na de peilverlaging in de zomers van 2009, 2010 en 2011 in de controle- en proefgebieden van De Wieden. 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 vegetatie-groepen met significante verschillen in de legenda zijn onderstreept ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.



Figuur 8.13. Waterstanden vlak voor, tijdens en vlak na de peilverlaging in de zomers van 2009, 2010 en 2011 in de controle- en proefgebieden van De Weerribben. Voor het proefgebied zijn de waterstanden gegeven van het gebied 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 meetmoment significant verschilt t.o.v. een ander meetmoment, waarbij vegetatiegroepen met significante verschillen zijn onderstreept ($p < 0,01$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Gewoon haarmos.

In 2011 was het wel droog tijdens de gemanipuleerde peildaling in het Kiersche Wiede. Uit figuur 8.12 blijkt dat de waterstanden in de kraggen toen wel significant daalde met ca. 10 cm bij alle vegetatiegroepen, terwijl dit vrijwel niet gebeurde in het controlegebied. Uiteindelijk viel er in 2011 zeer veel neerslag op het moment dat de waterstanden werden teruggezet naar het reguliere peil. De waterstanden in de kraggen stegen snel, waardoor de waterstanden bij de nameting van 2011 hoger waren dan bij de voormeting. Ook in het controlegebied waren de nametingen in 2011 verhoogd, waardoor vooral locaties met Groen schorpioenmos onder water kwamen te staan.

In de vastgegroeide kraggen van het Kiersche Wiede blijkt de waterstand in de kraggen dus sterker te worden beïnvloed door het weer dan door de gemanipuleerde slootpeilen. Dit wordt ondersteund door figuur 8.7, waaruit blijkt dat natuurlijke dalingen van het slootpeil tijdens droge periodes inderdaad leiden tot verlaagde waterstanden in de kraggen.

In De Weerribben leidde de peilverlagingen in de zomers van 2009, 2010 en 2011 daadwerkelijk op veel locaties tot een significante daling van de waterstand in de kragge (Figuur 8.13). Bij vrijwel alle vegetatiegroepen, zelfs bij de relatief basenrijkere locaties met Gewoon puntmos, stond het peil al vóór de peilverlaging meer dan 10 cm onder het maaiveld. De bovenste (wortel)zone van de bodem was dus in alle gevallen al droog voordat het peil werd verlaagd. In een droge periode in 2009 ging de waterstand in de kraggen slechts enkele centimeters omlaag. In het extremere peilvak van De Weerribben, waar de peilverlaging twee maanden duurde in plaats tien dagen, zakte de waterstanden in de kraggen ook slechts 2-4 cm. Door capillaire opstijging leidt deze kleine daling mogelijk niet eens tot een verlaagd vochtgehalte in de wortelzone. In 2010 en 2011 lijken de dalingen van de waterstanden in de kraggen groter te zijn, vooral bij locaties met veenheide of Gewoon haarmos. Tijdens deze periodes dalen de waterstanden in controle-gebieden ook significant, waardoor een gedeelte van de daling waarschijnlijk moet worden toegeschreven aan het droge weer i.p.v. aan de peildaling in de sloten. Ook bij drijvende kraggen speelt het weer dus een belangrijke rol.

8.4 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de buffercapaciteit en pH

Door peilfluctuaties kunnen de pH en alkaliniteit op verschillende manieren worden beïnvloed. Door aanvoer van basenrijk 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 die onder anaerobe omstandigheden tot alkalinisatie kunnen leiden, zijn (Stumm & Morgan 1996):

1. $5CH_2O + \mathbf{4NO_3^-} \rightarrow \mathbf{5HCO_3^-} + 2N_{2(g)} + 2H_2O + H^+$ (Denitrificatie)
2. $2CH_2O + \mathbf{NO_3^-} + H_2O \rightarrow \mathbf{2HCO_3^-} + \mathbf{NH_4^+}$ (Nitraatreductie)
3. $CH_2O + \mathbf{4Fe(OH)_{3(s)}} \rightarrow \mathbf{HCO_3^-} + \mathbf{4Fe^{2+}} + 7OH^- + 3H_2O$ (Productie Fe(II))
4. $2CH_2O + \mathbf{SO_4^{2-}} \rightarrow \mathbf{2HCO_3^-} + \mathbf{HS^-} + H^+$ (Sulfaatreductie)
5. $2CH_2O \rightarrow \mathbf{CH_4} + CO_2$ (Methaanfermentatie)

De alkaliniteit hangt verder af van een aantal variabelen. In ieder geval is het evenwicht van bicarbonaat met de hoeveelheid calcium en zuur in de bodem en het water van groot belang, maar ook de samenstelling van het adsorptiecomplex is belangrijk (Stumm & Morgan 1996):

6. $CaCO_{3(s)}$ + $\mathbf{H^+}$ ↔ $\mathbf{Ca^{2+}}$ + $\mathbf{HCO_3^-}$
7. $\mathbf{HCO_3^-}$ + $\mathbf{H^+}$ ↔ H_2O + $CO_{2(g)}$
8. •**Ca** + $\mathbf{2H^+}$ ↔ •**2H** + $\mathbf{Ca^{2+}}$ (• is het adsorptiecomplex van de bodem)

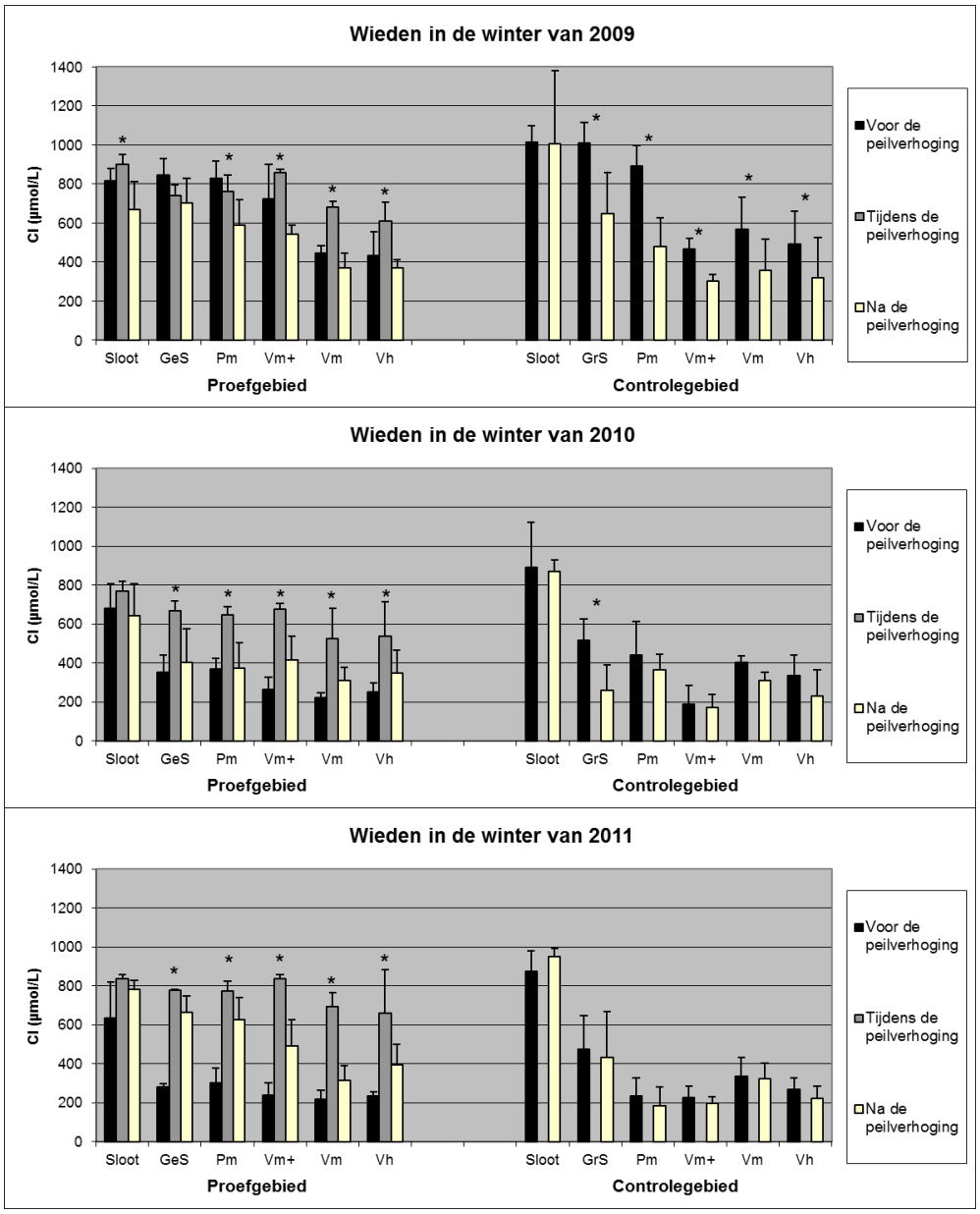
Bij de uitgangsituatie bleken er duidelijke verschillen in pH, alkaliniteit en IR te zijn tussen de vegetatiegroepen van beide gebieden. Deze verschillen blijven gedurende de proef met peilfluctuaties grotendeels in stand. In alle controle- en proefgebieden behielden de kraggen met veenheide en veenmos een significant lagere pH, alkaliniteit en IR dan kraggen met basenrijke veenmossen, Gewoon puntmos of schorpioenmos (Figuren 8.16 t/m 8.23).

8.4.1 Peilverhoging in de winter

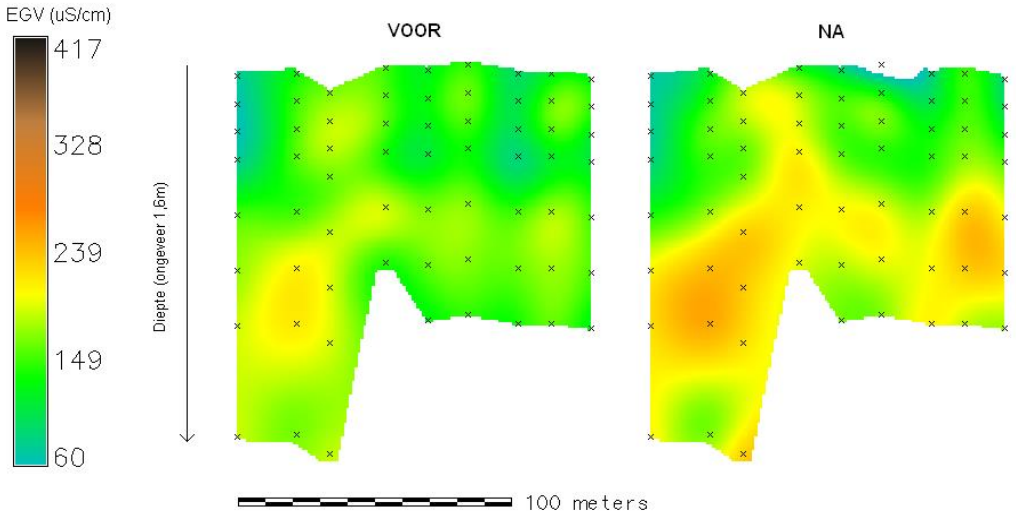
In het Kiersche Wiede zijn de Cl-concentraties in het bodemvocht, dat over het algemeen gezien wordt als een biologisch inerte tracer, niet toe- of afgenomen na de inundaties met relatief Cl-rijk oppervlaktewater in de winters van 2008, 2009 en 2010 (Figuur 8.14). Tijdens deze jaren is ook de ionenratio (IR) van het bodemvocht niet veranderd na de inundaties. Dit lijkt een indicatie dat er tijdens inundaties in deze winters geen infiltratie optrad van water uit de 'oppervlaktewaterdeken'. Voor de inundatie in 2009 geldt echter dat de verlaging van Cl-concentraties en IR-waardes tijdens de meetperiode in het controlegebied, terwijl dit niet is waargenomen in het proefgebied van het Kiersche Wiede, er mogelijk op wijzen dat er in 2009 toch enige infiltratie is opgetreden in de geïnundeerde kraggen van het Kiersche Wiede. Uit de Cl-concentraties en IR's blijkt verder dat er tijdens de inundatie in 2011 zeker wel infiltratie is opgetreden in kraggen met schorpioenmossen, Gewoon puntmos en basenrijke veenmossen. Dit komt waarschijnlijk doordat de waterstanden in de kraggen voor de peilverhoging in 2011 significant lager waren dan in de andere jaren, waardoor er "ruimte" was voor infiltratie van het bovenstaande oppervlaktewater (Figuur 8.9).

Het vrijwel niet optreden van infiltratie tijdens de peilverhogingen van 2009 en 2010 wordt ondersteund door prikstokmetingen die vlak voor en na de inundaties zijn uitgevoerd. De EGV-raaien laten zien dat het geïnundeerde water waarschijnlijk niet kon inzijgen (Figuur 8.15; Jager *et al.* 2011b). Het EGV in de bovenste 30 cm van de bodem bleef op de meeste locaties gelijk. Tevens bleken de EGV-verschillen tussen het Kiersche Wiede en het controlegebied niet te veranderen (Jager *et al.* 2011b). Ook dit is een indicatie dat het bovenstaande water moeilijk de bodem kan inzijgen tijdens de winter.

In 2009 leek het EGV op veel locaties echter wel toe te nemen vanaf ca. 60 cm diepte (Figuur 8.15; Jager *et al.* 2011b). Mogelijk leidt de peilverhoging tot laterale infiltratie van slootwater, zoals eerder al is waargenomen door Schouwenberg & van Wirdum (1998). De beperktere hydrologische weerstand onder de kragge zou er in dit geval voor kunnen zorgen dat er een stroming van mineraalrijk water onder de kragge kan ontstaan tijdens peilverhogingen, die vervolgens tijdens periodes met een neerslagtekort in de zomer kunnen leiden tot minerale aanrijking in de kraggen. Het is echter onduidelijk of dit proces een belangrijke rol speelt, omdat in 2009 een soortgelijk patroon ook in de controlegebieden wordt waargenomen. Daarnaast blijkt dat de EGV-verhoging op grotere diepte in 2010 niet optrad.



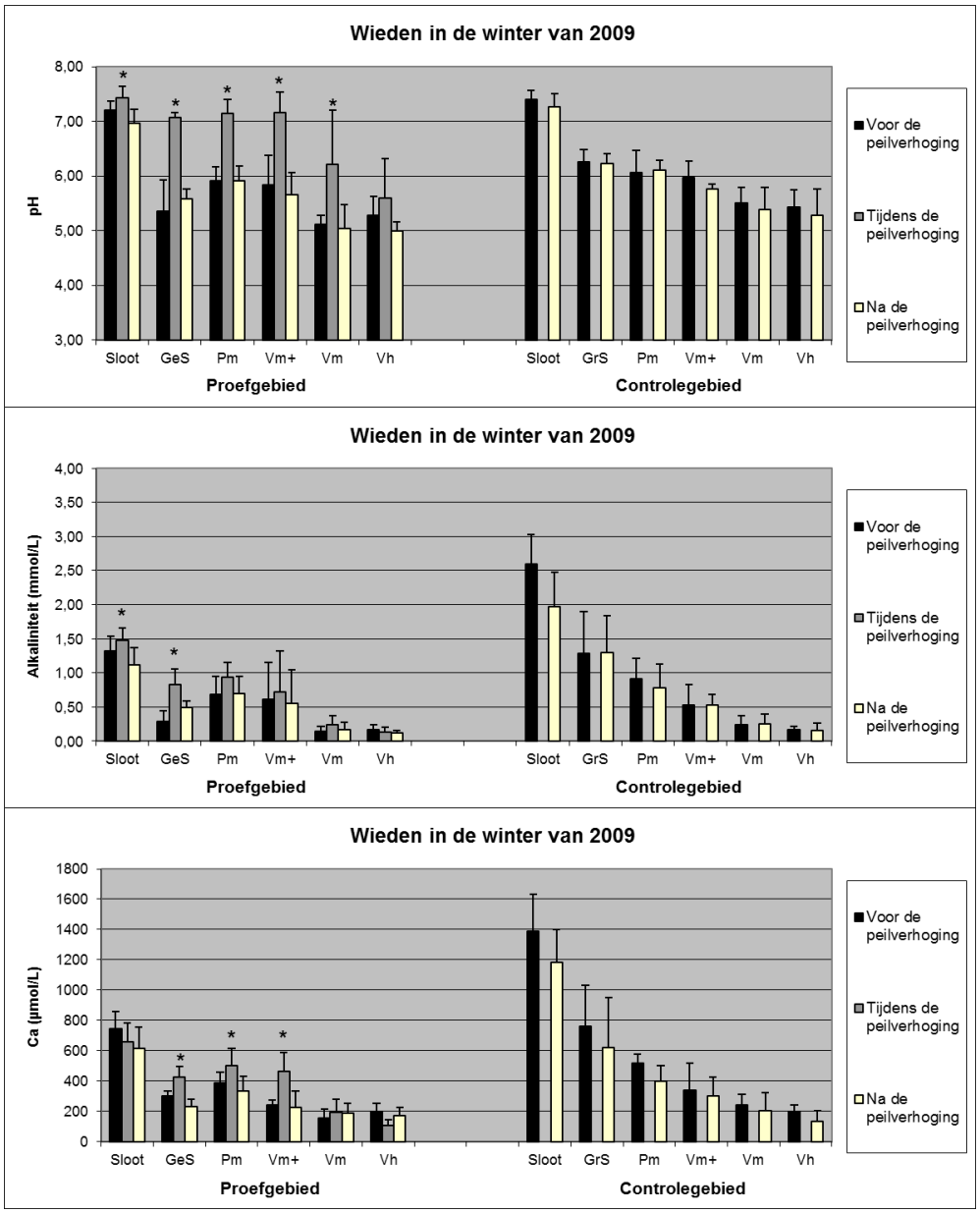
*Figuur 8.14. Cl-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 t/m 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*



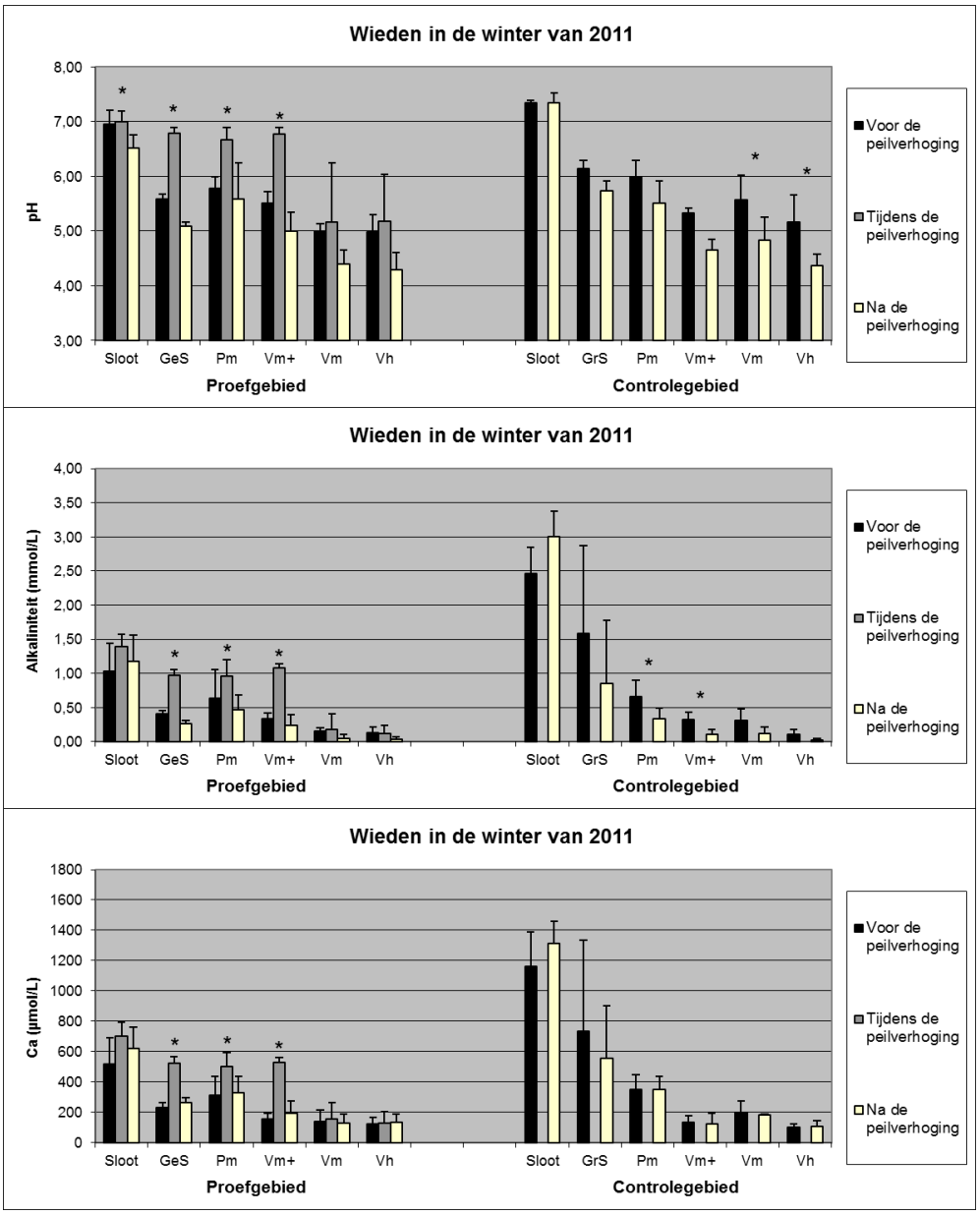
Figuur 8.15. Voorbeeld van een EGV-raai in het Kiersche Wiede, die vlak voor en na de peilverhoging van november 2009 gemeten is. Op de plekken met een kruisje is werkelijk gemeten. Met behulp van een kriging functie in GIS is de verdere interpolatie van de raai uitgevoerd. De raai is gemaakt door het ecologische onderzoeksbureau Altenburg & Wymenga. In Jager et al. (2011b) staan meer raaien afgebeeld, die een soortgelijk beeld laten zien.

Na de peilverhogingen waren de pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in het bodemvocht (10 cm diepte) niet verhoogd, zelfs niet in 2011 toen er wel enige infiltratie van het bovenstaande oppervlaktewater optrad (Figuren 8.16 en 8.17). Hoewel de pH en buffercapaciteit in 2010 ook niet in de moslaag (1 cm diepte) veranderde, leidde inundatie in 2011 wel tot een toename van het EGV en de Ca-concentraties in de moslaag van locaties met basenrijke veenmossen, puntmossen of schorpioenmossen (Figuur 8.19). In de gemonitorde jaren hebben peilverhogingen dus niet geleid tot een verhoging van de pH of buffercapaciteit op 10 cm diepte, en namen de Ca-concentraties in de moslaag alleen toe in 2011 toen er enige infiltratie van bovenstaand oppervlaktewater optrad.

Uit analyses van het bovenstaande oppervlaktewater blijkt echter dat de inundatie'deken' in het Kiersche Wiede een inhomogene samenstelling heeft gedurende alle jaren. De pH, alkaliniteit en Ca-concentraties vertonen een afname van de relatief basenrijke locaties met Geel schorpioenmos en Gewoon puntmos naar de meest geïsoleerde locaties met veenmosvegetaties en veenheide, terwijl de Na- en Cl-concentraties boven alle vegetaties hetzelfde zijn (Figuren 8.13, 8.14, 8.16 en 8.17). 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. 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 moeten worden uitgezocht door de omvang van het kationuitwisselingscomplex (CEC) en de basenverzadiging van de bodems te bepalen (van Wirdum 1992).

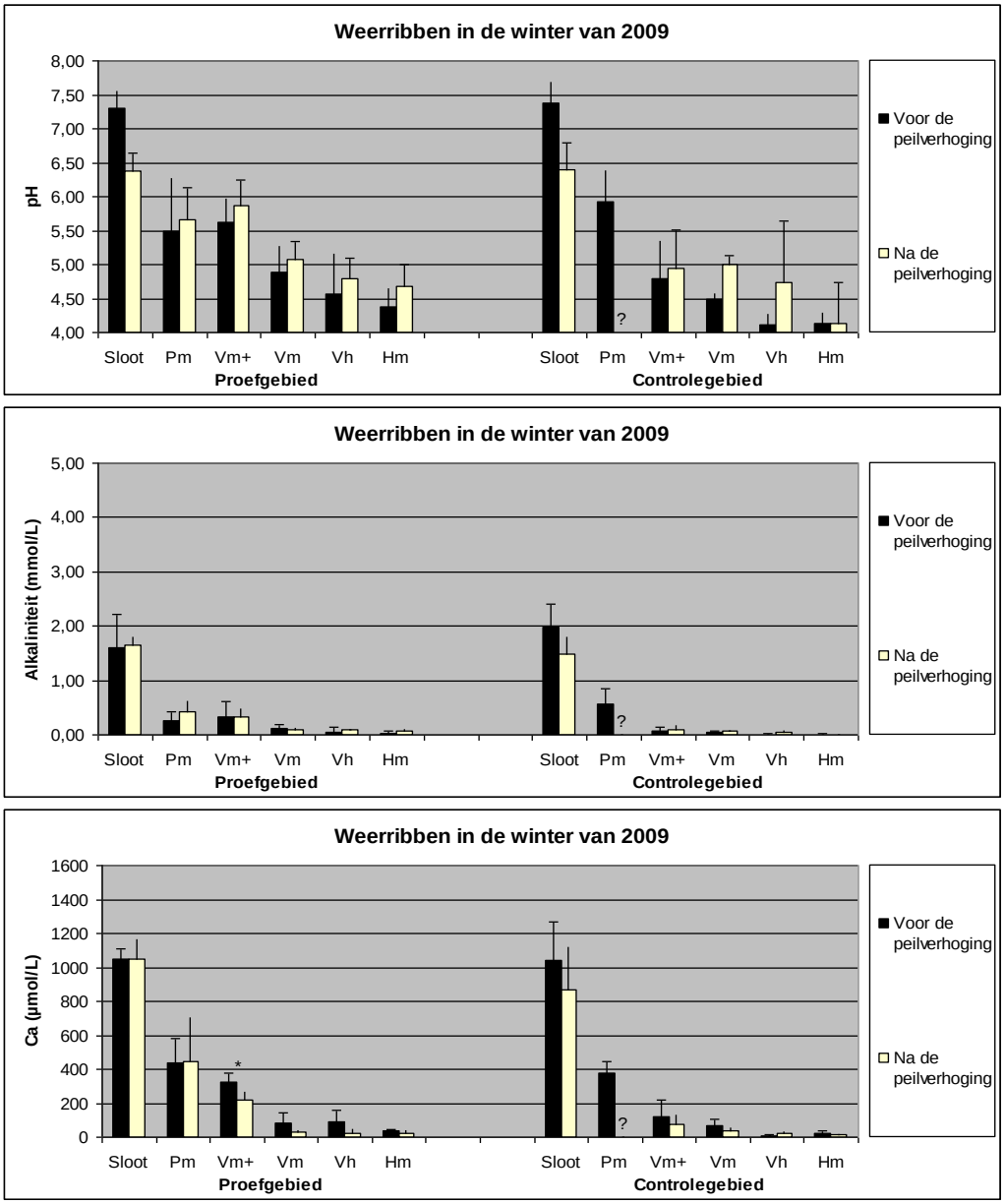


*Figuur 8.16. pH, alkaliniteit, Ca-concentraties gedurende de peilverhoging van november 2009 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Voor de peilverhogingen van 2008 en 2010 worden soortgelijke patronen waargenomen. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

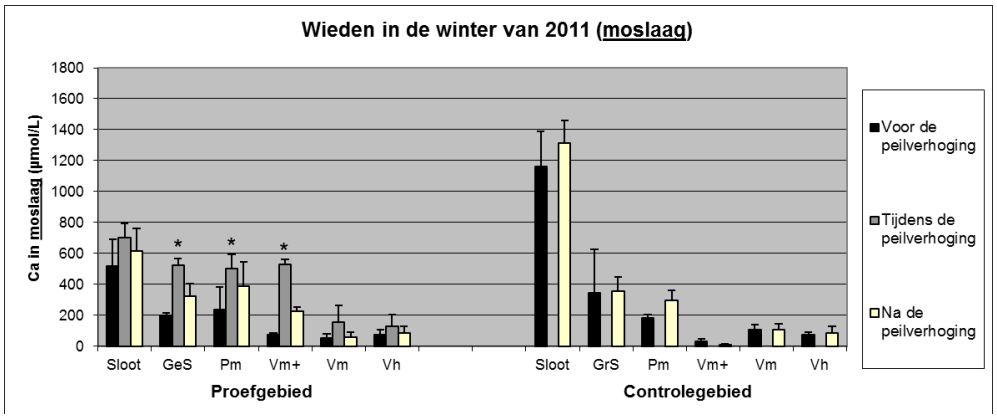


*Figuur 8.17. pH, alkaliniteit, Ca-concentraties gedurende de peilverhoging van november 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

In De Weerribben, waar geen inundatie optrad en de waterstand in de kragge nauwelijks steeg, werden geen effecten op de buffercapaciteit verwacht. Inderdaad werden er, zowel bij de korte als langdurigere peilverhogingen in de winters van 2009 en 2010, geen significante verschillen vastgesteld in de EGV, pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in het bodemvocht tussen momenten vlak voor en na de peilverhoging (Figuur 8.18).



*Figuur 8.18. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverhoging van november 2009 in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Voor de peilverhoging van 2010 worden soortgelijke patronen waargenomen. Voor het proefgebied zijn waardes gegeven van het gebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap voorstelt. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Gewoon haarmos.*



*Figuur 8.19. Ca-concentraties in de moslaag gedurende de peilverhogingen van november 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 1 cm diepte, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

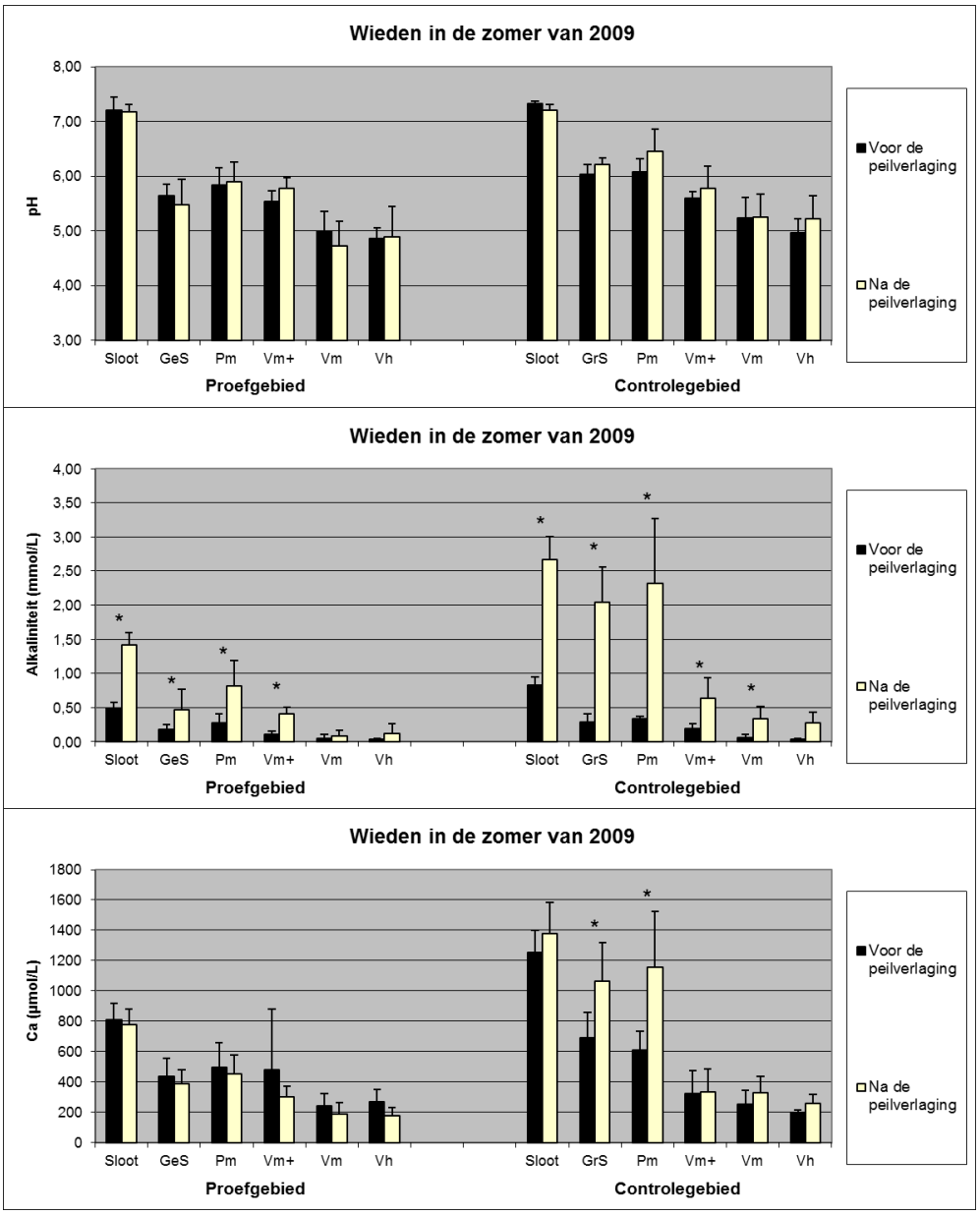
8.4.2 Peilverlaging in de zomer

Zoals eerder aangegeven, leidde peilverlaging in De Wieden als gevolg van de hoge neerslag, zowel in 2009 als 2010, juist tot hogere waterstanden in de kragge. In 2009 ging op veel locaties niet alleen de waterstand omhoog maar nam ook de alkaliniteit toe, behalve bij de meest geïsoleerde kraggen met veenheide en veenmos (Figuur 8.20). Deze alkalinisering is waarschijnlijk het gevolg van reductie-processen onder anaerobe omstandigheden, die bij de hogere temperaturen meestal sneller verlopen dan in de winter (Dunfield *et al.* 1993). Er moet echter wel 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 de verhoging van de alkaliniteit niet tot een pH-verhoging.

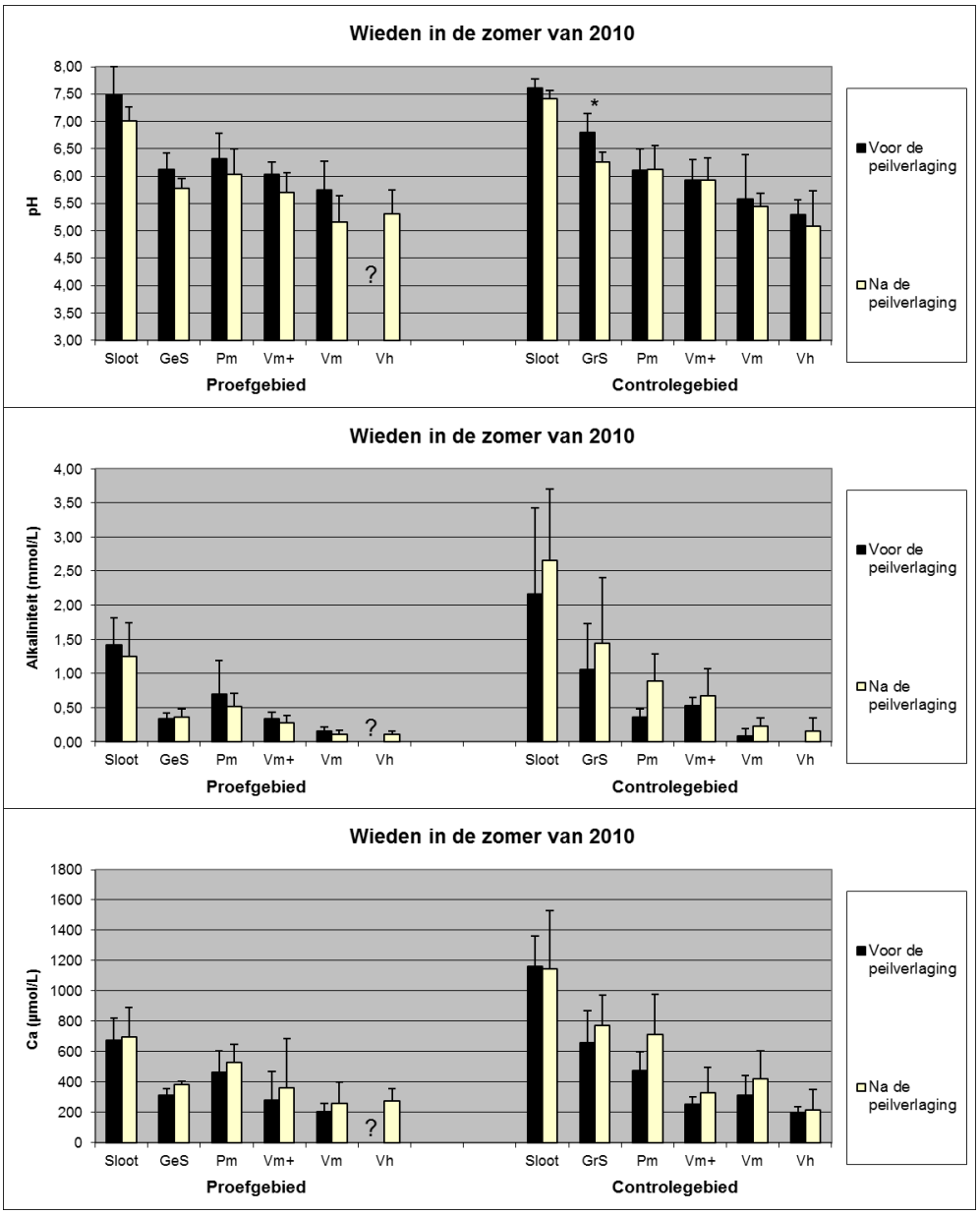
Uit de Ca-concentraties en IR blijkt dat de heftige regenval in de zomer van 2009 in het controlegebied zelfs leidde tot overstroming met oppervlaktewater bij locaties met Groen schorpioenmos en Gewoon puntmos (Figuur 8.20). Op deze locaties nam de alkaliniteit extra sterk toe, waarschijnlijk doordat het calcium- en bicarbonaatrijke inundatiewater in de zomer wel kon infiltreren. De alkalinisering die tijdens inundaties in de winter werd gewenst, maar niet optrad doordat er geen tot weinig 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 dan in 2009. Er heeft gedurende de zomermetingen van 2010 dan ook nergens infiltratie van inundatiewater 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 8.21). Dit komt waarschijnlijk doordat het waterpeil, ondanks de stijging, in vrijwel alle gevallen toch nog 7-15 cm onder het maaiveld stond.

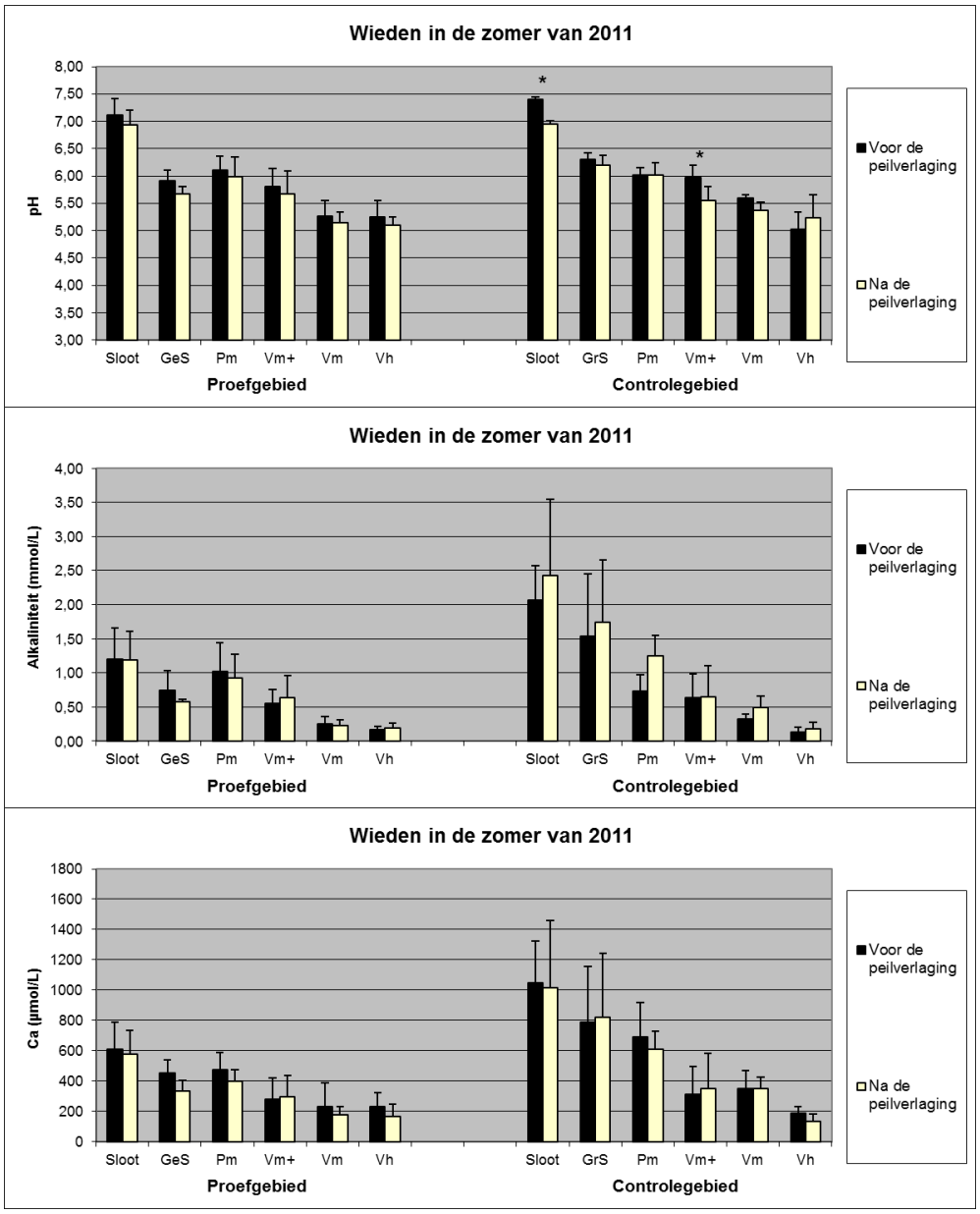
Tijdens de peildaling in de zomer van 2011 was het droger en daalde de waterstand in de kraggen van het Kiersche Wiede wel, met ca. 10 cm. Deze korte peildaling leidde echter niet tot verzuring. De pH en alkaliniteit veranderde niet door de daling van de waterstand (Figuur 8.22).



*Figuur 8.20. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

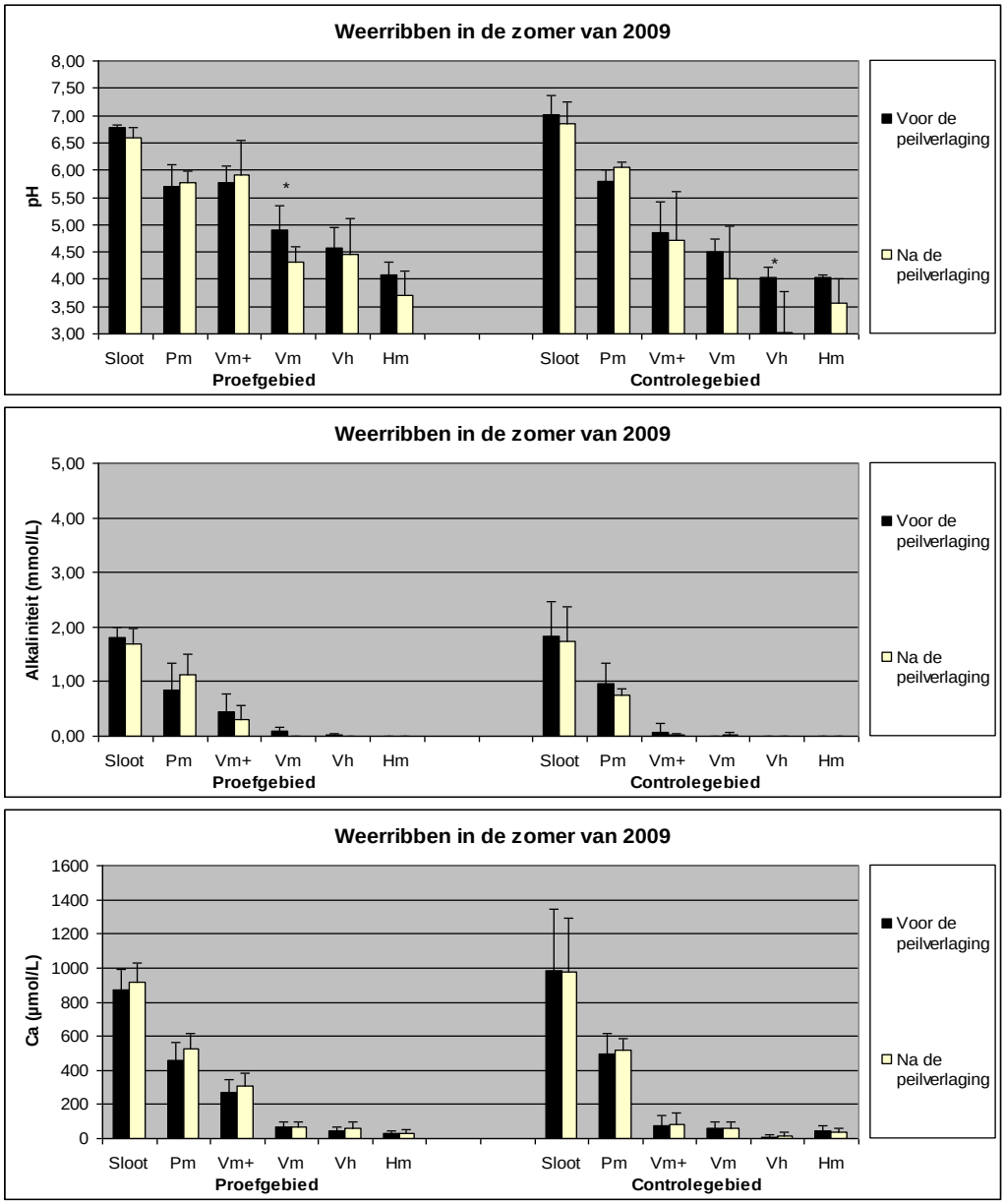


*Figuur 8.21. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2010 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*



*Figuur 8.22. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

In De Weerribben, waar een geringe daling van de waterstand in het veen optrad door het meebewegen van de kragge, leidde verlagingen van het peil in de zomer vrijwel nergens tot significante verschillen in pH, alkaliniteit of Ca-concentraties (Figuur 8.23). Dit werd niet alleen gevonden in het peilvak waar het waterpeil een week lager stond, maar ook in het peilvak dat twee maanden lang een lager waterpeil had. In beide proeven leidde de geringe waterstandverlaging in de kragge dus niet tot extra verzuring in de bovenste 10 cm van de bodem. Dit was niet onverwacht, aangezien de waterstand in de kragge op vrijwel alle locaties al zo laag was dat de wortelzones al droog stonden en geoxideerd waren voordat de peilverlaging optrad.

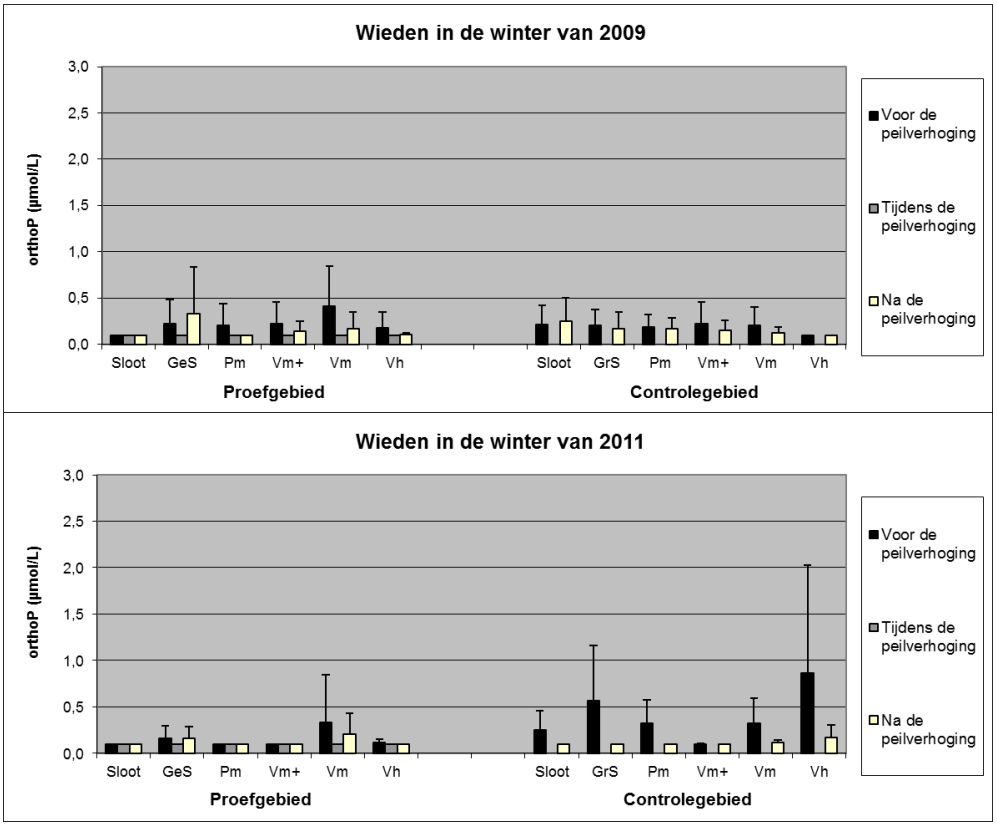


*Figuur 8.23. pH, alkaliniteit en Ca-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Voor de peilverlagingen van 2010 en 2011 worden soortgelijke patronen waargenomen. Voor het proefgebied zijn waardes gegeven van het gebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap voorstelt. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvocht-monsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,01$). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Gewoon haarmos.*

8.5 Mogelijke effecten peilfluctuatie op nutriëntbeschikbaarheid

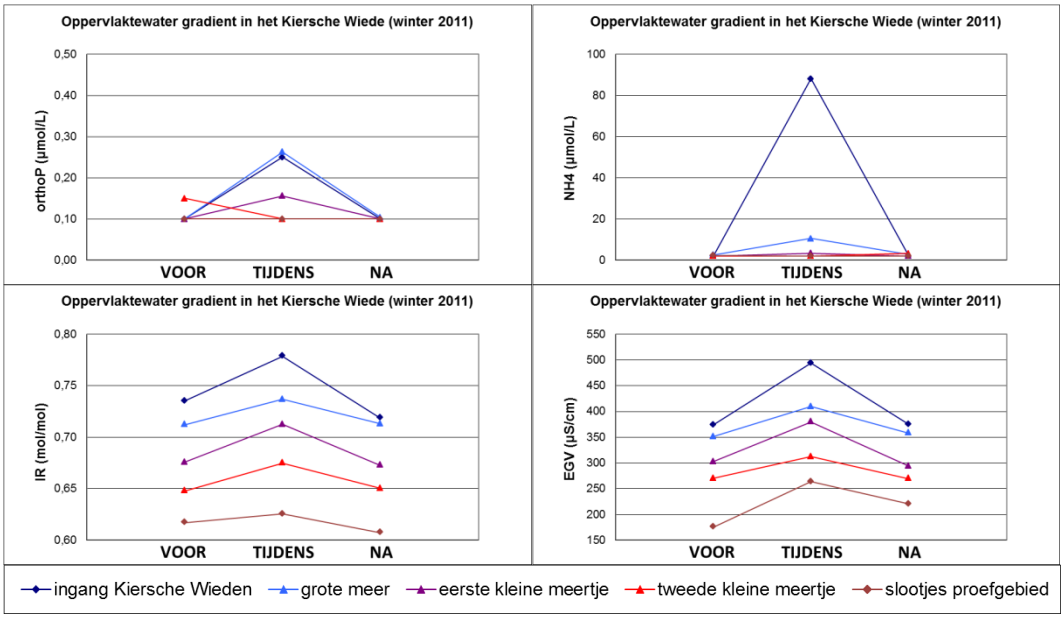
8.5.1 Peilverhoging in de winter

Bij de peilverhogingen in de winters hebben inundaties in het Kiersche Wiede niet geleid tot veranderingen in de PO_4-concentraties, zelfs niet in 2011 toen er wel enige infiltratie van het bovenstaande oppervlaktewater optrad (Figuur 8.24). Ook in de moslaag veranderde de PO_4-concentraties niet tijdens de inundaties van 2010 en 2011. Verhoging van de P-beschikbaarheid door externe aanvoer van orthofosfaat of door interne P-mobilisatie via reductieprocessen lijkt dan ook niet plaats te vinden.

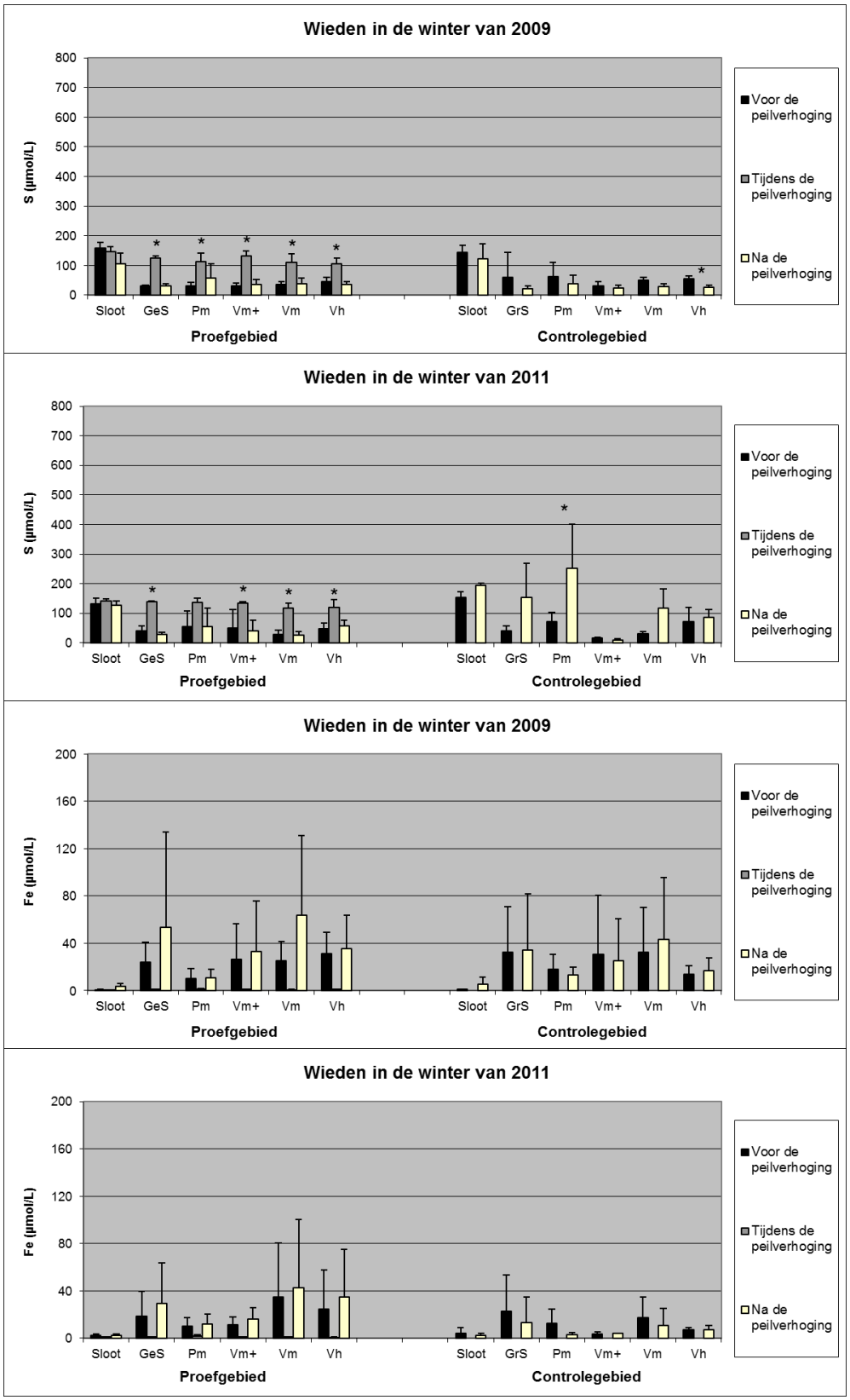


*Figuur 8.24. PO_4-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 en 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Voor de peilverhogingen van 2008 en 2010 worden soortgelijke patronen waargenomen. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

Om te testen of de externe P-aanvoer in het Kiersche Wiede beperkt is gedurende peilverhogingen in de winter, is er vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhogingen van 2011 oppervlaktewater bemonsterd. Dit is gedaan over een gradiënt van het inlaatpunt, dat op ongeveer 1,5 km afstand van het proefgebied ligt, naar een aantal meertjes, tot de slootjes in het proefgebied (figuur 8.4). Uit deze metingen blijkt dat er inderdaad vrijwel geen externe P-aanvoer kan zijn opgetreden tijdens de peilverhoging in 2011 (Figuur 8.25). Ondanks dat het erop lijkt dat er wel enig fosfor het Kiersche Wiede is binnengekomen, de PO_4-concentraties nabij het inlaatpunt en het eerste grote meer zijn tijdens de peilverhoging enigszins toegenomen van 0,10 µmol l^{-1} naar 0,25 µmol l^{-1}, bleven de PO_4-concentraties in de geïsoleerde slootjes van het proefgebied onveranderd laag met waardes van 0,10 µmol l^{-1}. De PO_4-concentraties nabij het inlaatpunt waren overigens al weer afgenomen toen het waterpeil weer op het oude niveau was gebracht. Mogelijk is een gedeelte van het ingelaten fosfor dus ook weer uitgelaten na de peilverhoging. De NH_4 en totaal N-concentraties in het oppervlaktewater lieten hetzelfde patroon zien met een piek nabij het inlaatpunt tijdens de peilverhoging, en onveranderde concentraties in de geïsoleerde slootjes van het proefgebied. Het relatief eutrofe water dat bij het inlaatpunt wordt ingelaten tijdens de peilverhogingen lijkt het meer geïsoleerde proefgebied dus niet te bereiken. Dit wordt ondersteund door de ionenratio (IR) en het EGV, die tijdens de peilverhoging overal enigszins toenemen, maar relatief laag blijven in de slootjes van het proefgebied.



Figuur 8.25. Ionenratio (IR), EGV en de PO_4 en NH_4-concentraties in het oppervlaktewater van het Kiersche Wiede. De monsters zijn vlak voor, tijdens en vlak na de peilverhogingen van 2011 genomen over een gradiënt van inlaatpunt naar een aantal meertjes tot de slootjes in het proefgebied (zie figuur 8.4). IR is berekend als IR = 2[Ca]/ (2*[Ca] + [Cl]).*



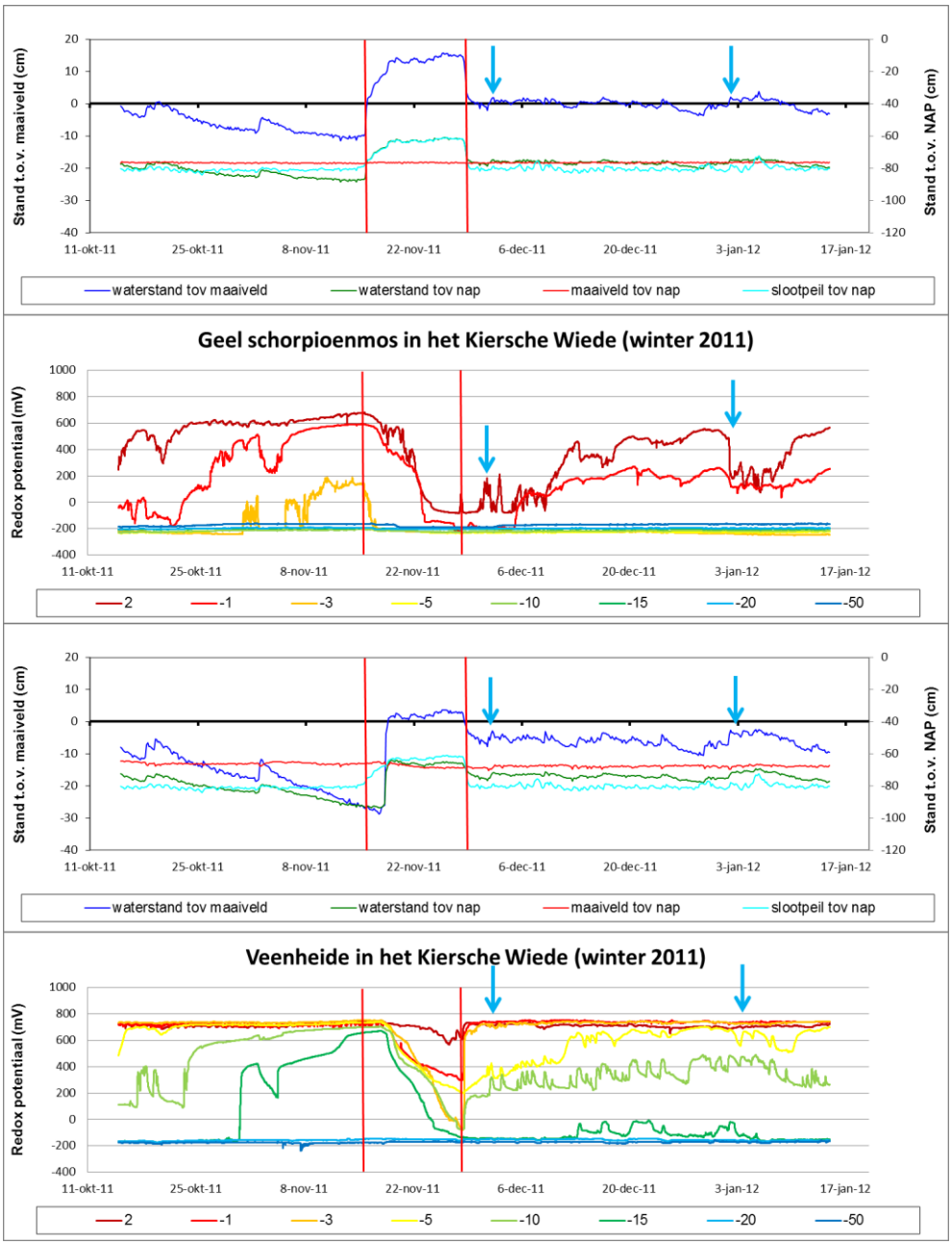
*Figuur 8.26. Fe en S-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 en 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Verschillen tussen voor, tijdens en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos en Vh = Veenheide.*

Interne P-mobilisatie via reductieprocessen lijkt bij de kort durende peilverhogingen in het Kiersche Wiede ook geen rol te spelen. Gedurende de gemonitorde jaren veranderden de PO_4, SO_4 en Fe-concentraties in het bodemvocht niet significant door de inundaties (Figuren 8.24 en 8.26). Hoewel de SO_4-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. Op de lange termijn zou ophoping van sulfaat namelijk toch kunnen leiden tot P-mobilisatie en sulfide toxiciteit (o.a. Caraco *et al.* 1989; Lamers *et al.* 1998; Cusell *et al.* 2013a).

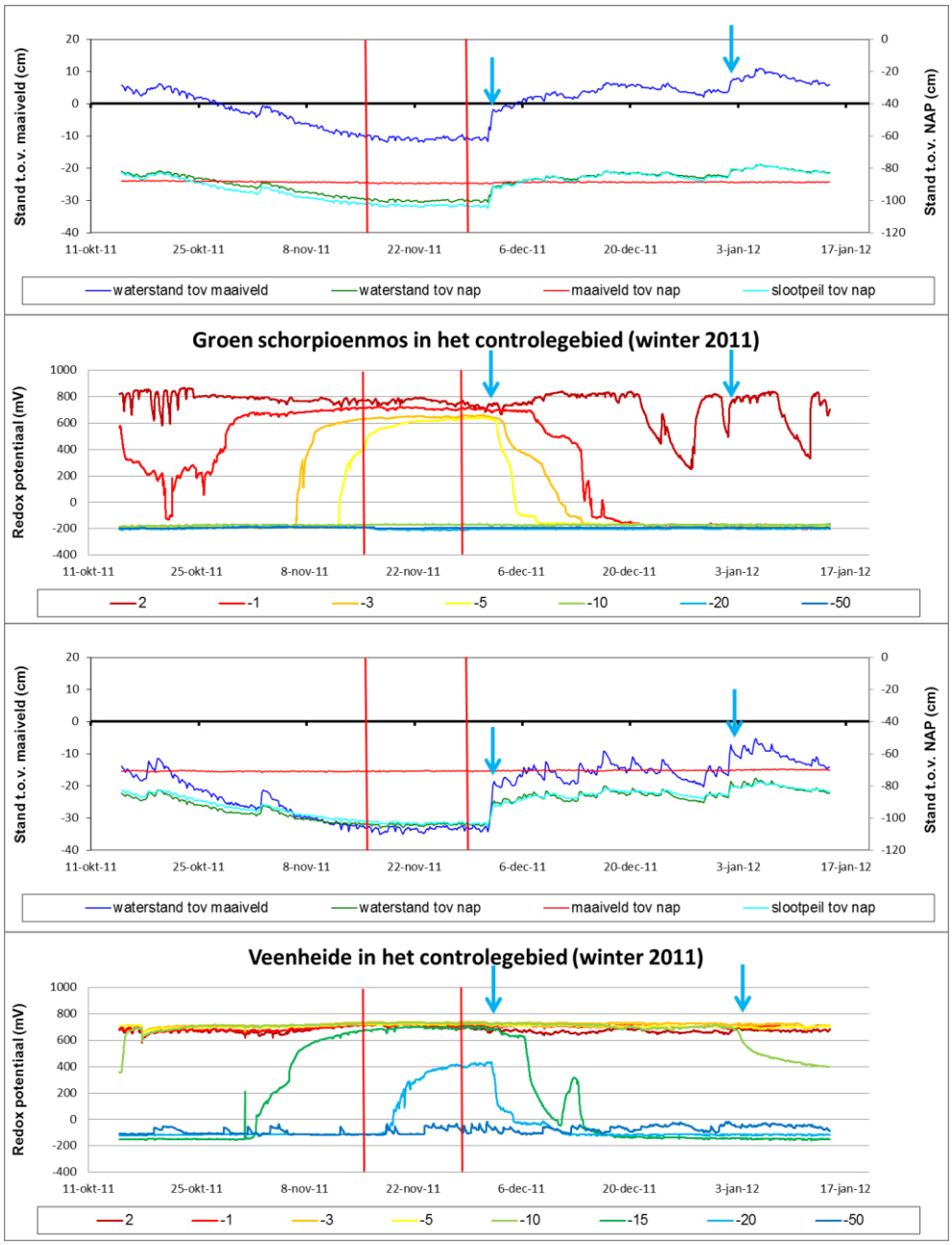
Hoewel de PO_4, SO_4 en Fe-concentraties niet veranderen gedurende de peilverhoging, neemt de redoxpotentiaal echter wel degelijk af (Figuren 8.27, 8.28 en 8.29). Op momenten dat er geen peilverhoging is, zijn de bovenste centimeters van de bodem vaak geoxideerd, met potentialen van ca. 600 mV, terwijl de bodem op grotere diepte permanent gereduceerd is, waarbij de redoxpotentiaal zakt tot ca. –200 mV. Op locaties met schorpioenmos worden permanent gereduceerde condities al gevonden op ca. 3 cm diepte, terwijl dit bij locaties met veenmos pas op 10 cm diepte het geval is en bij veenheide zelfs pas op ca. 20 cm diepte. Dit blijkt sterk verband te houden met de waterstand in de kraggen. Over het algemeen kan gesteld worden dat er oxidatieve condities gemeten worden in het gedeelte van de kragge dat boven de waterstand ligt, terwijl daaronder reductieve condities gemeten worden.

Het is opvallend dat de redoxpotentiaal binnen enkele uren sterk kan reageren op een verhoging of verlaging van de waterstand (Figuren 8.27, 8.28 en 8.29). Dit is in overeenstemming met onderzoek van Dušek *et al.* (2008) en Vorenhout *et al.* (2011). Zo daalde de redoxpotentiaal zowel in kraggen met Geel schorpioenmos als veenmos sterk tijdens de kort durende inundatie in de winter van 2011 (stuk tussen rode balken in figuur 8.27). Bij locaties met Geel schorpioenmos daalde de redoxpotentiaal op het maaiveldniveau zelfs tot ongeveer -200 mV, een waarde waarbij ijzer- en sulfaatreductie kan optreden (Ponnamperuma 1972; Mitsch & Gosselink 1993). Bij de locaties met veenheide zakte de redoxpotentiaal ook op alle dieptes, maar werden waardes van -200 mV pas bereikt op 10 cm diepte. In het controlegebied zakte de waterstand juist een paar centimeter gedurende deze periode doordat het niet regende, zodat de redoxpotentiaal bovenin de bodem juist toenam (Figuren 8.28 en 8.29). Een week na de peilverhoging leidde een behoorlijke heftige regenbui (blauwe pijlen in figuren 8.27, 8.28 en 8.29) tot een stijging van de waterstand in het controlegebied, waardoor de redoxpotentialen bovenin de bodem gelijk weer afnamen. In het Kiersche Wiede had deze regenbui geen effect op de redoxpotentiaal, omdat de waterstand nog relatief hoog stond na de inundaties.

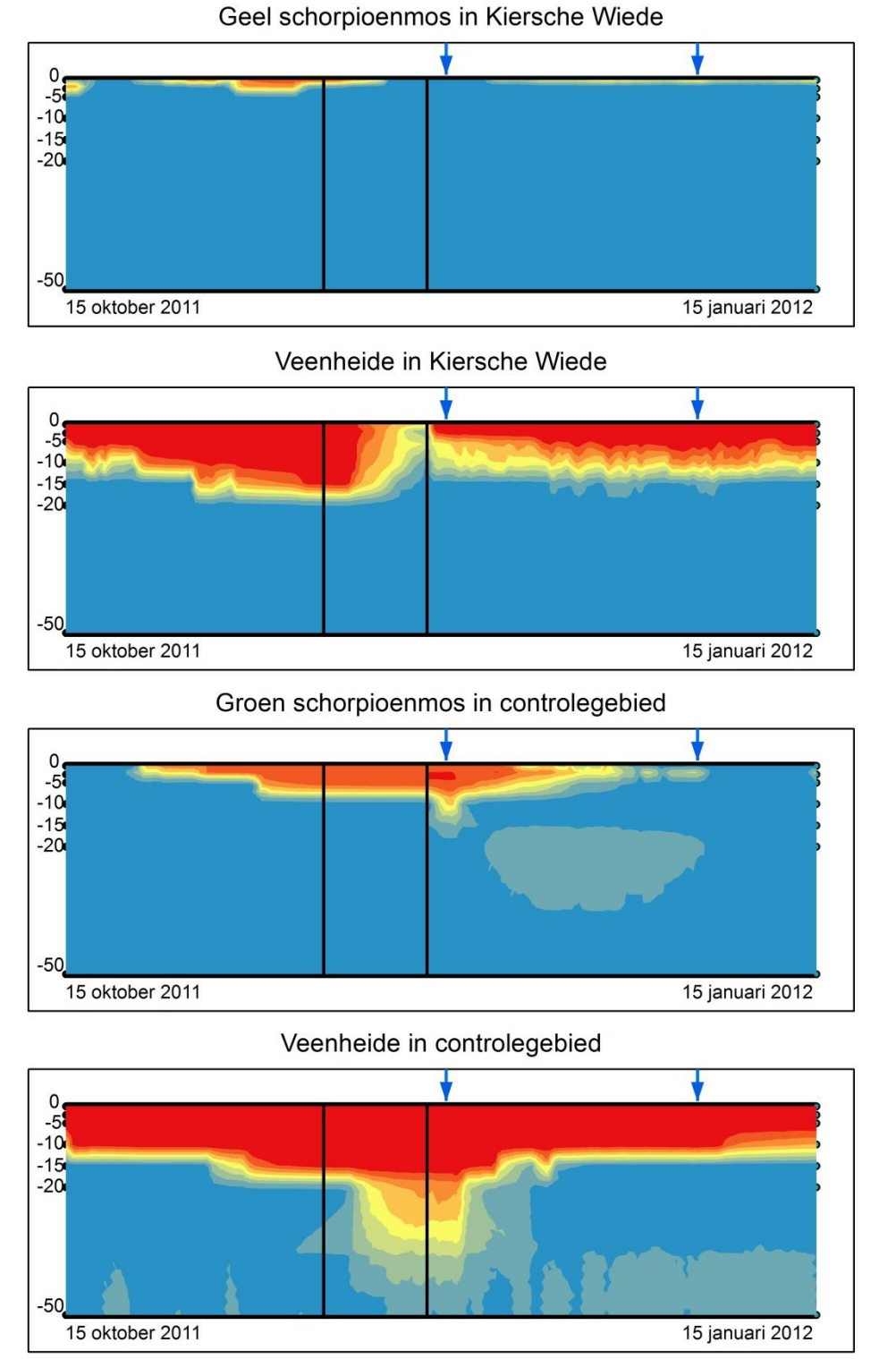
Hoewel de redoxpotentiaal dus snel reageert op veranderingen in de waterstand, zijn er bij de kort durende inundaties tijdens de winters geen veranderingen in de Fe en SO_4-concentraties waargenomen (Figuur 8.26). Dit komt waarschijnlijk doordat reductieprocessen worden uitgevoerd door micro-organismen, die mogelijk wat tijd nodig hebben om op te starten, zeker bij lage temperaturen (o.a. Lamers *et al.* 2006b; Smolders *et al.* 2006).



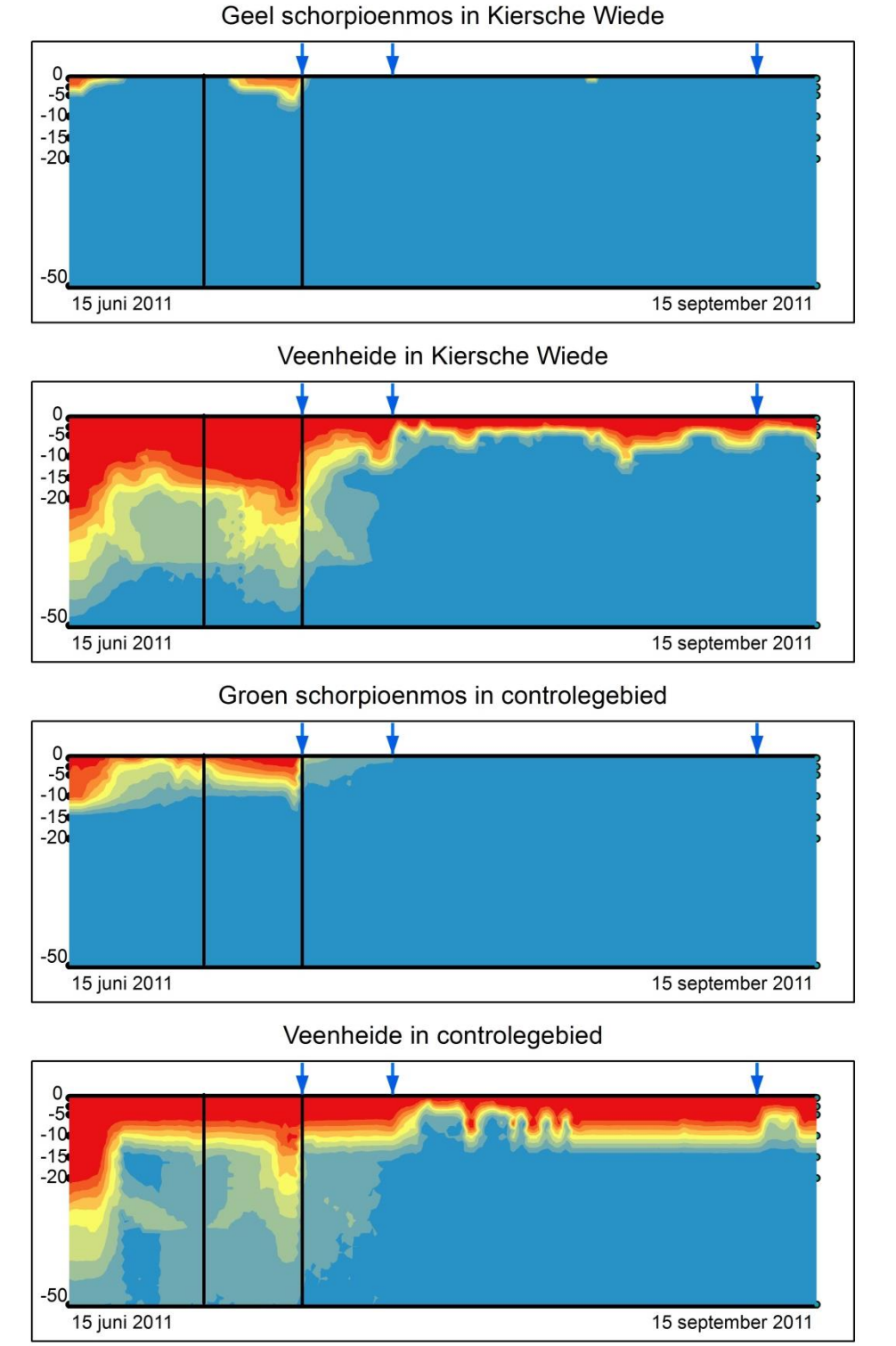
Figuur 8.27. In de eerste en derde grafiek staan de water- en kraggestanden die met behulp van divers op locaties met Geel schorpioenmos en veenheide zijn gemeten in het proefgebied van het Kiersche Wiede in de winter van 2011 (15 oktober tot 15 januari). Voor deze locaties worden de redoxpotentialen op verschillende dieptes in de kragge weergegeven in de tweede en laatste grafiek. De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de rode lijnen het moment van de peilverhoging markeren. Alle grafieken zijn horizontaal op de tijd-as uitgelijnd.



Figuur 8.28. In de eerste en derde grafiek staan de water- en kraggestanden die met behulp van divers op locaties met Groen schorpioenmos en veenheide zijn gemeten in het controlegebied van De Wieden in de winter van 2011 (15 oktober tot 15 januari). Voor deze locaties worden de redoxpotentialen op verschillende dieptes in de kragge weergegeven in de tweede en laatste grafiek. De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de rode lijnen het moment van de peilverhoging in het Kiersche Wiede markeren. Alle grafieken zijn horizontaal op de tijd-as uitgelijnd.

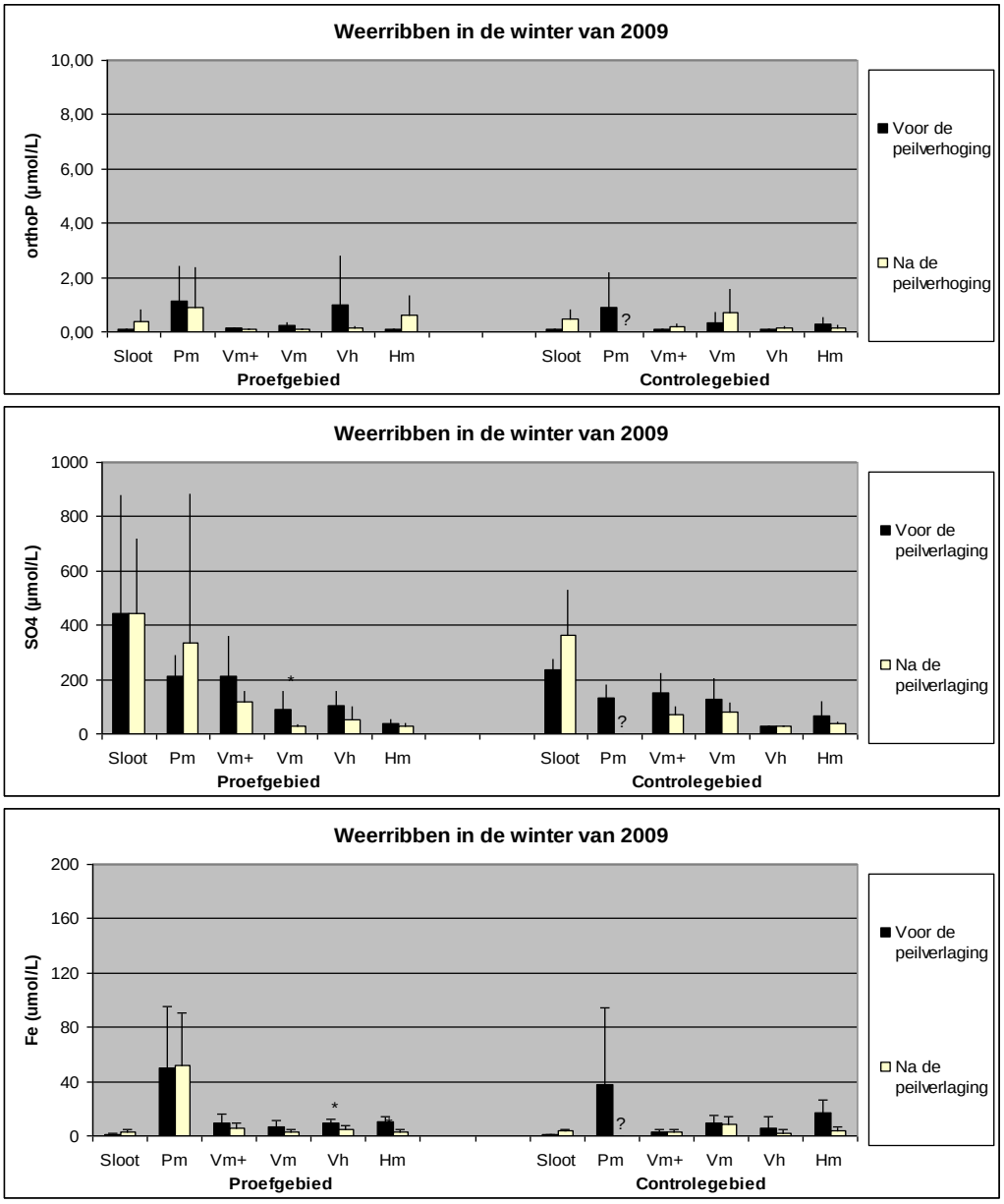


Figuur 8.29. Verloop van de redoxpotentiaal in de bovenste 50 cm van de kragge gedurende de winter van 2011 (15 oktober tot 15 januari). De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de zwarte lijnen de peilverhoging in het Kiersche Wiede markeren.



Figuur 8.30. Verloop van de redoxpotentiaal in de bovenste 50 cm van de kragge gedurende de zomer van 2011 (15 juni tot 15 september). De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de zwarte lijnen de peilverhoging in het Kiersche Wiede markeren.

In De Weerribben, waar geen inundatie optrad en de waterstand in de kragge nauwelijks steeg, zijn zowel bij de korte als langdurigere peilverhogingen in 2009 en 2010, geen significante veranderingen in PO_4, Fe of SO_4-concentraties waargenomen (Figuur 8.31).



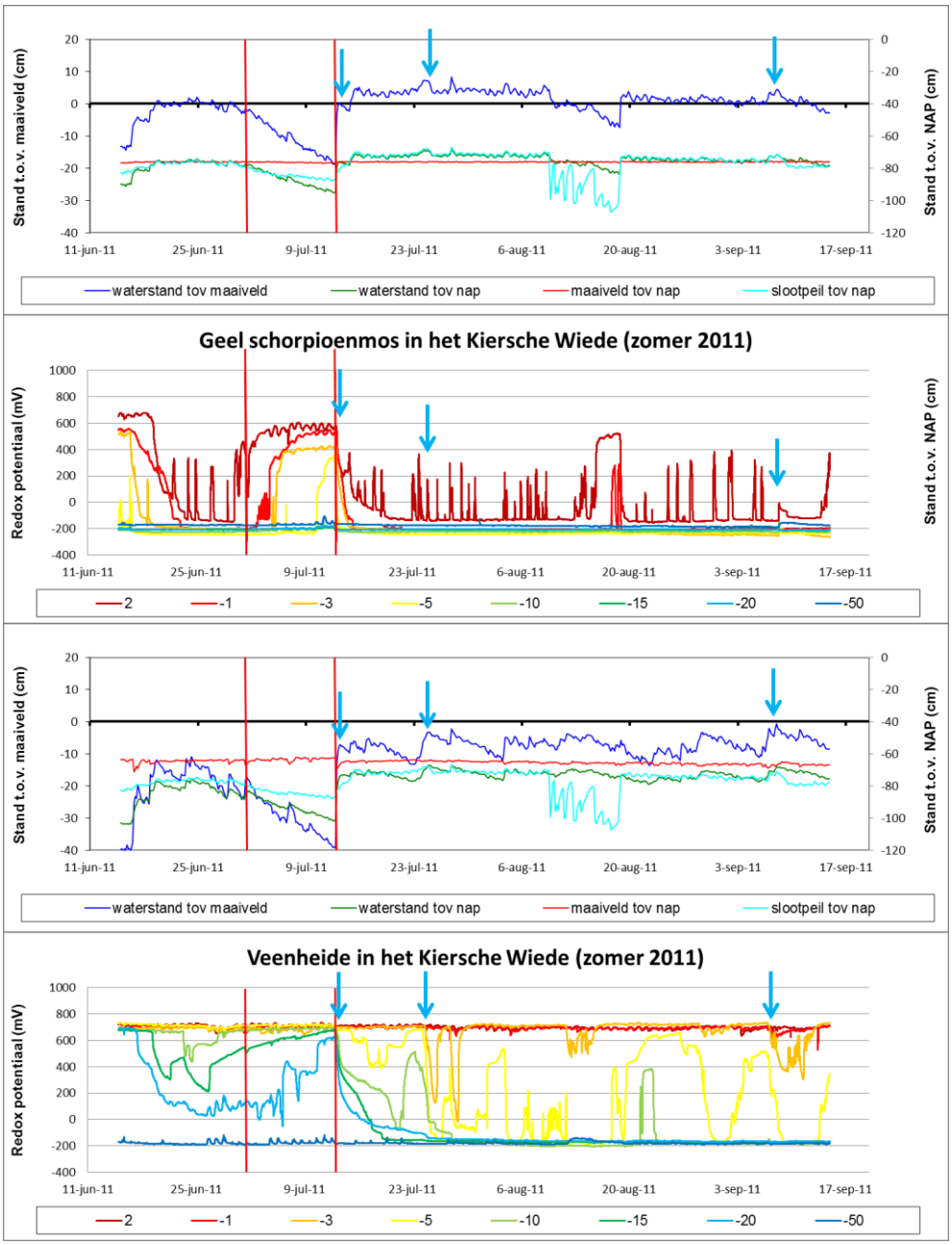
*Figuur 8.31. PO_4, SO_4 en Fe-concentraties gedurende de peilverhogingen van november 2009 in het controle- en proefgebied van De Weerribben. Voor de peilverhoging van 2010 worden soortgelijke patronen waargenomen. Waardes zijn gegeven van het proefgebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap Reest en Wieden voorstelt. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvochtmonsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide en Hm = Gewoon haarmos.*

8.5.2 Peilverlaging in de zomer

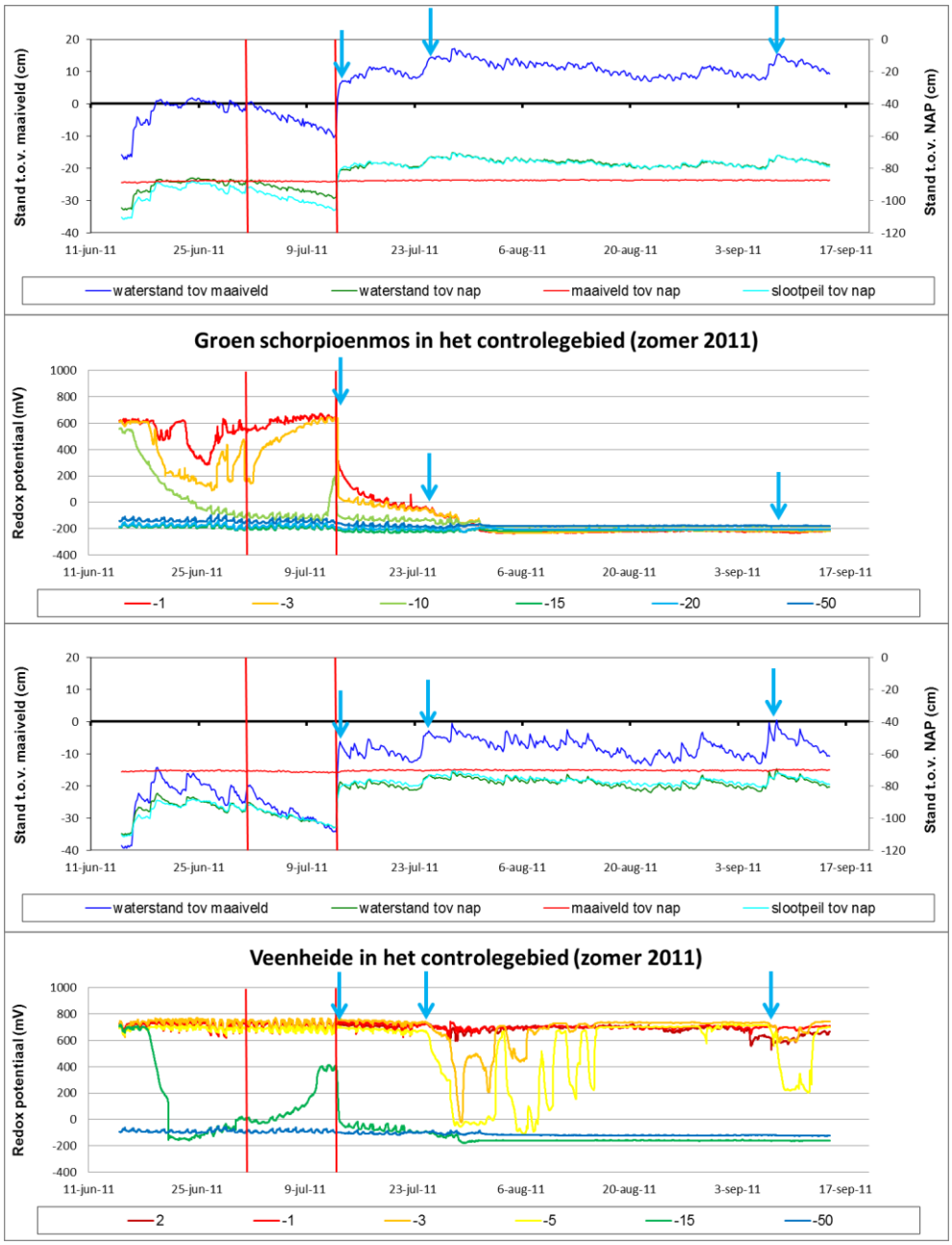
In de zomers van 2009 en 2010 steeg de waterstand in de kraggen door heftige regenval tijdens de peilverlaging. In 2009 leidde dit tot een verhoging van de alkaliniteit in kraggen met basenrijke veenmossen, Gewoon puntmos of schorpioenmos (Figuur 8.20).Dit is waarschijnlijk veroorzaakt door reductie-processen. De Fe en SO_4-concentraties in het Kiersche Wiede lijken echter niet te veranderen door de reductieprocessen in de bovenkant van de kragge (Figuur 8.34). Door de heftige regenval waren veel kraggen in het controlegebied overstroomd in de zomer van 2009, en ook hier nam de alkaliniteit toe. In het controlegebied trad echter ook reductie van Fe en SO_4 op in de bovenkant van de kraggen. Bij deze reductieprocessen ontstaat Fe(II) dat veel beter oplosbaar is dan Fe(III), waardoor de Fe-concentraties significant toenamen. De SO_4-concentraties namen daarentegen significant af, doordat sulfaat bij deze reductiereacties wordt omgezet in het slechter oplosbare sulfide. Hoewel dit soort reductieprocessen kunnen leiden tot interne P-mobilisatie (o.a. Lamers *et al.* 1998), waren de PO_4-concentraties in De Wieden nergens toegenomen in 2009, ook niet in het controlegebied (Figuur 8.34). Mogelijk komt dat doordat het vrijgekomen orthofosfaat direct wordt opgenomen door de groeiende vegetatie, of doordat de P-bezetting aan ijzer te laag is voor mobilisatie tijdens de vernatting (Loeb *et al.* 2008b).

In de zomer van 2010, toen hevige regenval in het controle- en proefgebied van De Wieden ook tot een peilverhoging leidde maar niet tot inundatie, lijken de onveranderde Fe en SO_4-concentraties aan te geven dat er (vrijwel) geen reductieprocessen bovenin de kraggen zijn opgetreden (Figuur 8.35). Ook in dit jaar bleven de PO_4-concentraties laag.

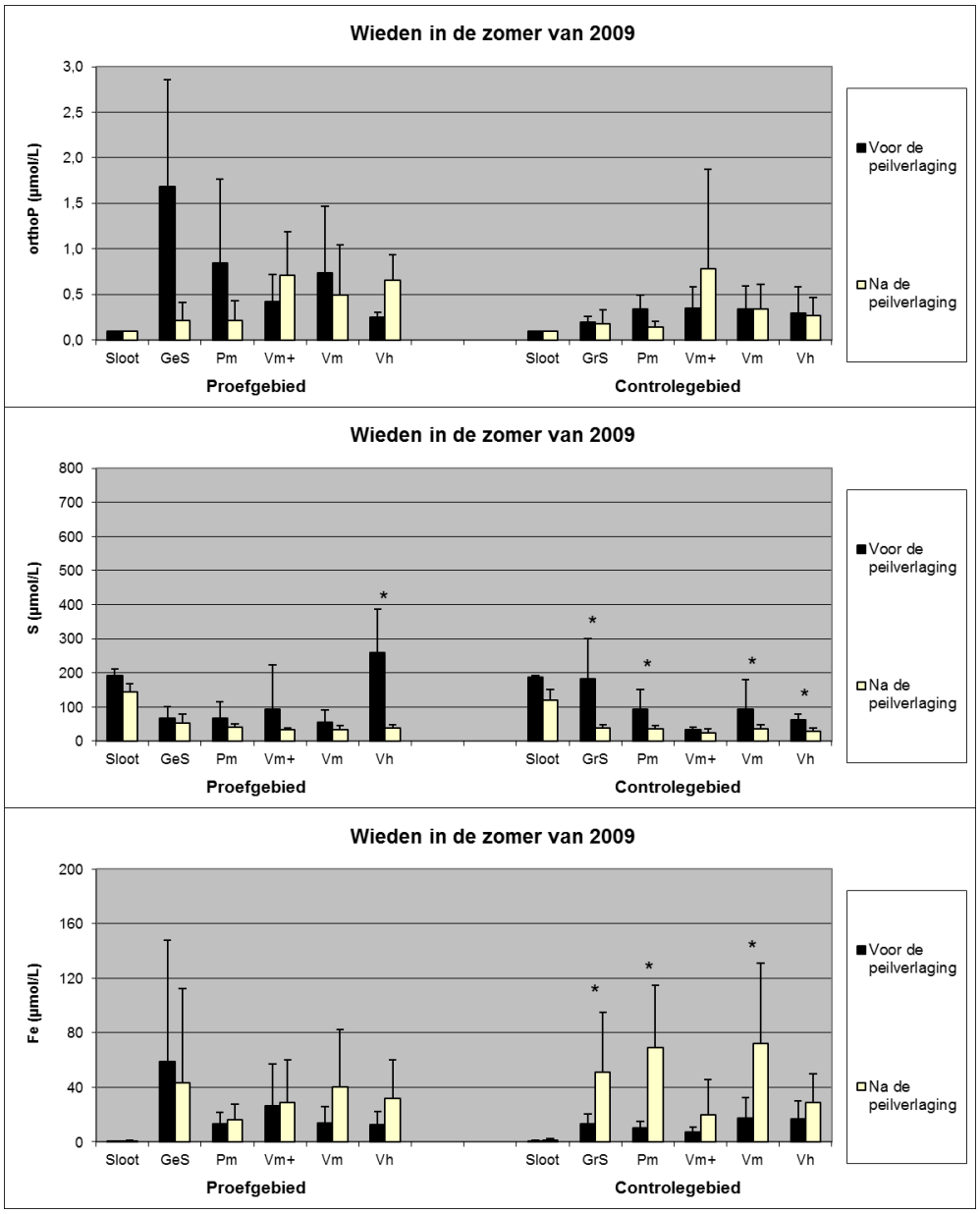
Tijdens de peildaling in de zomer van 2011 was het droger en daalde de waterstand in de kraggen van het Kiersche Wiede met ca. 10 cm. Deze korte peildaling leidde tot een stijging van de redox potentiaal van –200 mV naar 400-600 mV in de bovenste 5 cm van kraggen met Geel schorpioenmos (Figuren 8.30 en 8.32). Bij veenheides was ook een verschuiving van de redoxpotentiaal te zien. Hier was de bovenste laag van de kragge echter al geoxideerd voor de peilverlaging (de waterstand stond hier lager dan bij de locaties met schorpioenmos), waardoor de verhoging van de redoxpotentiaal op ongeveer 20 cm diepte optrad. Op de dag dat het waterpeil werd teruggezet naar het reguliere peil was er een zeer heftige regenbui met meer dan 60 mm neerslag in 24 uur, waardoor de waterstanden snel stegen en de redoxpotentialen binnen enkele uren op het oude lage niveau lagen. Deze regenbui zorgde ook in het controlegebied voor een verlaging van de redoxpotentialen (Figuren 8.30 en 8.33). De verandering van de redox-potentialen leidde echter niet tot verschillen in Fe of S-concentraties in de bovenste 10 cm van de kragge, en ook de PO_4-concentraties veranderde niet als gevolg van de peilverlaging (Figuur 8.36).



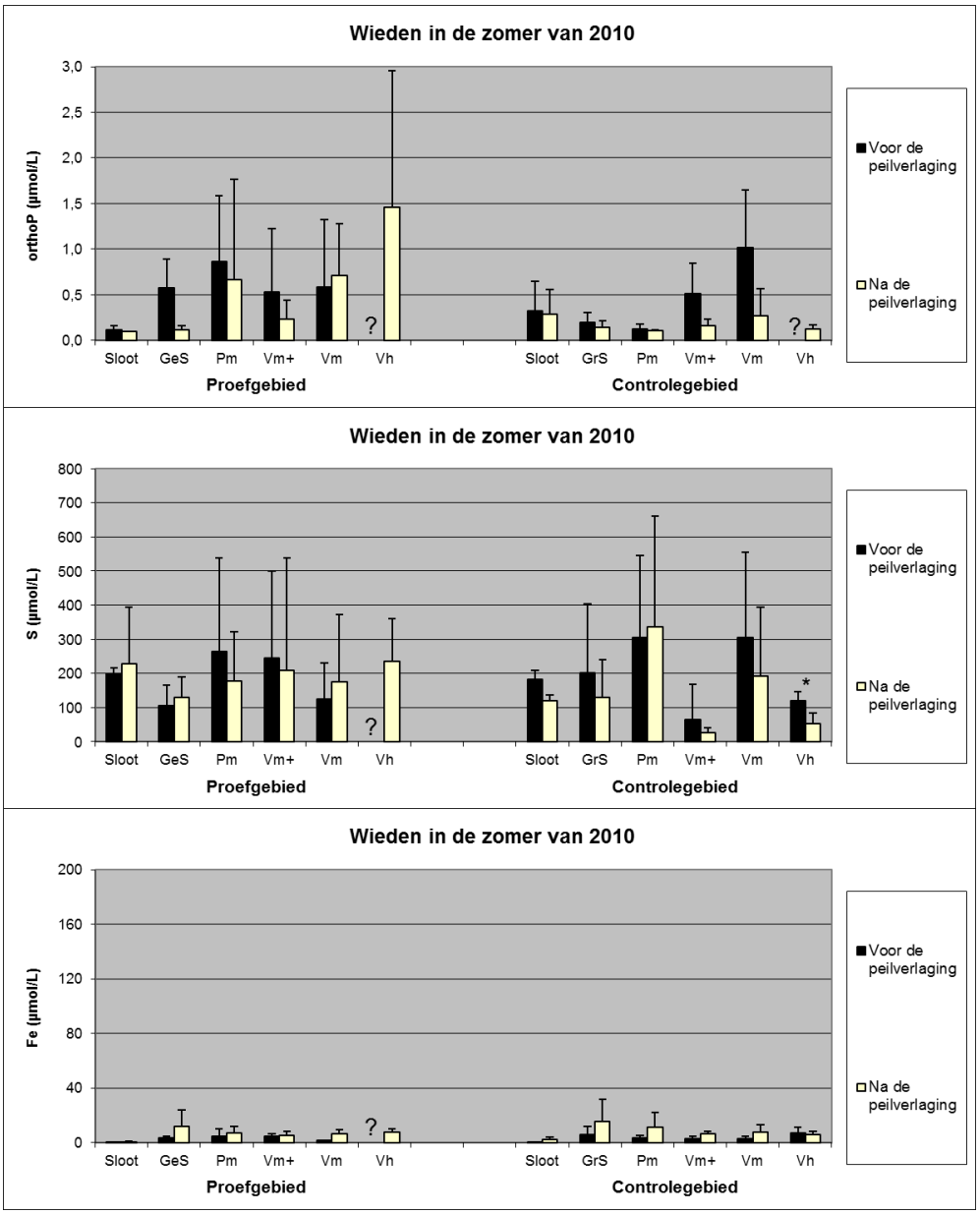
Figuur 8.32. In de eerste en derde grafiek staan de water- en kraggestanden die met behulp van divers op locaties met Geel schorpioenmos en veenheide zijn gemeten in het proefgebied van het Kiersche Wiede in de zomer van 2011 (15 juni tot 15 september). Voor deze locaties worden de redoxpotentialen op verschillende dieptes in de kragge weergegeven in de tweede en laatste grafiek. De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de rode lijnen het moment van de peilverlaging markeren. Alle grafieken zijn horizontaal op de tijd-as uitgelijnd.



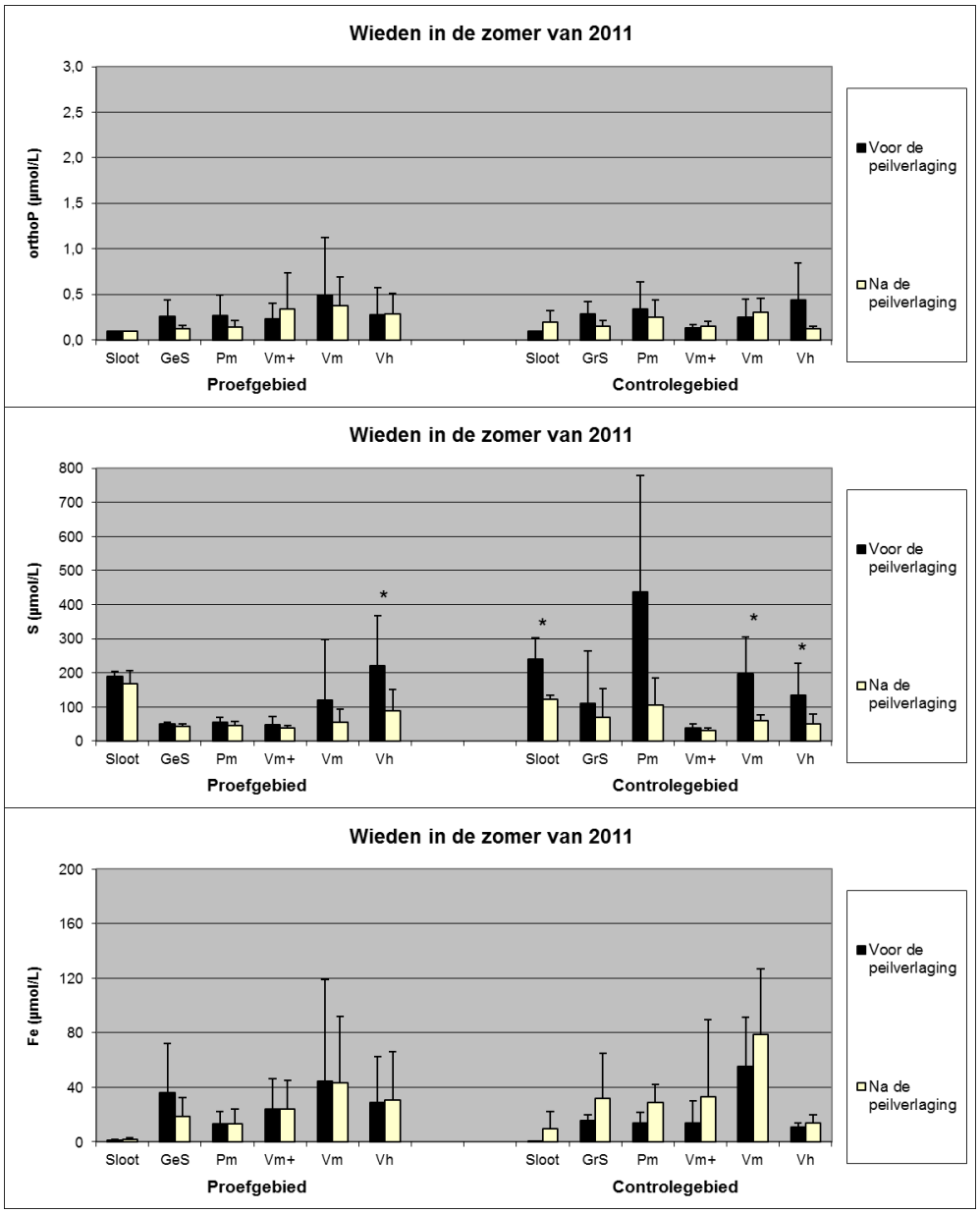
Figuur 8.33. In de eerste en derde grafiek staan de water- en kraggestanden die met behulp van divers op locaties met Groen schorpioenmos en veenheide zijn gemeten in het controlegebied van De Wieden in de zomer van 2011 (15 juni tot 15 september). Voor deze locaties worden de redoxpotentialen op verschillende dieptes in de kragge weergegeven in de tweede en laatste grafiek. De blauwe pijlen geven momenten aan met veel neerslag, terwijl de rode lijnen het moment van de peilverlaging in het Kiersche Wiede markeren. Alle grafieken zijn horizontaal op de tijd-as uitgelijnd.



*Figuur 8.34. PO_4, S en Fe-concentraties gedurende de peilverlagingen van juli 2009 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide.*

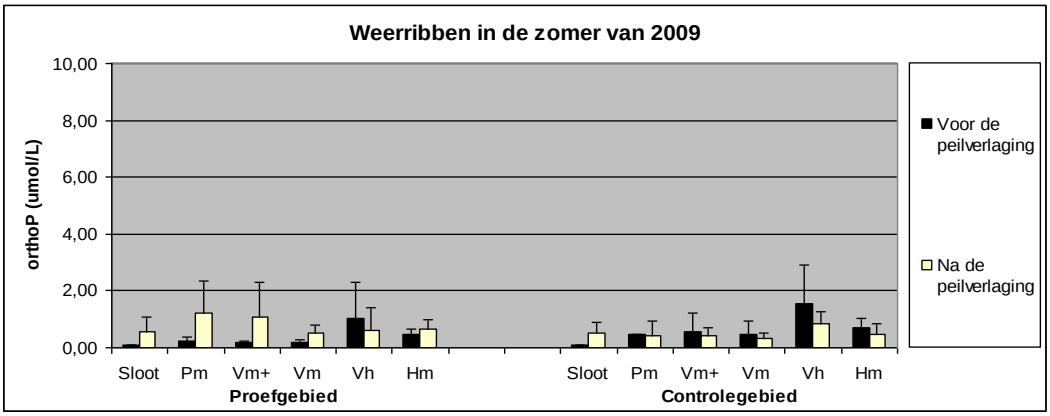


*Figuur 8.35. PO_4, S en Fe-concentraties gedurende de peilverlagingen van juli 2010 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide.*



*Figuur 8.36. PO_4, S en Fe-concentraties gedurende de peilverlagingen van juli 2011 in het controle- en proefgebied van De Wieden. Vlak voor en na het peilbeheer zijn monsters van het bodemvocht genomen op 10 cm diepte. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven ($p < 0,01$). GrS = Groen schorpioenmos, GeS = Geel schorpioenmos, Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide.*

In De Weerribben leidde geringe waterstandsdalingen in de zomers van 2009, 2010 en 2011 niet tot significante veranderingen in de PO_4-concentraties (Figuur 8.37). 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 8.37. PO_4-concentraties gedurende de peilverlaging van juli 2009 in controle- en proefgebieden van De Weerribben. Waardes zijn gegeven van het proefgebied waarin de peilfluctuaties zijn gehanteerd die het Waterschap voorstelt. Vlak voor en na het peilbeheer zijn bodemvoch-tmonsters op 10 cm diepte genomen. Verschillen tussen vlak voor en na de peilverhoging zijn met een * aangegeven (p < 0,01). Pm = Gewoon puntmos, Vm+ = Veenmos met Moerasvaren, Vm = Veenmos, Vh = Veenheide, Hm = Gewoon haarmos.*

8.6 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de biotiek

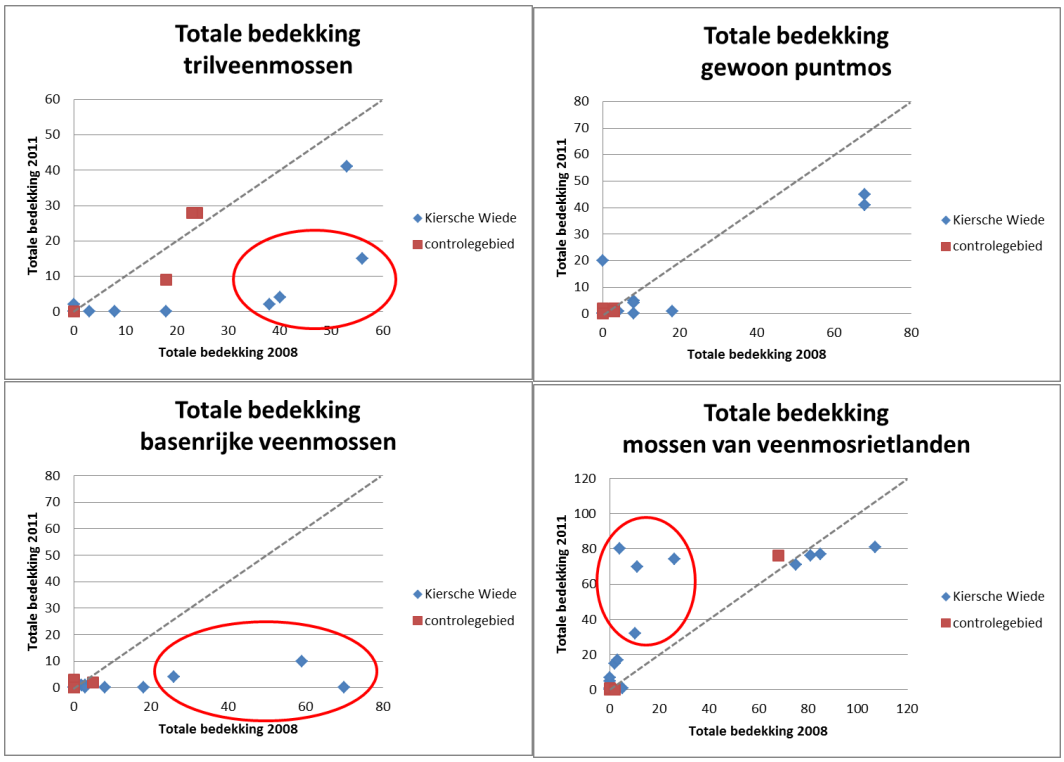
8.6.1 Terrestrische vegetatie in het Kiersche Wiede

In de proefgebieden en controlegebieden van De Wieden en De Weerribben zijn permanente kwadranten (PQ's) uitgezet om de vegetatieontwikkeling te kunnen volgen, waarbij de moslaag en de vaatplanten zijn geïnventariseerd. In de zomer van 2008 zijn de nulmetingen uitgevoerd. Vervolgens zijn de PQ's in De Wieden in 2009 en 2011 opgenomen, terwijl de PQ's in De Weerribben alleen in 2011 zijn opgenomen. De opnames in De Wieden zijn in 2008 en 2009 uitgevoerd door het ecologisch adviesbureau Altenburg & Wymenga (Jager *et al.* 2011b). In beide gebieden gaat het dus om kortlopende meetreeksen van 3 jaar, waardoor het erg lastig is om definitieve uitspraken te doen over de effecten van het gewijzigde peilbeheer op de vegetatie. In De Weerribben was dit vrijwel onmogelijk, doordat de markering van sommige PQ's in De Weerribben mogelijk is verplaatst.

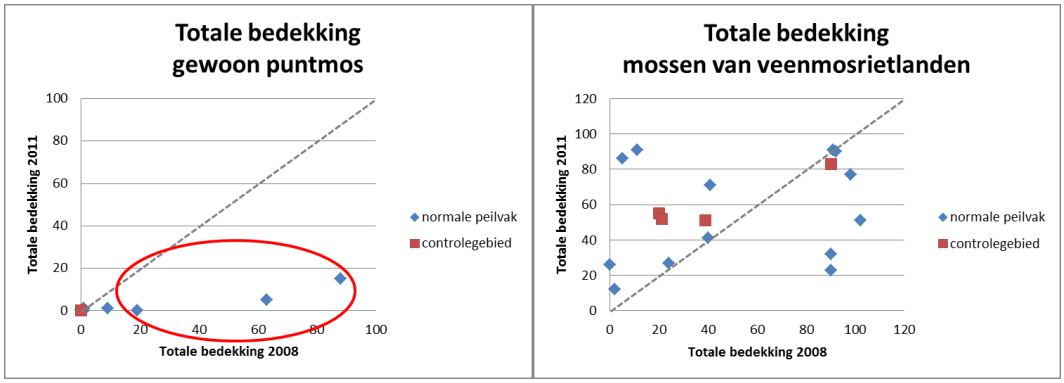
Op soortenniveau, de aan- of afwezigheid van een bepaalde soort, is het zeer moeilijk om ontwikkelingen vast te stellen gedurende een dergelijke korte meetreeks. Groepen van soorten, met ieder hun eigen ecologische betekenis, lijken echter wel te veranderen gedurende de meetperiode. De soorten zijn onderverdeeld in trilveensoorten, soorten van overgangsvenen met basenrijke veenmossen, soorten van eutrofe overgangsvenen met Gewoon puntmos, soorten van veenmosrietlanden en soorten van veenheides (Tabel 8.4). Voor deze groepen zijn per opname de gezamenlijke bedekkingen bepaald. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen vaatplanten en mossen. Mossen hebben geen wortels of goed ontwikkelde transportsystemen voor water en nutriënten en ze hebben blaadjes die vaak maar een cellaag dik zijn. Zij zijn voor hun metabolisme dan ook direct afhankelijk van de beschikbaarheid van extern water en de hierin opgeloste nutriënten, waardoor mossen vaak eerder reageren op standplaatswijzigingen dan vaatplanten (Bijlsma *et al.* 2011).
Tabel 8.4. Indeling van mossen in vegetatiegroepen.

vegetatiegroepen	Mos (Latijnse naam)	Mos (Ned. naam)
1. Trilveen	*Aneura pinguis* (Dumort.)	Echt vetmos
	Bryum pseudotriquetrum (Mey)	Veenknikmos
	Calliergon giganteum (Kindb.)	Reuzenpuntmos
	Campylium stellatum (Jensen)	Sterrengoudmos
	Fissidens adianthoides (Hedw.)	Groot vedermos
	Hamatocaulis vernicosus (Hedenäs)	Geel schorpioenmos
	Scorpidium cossonii (Hedenäs)	Groen schorpioenmos
	Scorpidium scorpioides (Limpr.)	Rood schorpioenmos
2. Overgangsveen met basenrijke veenmossen	*Sphagnum contortum* (Schultz)	Trilveen veenmos
	Sphagnum squarrosum (Crome)	Haakveenmos
	Sphagnum subnitens (Russow)	Glanzend veenmos
	Sphagnum teres (Ångstr.)	Sparrig veenmos
3. Overgangsveen met puntmossen	*Calliergon cordifolium* (Kindb.)	Hartbladig puntmos
	Calliergonella cuspidata (Loeske)	Gewoon puntmos
4. Veenmosrietlanden	*Aulacomnium palustre* (Schwägr.)	Rood viltmos
	Dicranum bonjeanii (De Not.)	Moerasgaffeltandmos
	Sphagnum fallax (Klinggr.)	Fraai veenmos
	Sphagnum fimbriatum (Wilson)	Gewimperd veenmos
	Sphagnum palustre (L.)	Gewoon veenmos
	Straminergon stramineum (Hedenäs)	Sliertmos
5. Veenheide	*Polytrichum commune* (Hedw.)	Gewoon haarmos
	Sphagnum magellanicum (Brid)	Hoogveenveenmos

Jager en collega's (2011b) vonden in het Kiersche Wiede zowel voor mossen als vaatplanten geen systematische verschillen tussen 2008 (nulmeting) en 2009. Ook na 3 jaar blijkt de vaatplant bedekking niet te verschillen in de proefgebieden van De Wieden en De Weerribben. De mossen lijken echter wel degelijk te verschillen (Figuren 8.38 en 8.39). In het Kiersche Wiede lijkt de bedekking van basenrijke trilveen- en veenmossoorten te zijn afgenomen, terwijl er een toename lijkt te zijn van karakteristieke mossen van zuurdere rietlanden. Dit werd vooral veroorzaakt door een afname van *Calliergon giganteum* (Kindb.), *Plagiomnium affine* (Kop.), *Sphagnum contortum* (Schultz) en *Sphagnum teres* in een aantal PQ's, en een toename van voornamelijk *Sphagnum fallax*. In De Weerribben leidde het gewijzigde peilbeheer ook tot een afname van basenrijke mossen, vooral van *Calliergonella cuspidata*, maar was geen toename van zuurdere veenmossen te zien. Deze patronen van verzuring werden niet waargenomen in de controlegebieden van De Wieden en De Weerribben en lijken dus te zijn veroorzaakt door het gewijzigde peilbeheer. Dit is opmerkelijk, omdat deze verzuring niet wordt waargenomen in de watermonsters (zie paragraaf 8.4). Uit een recent onderzoek naar flexibel peilbeheer blijkt overigens dat meer zaden van oeverplanten aanspoelen bij een flexibel peil dan bij een vast peil, waardoor niet alleen het aantal kiemplanten op de oever toeneemt maar ook de diversiteit lijkt toe te nemen (Sarneel *et al.* 2012). Zij vonden ook dat meer zaden uit de zaadbank kiemden bij afzakkend peil in de zomer dan bij een vast peil, maar alleen bij geleidelijke oevers. Door de korte looptijd van dit project (2 jaar) bleek het echter ook in deze studie onmogelijk om goed vast stellen of er een verschuiving in de vegetatiesamenstelling optrad als gevolg van het instellen van flexibel peil.



Figuur 8.38. De totale bedekking van verschillende vegetatiegroepen in De Wieden in 2011 afgezet tegen de totale bedekking van deze groepen in 2008. PQ's in het proefgebied van het Kiersche Wiede (blauwe punten) en in het controlegebied (rode punten) zijn weergegeven.



Figuur 8.39. De totale bedekking van verschillende vegetatiegroepen in De Weerribben in 2011 afgezet tegen de totale bedekking van deze groepen in 2008. PQ's in het proefgebied van vak 60 in De Weerribben (blauwe punten) en in het controlegebied (rode punten) zijn weergegeven.

8.6.2 Aquatische vegetatie in het Kiersche Wiede

Tussen 2007 en 2010 zijn door het Waterschap Reest en Wieden opnamen gemaakt van de watervegetatie in het Kiersche Wiede. Ook voor deze vegetatie geldt dat een langere meetreeks nodig is om vast te stellen of het gewijzigd peilbeheer leidt tot veranderingen (Jager *et al.* 2011b). Uit een analyse van Sylvia Meijer (vrijwilliger bij Natuurmonumenten) lijkt te komen dat de aquatische vegetatie in de soortenrijke sloten van het Kiersche Wiede niet wordt beïnvloed door het peilbeheer. Ook in dit geval is de meetperiode echter te kort om systematische verschillen te kunnen waarnemen.

8.6.3 Dagvlinders

Het ecologisch adviesbureau Altenburg & Wymenga heeft in het Kiersche Wiede een aantal inventarisatie routes voor dagvlinders en libellen gelopen in 2008 (nulmetingen) en 2009. Mogelijke effecten van een gewijzigd peilbeheer konden moeilijk worden vastgesteld, omdat er maar twee jaar is gemonitord (Jager *et al.* 2011b). Het lijkt er wel op dat de een week durende inundatie in november 2009 geen effect heeft gehad op de reproductie van de beschermde Zilveren Maan (*Boloria selene*). Er was namelijk geen significant verschil tussen de tellingen van 2008 en 2009.

In 2008 en 2009 zijn er eitjes en rupsen van de grote vuurvlinder (*Lycaena dispar*) geteld op Waterzuring (*Rumex hydrolapathum* Huds.) planten in het proefgebied van De Weerribben. Ook in dit geval kunnen er geen duidelijke uitspraken worden gedaan over het effect van een gewijzigd peilregiem op de grote vuurvlinder, doordat er slechts 2 jaar gemonitord is. Het lijkt er wel op dat de een week durende inundatie in maart 2009 geen effect heeft gehad op de overleving van rupsen van de grote vuurvlinder (Cusell *et al.* 2009). Webb en Pullin (1998) hebben voor een Engelse populatie grote vuurvlinders echter aangetoond dat waterschommelingen en inundaties kunnen leiden tot significant lagere reproducties van de grote vuurvlinder. Met name rupssterfte gedurende de diapauze (overwintering) blijkt in belangrijke mate de populatiedynamica van de grote vuurvlinder te bepalen (Webb & Pullin 1996).

Er kan dus geconcludeerd worden dat langere meetreeksen nodig zijn om goed inzicht te krijgen in de effecten van een meer natuurlijk flexibeler peilbeheer op de fauna.

8.7 Conclusies en aanbevelingen

Peilverhoging 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 opzwollen. 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 trad in de meeste jaren geen infiltratie van het basenrijk water doordat de kraggen al waterverzadigd waren voor de peilverhoging, waardoor de pH en buffercapaciteit van de bodem niet veranderde. Alleen tijdens de inundatie in 2011 trad er enige infiltratie op bij kraggen met basenrijke veenmossen, puntmossen en schorpioenmossen, doordat de waterstanden in de kraggen toen relatief laag waren voordat de inundaties optraden. Deze infiltratie leidde tot een beperkte toename van EGV-waarden en Ca-concentraties in de moslaag, maar had verder geen effect voor de pH en buffercapaciteit in de moslaag of bodem. Overigens treedt er tijdens de inundaties mogelijk wel uitwisseling op tussen het bovenstaand oppervlaktewater en de moslaag, waardoor de

basenbezetting in de moslaag 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 kan optreden tijdens verhogingen van het waterpeil.

Verhoging van alkaliniteit door reductieprocessen treedt ook niet op, hoewel de redoxpotentaal tijdens inundatie laag genoeg is voor sulfaat- en ijzerreductie. 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 dat de externe aanvoer van orthofosfaat in deze afgelegen gebieden gering is, waardoor de inundaties in de proefgebieden niet tot eutrofiëring leiden.

Peilverlaging 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. Dit komt overeen met onderzoek naar flexibel peilbeheer dat door het kennisnetwerk "Watermozaïek" is uitgevoerd (Borren *et al.* 2012). Tijdens de peildaling in de zomer van 2011 was het droog en daalde de waterstand in de kraggen van het Kiersche Wiede met ca. 10 cm. De korte peildaling leidde echter niet tot verzuring of eutrofiëring. Het was echter wel opvallend dat de moslaag in het Kiersche Wiede in 2011, ten opzichte van de nulmeting in 2008, relatief veel zuurdere veenmossen bevatte en relatief weinig basenrijkere mossen.

In 2009 en 2010 leidde hoge regenval tijdens de peilverlaging in de sloten van het Kiersche Wiede tot verhoogde in plaats van verlaagde waterstanden in de kragge. Lage peilstanden in de sloten leiden dus niet automatisch tot lage waterstanden in de kraggen. Het effect van deze verhoging in waterstand in de kraggen hangt af van de uiteindelijke waterstand die bereikt wordt in de kraggen. In de zomer van 2009 kwamen de waterstanden in het Kiersche Wiede op, of zelfs boven, het maaiveld te staan waardoor de alkaliniteit door reductieprocessen toenam, terwijl de waterstanden in de zomer van 2010 niet verder stegen dan 7-15 cm onder het maaiveld waardoor er geen reductie-processen optraden in de bovenste laag van de bodem, en de alkaliniteit dus niet toenam. In 2009 trad in het controlegebied langs de Veldweg zelfs overstroming op door de heftige regenval tijdens de meetperiode, waardoor de alkaliniteit niet alleen toenam 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 PO_4-concentraties.

In De Weerribben leidde de peildaling in de sloten tijdens een relatief droge periode slechts tot een geringe waterstandsdaling in de kragge, die geen gevolgen had voor de chemische samenstelling van het bodemvocht in het veen. Deze geringe waterstandsdaling in de kragge leidden tijdens de meetperiode niet tot verzuring of eutrofiëring van de bovenste 10 cm van de bodem. Dit kwam waarschijnlijk doordat de waterstanden in veel kraggen al voor de peilverlaging zo laag waren dat de wortelzones al onder geoxideerde condities voorkwamen voordat de peilverlagingen werden ingezet.

9 Het kolomexperiment

9.1 Inleiding en methode

De combinatie van veldmetingen, veldexperimenten en mesocosmos-experimenten is binnen OBN zeer vruchtbaar gebleken. 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 in 2009 een kolomexperiment met bodemkernen en hun vegetatie ingezet. Hierbij is specifiek aandacht besteed aan het vrijkomen of immobiliseren van orthofosfaat (verder aangeduid als PO_4) tijdens hoge en lage waterstanden, en eventuele extra zuurbuffering of verzuring door peilverhoging dan wel verlaging. Om seizoenseffecten goed te kunnen toetsen is gekozen voor een constante temperatuur van 4 en 18 ^{o}C. Doordat de peilen in dit mesocosmos-experiment langer zijn gehandhaafd dan in het veld, is er inzicht verkregen in de effecten van langdurige overstromingen of verdrogingen.

Eind april zijn in de Stobbenribben (S-kolommen met Rood schorpioenmos; Caricion davallianae – Scorpidium-Carex diandra type) 40 kolommen en in het Kiersche Wiede (H-kolommen met Geel schorpioenmos; Caricion nigrae – Carex nigra-Agrostis canina type) 24 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 groeiden 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 9.1).

Figuur 9.1. Kolomexperiment

Vervolgens zijn de kolommen op dezelfde dag naar het laboratorium gebracht, waar alle kolommen twee weken hebben geacclimatiseerd in een koele cel van 4 ^{o}C met een relatieve luchtvochtigheid van 50-60% die 12 uur werd verlicht bij een intensiteit van 150 µmol m^{-2} s^{-1} (de gemiddelde temperatuur en daglengte in de winter). Gedurende deze twee weken werd het waterpeil in alle kolommen op maaiveld niveau gehouden door (waar nodig) demiwater toe te voegen. Na periode is *random* de helft van de kolommen (20 S-kolommen en 12 H-kolommen) naar een warmere klimaatcel van 18 ^{o}C gebracht die 16 uur werd verlicht (de gemiddelde temperatuur en daglengte in de zomer). Een nieuwe aanpassingsperiode van 3 weken volgde, waarin nog niet gestart is met de behandelingen maar wel een vegetatiekartering is uitgevoerd.

Begin juni is gestart met de chemische nulmetingen. Met behulp van rhizons is op 1 cm (de moslaag) en 10 cm diepte op anaerobe wijze bodemvocht afgenomen. Hierin zijn sturende chemische variabelen bepaald, zoals de pH, alkaliniteit, elektrisch geleidend vermogen (EGV), Ca, Mg, Cl, K, Fe, Al, SO_4, NH_4, NO_3, PO_4 en sulfide- concentraties. De EGV-waarden zijn tijdens de meting automatisch gecorrigeerd naar een EGV-waarde bij 25 ºC. 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 9.1). Bij de behandelingen met een lage waterstand is het waterpeil 15 cm verlaagd door via een PVC-buisje en een afvoerslangetje het water weg te pompen. Een verhoging van de waterstand met 15 cm is bereikt door mineraalrijk water aan de kolommen toe te voegen, al dan niet bijgemengd met milieurelevante concentraties aan ammonium (NH_4Cl) of sulfaat (Na_2SO_4) om effecten van waterkwaliteit te testen. Hierbij is gebruik gemaakt van achtergrondconcentraties die normaal zijn voor trilvenen, en van NH_4- en SO_4-concentraties die in De Wieden en De Weerribben in de buurt van landbouwgronden voorkomen (Tabel 9.2). Om de veldschade aan de zeer kwetsbare vegetaties met Geel schorpioenmos uit het Kiersche Wiede te beperken, is er voor gekozen om de toevoegingen van ammonium en sulfaat alleen uit te voeren in S-kolommen met Rood schorpioenmos uit de Stobbenribben.

Tabel 9.1. Behandelingen die zijn toegepast tijdens het kolomexperiment.

Type kolom	Temperatuur	Waterstand	Behandeling
H-kolom met Geel schorpioenmos	4	-15	
H-kolom met Geel schorpioenmos	4	0	
H-kolom met Geel schorpioenmos	4	+15	
H-kolom met Geel schorpioenmos	18	-15	
H-kolom met Geel schorpioenmos	18	0	
H-kolom met Geel schorpioenmos	18	+15	
S-kolom met Rood schorpioenmos	4	-15	
S-kolom met Rood schorpioenmos	4	0	
S-kolom met Rood schorpioenmos	4	+15	
S-kolom met Rood schorpioenmos	4	+15	Ammonium
S-kolom met Rood schorpioenmos	4	+15	Sulfaat
S-kolom met Rood schorpioenmos	18	-15	
S-kolom met Rood schorpioenmos	18	0	
S-kolom met Rood schorpioenmos	18	+15	
S-kolom met Rood schorpioenmos	18	+15	Ammonium
S-kolom met Rood schorpioenmos	18	+15	Sulfaat

Tabel 9.2. Concentraties in het bovenstaande water bij kolommen met verhoogde waterstanden. Er is gebruik gemaakt van achtergrondconcentraties die normaal zijn voor trilvenen, en van PO_4, NH_4 en SO_4-concentraties die in de boezem nabij landbouwgronden voorkomen.

Chemicaliën	Toegevoegd aan	Concentratie (µmol l^{-1})
$CaCl_2.2H_2O$	Alle kolommen met +15	1500
$MgCl_2.6H_2O$	Alle kolommen met +15	300
KCl	Alle kolommen met +15	100
$NaHCO_3$	Alle kolommen met +15	2000
NH_4Cl	Ammonium behandeling	100
Na_2SO_4	Sulfaat behandeling	1000

Tijdens het experiment, dat zeven maanden heeft gelopen, zijn de waterstanden van alle kolommen twee keer per week gecontroleerd. Wanneer nodig zijn ze bijgevuld met demiwater om te compenseren voor verdamping. Helaas kon de waterstand bij twee H-kolommen met Geel schorpioenmos niet worden gehandhaafd door lekkages, waardoor een controle H-kolom onder zomer condities en een H-kolom met lage waterstand onder winter condities verder buiten beschouwing zijn gelaten.

Om te voorkomen dat infiltratie, plantopname en/of uitwisseling met de bodem zouden leiden tot sterk veranderde concentraties in het bovenstaande oppervlaktewater, is het bovenstaande oppervlaktewater elke 3 weken ververst. Vóór de verversing werd altijd de hoogte van de kragge opgemeten. Bij het verversen werden de stoffen uit tabel 9.2 steeds in de juiste hoeveelheid toegevoegd.

Gedurende het gehele experiment zijn regelmatig bodemvochtmonsters genomen op 10 cm diepte, namelijk 3, 5, 8, 12, 15, 21, 28 en 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 log (x+1)-transformatie getoetst met behulp van een lineair mixed model, 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 van de vegetatie, en is de biomassa geoogst. Daarnaast is met behulp van een Junior-PAM fluorometer (*Heinz Walz GmbH*) de vitaliteit van de schorpioenmossen met betrekking tot fotosynthese bepaald. De gebruikte methode is nauwkeuriger toegelicht in paragraaf 6.1.2. Tevens zijn er aan het einde van het experiment bodemmonsters genomen om meer inzicht te krijgen 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). Het effect van behandelingen op variabelen die alleen aan het einde van het experiment zijn gemeten, is bepaald met een 3-weg ANOVA en Bonferroni post-hoc toets ($p \leq 0,05$).

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

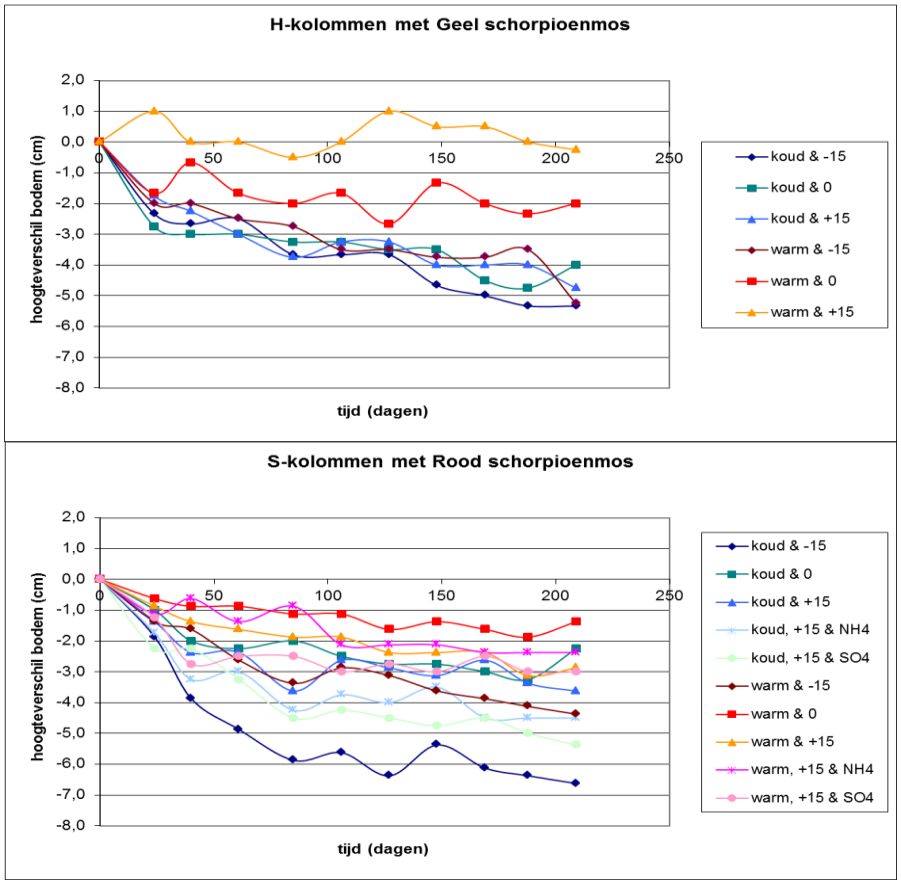
- Welke gevolgen heeft een peilverhoging in de winter?
- Welke gevolgen heeft een peilverlaging in de zomer?
- Wat is de invloed van verhoogde ammonium- en sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater tijdens hoge waterstanden?

9.2 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de kraggedynamiek

9.2.1 Gevolgen peilverhoging

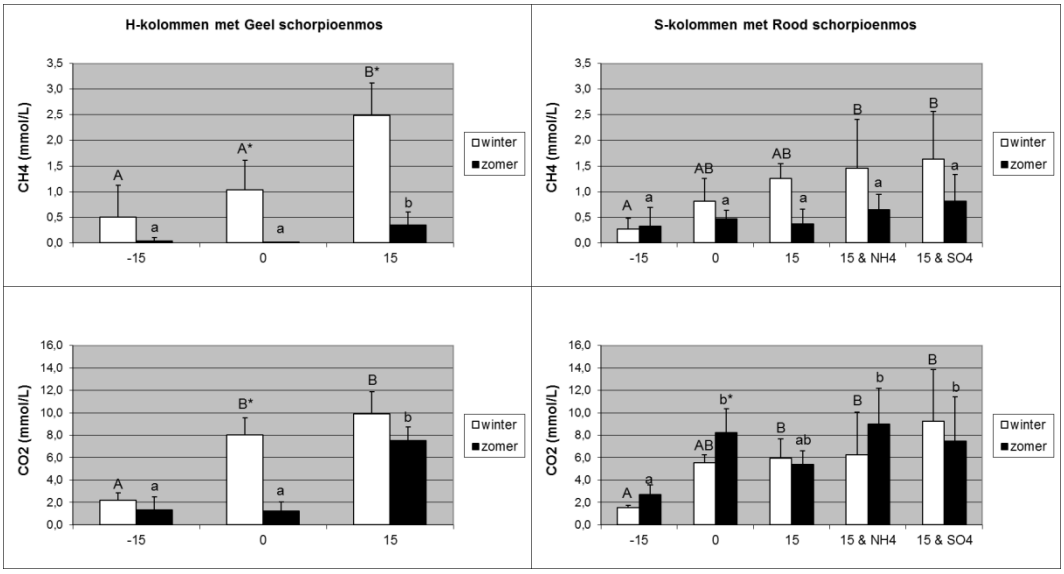
Voor zowel kraggen met Rood als Geel schorpioenmos werd een significante bodemdaling van ca. 4 cm waargenomen bij alle behandelingen onder winter condities (Figuur 9.2). Deze dalingen trad dus ook op bij de controle kolommen, die een waterstand op maaiveldniveau hadden, en bij kolommen met een peilverhoging. In alle gevallen trad de significante daling echter pas op na ongeveer 2 maanden. Na een peilverandering van 1 week, zoals bij de veldproef, werden er nog geen verschillen waargenomen.

Het is opvallend dat peilveranderingen onder zomer condities niet, of in mindere mate, leidden tot bodemdaling. Onder deze warmere condities was er alleen een significante bodemdaling waar te nemen bij kolommen met peildalingen. 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 9.2. Hoogteverschil van de bodemkernen t.o.v. de nulsituatie in H en S-kolommen (n=4).

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 opzwelling van het veen tijdens de zomersituatie (Dunfield *et al.* 1993; Bergman *et al.* 2000; Tomassen *et al.* 2003). Uit figuur 9.3 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 met ongeveer 5%, als gevolg van de hogere temperatuur, kan dit grote verschil niet compenseren. Aangezien water de grootste dichtheid heeft bij 4 ^{o}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.



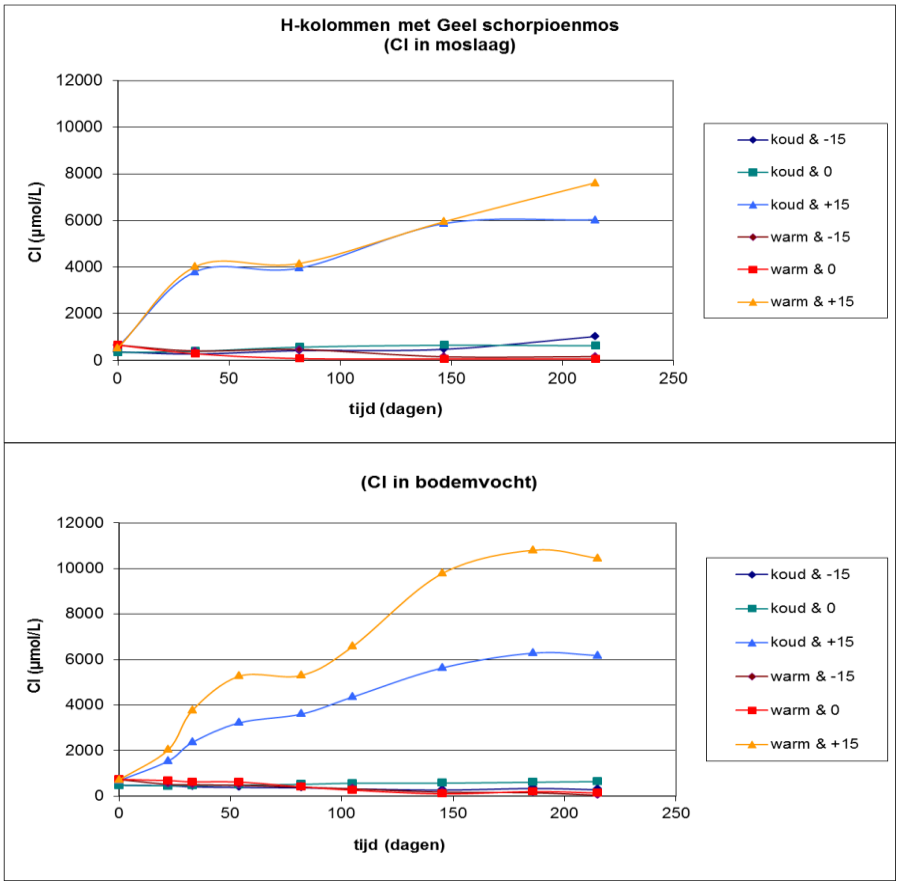
*Figuur 9.3. CH_4 en CO_2-concentraties in het bodemvocht van H (links) en S-kolommen (rechts) na zeven maanden met verschillende behandelingen. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en seizoenen bepaald. Significante verschillen tussen behandelingen worden met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk de winter en zomer situatie, terwijl * een significant verschil aangeeft tussen beide seizoenen (p ≤ 0,05).*

Verder blijkt de concentratie van het biologisch inerte Cl-anion op 1 en 10 cm diepte sterk en significant te zijn toegenomen bij alle geïnundeerde kolommen (Tabel 9.3; Figuren 9.4 en 9.5). Bij Geel schorpioenmos liet de veenlaag bij peil-verhoging 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 wel 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.

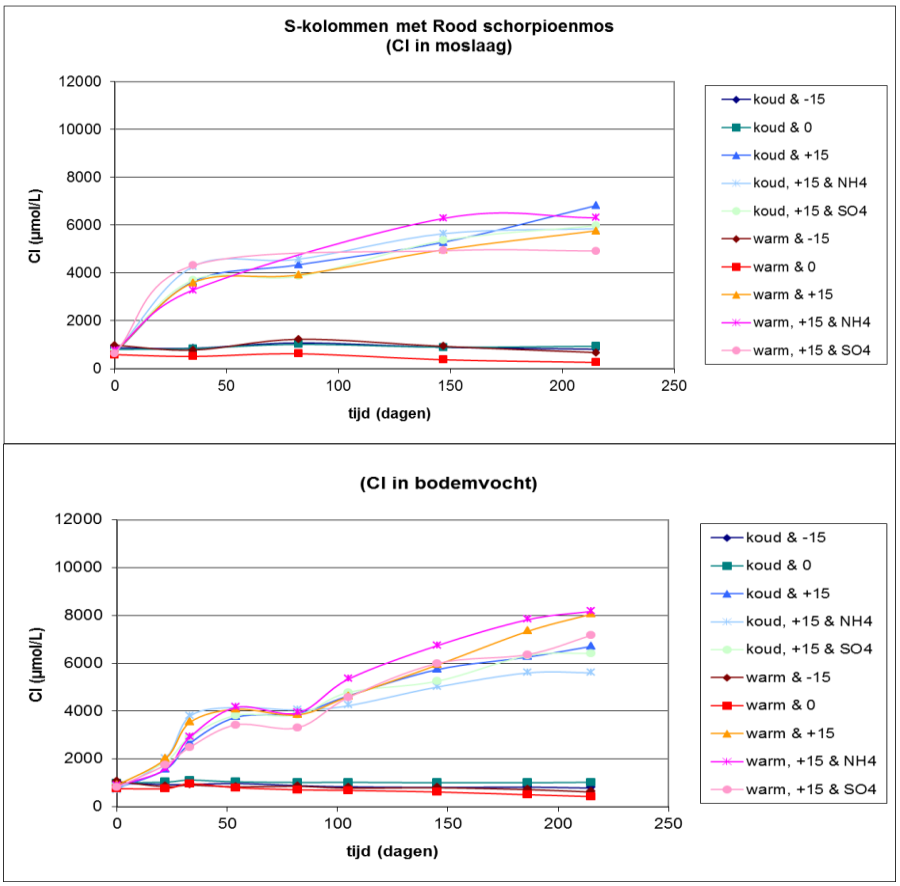
*Tabel 9.3. Effecten van kolomtype (H of S), seizoen en waterstand op Cl-concentraties en EGV in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm). Resultaten van een lineair mixed model gegeven als F-ratio's met hun significantie niveau: * p ≤ 0,05 en ** p ≤ 0,01*

	d.f.	Kolom	Seizoen	Waterstand	Kolom * Waterstand
Moslaag					
EGV	43	19**	0,6	205**	2
Cl	38	9**	0,9	310**	2
Bodemvocht					
EEG	96	111**	4*	173**	12**
Cl	64	16**	4*	111**	6**

Voor veldsituaties zal de mate van infiltratie sterk afhangen van de water-verzadiging en doorlatendheid van het veen, maar ook van hydrologische processen als laterale aanvoer, kwel en wegzijging. Deze processen kunnen in de goed afgesloten, en reeds water verzadigde, geïnundeerde kolommen echter geen rol hebben gespeeld. De significant hogere Cl-concentraties en EGV onder zomer condities, vooral op 10 cm diepte bij de H-kolommen met Geel schorpioenmos, doen in ieder geval vermoeden dat er in de kolommen inzijging optreedt door evapotranspiratie van vaatplanten. Bij dit proces functioneren de vaatplanten als een pomp die het aanwezige bodemvocht verdampen en zo "ruimte" vrij maken voor het bovenstaande chloriderijke water. Daarnaast heeft de 3-wekelijkse vervanging van het bovenstaande water mogelijk ook geleid tot extra inzijging in de kolommen.



Figuur 9.4. Cl-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen (n=4).



Figuur 9.5. Cl-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

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.

9.2.2 Gevolgen peilverlaging

Bij een verlaagd peil in de zomer zijn de kraggen met Rood en Geel schorpioenmos met 4-5 cm gedaald, terwijl de controlekolommen onder deze condities slechts 1-2 cm zijn gedaald (Figuur 9.2). In dit geval kan de verhoogde O_2-intreding 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 onder deze droge condities ook nog een rol. Dit kan namelijk leiden tot inklinking. Voor een periode van 1 week, zoals in de veldsituatie, is de mate van bodemdaling overigens nog marginaal.

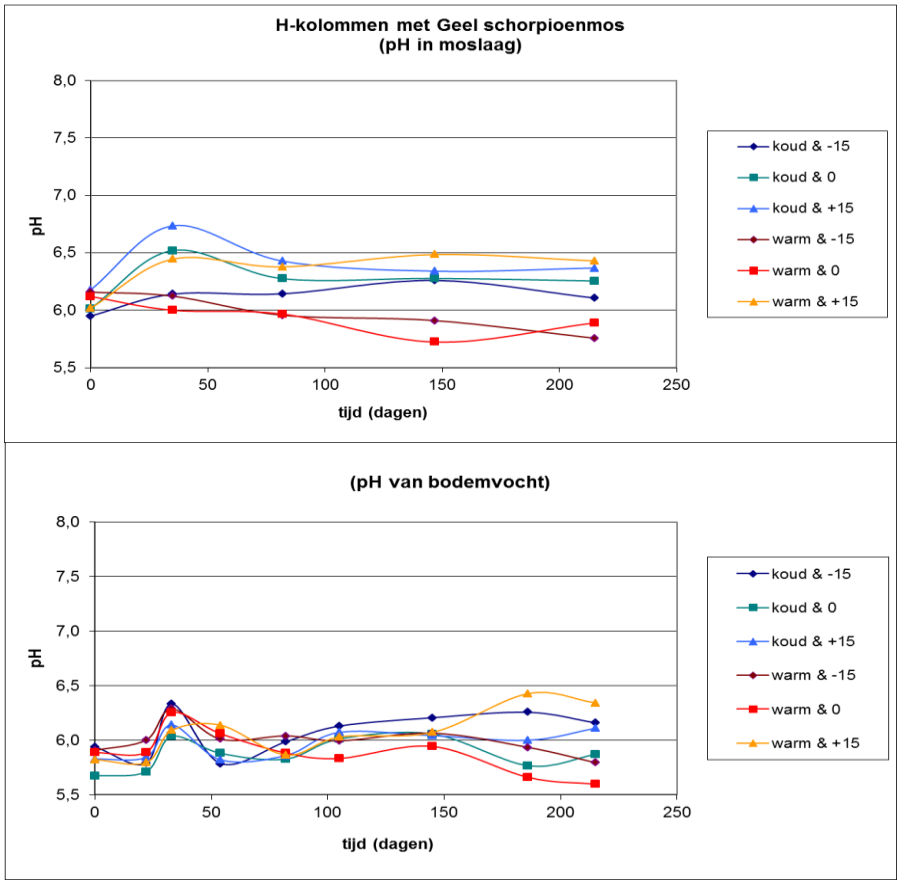
Bij de H-kolommen met Geel schorpioenmos die onder warme condities stonden heeft het bijvullen met demiwater waarschijnlijk geleid tot dalende Cl-concentraties bij die kolommen waar sprake was van een peilverlaging (Figuur 9.4). Dit verdunningseffect trad waarschijnlijk ook op bij de controlekolommen 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.

9.2.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging

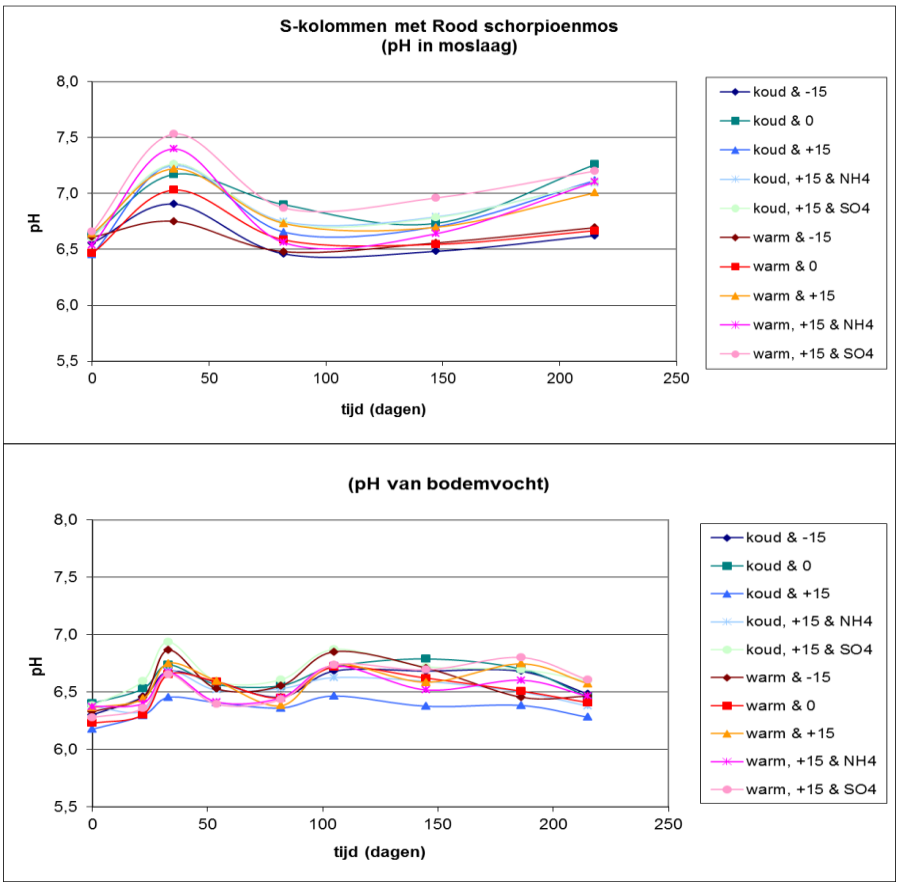
Een extra toevoeging van ammonium of sulfaat lijkt geen invloed te hebben op de kraggendynamiek. De kraggen gedroegen zich niet significant anders dan de andere kraggen met een verhoogde waterstand waar deze stoffen niet aan toe waren gevoegd.

9.3 Mogelijke effecten peilfluctuatie op de buffercapaciteit en pH

H-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 S-kolommen op beide dieptes significant hoger lag met een pH van ca. 6,3 in de bodem en 6,7 in de moslaag (Figuren 9.6 en 9.7). Dit pH-verschil tussen de kolommen met Geel en Rood schorpioenmos komt overeen met veldmetingen, en bleef gedurende het experiment aanwezig. De hogere pH in de moslaag is waarschijnlijk het gevolg van fotosynthese, waarbij CO_2 aan het water onttrokken wordt.



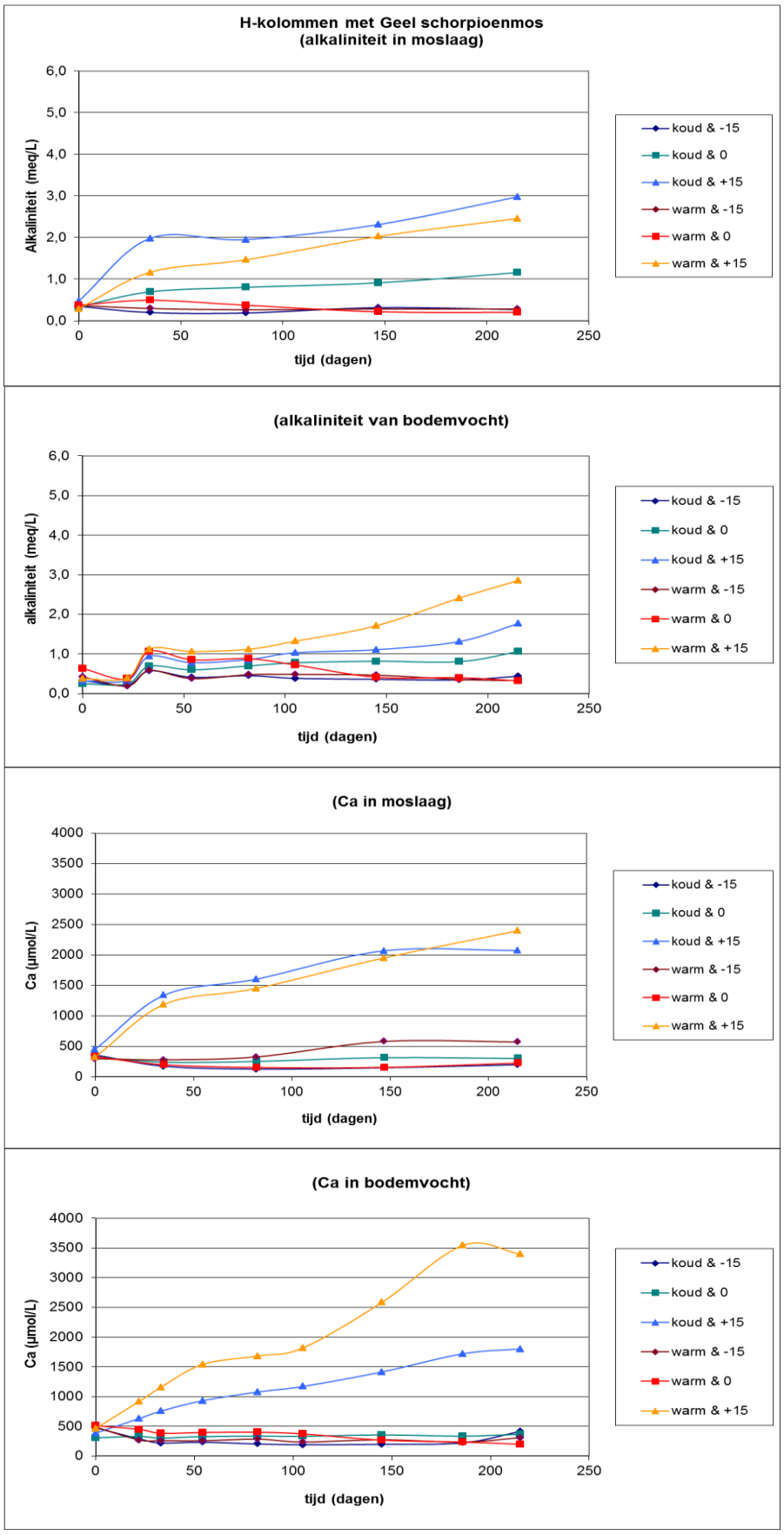
Figuur 9.6. pH in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen.



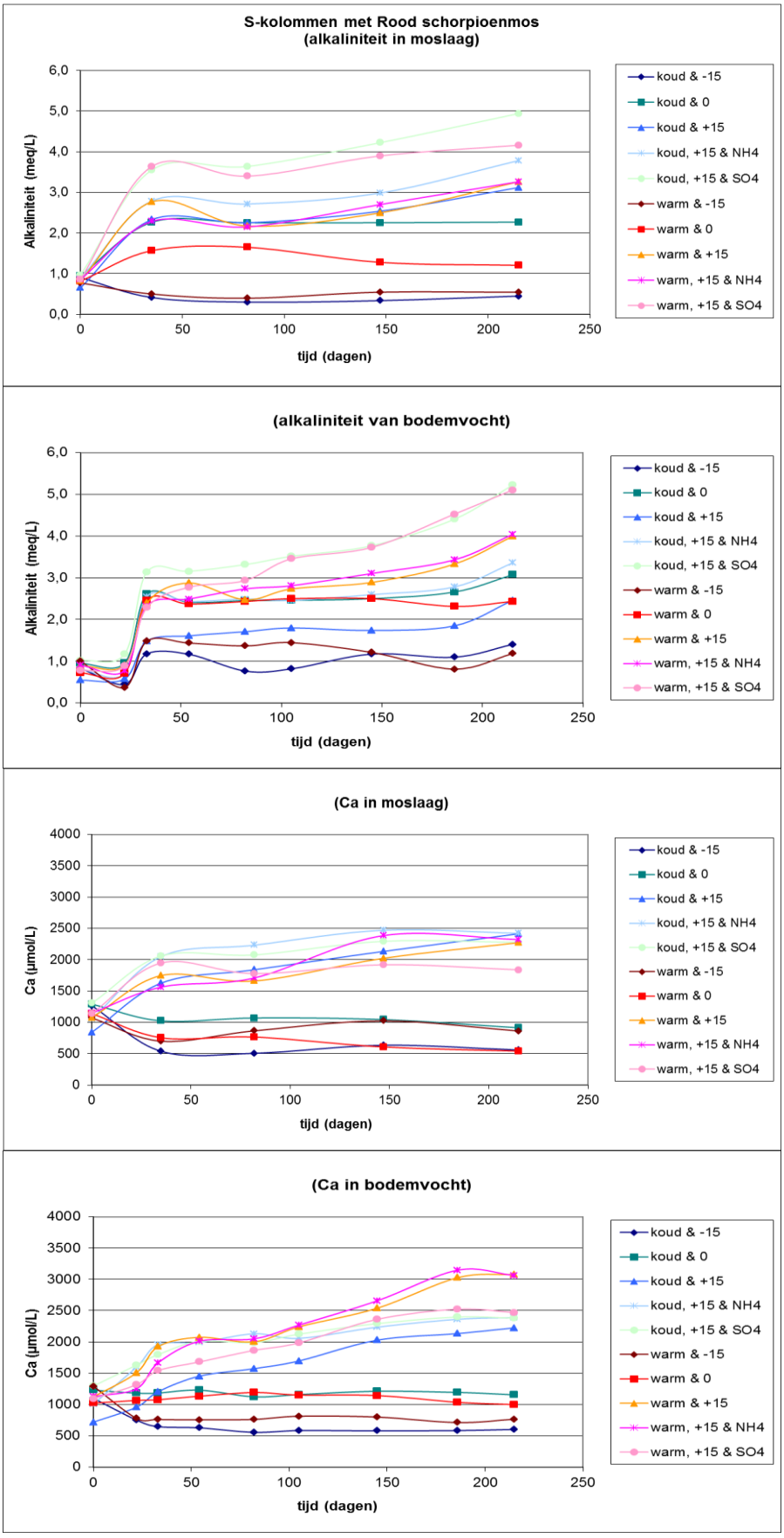
Figuur 9.7. pH in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen.

9.3.1 Gevolgen peilverhoging

Zeven maanden peilverhoging heeft geleid tot een pH-stijging van ongeveer een halve eenheid, onafhankelijk van temperatuur, diepte in de bodem of mossoort (Tabel 9.4; Figuren 9.6 en 9.7). In alle gevallen is deze stijging grotendeels in de derde week ontstaan, waarna de pH niet significant is veranderd. De alkaliniteit laat een soortgelijke stijging na 3 weken zien, maar blijft bij de meeste geïnundeerde kolommen significant oplopen (Tabel 9.4; Figuren 9.8 en 9.9). Zoals in hoofdstuk 6 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 (Ponnamperuma 1984; Loeb *et al.* 2008a). Dit zijn microbiële processen die op gang moeten 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, door indringing van mineraalrijk water. 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 9.8. Alkaliniteit en Ca-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen (n=4).



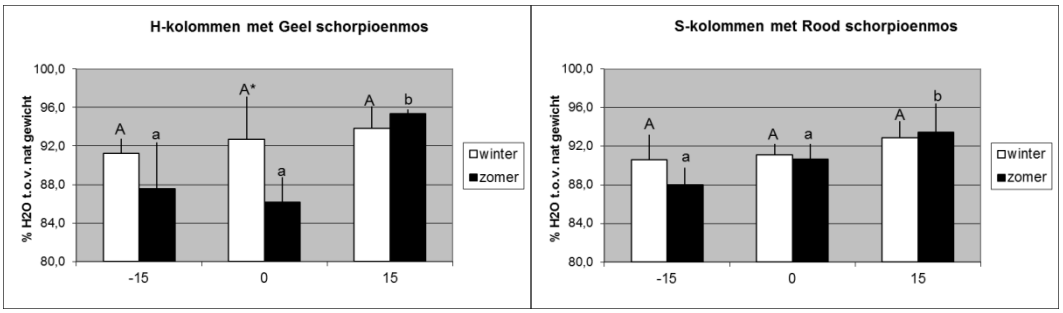
Figuur 9.9. Alkaliniteit en Ca-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

*Tabel 9.4. Effecten van kolomtype (H of S), seizoen en waterstand op pH, alkaliniteit en Ca-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm). Resultaten van een lineair mixed model gegeven als F-ratio's met hun significantie niveau: * p ≤ 0,05 en ** p ≤ 0,01*

	d.f.	Kolom	Seizoen	Waterstand	Kolom * Waterstand
Moslaag					
pH	41	28**	1	0.5	0.6
Alkaliniteit	42	59**	3	143**	13**
Ca	37	15**	0,1	153**	7**
Bodemvocht					
pH	81	161**	0,3	1	2
Alkaliniteit	54	97**	9**	16**	7**
Ca	64	96**	4*	104**	12**

Niet alleen de alkaliniteit maar ook de Ca-concentraties namen significant toe in de geïnundeerde kolommen (Tabel 9.4; Figuren 9.8 en 9.9). Aangezien calcium niet kan vrijkomen via reductieprocessen, worden de toenemende Ca-concentraties dus waarschijnlijk veroorzaakt door de indringing van het bovenstaande mineraalrijke water, wat in de warmere kolommen makkelijker ging door de grotere verdamping. In tegenstelling tot de alkaliniteit, lieten de controlekolommen dan ook geen toename van de Ca-concentraties zien.

9.3.2 Gevolgen peilverlaging



*Figuur 9.10. Vochtgehaltes van veenbodems uit H (links) en S-kolommen (rechts) na afronding van het experiment. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de drie waterstanden en de seizoenen bepaald. Significante verschillen tussen behandelingen worden met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk winter en zomer condities, terwijl * een significant verschil aangeeft tussen de seizoenen (p ≤ 0,05).*

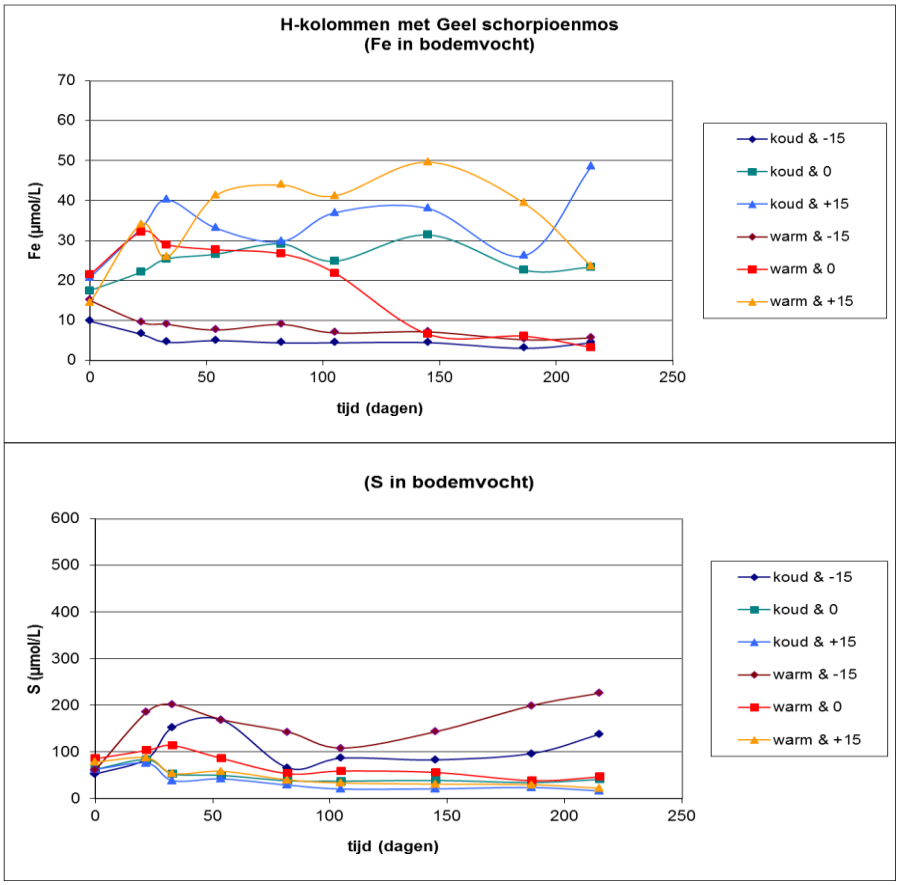
Onder zomer condities leidde een peilverlaging bij H-kolommen tot een pH-verlaging in de moslaag (Figuur 9.6). Hierbij kwam calcium in de moslaag vrij, wat aangeeft dat kationuitwisseling een rol speelde in deze H-kolommen met lage waterstanden (Tabel 9.4; Figuur 9.8). Ook de controlekolommen met Geel schorpioenmos vertoonde een lichte verzuring onder zomer condities, maar hier kwam geen calcium vrij. Het vochtgehalte in deze warme H-kolommen was significant lager dan in soortgelijke kolommen onder winter condities met minder verdamping (Figuur 9.10). De verhoogde temperatuur en het verlaagde vochtgehalte kunnen bij lage waterstanden leiden tot oxidatie van ijzer(sulfiden) en ammonium, waardoor verzuring kan optreden (Lamers *et al.* 1998; Loeb *et al.* 2008a). Uit tabel 9.5 en figuur 9.11 blijkt dat deze oxidatie inderdaad is opgetreden in H-kolommen met lage waterstanden, aangezien de Fe-concentraties relatief laag zijn door neerslag van Fe(III) en

de S-concentraties relatief hoog zijn door productie van goed oplosbaar sulfaat. Het risico op deze oxidatieve verzuring is het grootst in de oppervlakkige moslaag, aangezien zuurstof makkelijker in de moslaag kan komen dan in de diepere bodem.

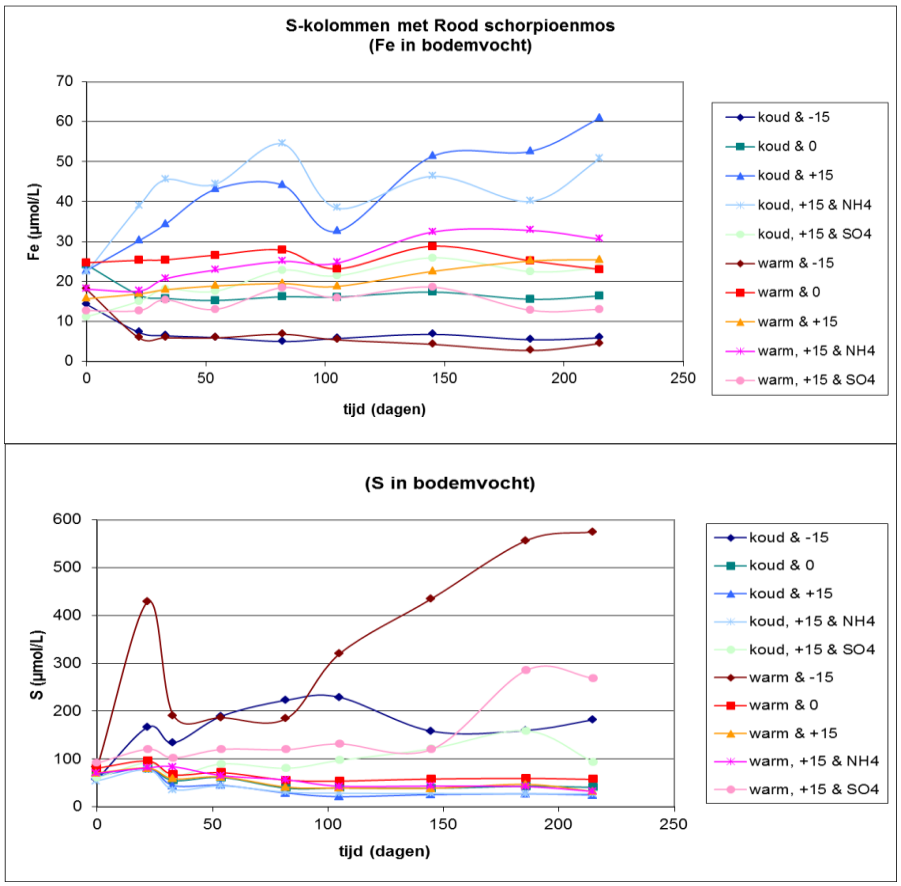
Bij S-kolommen met Rood schorpioenmos leidde de peilverlaging niet tot verlaging van de pH, maar namen de alkaliniteit en de Ca-concentraties wel degelijk af, terwijl dit niet optrad in controlekolommen (Tabel 9.4; Figuren 9.7 en 9.9). Ook bij S-kolommen bleek deze verlaging in alkaliniteit tijdens peilverlagingen samen te vallen met de oxidatie van ijzersulfiden (Tabel 9.5; Figuur 9.12). De buffercapaciteit is hier echter hoger dan bij H-kolommen met Geel schorpioenmos, waardoor geen pH-daling optrad.

*Tabel 9.5. Effecten van kolomtype (H of S), seizoen en waterstand op Fe en S-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm). Resultaten van een lineair mixed model gegeven als F-ratio's met hun significantie niveau: * $p \leq 0,05$ en ** $p \leq 0,01$*

	d.f.	Kolom	Seizoen	Waterstand	Kolom * Waterstand
Moslaag					
Fe	41	4^{*}	7^{*}	30^{**}	5^{*}
S	44	17^{**}	7^{*}	405^{**}	7^{**}
Bodemvocht					
Fe	48	0,5	0,1	34^{**}	1
S	56	13^{**}	23^{**}	100^{**}	4^{*}



Figuur 9.11. Fe en S-concentraties in de bodem (-10 cm) van H-kolommen.



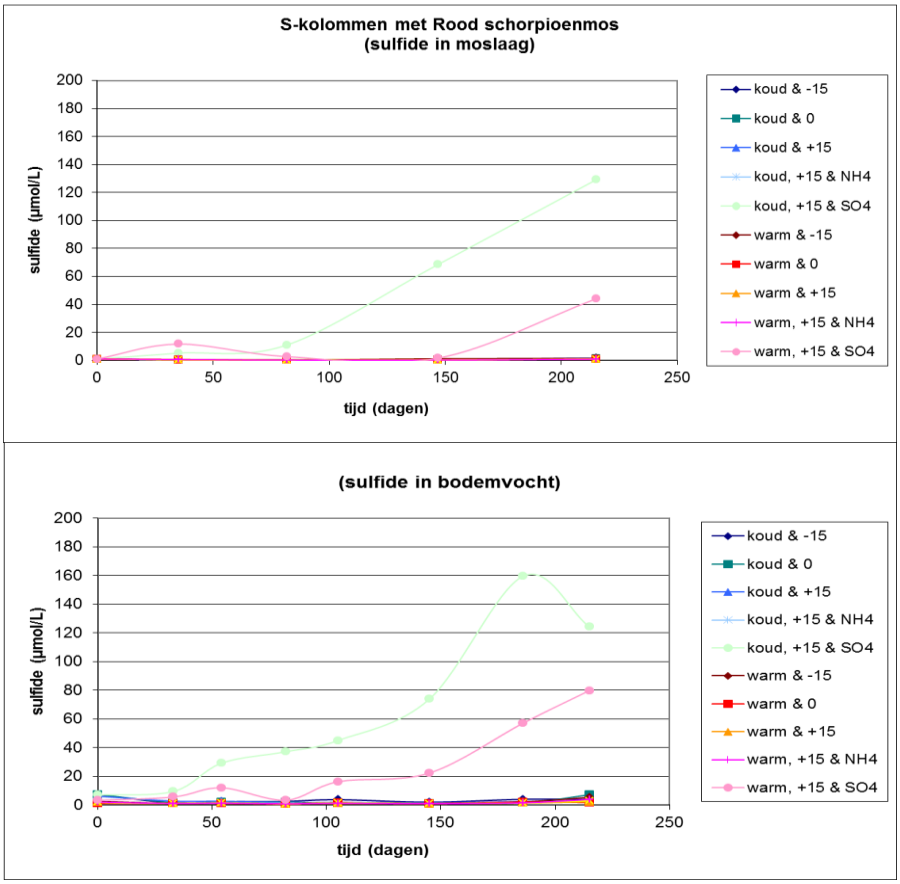
Figuur 9.12. Fe en S-concentraties in de bodem (-10 cm) van S-kolommen.

De 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). Bij totaal S/ (Ca+Mg) ratio in de bodem van boven de 0,7 is er een groot risico op oxidatieve verzuring tijdens verlagingen van het waterpeil, waardoor de pH tot 4 kan dalen. Bij zowel de H als S-kolommen lagen deze waarden tussen de 0,4 en 0,5. Lucassen *et al.* (2002) hebben aangetoond dat de pH van veenbodems in dergelijke gevallen kan dalen tot 5 bij volledige verdroging. Bij dergelijke pH-waarden kan het kationbufferingstraject van belang worden voor de pH-buffering. Het feit dat er, zoals vermeld, bij de H-kolommen met Geel schorpioenmos al een toename van de Ca-concentraties was te zien bij lage waterstanden, geeft aan dat het kationbufferingstraject al een rol speelde in deze kolommen tijdens langdurige peilverlagingen. In de S-kolommen met Rood schorpioenmos kwam echter geen calcium vrij, en trad dus alleen bicarbonaat buffering op.

9.3.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging

Toevoegingen van ammonium bij verhoogde waterstanden had geen invloed op de alkaliniteit (Figuren 9.8 en 9.9). Daarentegen was de alkaliniteit wel hoger in S-kolommen met Rood schorpioenmos waaraan sulfaat was toegevoegd. Bij hoge waterstanden leidde sulfaattoevoeging tot extra sulfaatreductie, waardoor de alkaliniteit extra toenam (Baker *et al.* 1986; Smolders *et al.* 2006). Onder zomer condities leidde sulfaattoevoeging, en de daaraan gekoppelde S-opslag door sulfaatreductie, echter ook tot hogere S/(Ca+Mg) ratio's van het veen, die opliepen tot 0,7. Dit geeft aan dat de tijdelijke extra verhoging van de alkaliniteit door inundatie met sulfaatrijk water ook leidde tot een aanzienlijke toename van het verzuringsrisico bij toekomstige peilverlagingen.

Uit figuur 9.13 blijkt dat niet alleen de alkaliniteit extra is toegenomen in de geïnundeerde S-kolommen met een sulfaatbehandeling, maar dat er ook potentieel toxische sulfideconcentraties ontstonden onder winter condities (waarden hoger dan 10 µmol l^{-1}). Het is zeer opvallend dat de sulfide-concentraties vooral hoog waren onder winterse omstandigheden. De beperkte activiteit van de vegetatie zorgt er onder deze koude condities voor dat er weinig zuurstofverlies vanuit de wortels was, waardoor de oxidatie van sulfide onder koude omstandigheden laag was. Het is overigens belangrijk om op te merken dat er binnen een week, de termijn van peilfluctuaties in het veld, nog geen accumulatie van sulfide optrad.



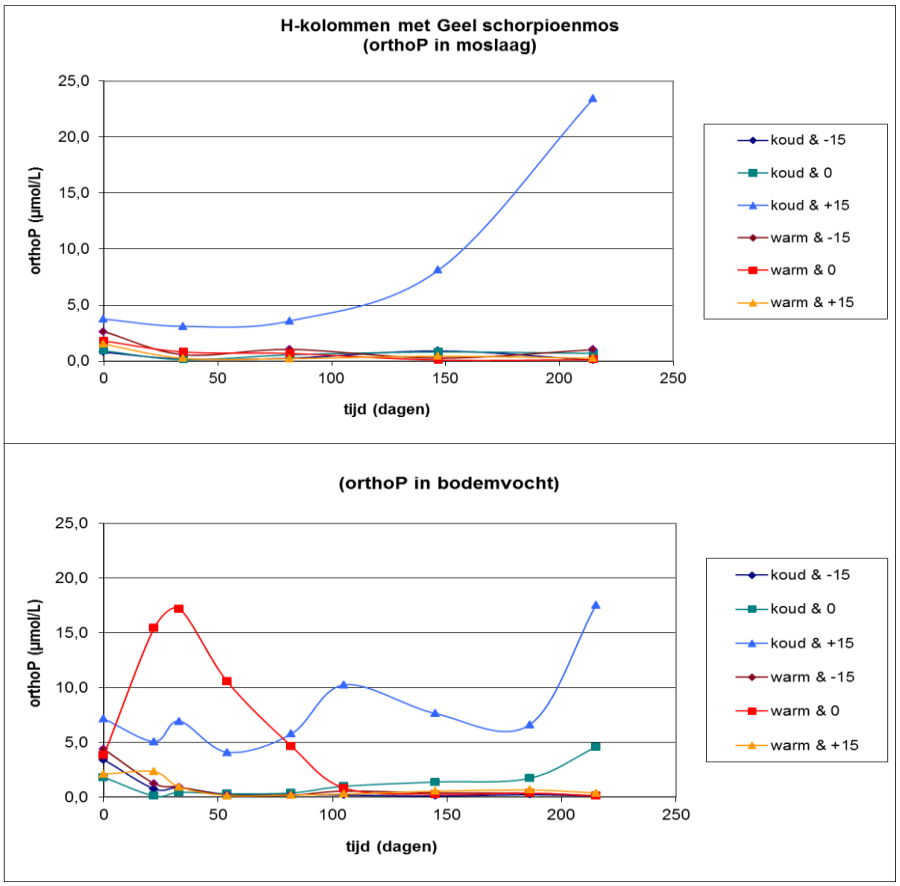
Figuur 9.13. HS-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

9.4 Mogelijke effecten peilfluctuatie op nutriëntbeschikbaarheid

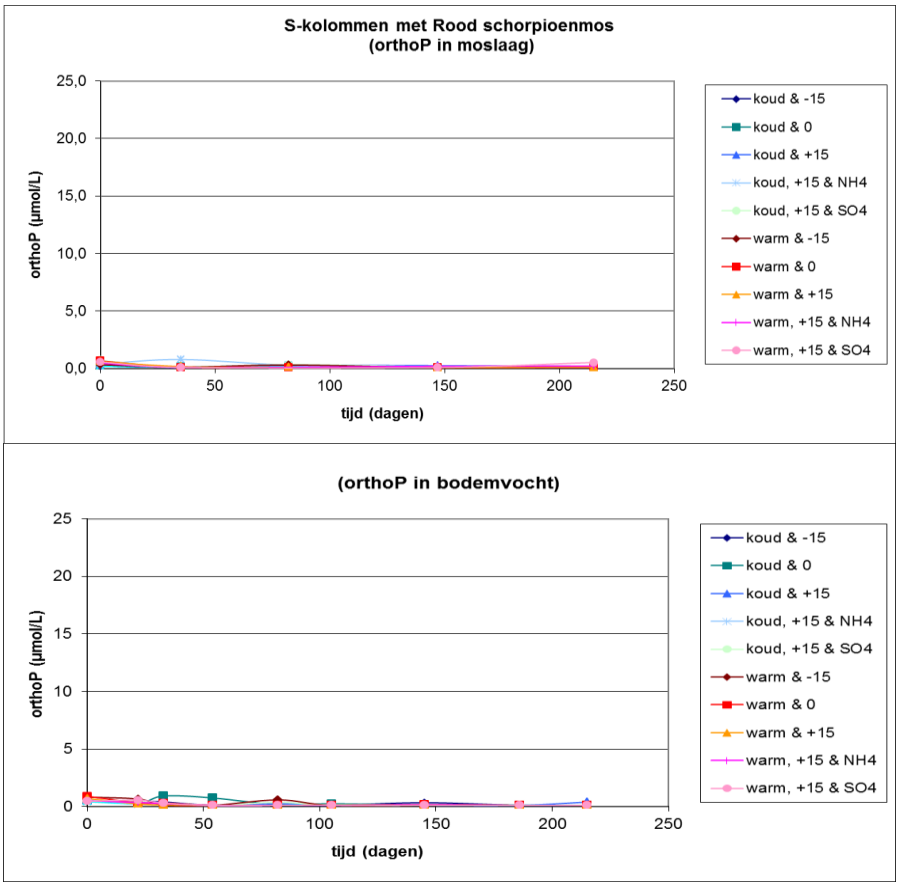
9.4.1 Gevolgen peilverhoging

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.* 1998). Gelijktijdig treedt er vaak ook reductie van sulfaat naar sulfide op. Deze sulfiden reageren vervolgens met 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.* 1998).

Onafhankelijk van de temperatuur, hebben hoge waterstanden bij H en S-kolommen 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 oplosbaar sulfide (tabel 9.5; Figuren 9.11 en 9.12). Deze reductieprocessen hebben echter alleen onder winter condities bij kolommen met Geel schorpioenmos, en dus niet onder zomer condities of in kolommen met Rood schorpioenmos, geleid tot blijvend hogere PO_4-concentraties in zowel de bodem als moslaag (Tabel 9.6; Figuren 9.14 en 9.15). In de eerste week van het experiment was dit overigens nog niet het geval.



Figuur 9.14. PO_4-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen (n=4).



Figuur 9.15. PO_4-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

*Tabel 9.6. Effecten van kolomtype (H of S), seizoen en waterstand op PO_4-concentraties in de moslaag (-1 cm) en de bodem (-10 cm). Resultaten van een lineair mixed model gegeven als F-ratio's met hun significantie niveau: * $p \leq 0,05$ en ** $p \leq 0,01$*

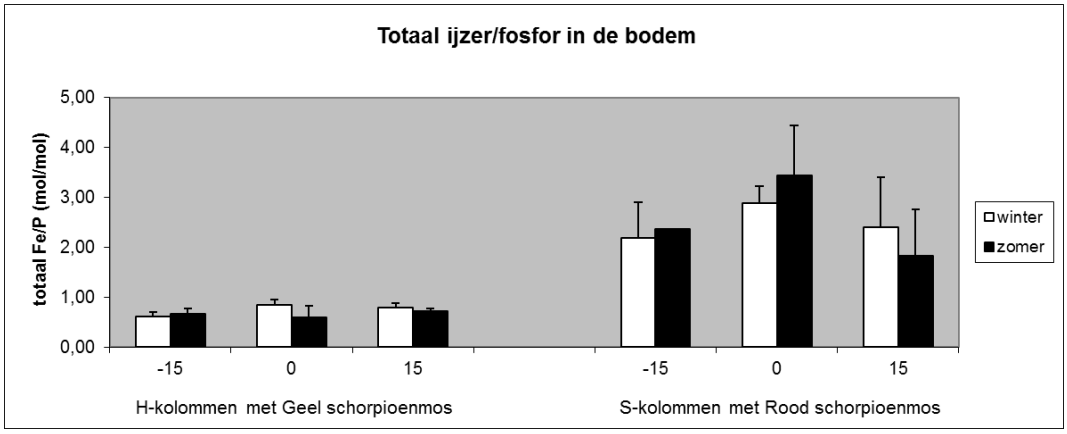
	d.f.	Kolom	Seizoen	Waterstand	Kolom * Waterstand
Moslaag					
PO_4	38	21^{**}	3	6^{**}	3
NO_3	31	10^{**}	3	0,3	0,4
NH_4	39	3	12^{**}	9^{**}	2
DOC	52	20^{**}	17^{**}	12^{**}	3
Bodemvocht					
PO_4	52	32^{**}	11^{**}	7^{**}	7^{*}
NO_3	78	16^{**}	0,3	4^{*}	5^{*}
NH_4	54	12^{**}	0,4	7^{**}	2
DOC	67	17^{**}	41^{**}	5^{*}	0,3

Aanvankelijk nam de PO_4-concentratie onder zomer condities ook toe in controlekolommen met Geel schorpioenmos, maar na ongeveer 5 weken was de PO_4-concentratie in al deze kolommen gedaald tot lage waardes van 0,1 tot 0,5 µmol l^{-1} (Figuur 9.14). Het verschil in PO_4-concentraties tussen de winter en zomer situatie tijdens peilverhogingen in H-kolommen met Geel schorpioenmos is zeer waarschijnlijk het gevolg van fosfaatopname door mossen, algen en/of vaatplanten in de gesimuleerde zomer situatie. Uit tabel 9.7 blijkt dat de vegetatie in H-kolommen inderdaad veel fosfor opnam onder zomer condities.

*Tabel 9.7. N en P-concentraties in de bovengrondse biomassa, N/P ratio's in de bovengrondse biomassa en totale hoeveelheid P in bovengrondse biomassa na beëindiging van behandelingen in H en S-kolommen. Gemiddelden met hun standaard deviatie (n=4). Met behulp van een 3-weg ANOVA en post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen kolomtypen (H en S), seizoenen en waterstanden bepaald. Significante verschillen tussen kolomtypen, seizoenen en waterstanden zijn aangegeven door *, † en ‡ (p ≤ 0,05)*

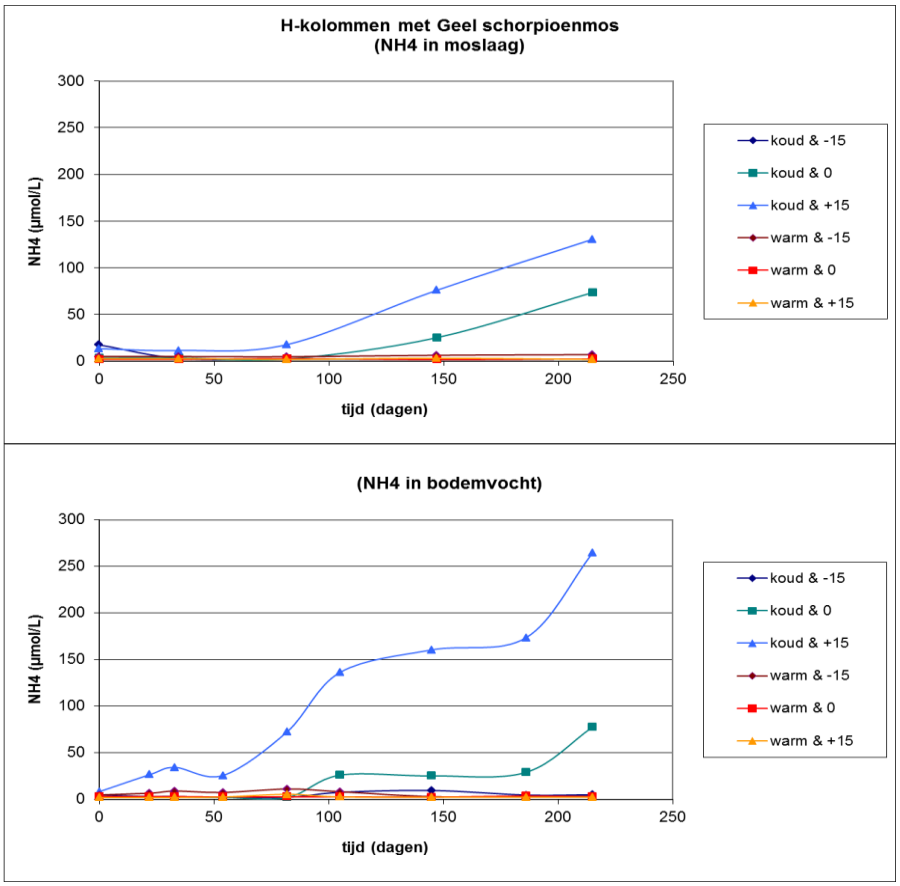
Behandeling	Plant N (g kg^{-1} dp)	Plant P *† (g kg^{-1} dp)	Plant N/P *† (g g^{-1})	P in biomassa *† (mol ha^{-1})
H-kolommen met Geel schorpioenmos				
-15 & winter	6,4 (1,3)	2,35 (0,08)	2,7 (0,5)	22 (12)
0 & winter	10,8 (2,3)	2,89 (0,29)	3,7 (0,5)	16 (6)
+15 & winter	13,7 (9,4)	3,57 (1,12)	3,6 (2,0)	39 (23)
-15 & zomer	8,3 (0,5)	0,69 (0,10)	12,2 (1,9)	62 (18)
0 & zomer	10,4 (3,4)	0,72 (0,11)	15,2 (7,0)	143 (45)
+15 & zomer	24,4 (3,6)	0,70 (0,24)	38,2 (15,6)	104 (41)
S-kolommen met Rood schorpioenmos				
-15 & winter	12,1 (5,3)	0,83 (0,19)	14,4 (4,6)	9 (2)
0 & winter	11,7 (3,1)	0,84 (0,29)	14,6 (4,3)	10 (7)
+15 & winter	10,4 (3,5)	1,11 (0,32)	9,5 (2,8)	7 (6)
-15 & zomer	16,8 (5,0)	0,55 (0,26)	34,0 (14,8)	26 (26)
0 & zomer	13,7 (7,6)	0,42 (0,08)	36,6 (29,5)	31 (16)
+15 & zomer	19,2 (1,3)	0,46 (0,18)	46,1 (14,5)	32 (29)

De N/P ratio van vaatplanten lag bij de kolommen met Rood schorpioenmos rond de 30-35 (Tabel 9.7), wat erop duidt dat in deze kolommen sterk P-limiterende omstandigheden heersten gedurende het experiment. Dit komt overeen met de PO_4-concentraties die in de S-kolommen met Rood schorpioenmos laag bleven met waardes tussen de 0,1 en 0,5 µmol l^{-1}. Het niet stijgen van de PO_4-concentraties in geïnundeerde S-kolommen komt waarschijnlijk doordat de adsorptiecomplexen van ijzer(hydr)oxides slechts weinig orthofosfaat bevatten voor de peilverhoging (Figuur 9.16), waardoor ijzerreductie niet tot het grootschalig vrijkomen van orthofosfaat kon leiden (Geurts *et al.* 2008; Loeb *et al.* 2008b). Dit is in overeenstemming met onderzoek van Smolders en collega's (2012), die tijdens peilverhogingen in Nederlandse laagveen- en veenweidegebieden ook meer P-mobilisatie zagen optreden op locaties met meer fosfor in de bodem.

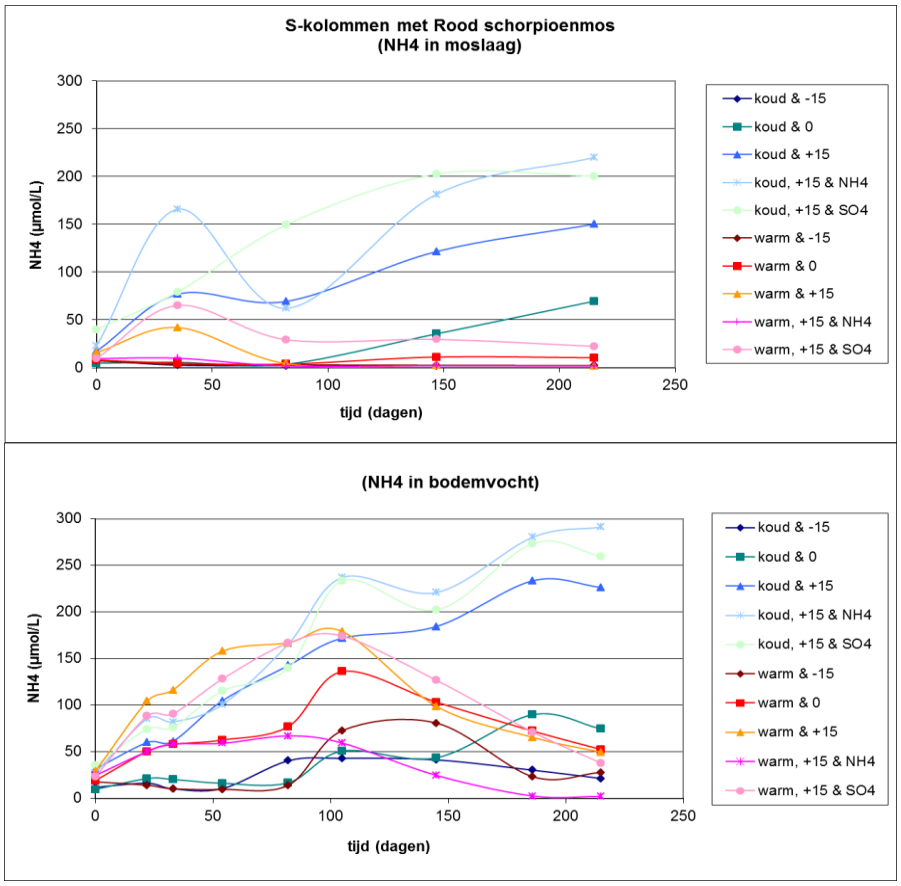


Figuur 9.16. Totaal Fe/P ratio in de bodems van H en S-kolommen na de behandelingen onder winter en zomer condities (n=4).

De peilverhoging leidde bij H-kolommen met Geel schorpioenmos niet alleen tot het vrijkomen van orthofosfaat, maar onder winter condities ook tot verhoogde NH_4-concentraties in zowel de moslaag als bodem (Tabel 9.6; Figuur 9.17). Bij S-kolommen met Rood schorpioenmos viel hetzelfde patroon waar te nemen (Figuur 9.18). De verhoging van NH_4-concentraties onder koude omstandigheden wordt vermoedelijk veroorzaakt door de zeer geringe activiteit van vaatplanten en de lage nitrificatiesnelheid gedurende onder winter condities. 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, waardoor het zich ophoopt. Onder zomer condities zal de mineralisatie sneller verlopen, maar zorgt de O_2-pomp van de vegetatie voor een snellere nitrificatie van het geproduceerde ammonium.



Figuur 9.17. NH_4-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen (n=4).

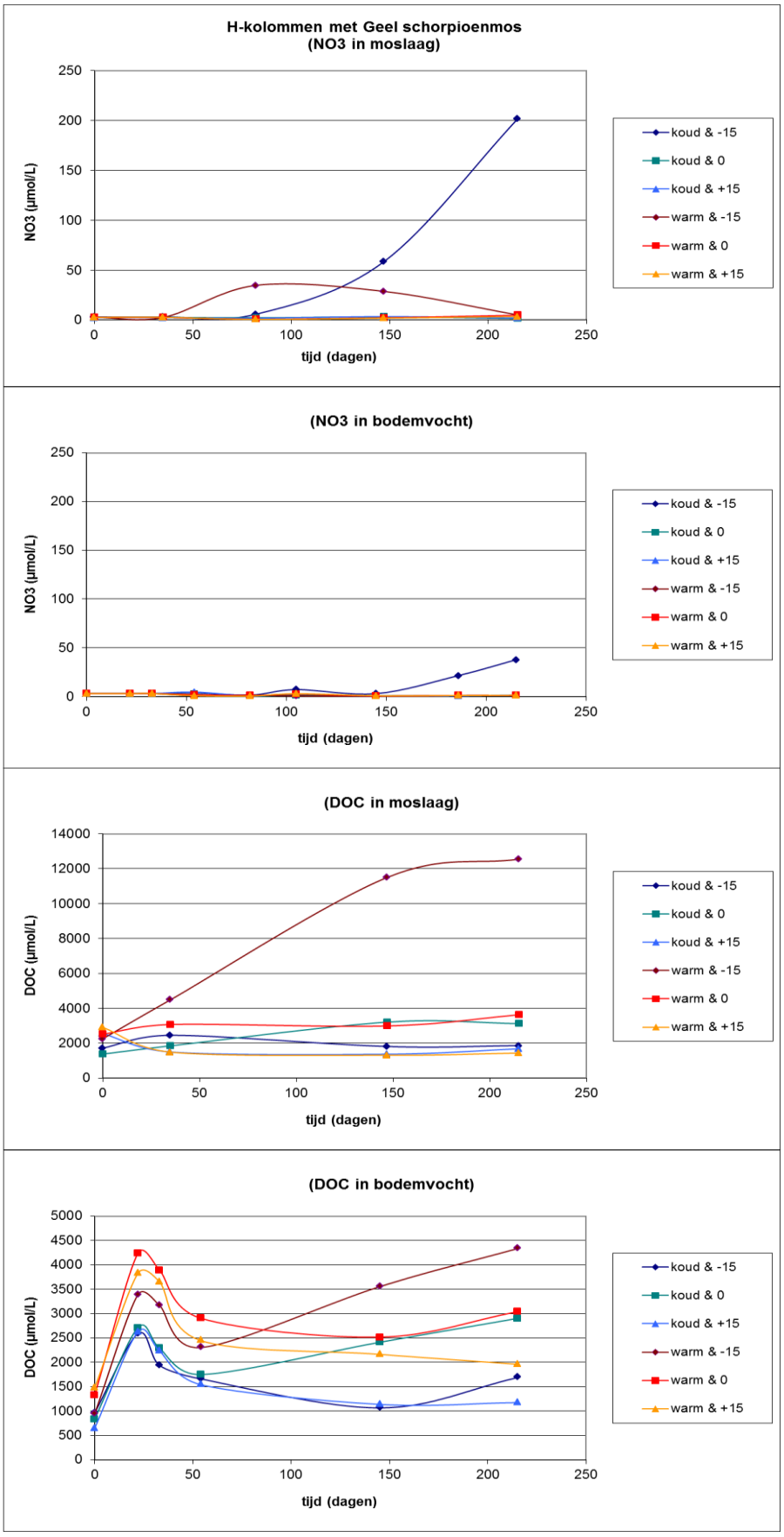


Figuur 9.18. NH_4-concentratie in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

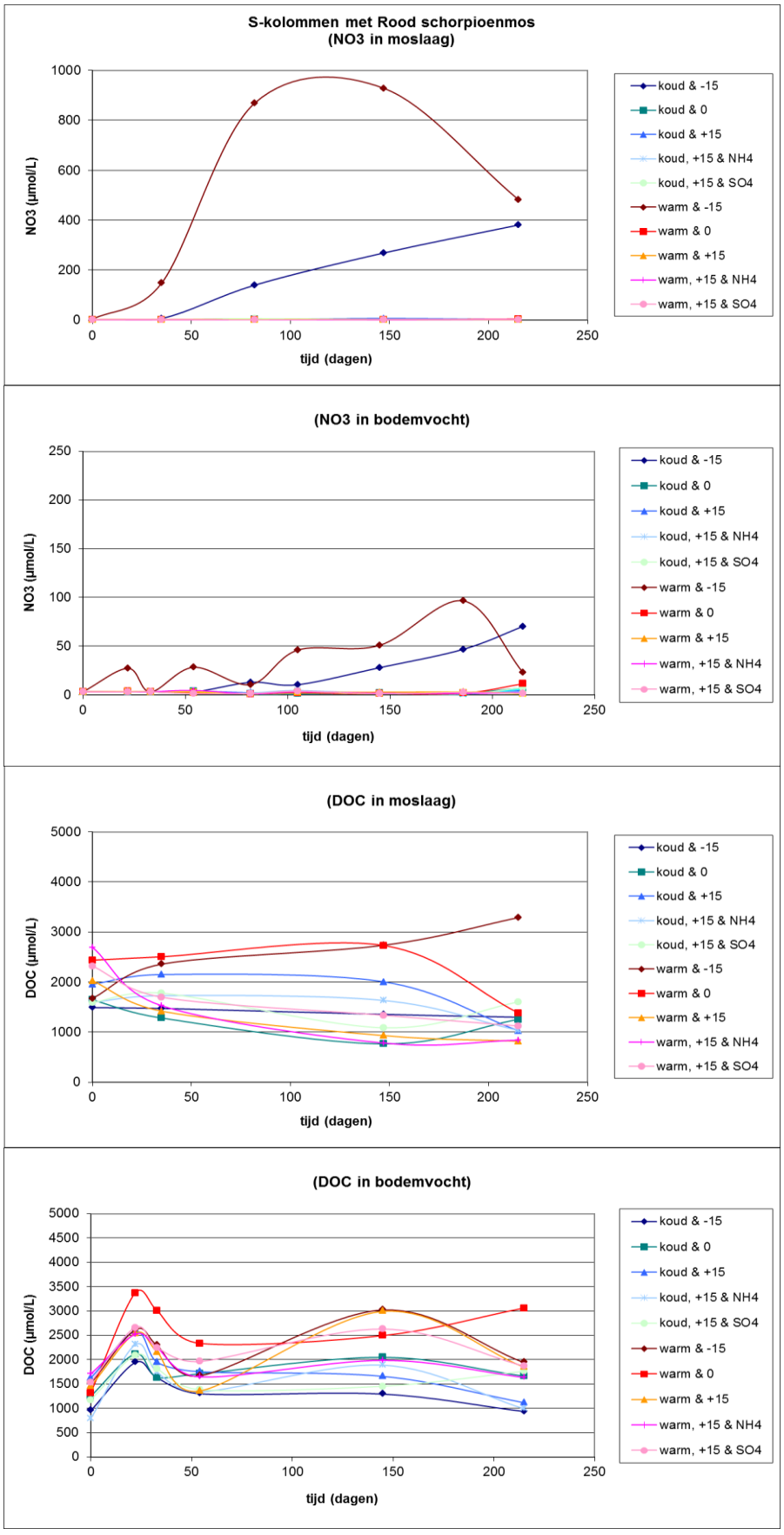
9.4.2 Gevolgen peilverlaging

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 PO_4-concentraties alleen toe te nemen onder koude anaerobe omstandigheden. De lagere NH_4 en PO_4-concentraties onder zomer condities lijken te worden veroorzaakt door de hogere nutriëntopname en nitrificatiesnelheden (Tabel 9.7; Figuren 9.19 en 9.20).

Aangezien de mineralisatiesnelheden niet zijn gemeten, kan bovenstaande hypothese niet direct worden getoetst in dit experiment. Uit de resultaten 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. De verhoogde DOC-concentraties worden bij uitdroging ook in het verdrogingsexperiment waargenomen (hoofdstuk 10), en zijn mogelijk het gevolg van een verlaagde microbiële activiteit onder deze omstandigheden. Het hoeft dus niet per se een indicatie voor verhoogde P-mineralisatie te zijn.



Figuur 9.19. NO_3 en DOC-concentraties in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van H-kolommen (n=4).



Figuur 9.20. NO_3 en DOC-concentraties in de moslaag (-1 cm) en bodem (-10 cm) van S-kolommen (n=4).

9.4.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging

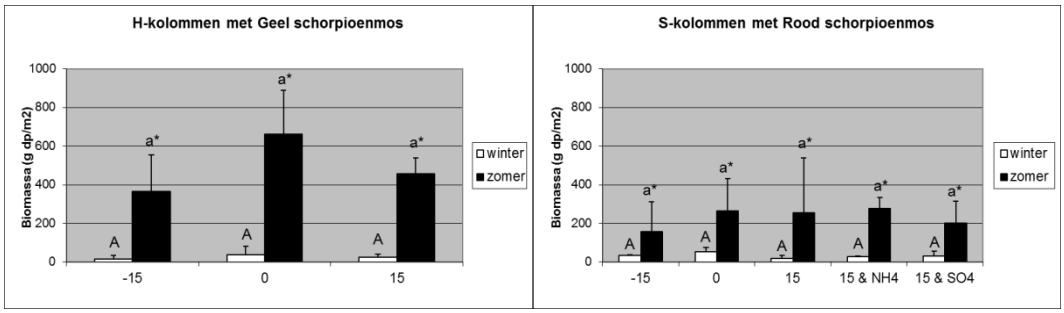
Bij de sulfaatbehandeling, die alleen is uitgevoerd op kolommen met Rood schorpioenmos, steeg de PO_4-concentratie niet (Figuur 9.15). Hoewel de reductie van sulfaat naar sulfide (Figuren 9.12 en 9.13) kan leiden tot de vorming van FeS_x en P-mobilisatie (o.a. Caraco *et al.* 1989), nam de PO_4-concentratie niet toe. Waarschijnlijk komt dit door de lage bezetting van orthofosfaat aan het adsorptiecomplex van ijzer(hydr)oxides (Geurts *et al.* 2008; Loeb *et al.* 2008b).

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 9.15, 9.18 en 9.20). Onder zomer condities werd alle ammonium genitrificeerd. Bij de winterse temperaturen werden wel hogere NH_4-concentraties gemeten, maar dat gold voor alle kolommen met verhoogde waterstanden. De zeer lage nitrificatie snelheden in de winter waren dus van groter belang dan het toegevoegde ammonium. Voor de productie van nitraat bleek een verlaagd peil veel belangijker te zijn dan aanvoer van ammonium.

9.5 Mogelijke effecten peilfluctuaties op de vegetatie

Uit de vorige paragrafen blijkt dat verschillende waterstanden, temperaturen en toevoegingen hebben geleid tot verschillende biogeochemische condities. Om te bepalen hoe de vegetatie (vaatplanten en mossen) met deze verschillende omstandigheden is omgegaan, zijn aan het einde van het experiment karteringen uitgevoerd. Tevens is na afsluiting van het experiment de biomassa van mossen en vaatplanten bepaald, de lengte van mossen gemeten en de vitaliteit van schorpioenmossen 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 9.21). Onder winter condities heeft er (vrijwel) geen groei plaatsgevonden, terwijl er duidelijk groei heeft plaatsgevonden onder de warmere zomer condities. Daarnaast bleek de totale biomassaproductie tijdens het groeiseizoen (bij hoge temperatuur) bij alle behandelingen op H-kolommen met Geel schorpioenmos significant hoger te zijn dan bij S-kolommen. Dit verschil in productiviteit tussen beide type schorpioenmos kraggen kan veroorzaakt zijn door de hogere beschikbaarheid van orthofosfaat in de H-kolommen. Verschillen in soortensamenstelling spelen hierbij echter waarschijnlijk ook een rol. Beide type kolommen bevatten veel *Carex elata* All., maar de H-kolommen met Geel schorpioenmos bevatten relatief veel productievere soorten als *Juncus subnodulosus* Schrank, *Galium palustre* L. en *Menyanthes trifoliata* L., terwijl de S-kolommen met Rood schorpioenmos voornamelijk veel kleine zegges als *Carex oederi oedocarpa* Lange bevatten.



*Figuur 9.21. Totale bovengrondse biomassa van de vaatplanten aan het einde van het experiment in H (links) en S-kolommen (rechts). Met behulp van een 2-weg ANOVA en een post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en het seizoen bepaald. Er waren geen significante verschillen tussen de behandelingen. Significante verschillen tussen seizoenen worden met * aangegeven (p ≤ 0.05).*

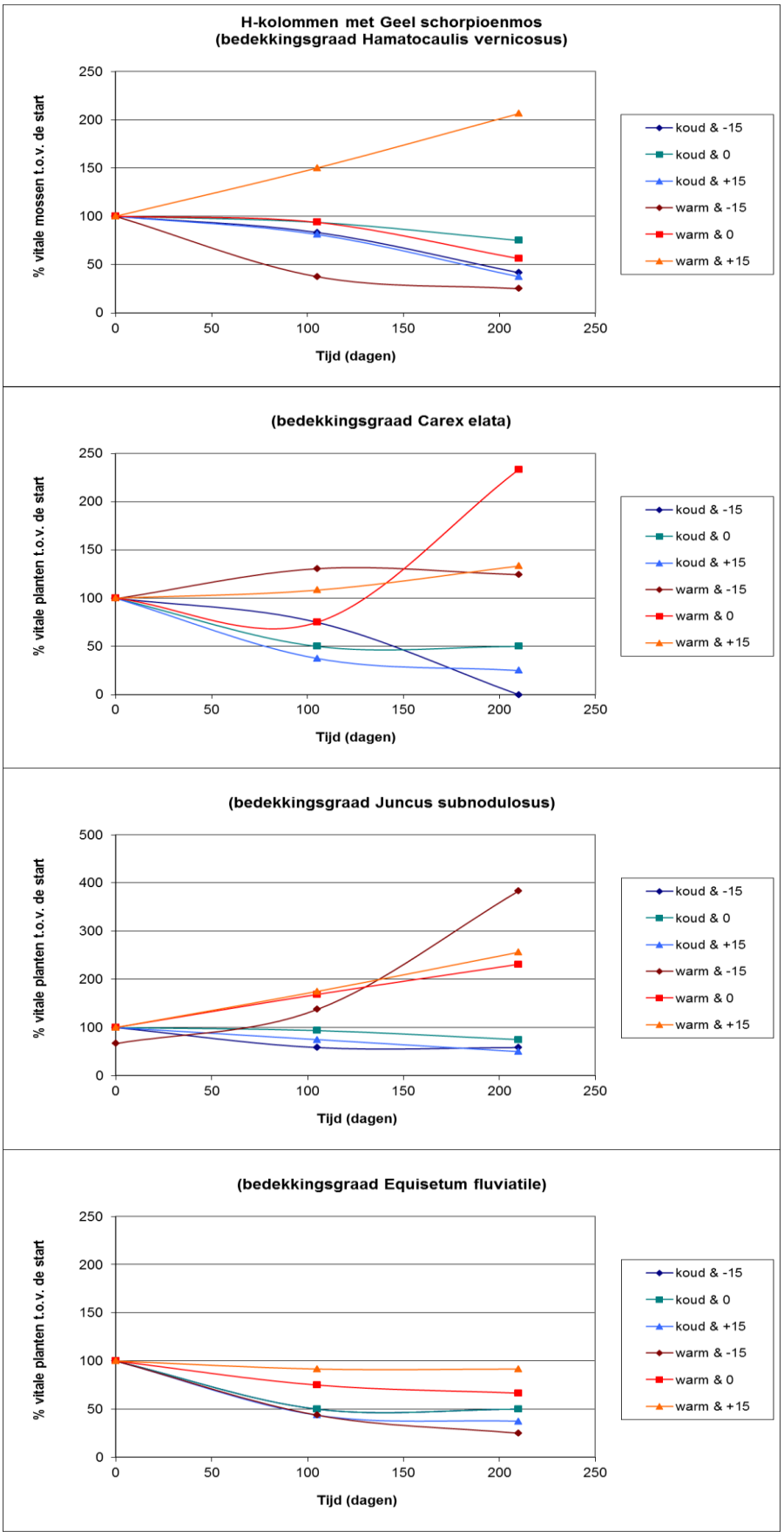
Uit figuur 9.21 blijkt ook dat er, zowel onder winter als zomer condities, geen significante verschillen in totale bovengrondse biomassa waren tussen kolommen met verschillende waterstanden of behandelingen. In deze meetperiode hebben de verschillende chemische omstandigheden dus niet geleid tot verschillen in de totale bovengrondse biomassaproductie. Hoewel de totale biomassa van de vaatplanten niet werd beïnvloed, reageerden de soorten wel verschillend op de behandelingen (Figuren 9.22 en 9.23).

9.5.1 Gevolgen peilverhoging

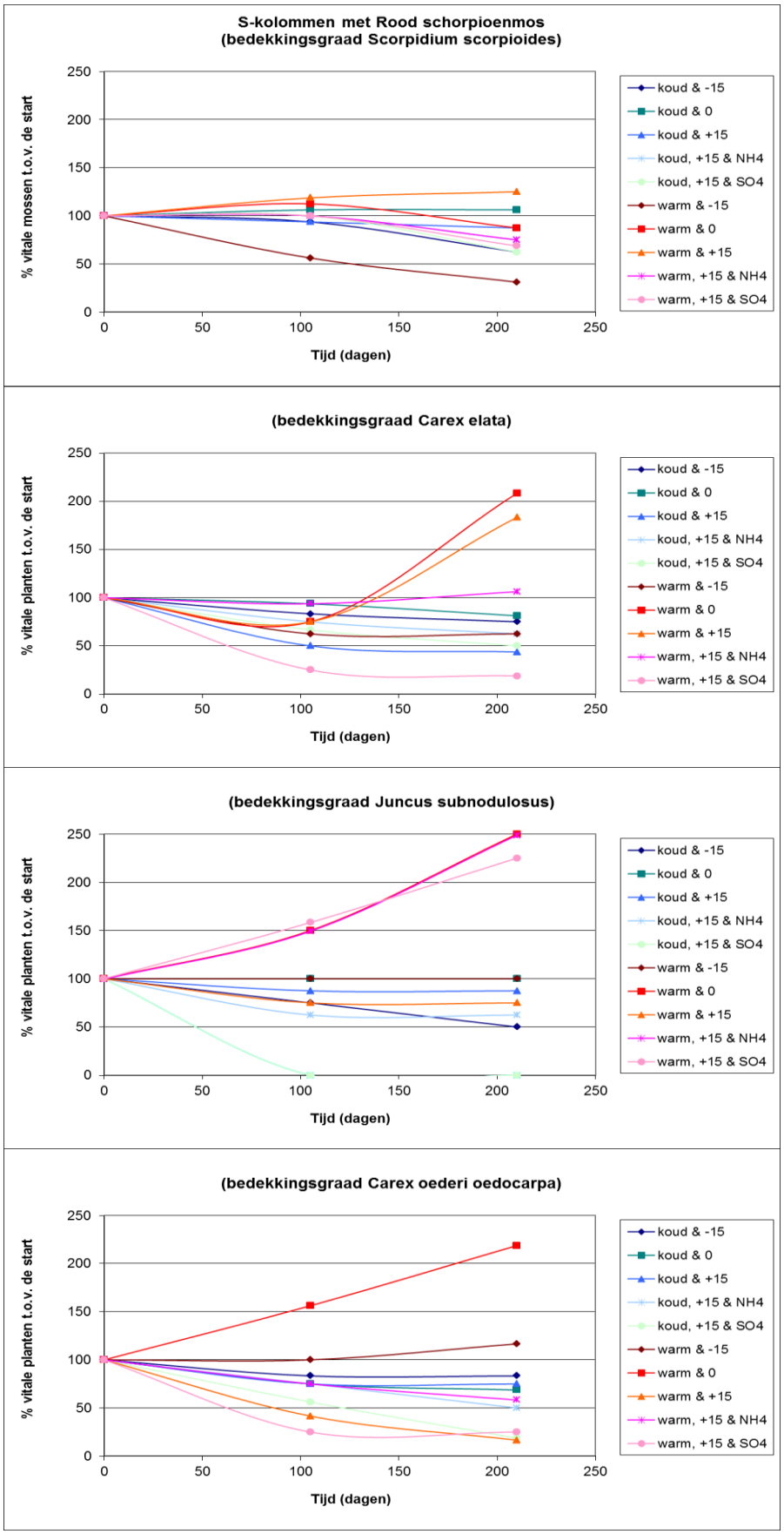
Peilverhogingen onder winter condities hadden geen invloed op de totale bovengrondse biomassa, en ook de soortensamenstelling lijkt niet sterk te zijn beïnvloed (Figuren 9.21, 9.22 en 9.23). Er was (vrijwel) geen biomassaproductie, waardoor de vegetatie in alle kolommen ongeveer hetzelfde reageerden. Een peilverhoging onder zomer condities 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 zegge *Carex oederi oedocarpa*, wat een kernsoort voor blauwgraslanden is en niet voor trilvenen, vond de lange peilverhogingen duidelijk niet prettig, en nam af.

Een peilverhoging onder winter condities leidde bij zowel H als S-kolommen tot een kleine achteruitgang in bedekking van (op het oog) vitale schorpioen-mossen, terwijl een peilverhoging onder zomer condities juist leidde tot een toename in bedekking van deze mossen (Figuren 9.22 en 9.23). Ook de lengte van de mosscheuten nam toe bij de peilverhogingen onder zomer condities (Figuur 9.24). Er werden veel lange en vaak vertakkende scheuten 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 mossen uit warme controlekolommen (Figuur 9.24). Waarschijnlijk komt dit doordat de mossen in de controlekolommen enigszins zijn uitgedroogd gedurende het experiment (Figuur 9.10). Overigens waren niet alleen de lange scheuten erg vitaal, maar ook de langzaam groeiende mosscheuten. Een peilverhoging onder zomer condities lijkt dan ook gunstig te zijn voor de vitaliteit van schorpioenmossen.

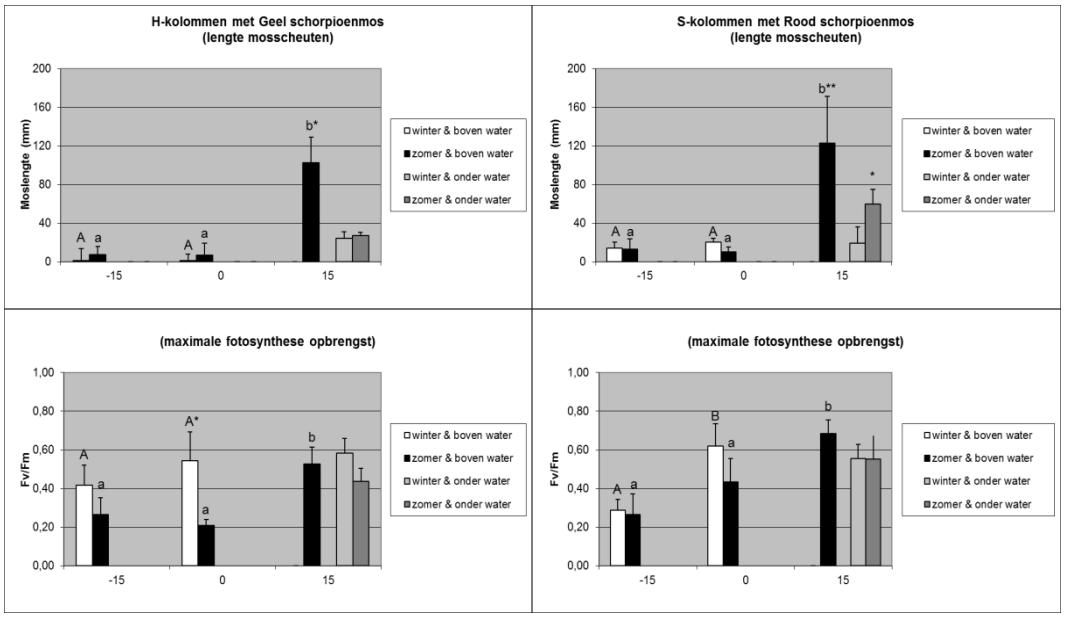
Onder winter condities konden de mossen niet ver naar boven groeien tijdens peilverhogingen (Figuur 9.24). Hoewel de bedekkingsgraad enigszins daalde (Figuren 9.22 en 9.23), bleek de vitaliteit niet af te nemen.



Figuur 9.22. Percentage vitale mossen en planten in H-kolommen t.o.v. de start voor Hamatocaulis vernicosus, Carex elata, Juncus subnodulosus en Equisetum fluviatile (n=4).



Figuur 9.23. Percentage vitale mossen en planten in S-kolommen t.o.v. de start voor Scorpidium scorpioides, Carex elata, Juncus subnodulosus en Carex oederi oedocarpa (n=4).



*Figuur 9.24. Moslengte en maximale fotosynthese opbrengst van H (links) en S-kolommen (rechts) 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 post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de drie waterstanden en de seizoenen bepaald. Voor mossen die niet onder water zaten, worden significante verschillen tussen behandelingen met A & B en a & b weergegeven voor respectievelijk winter en zomer condities, terwijl * een significant seizoenseffect aangeeft (p ≤ 0.05).*

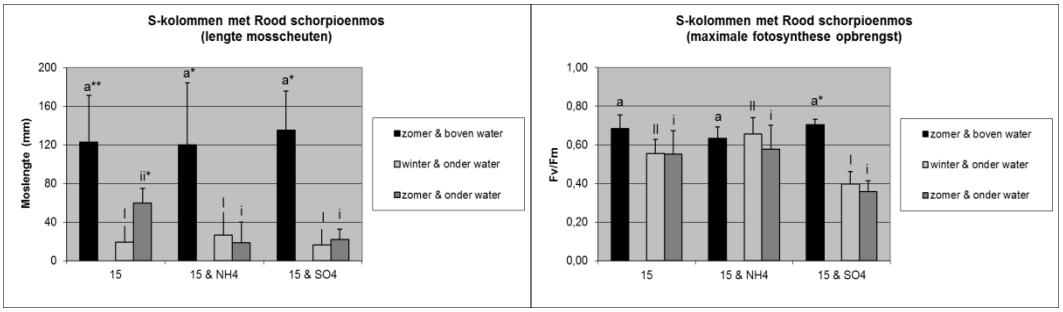
9.5.2 Gevolgen peilverlaging

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 9.22 en 9.23). Schorpioenmossen en andere slaap-mossen lieten echter duidelijk een daling in bedekking zien bij kolommen met verlaagde waterstanden, vooral onder zomer condities. Dit komt overeen met de gemeten vitaliteit van beide schorpioenmossen, die aangeeft dat beide niet goed bestand zij tegen droge situaties (Figuren 9.24 en 9.25). Het is echter onduidelijk of deze mossen zich weer zouden kunnen herstellen na vernatting.

Figuur 9.25 Rood schorpioenmos uit een kolom met peilverlaging (links) en peilverhoging (rechts)

9.5.3 Gevolgen hoge NH_4- of SO_4-concentraties bij peilverhoging

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 (Figuur 9.21), noch tot verschillen in samenstelling van de vegetatie (Figuren 9.23). Paulissen *et al.* (2004) hebben aangetoond dat slaapmossen gedurende het groeiseizoen al toxische effecten kunnen ondervinden bij NH_4-concentraties van 100 µmol l^{-1}. Onder zomer condities werd de NH_4-concentratie in H en S-kolommen echter maximaal 50 µmol l^{-1} door de hoge nitrificatiesnelheid, zelfs bij extra ammoniumtoevoeging. Uit PAM-metingen bleek dan ook dat er onder zomer condities geen sprake is van een dalende vitaliteit (Figuur 9.26). 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 µmol l^{-1}, maar de vitaliteitsmetingen lijken aan te geven dat Rood schorpioenmos buiten het groeiseizoen overweg kan met deze hoge NH_4-concentraties.



*Figuur 9.26. Moslengte en maximale fotosynthese opbrengst S-kolommen bij verschillende behandelingen, waarbij per kolom een gemiddelde waarde van 3 individuele mosscheuten is gebruikt. Met behulp van een 2-weg ANOVA en een post-hoc analyse (Bonferroni) zijn verschillen tussen de behandelingen en de seizoenen bepaald. Voor mossen die onder zomer condities 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 winter en zomer condities. Een significant verschil binnen een behandeling wordt met * aangegeven ($p \leq 0.05$).*

Ook extra toevoegen van sulfaat had geen invloed op de totale biomassa (Figuur 9.21), maar de soortensamenstelling veranderde wel (Figuur 9.23). Alle karakteristieke zegges (*Carex elata*, *C. lasiocarpa* Ehrh. en *C. oederi oedocarpa*) gingen sterk achteruit, terwijl *Juncus subnodulosus* toenam onder zomer condities. Niet alleen zegges, maar ook schorpioenmossen en andere slaapmossen lieten een daling in bedekking zien. De achteruitgang van zegges en slaapmossen kwam overeen met verhoogde sulfideconcentraties van 50-150 µmol l^{-1} (Figuur 9.13). Het was al bekend dat deze sulfideconcentraties tot toxische effecten kunnen leiden bij zegges, 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 steeds boven het oppervlaktewater uitkwam, bleken de meeste mosscheuten vrijwel niet meer te groeien door een achteruitgang in vitaliteit (Figuur 9.26).

9.6 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 onder winter als zomer condities.

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 *Campylium stellatum* (Jensen) en *Fissidens adianthoides* (Hedw.), lijken zelfs gebaat bij inundaties. Deze mossen groeien namelijk zeer sterk tijdens inundaties onder zomer condities.

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 aanvoer 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 peilverhogingen onder winter condities een ophoping van ammonium op te treden. De NH_4-concentraties lopen zelfs op tot 250 µmol l^{-1} in de bodem en 150 µmol l^{-1} in de moslaag, terwijl bekend is dat ammonium bij 20 °C al toxisch kan zijn voor schorpioenmossen bij waardes van 100 µmol l^{-1}. Om binnen een half jaar tot NH_4-concentraties van 250 µmol l^{-1} te komen, moet de productiesnelheid ca. 500 molN ha^{-1} jr^{-1} zijn geweest. Hoewel 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 molN ha^{-1} jr^{-1} (van Dobben *et al*. 2012). Er moet echter rekening mee worden gehouden dat in een veldsituatie een gedeelte van het geproduceerde ammonium wordt genitrificeerd tijdens drogere periodes.

Daarnaast lijkt het erop dat er door reductieprocessen veel orthofosfaat desorbeert tijdens peilverhogingen in H-kolommen met Geel schorpioenmos. Onder winter condities leidt desorptie tot verhoogde PO_4-concentraties in het bodemvocht, die konden oplopen tot ongeveer 25 µmol l^{-1}. Onder zomer condities werd in het bodemvocht geen verhoging van de PO_4-concentratie

waargenomen, doordat de vrijgekomen orthofosfaten tot een sterke groei van de vegetatie leidde. 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 zuurstof leidt tot oxidatieprocessen, waardoor de kraggen niet alleen inzakken maar ook verzuren. 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 alkalinisatie 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 bij lage waterstanden ook de mineralisatiesnelheid toeneemt, waardoor de beschikbaarheid van nitraat en orthofosfaat kan toenemen. Een combinatie van verdroging, verzuring en verhoogde nutriënt beschikbaarheid tijdens het groeiseizoen is nadelig voor goed ontwikkelde trilvenen.

Gevolgen van verhoogde ammonium- of sulfaatconcentraties bij verhoogd waterpeil

Langdurige inundatie met ammoniumrijk water leidt niet tot extra hoge NH_4-concentraties in de bodem of moslaag. In de zomer wordt alle ammonium waarschijnlijk genitrificeerd en in de winter leidt inundatie, onafhankelijk van de ammoniumtoevoeging, in ieder geval tot ophoping van ammonium, omdat de O_2-pomp van vaatplanten vrijwel wordt stopgezet tijdens het winterseizoen waardoor nitrificerende processen vrijwel stoppen. Hoewel Paulissen *et al.* (2004) hebben aangetoond dat NH_4-concentraties van ongeveer 100 µmol l^{-1} bij 20 ^{o}C al toxisch kunnen zijn voor slaapmossen, blijkt uit dit experiment dat inundatie van goed ontwikkelde trilveenkraggen met ammoniumrijk water niet hoeft te leiden tot grote problemen voor de vegetatie.

Daarentegen is een inundatie met sulfaatrijk water nadelig voor goed ontwikkelde trilvenen. Hoewel de alkaliniteit toeneemt door sulfaatreductie, wat in principe voordelig kan zijn voor trilveenkraggen, leiden dezelfde processen ook tot de productie van sulfide. Het is daarbij opvallend dat de sulfideconcentraties vooral hoog zijn onder winterse omstandigheden, wanneer de vaatplanten minder actief zijn en dus minder zuurstof de bodem in "pompen". De verhoogde sulfideconcentraties 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.

10 Het verdrogingsexperiment

10.1 Inleiding en methode

In dit deel van het rapport wordt ingegaan op de mogelijke effecten van verlaging van de waterstand bij een meer natuurlijk peilbeheer. Onder natuurlijke omstandigheden worden veengebieden gekenmerkt door hoge waterstanden, waarbij de afbraak van organische stof plaatsvindt onder zuurstofarme condities. Over het algemeen is de afbraaksnelheid dan relatief laag, net als de mineralisatie van stikstof en fosfor (o.a. Bridgham *et al.* 1998; Olde Venterink *et al.* 2002).

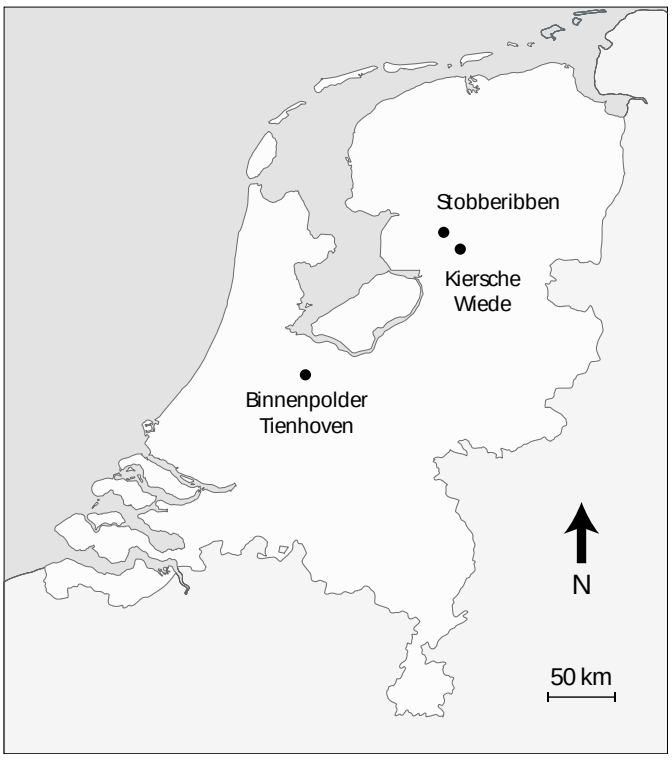
Bij een meer natuurlijk peilbeheer kan echter tijdelijk een verlaging van de waterstand optreden. Dit kan grote effecten hebben op de bodemchemie, voornamelijk vanwege de verhoogde beschikbaarheid van zuurstof en de hierop volgende oxidatieprocessen. Oxidatie van veenbodems kan leiden tot verzuring (Stumm & Morgan 1996), maar ook tot verhoogde mineralisatie van stikstof en fosfor. Over het algemeen wordt verondersteld dat verlaging van het waterpeil leidt tot verhoogde microbiële afbraak en verhoogde netto mineralisatie van stikstof (Grootjans *et al.* 1985; Verhoeven *et al.* 1988, 1990; Bridgham *et al.* 1998; Olde Venterink *et al.* 2002). Een verlaging van de waterstand kan ook gevolgen hebben voor de P-beschikbaarheid, niet alleen door verhoogde P-mineralisatie, maar ook door de redoxgevoelige chemische binding van fosfor aan bodemdeeltjes. De precieze relatie tussen een waterpeilverlaging en het vrijkomen van stikstof en fosfor is echter nog niet goed bekend (Olde Venterink *et al.* 2002). Naast verhoogde toetreding van zuurstof speelt mogelijk ook uitdroging en gebrek aan vocht een rol.

Daarnaast is mogelijk ook de basenrijkdom van het veen van belang, omdat de basenrijkdom de decompositie- en mineralisatiesnelheden beïnvloedt. Veelal wordt aangenomen dat de afbraaksnelheid in basenrijke venen hoger is dan in basenarme venen, en dat om die reden de netto N-mineralisatie en N-beschikbaarheid voor planten hoger zou zijn in basenrijke venen (Bayley *et al.* 2005). Er zijn echter ook aanwijzingen dat dit andersom is. Verschillende studies laten een hogere netto N- en P-mineralisatie zien in basenarme, vaak door *Sphagnum* gedomineerde venen, dan in basenrijke venen, ondanks de relatief tragere afbraaksnelheid (Verhoeven *et al.* 1988, 1990; Bridgham *et al.* 1998; Scheffer *et al.* 2001; Kooijman & Hedenäs 2009).

Er is echter niet goed bekend of de basenrijkdom van een veen invloed heeft op de uitwerking van peilverlaging en de daaraan gekoppelde verhoogde toetreding van zuurstof. In basenrijke venen is zuurstof een belangrijke beperkende factor voor de afbraak van organische stof, vooral omdat de activiteit van het enzym fenoloxidase wordt gelimiteerd onder zuurstofarme condities (Freeman *et al.* 2004; Fenner & Freeman 2011). Fenoloxidase is een cruciale factor, omdat fenolen zonder dit enzym niet worden afgebroken, maar gaan ophopen en remmend werken op andere afbraakenzymen als glucosidasen, fosfatasen en sulfatasen (Freeman *et al.* 2001). In veenmos

gedomineerde venen wordt de afbraak echter niet alleen geremd door gebrek aan zuurstof, maar ook door de chemische compositie van het veenmos zelf (Belyea 1996; Aerts *et al.* 1999). Celwanden van veenmos zitten vol met polyfenolen, die op zichzelf al een remmende factor kunnen zijn (Clymo & Hayward 1982; van Breemen 1995). Mogelijk is zuurstoftoetreding in veenmosveen minder belangrijk dan in schorpioenmosveen, omdat de fenolconcentraties zo hoog zijn dat activering van fenoloxidase door zuurstof slechts een beperkt effect heeft.

Voor een goede inschatting van het effect van een meer flexibel peilbeheer is het dus belangrijk om de biogeochemische effecten van peilverlaging te onderzoeken. Dit moet niet alleen voor basenrijke, maar ook voor basenarme venen worden gedaan. Omdat zuurstoftoetreding en verdere uitdroging verschillende effecten kunnen hebben, zijn deze effecten apart getoetst. Er is een incubatie-experiment in het laboratorium uitgevoerd onder verschillende condities: (1) natte en zuurstofarme condities, die vergelijkbaar zijn met de veldsituatie, (2) natte, maar zuurstofrijke condities, die vergelijkbaar zijn met het eerste stadium dat volgt na peilverlaging, en (3) zuurstofrijke en droge condities, die vergelijkbaar zijn met de uitdroging die plaatsvindt bij langdurige peilverlaging. Het experiment is uitgevoerd met zowel schorpioenmosveen als veenmosveen. Er is gekeken naar vier typen van respons: (1) mogelijke verzuring als gevolg van oxidatieprocessen, (2) mogelijke toename van de afbraakprocessen en verhoogde koolstof-mineralisatie, (3) mogelijk verhoogde netto N-mineralisatie, en(4) veranderingen in P-beschikbaarheid.



Figuur 10.1. De bemonsterde gebieden: Stobbenribben (N 52°47'5.5'', E 5°59'1''), Kiersche Wiede (52°41'47.8'', E 6°7'57'') en Binnenpolder Tienhoven (N 52°10'30.7'', E 5°6'0.4'').

10.1.1 Meetmethode en bemonstering

De onderzochte bodemmonsters zijn afkomstig uit drie gebieden in Nederland (Figuur 10.1), namelijk de Stobbenribben (ST) in De Weerribben, het Kiersche Wiede (KW) in De Wieden en de Binnenpolder Tienhoven (BPT) in het Vechtplassengebied. Als indicatorsoorten voor basenrijke omstandigheden zijn de schorpioenmossen *Scorpidium scorpioides* (Limpr.) en *Hamatocaulis vernicosus* (Hedenäs) gebruikt. Als indicatorsoort voor basenarme, ombrotrofe omstandigheden is *Sphagnum palustre* (L.) gebruikt. Dit is een dominante soort in veenmosvegetaties.

De veldvochtige bodemmonsters zijn genomen in november 2011. Uit elk van de drie gebieden zijn vijf monsters genomen van zowel basenrijke locaties met schorpioenmos als van basenarme locaties met veenmos (n=30). Voor de basenrijke situaties is in de Stobbenribben en Binnenpolder Tienhoven bemonsterd op plekken die gedomineerd worden door *S. scorpioides*, en in het Kiersche Wiede op plekken die gedomineerd worden door *H. vernicosus*. Voor de basenarme condities was er in alle drie de gebieden *S. palustre* aanwezig. Alle monsters zijn van de bovenste 10 centimeter van de veenbodem genomen, waarbij de levende moslaag niet is meegenomen. Voor bepaling van de bulkdichtheid zijn extra monsters met een stalen ring genomen, die een exact volume van 100 ml hadden. Na de monstername zijn alle monsters meteen goed afgesloten om de zuurstoftoevoer te minimaliseren. Vervolgens zijn ze in een koelcel van 4 ^{o}C bewaard totdat gestart werd met de chemische analyses.

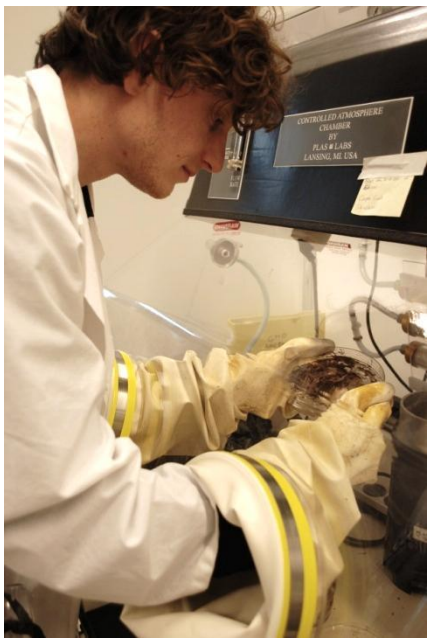
Alvorens de incubatie in te zetten zijn een aantal relevante beginwaarden gemeten. De pH van verse bodemmonsters in waterextracten is bepaald, waarbij een vast(g):vloeibaar(g) verhouding van 1:10 is gebruikt. Het gravimetrisch vochtgehalte, uitgedrukt als percentage ten opzichte van het drooggewicht, is bepaald door de monsters 24 uur te drogen bij 105 ^{o}C. Totaal C en N zijn bepaald in gedroogde en gemalen bodemmonsters met een CNS Analyzer. Verder is een magnetrondestructie uitgevoerd met 4,0 ml HNO3 (65%) en 1,0 ml HCl (37%), waarna totaal P, Fe, Ca, Mg en S zijn gemeten met de ICP (Westerman 1990).

Een incubatie-experiment waarbij homogene experimentele condities kunnen worden nagebootst is zeer geschikt om inzicht te krijgen in het verschil in mineralisatiesnelheden en -processen. Het incubatie-experiment is uitgevoerd met veldvochtig materiaal onder drie verschillende condities:

1) anaerobe, vochtige incubatie van 69 dagen
2) aerobe, vochtige incubatie van 62 dagen
3) aerobe, droge incubatie van 90 dagen

De incubatieperioden zijn niet even lang, omdat de analyses aan het eind van het experiment niet allemaal tegelijkertijd konden worden uitgevoerd.

De voorzichtig met de hand gehomogeniseerde, veldvochtige bodemmonsters zijn tijdens de incubatieperiode in petrischaaltjes in het donker bij 20 ^{o}C weggezet. Permanent anaerobe omstandigheden zijn nagebootst met behulp van een 'glove box' (855 Series, Plas-labs, Inc.), die was gevuld met argon gas. Het vochtgehalte van de vochtige monsters is op peil gehouden door wekelijks de benodigde hoeveelheid demiwater toe te voegen. De monsters van de aerobe en droge incubatie zijn geleidelijk uitgedroogd.



Figuur 10.2. Gebruik van de glove-box om anaerobe condities na te bootsen.

Respiratie, opname of productie van methaan en denitrificatie (anaerobe N_2-uitstoot) zijn gemeten aan het begin en aan het einde van de incubatieperiode in 100 ml incubatieflesjes met 7-10 gram veenbodem. Tijdens de gasanalyse zijn de incubatieflesjes hermetisch afgesloten en is het gas bemonsterd met een naald. CO_2 en CH_4-concentraties zijn gemeten op een Varian 3600 GC gaschromatograaf, terwijl de N_2-concentraties zijn gemeten op de Shimadzu GC-8A gaschromatograaf. In beide gevallen is helium als draaggas gebruikt. Gedurende twee dagen zijn voor elk monster vier tussentijdse metingen uitgevoerd. Gasconcentraties zijn bepaald door te kalibreren t.o.v. een standaardgas met bekende concentratie. De productiesnelheden zijn berekend aan de hand van veranderingen in concentraties door de tijd heen. De denitrificatiesnelheden zijn mogelijk enigszins onderschat, aangezien alleen N_2-concentraties zijn gemeten, en geen N_2O-concentraties.

De concentraties aan extraheerbaar NH_4 en NO_3, orthofosfaat (verder aangeduid als PO_4) en DOC zijn zowel aan het begin als aan het einde van het incubatie-experiment bepaald door middel van extractie met een 0,05 M K_2SO_4 oplossing (Westerman 1990). Voor schorpioenmosbodems is een vast(g):vloeibaar(g) verhouding van 1:50 gehanteerd. Vanwege het hoge waterabsorptievermogen van de veenmosmonsters is hiervoor een verhouding van 1:80 gebruikt. Na een uur schudden is de extractieoplossing bemonsterd met behulp van rhizons. De netto N en P-mineralisatie zijn berekend door de concentraties aan anorganische stikstof (ammonium en nitraat) en orthofosfaat van voor en na de incubatie met elkaar te vergelijken.

Microbieel C, N en P zijn zowel voor als na de incubatie bepaald met behulp van de fumigatie-extractieprocedure (Brookes *et al.* 1985; Vance *et al.* 1987). Tijdens de fumigatie zijn de monsters 24 uur lang in een afgesloten omgeving met chloroformgas behandeld, waardoor de micro-organismen zijn gedood. Microbieel C, N en P zijn bepaald door de DON, DOC, anorganisch N (NH_4 en NO_3) en orthofosfaat vlak voor en na de fumigatie te meten in een 0,05 M K_2SO_4 extract. Hierbij is een extraheerbaarheid van 0,45 aangenomen (Brookes *et al.* 1985; Wu *et al.* 1990).

10.1.2 Berekenen bruto N-mineralisatie en N-immobilisatie

De netto N-mineralisatie wordt bepaald door de bruto N-mineralisatie, maar ook door de microbiële N-immobilisatie. Om meer inzicht te krijgen in deze laatste twee factoren zijn een aantal vergelijkingen toegepast (Tabel 10.1). Het gaat nadrukkelijk niet om een volledig model, maar om een benadering die meer inzicht geeft in de microbiële processen. De vergelijkingen zijn ontleend aan het werk van Kooijman en collega's (2008), waarin C en N-dynamiek zijn benaderd op basis van bestaande theoretische modellen (Berendse *et al.* 1989; Tietema en Wessel 1992). De stikstofverliezen via denitrificatie zijn in de vergelijkingen ondergebracht door de netto N-mineralisatie (NM) te definiëren als bruto N-mineralisatie (GN) minus N-immobilisatie (I) en denitrificatie (D). Op basis van CO_2-uitstoot, netto N-mineralisatiesnelheden en N/C ratio's van zowel het substraat als micro-organismen (gemiddeld over de incubatieperioden) is de microbiële groei-efficiëntie (eC) bepaald. Dit is de fractie van de bruto C-mineralisatie die gebruikt wordt voor microbiële assimilatie. Tevens is een schatting gegeven van de bruto N-mineralisatie (GN), de microbiële N-immobilisatie (I) en de microbiële N-immobilisatie efficiëntie (eN).

Tabel 10.1. Lijst van symbolen en vergelijkingen (Kooijman et al. 2008).

Gemeten variabelen		**Eenheid**
NM	Netto N-mineralisatie	µmol N * kg^{-1} * d^{-1}
Q	Respiratie (CO_2-uitstoot)	µmol C * kg^{-1} * d^{-1}
NC_m	N/C-ratio in micro-organismen	mol N/mol C
NC_s	N/C-ratio in substraat	mol N/mol C
D	Denitrificatie	µmol N * kg^{-1} * d^{-1}
Berekende variabelen		
eC	Microbiële groei efficiëntie	mol C/mol C
GN	Bruto N-mineralisatie	µmol N * kg^{-1} * d^{-1}
I	N-immobilisatie	µmol N * kg^{-1} * d^{-1}
eN	Microbiële N-immobilisatie efficiëntie	mol N/mol C
Gebruikte vergelijkingen		
1	$NM = GN - I - D$	
2	$NM = ((NC_s*Q)/(1-eC)) - ((eC*NC_m*Q)/(1-eC)) - D$	
3	$eC = ((NC_s * Q) - (NM+D)) / ((NC_m * Q) - (NM+D))$	
4	$GN = ((1 / (1 - eC)) * NC_s * Q)$	
5	$I = (eC / (1 - eC)) * NC_m * Q$	
6	$eN = eC * (NC_m / NC_s)$	

Gezien het feit dat de netto beschikbaarheid van fosfor niet alleen afhankelijk is van microbiële P-mineralisatie, maar ook in hoge mate van redox gevoelige chemische bindingen, is het bovenstaande model niet geschikt om microbiële processen binnen de P-cyclus te verklaren.

10.1.3 Statistische analyses

Initiële verschillen zijn getest met een lineair mixed model met locatie als 'random' effect. Verschillen in respons op zuurstoftoetreding of verdroging zijn getest in een 3-weg ANOVA met LSD post-hoc analyses, waarbij veentype, behandeling en locatie als onafhankelijke factoren zijn meegenomen. De toename in respiratie en netto N-mineralisatie na zuurstoftoetreding en uitdroging is getoetst met een 2-weg ANOVA, met veentype en locatie als onafhankelijke factoren.

10.2 Resultaten en discussie

10.2.1 De beginsituatie

De initiële bodemeigenschappen toonden grote verschillen tussen de basenrijke en basenarme veenbodems (Tabel 10.2). Zoals verwacht was de pH aanzienlijk hoger in de basenrijke schorpioenmosvenen dan in de basenarme veenmosvenen. De totaal N en P-concentraties in de bodem waren ongeveer 1,8 keer hoger in basenrijke dan in basenarme venen, wat resulteerde in lagere C/N en C/P ratio's in het substraat. Ook calcium, zwavel en de bulkdichtheid waren hoger in de basenrijke schorpioenmosvenen.

*Tabel 10.2. Initiële anaerobe bodemeigenschappen. Gemiddelde waarden met standaard deviatie (n=5). * = significant verschil tussen schorpioenmos- en veenmosveen (p < 0,05). DBD = droge bulk dichtheid, ext = K_2SO_4-extractie. ST = Stobbenribben, KW = Kiersche Wiede, BPT = Binnenpolder Tienhoven. Scor = S. scorpioides, Sphag = S. palustre, Hama = H. vernicosus.*

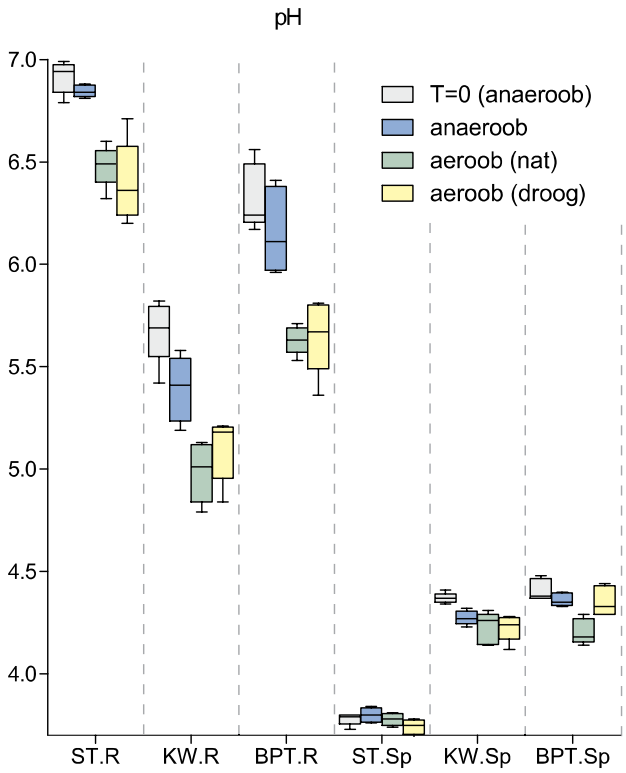
Locatie	**ST**	**KW**	**BPT**	**ST**	**KW**	**BPT**
Veentype	*Scor*	*Hama*	*Scor*	*Sphag*	*Sphag*	*Sphag*
pH-H_2O *	6,9 (0,1)	5,7 (0,2)	6,3 (0,2)	3,8 (0,0)	4,4 (0,0)	4,4 (0,1)
totaal C (g kg^{-1})	464 (2)	482 (1)	331 (6)	470 (4)	454 (2)	461 (2)
totaal N (g kg^{-1}) *	17,5 (0,3)	22,5 (0,3)	16,4 (0,2)	11,4 (0,2)	10,6 (0,1)	10,3 (0,1)
totaal P (g kg^{-1}) *	0,6 (0,0)	1,0 (0,0)	1,1 (0,1)	0,3 (0,0)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
totaal Ca (g kg^{-1}) *	22,6 (0,7)	9,1 (0,1)	11,4 (0,5)	2,2 (0,1)	7,5 (0,3)	10,3 (1,0)
totaal Fe (g kg^{-1})	1,3 (0,0)	2,0 (0,0)	17,0 (0,7)	1,1 (0,0)	6,0 (0,2)	1,9 (0,2)
totaal S (g kg^{-1}) *	7,0 (0,2)	6,8 (0,2)	3,7 (0,2)	2,5 (0,0)	1,5 (0,1)	3,1 (0,2)
totaal Ca/Fe (mol mol^{-1})	23,9 (0,4)	6,2 (0,0)	0,9 (0,0)	2,9 (0,1)	1,7 (0,1)	7,4 (0,1)
$C/N_{substraat}$ ratio (g g^{-1}) *	26,5 (0,3)	21,4 (0,3)	20,2 (0,1)	41,3 (0,5)	42,7 (0,5)	44,9 (0,5)
$C/P_{substraat}$ ratio (g g^{-1}) *	823 (22)	480 (14)	295 (21)	1451 (43)	652 (15)	902 (7)
$N/P_{substraat}$ ratio (g g^{-1})	31,1 (0,8)	22,4 (0,7)	14,6 (1,0)	35,1 (1,1)	15,3 (0,5)	20,1 (2,2)
DBD (mg cm^{-3}) *	64,9 (6,1)	49,3(5,0)	81,2 (10,4)	25,4 (6,9)	26,3 (2,7)	25,3 (0,7)
gravim. vochtgeh. (%) *	982 (58)	1421 (75)	889 (156)	2404 (263)	1747 (438)	1910 (63)
ext-NH_4^+ (mg kg^{-1})	117,4 (23,2)	18,3 (5,2)	3,8 (0,9)	53,6 (13,7)	15,6 (3,9)	5,6 (1,0)
ext-NO_3^- (mg kg^{-1})	23,0 (4,5)	1,2 (0,4)	1,0 (0,6)	2,2 (1,3)	1,3 (0,4)	0,7 (0,4)
ext-PO_4^{3-} (mg kg^{-1})	12,1 (3,1)	18,8 (5,4)	7,8 (1,3)	18,6 (2,3)	11,2 (2,2)	16,9 (3,9)
microbieel C (mg kg^{-1})	6554 (684)	9970 (1848)	3845 (517)	3378 (318)	5099 (470)	3776 (1059)
microbieel N (mg kg^{-1})	1054 (126)	1353 (300)	563 (293)	734 (193)	863 (43)	488 (141)
microbieel P (mg kg^{-1})	464 (106)	846 (190)	89 (24)	256 (66)	138 (37)	202 (24)
microbieel C/N (g g^{-1})	6,2 (0,6)	7,4 (0,7)	6,7 (0,4)	4,8 (0,8)	5,9 (0,4)	7,8 (0,3)
microbieel C/P (g g^{-1})	14,8 (4,1)	12,3 (4,0)	32,7 (11,7)	13,8 (2,8)	39,3 (11,5)	18,8 (5,2)
microbieel N/P (g g^{-1})	2,3 (0,4)	1,7 (0,6)	7,0 (4,8)	2,9 (0,6)	6,6 (1,7)	2,4 (0,7)
CO_2 flux (mgC kg^{-1} d^{-1})	156 (44)	144 (97)	139 (36)	184 (127)	186 (37)	172 (67)
CO_2 flux (gC dm^{-3} d^{-1}) *	10,1 (2,8)	7,1 (4,8)	11,3 (2,9)	4,7 (3,2)	4,9 (1,0)	4,4 (1,7)
CO_2 flux (mgC gC_m^{-1} d^{-1}) *	23,8 (5,7)	15,7 (11,3)	41,5 (16,3)	54,0 (35,5)	37,3 (10,6)	49,8 (27,6)
CH_4 flux (mgC kg^{-1} d^{-1})	-0,9 (0,2)	-1,3 (0,2)	-0,2 (0,2)	-2,2 (0,1)	-1,7 (0,2)	-0,3 (0,2)
N_2 flux (mgN kg^{-1} d^{-1})	1,2 (0,3)	0,6 (0,1)	0,4 (0,2)	1,7 (0,2)	0,6 (0,1)	0,8 (0,2)

De initiële respiratie, gemeten onder zuurstofloze condities, verschilde per kg bodem niet tussen de veentypen. Omdat de bulkdichtheid van veenmosveen veel lager is, is de respiratie per volume-eenheid echter ca. 2 keer zo hoog in schorpioenmosveen dan in veenmosveen. Dit komt overeen met de lagere afbraaksnelheden die vaak in basenarme veenmosvenen worden gemeten (Verhoeven & Toth 1995; Aerts *et al.* 1999). De lagere afbraaksnelheid wordt toegeschreven aan specifieke eigenschappen van *Sphagnum*, zoals verzuring (Verhoeven *et al.* 1990), efficiënte wateropslag om anoxische condities te behouden (Clymo & Hayward 1982) en chemische compositie (Belyea 1996; Aerts *et al.* 1999). De celwanden van *Sphagnum* bevatten polyfenolen die de microbiële activiteit binnen het afbraakproces remmen (van Breemen 1995).

Ten slotte blijkt dat de CH_4-fluxen aan het begin van het experiment voor alle bodemmonsters negatief waren. Dit betekent dat er in alle bodems methaan wordt gebruikt door de microbiële gemeenschap.

10.2.2 Toetreding zuurstof en verdroging: verzuring?

Een belangrijke vraag bij een meer flexibel peilbeheer is in welke mate verlaging van de waterstand en stimulering van oxidatieprocessen leidt tot verzuring in de bodem (Stumm & Morgan 1996). Bij zowel zuurstoftoetreding als uitdroging van de monsters trad in schorpioenmosveen een duidelijke verlaging van de pH op (Figuur 10.3, Tabel 10.3). In de Stobbenribben, die relatief kalkrijk zijn, bedroeg de pH-daling door oxidatieprocessen ongeveer een halve pH-eenheid, maar de pH zakte hier niet weg tot in het voor Rood schorpioenmos kritieke gebied beneden de 6,0 (zie hoofdstuk 6). In het Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven, die minder kalkrijk zijn, daalde de pH wel tot respectievelijk 5,0 en 5,6. Mogelijk spelen hogere ijzergehalten een rol in Binnenpolder Tienhoven, omdat ijzer direct betrokken is bij oxidatie- en reductieprocessen (Lucassen *et al.* 2002). Waarschijnlijk is de pH-verlaging bij zuurstoftoetreding slechts tijdelijk. Als de waterstand weer omhoog gaat, zal (een deel) van de geproduceerde protonen weer worden geconsumeerd bij de reductieprocessen (Loeb *et al.* 2008a). De tijdelijke pH-daling in het Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven is mogelijk groot genoeg om de vestigingscondities voor veenmos tijdelijk te verbeteren. Ten slotte daalde de pH in veenmosvenen vrijwel niet door toetreding van zuurstof of uitdroging. Dit komt waarschijnlijk doordat deze bodems van nature al zuur zijn.



Figuur 10.3. pH in de bodem onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven.

Tabel 10.3. Overschrijdingskans van de effecten van veentype en behandeling tijdens de incubatie, zoals getest in een 3-weg ANOVA met LSD post-hoc toetsen. Significante effecten (p < 0,05) zijn dikgedrukt. Significante verschillen tussen locaties worden aangegeven met verschillende letters, waarbij a altijd de laagste waarde is (post-hoc test, n = 5; p < 0.05).

	Veen-type	Behan-deling	Basen-rijk	Basen-arm	Anaeroob	Aeroob (nat)	Aeroob (droog)
Netto d[H^+]	**0,000**	**0,006**	a	b	a	b	b
CO_2 flux per kg	**0,037**	**0,006**	b	a	a	b	a
CO_2 flux per C_{micro}	**0,001**	**0,000**	a	b	a	a	b
CO_2 flux per L	**0,000**	0,062	b	a	a	a	a
Microbieel C per kg	**0,000**	**0,000**	b	a	b	b	a
CH_4 flux per kg	**0,000**	0,997	b	a	a	a	a
DOC productie per kg	**0,000**	**0,000**	a	b	a	a	b
DOC productie per L	0,265	**0,000**	a	a	a	a	b
Netto N-mineralisatie per kg	**0,000**	**0,000**	a	b	a	b	a
Netto N-mineralisatie per C_{micro}	**0,000**	0,242	a	b	a	a	a
Netto N-mineralisatie per L	0,209	**0,000**	a	a	a	c	b
Bruto N-mineralisatie per kg	**0,000**	**0,019**	b	a	a	b	a
Bruto N-mineralisatie per C_{micro}	**0,001**	**0,000**	b	a	a	a	b
N-immobilisatie per kg	**0,000**	0,134	b	a	a	a	a
N-immobilisatie per C_{micro}	**0,000**	**0,000**	b	a	a	a	b
Nitrificatie (%)	0,271	**0,003**	a	a	b	b	a
Netto P-mobilisatie per kg	0,634	**0,000**	a	a	a	a	b
Netto P-mobilisatie per C_{micro}	0,353	**0,000**	a	a	a	a	b
Netto P-mobilisatie per L	**0,020**	**0,000**	b	a	a	a	b
Microbiële N/P ratio (g g^{-1})	0,132	**0,004**	a	a	a	a	b

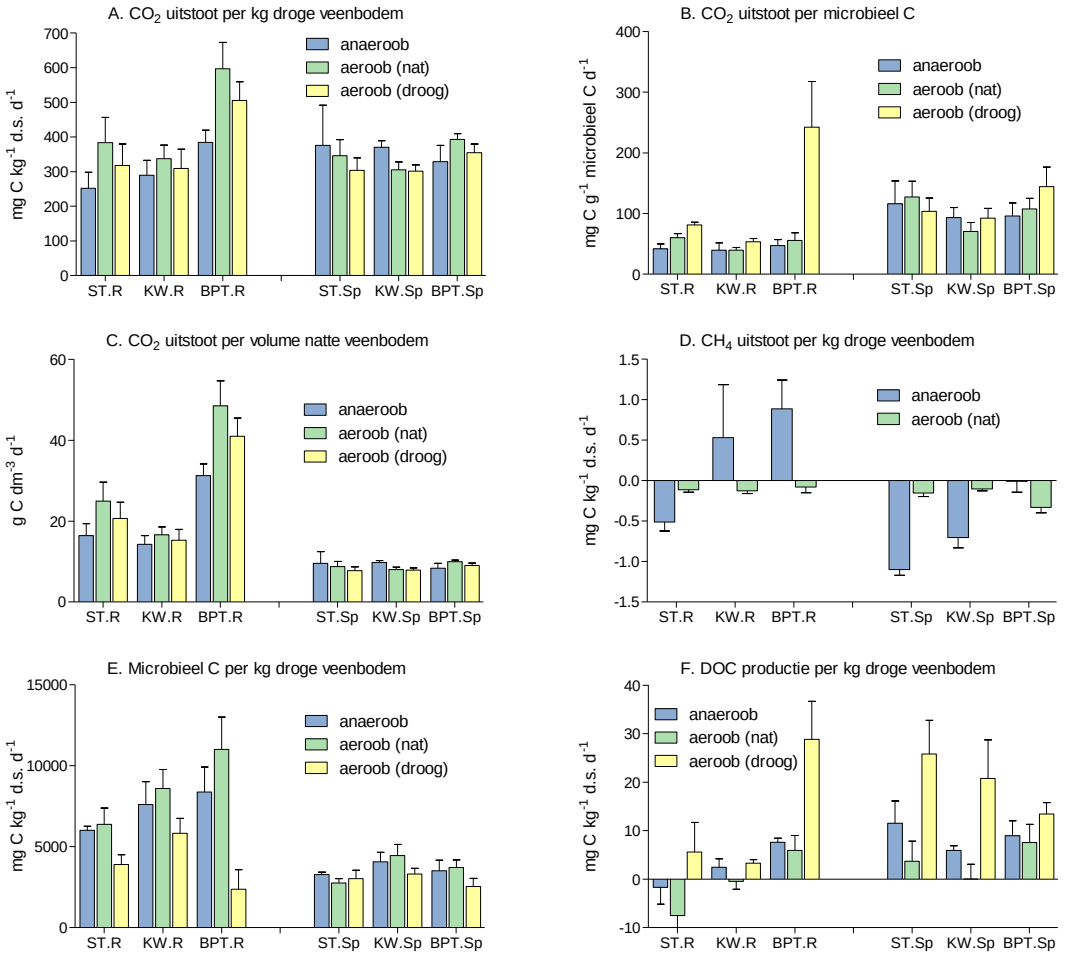
10.2.3 Toetreding zuurstof en verdroging: hogere afbraak?

In anaerobe veenbodems nemen respiratiesnelheden over het algemeen toe als er zuurstof toetreedt (o.a. Freeman *et al.* 1993; Oechel *et al.* 1998; Fenner & Freeman 2011). Ook in het huidige experiment lijkt toetreding van zuurstof te leiden tot een duidelijk verhoogde microbiële respiratie, maar alleen in schorpioenmosvenen met rood schorpioenmos (Tabel 10.4, Figuur 10.4). Veenmosveen laat bij zuurstoftoetreding eigenlijk nauwelijks verhoogde respiratie zien. In veenmosveen wordt de afbraak behalve door zuurstof waarschijnlijk ook geremd door de chemische samenstelling van het veen (Clymo & Hayward 1982; van Breemen 1995; Belyea 1996; Aerts *et al.* 1999). De celwanden van veenmos zitten vol met polyfenolen, die op zichzelf al een remmende factor kunnen zijn. Mogelijk zijn de fenolconcentraties in de veenmossen zelfs zo hoog dat als fenoloxidase wordt gestimuleerd door zuurstof, andere afbraakenzymen toch nog geremd worden (Freeman et al, 2004; Fenner & Freeman 2011). Bij verdere uitdroging is de toename in respiratie minder groot (Figuur 10.4). Dit komt mogelijk doordat de microbiële massa afneemt als gevolg van vochtgebrek. Ook neemt de activiteit van extracellulaire fenoloxidase waarschijnlijk af, als gevolg van het lagere vochtgehalte (Toberman *et al.* 2008).

De DOC-concentratie laten niet zo'n duidelijk patroon zien. Dit komt doordat DOC zowel sink als source van koolstof kan zijn, en dus door veel factoren kan worden beïnvloed. Onder zuurstofarme condities is DOC vaak hoger dan onder zuurstofrijke condities, doordat er dan ophoping van intermediaire stofwisselingsproducten optreedt in plaats van de vorming van CO_2 (Kalbitz *et al.* 1997; Glatzel *et al.* 2003). Dat is in het huidige onderzoek echter niet het geval. De verandering in DOC-productie door zuurstoftoetreding lijkt in elk geval niet erg consistent. Wel nemen de DOC-concentraties bij verdere uitdroging sterk toe.

*Tabel 10.4. De toename in respiratie en netto N mineralisatie (mgC of N kg^{-1} dag^{-1}) na zuurstoftoetreding en uitdroging t.o.v. de zuurstofarme anaerobe natte situatie. De waarden zijn gemiddelden (n = 5) en standaarddeviaties. * = significant verschil tussen schorpioenmosveen en veenmosveen (p < 0,05). ST = Stobbenribben, KW = Kiersche Wiede, BPT = Binnenpolder Tienhoven. Scor = S. scorpioides, Sphag = S. palustre, Hama = H. vernicosus.*

	ST	**KW**	**BPT**	**ST**	**KW**	**BPT**
Veentype	*Scor*	*Hama*	*Scor*	*Sphag*	*Sphag*	*Sphag*
Effect van zuurstoftoetreding t.o.v. anaerobe situatie:						
Toename CO_2 flux *	132 (57)	49 (55)	212 (67)	-30 (126)	-65 (17)	64 (55)
Toename netto N-min *	6,6 (1,8)	5,4 (0,8)	0,3 (0,3)	-0,1 (2,0)	-1,2 (1,7)	-0,7 (0,6)
Effect van uitdroging t.o.v. anaerobe situatie:						
Toename CO_2 flux *	65 (48)	20 (58)	121 (66)	-72 (127)	-70 (21)	25 (52)
Toename netto N-min *	2,5 (0,9)	3,1 (1,0)	1,3 (0,6)	-5,2 (2,3)	-1,2 (1,0)	-0,6 (0,8)



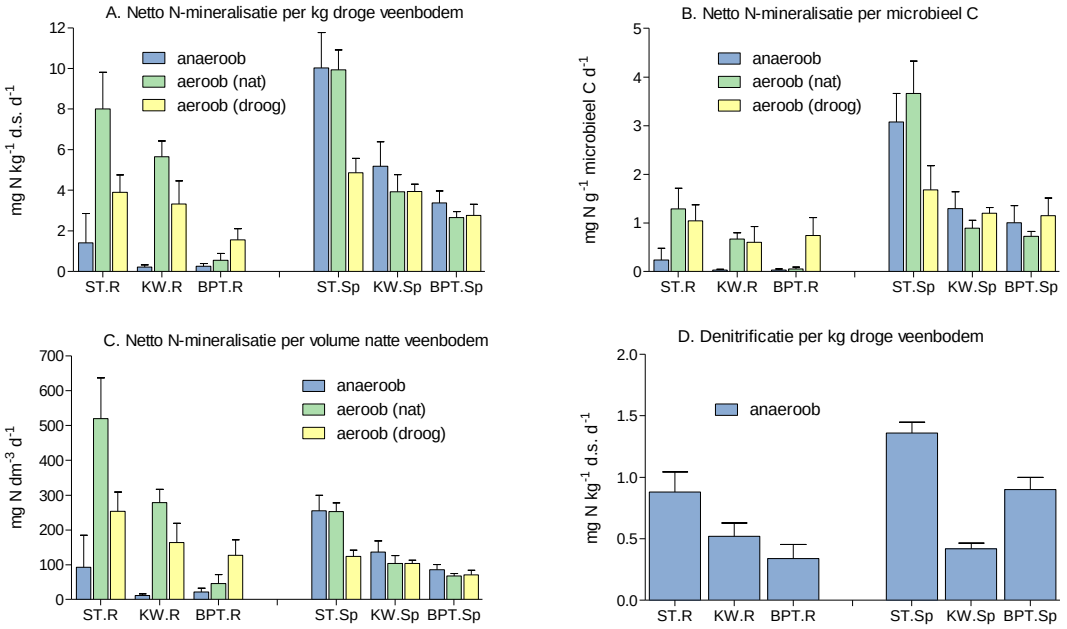
Figuur 10.4. Gemiddelde CO_2-fluxen (a, b, c), CH_4-fluxen (d), microbieel C (e) en DOC productie (f) onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven.

De initiële verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen voor wat betreft microbieel C en respiratie per volume veenbodem bleven gedurende de incubatie aanwezig, ongeacht de behandeling. Ook bij zuurstoftoetreding of uitdroging waren microbieel C en de respiratie per volume-eenheid hoger in schorpioenmosveen dan in veenmosveen.

In het algemeen neemt de CH_4-productie af na toetreding van zuurstof (Whalen & Reeburgh 1990; Freeman *et al.* 1993). Methaan kan worden geoxideerd door methanotrofe bacteriën in zowel veenmosvenen als op basenrijke standplaatsen (Raghoebarsing *et al.* 2005; Liebner *et al.* 2011). In het huidige onderzoek werd echter geen significante afname van de methaan-productie gemeten onder aerobe omstandigheden. De CH_4-fluxen verschilden niet significant per behandeling. Wel is het opmerkelijk dat de CH_4-flux in twee van de drie basenrijke venen (Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven) positief werd gedurende zuurstofloze incubatie, wat een indicatie is van methanogenese. Dit gebeurde echter niet in de Stobbenribben.

10.2.4 Toetreding zuurstof en verdroging: hogere N-mineralisatie?

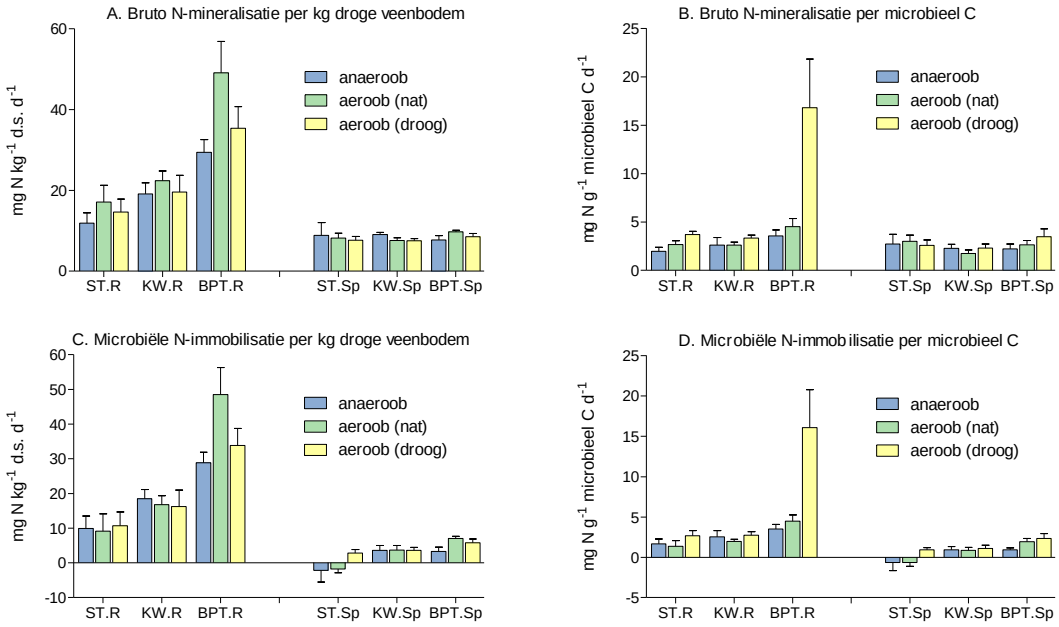
Onder de normale zuurstofarme condities is de netto N-mineralisatie per kg bodem significant lager in schorpioenmosveen dan in veenmosveen (Tabel 10.3, Figuur 10.5). Dit komt overeen met eerdere experimenten in het veld, waarin de netto N-mineralisatie inderdaad aanzienlijk lager was in basenrijke venen dan in veenmosveen (Verhoeven *et al.* 1988, 1990). Ook als de netto N-mineralisatie per eenheid micro-organismen wordt uitgedrukt, blijven de verschillen in stand. De netto N-mineralisatie per eenheid microbieel C is dus significant lager voor schorpioenmosvenen dan voor veenmosvenen, wat overeenkomt met eerdere experimenten die Kooijman en Hedenäs (2009) over een pH-gradiënt in veengebieden hebben uitgevoerd.



Figuur 10.5. Netto N-mineralisatie onder verschillende incubatiecondities (a, b en c) en de denitrificatie onder zuurstofarme condities (d) (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven.

De relatief lage netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen onder zuurstofarme condities zou theoretisch gezien verklaard kunnen worden door verhoogde N-verliezen via denitrificatie (Olde Venterink *et al.* 2002; Burgin & Hamilton 2007). In het huidige experiment was denitrificatie onder zuurstofarme condities in de schorpioenmosvenen echter betrekkelijk laag t.o.v. de netto N-mineralisatie (Figuur 10.5). Zelfs als de denitrificatie zou worden meegeteld, is de netto N-mineralisatie in schorpioenmosvenen nog steeds relatief laag.

De lage netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen onder zuurstofarme condities kan ook niet verklaard worden door de bruto N-mineralisatie, die geschat is aan de hand van modelberekeningen (Figuur 10.6). De bruto N-mineralisatie is juist hoger in schorpioenmosveen dan in veenmosveen. De relatief lage netto N-mineralisatie onder basenrijke condities hangt waarschijnlijk wel samen met de hogere microbiële N-immobilisatie. De geschatte N-immobilisatie is in veenmosveen erg laag, maar loopt in schorpioenmosveen op tot 82-98% van de bruto mineralisatie. Hoge microbiële immobilisatie in basenrijke bodems is ook gevonden in bossen, en wordt mogelijk verklaard door verschillen in dominantie van bacteriën en schimmels (Kooijman *et al.* 2008, 2009b). Bacteriën zijn algemener in basenrijke bodems, en schimmels komen juist vooral voor in basenarme bodems (Bååth & Anderson 2003). Bacteriën hebben een lagere C/N ratio en een hogere N-behoefte dan schimmels (Robertson & Groffman 2007), waardoor er relatief veel N-immobilisatie optreedt in basenrijke bodems met veel bacteriën.



Figuur 10.6. Bruto N-mineralisatie (a, b) en microbiële N-immobilisatie (c, d) onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven.

Verlaging van de waterstand, en daarbij optredende toetreding van zuurstof, leidt in het algemeen tot een verhoogde N-mineralisatie (Grootjans *et al.* 1985; Bridgham *et al.* 1998; Olde Venterink *et al.* 2002). In het huidige experiment leidde toetreding van zuurstof echter alleen in schorpioenmosveen tot een hogere netto N-mineralisatie (Figuur 10.5). In veenmosveen bleef de netto N-mineralisatie ongeveer op hetzelfde niveau als onder zuurstofarme condities. Deze verschillen zijn vergelijkbaar met een in 2005 uitgevoerd pilotexperiment, waarin de netto N-mineralisatie onder zuurstofrijke condities in basenrijke veenmonsters 9-22 keer hoger was dan onder zuurstofarme condities, terwijl dit in veenmosveen slechts 2-3 keer hoger was (A.M. Kooijman en L. Hedenäs, ongepubliceerde gegevens).

De verschillende respons op zuurstoftoetreding voor wat betreft netto N-mineralisatie tussen schorpioenmosveen en veenmosveen is, net zoals bij respiratie, mogelijk het gevolg van verschillende limiterende factoren voor de afbraak van beide veentypen. Verschillen in concentraties aan fenol en de afbraakenzymen (fenoloxidase, glucosidase en fosfatase), die allemaal niet zijn gemeten in dit experiment, kunnen mogelijk de versnelde afbraaksnelheid en netto N-mineralisatie na zuurstoftoetreding in schorpioenmosveen verklaren. De activiteit van het enzym fenoloxidase is van groot belang voor de afbraak van organische stof (Fenner & Freeman, 2011). Fenoloxidase wordt normaal gesproken onder anaerobe condities gelimiteerd door zuurstof. In zowel schorpioenmosveen als veenmosveen wordt fenoloxidase echter waarschijnlijk niet meer geremd bij zuurstoftoetreding (Freeman *et al.* 2004; Fenner & Freeman 2011). Het lijkt er echter wel op dat de fenolconcentraties na zuurstoftoetreding alleen laag genoeg zijn in het schorpioenmosveen, zodat andere enzymen als glucosidase en fosfatase actief kunnen worden, terwijl de fenolconcentraties in veenmosveen waarschijnlijk te hoog blijven om deze andere enzymen te activeren. Mogelijk blijven de fenolconcentraties in het veenmosveen hoger, doordat deze venen van nature meer polyfenolen bevatten dan de schorpioenmosvenen. Deze mechanismen moeten nader worden onderzocht, maar dit suggereert wel dat basenrijke venen wezenlijk anders reageren op een verandering in de waterstand dan basenarme venen.

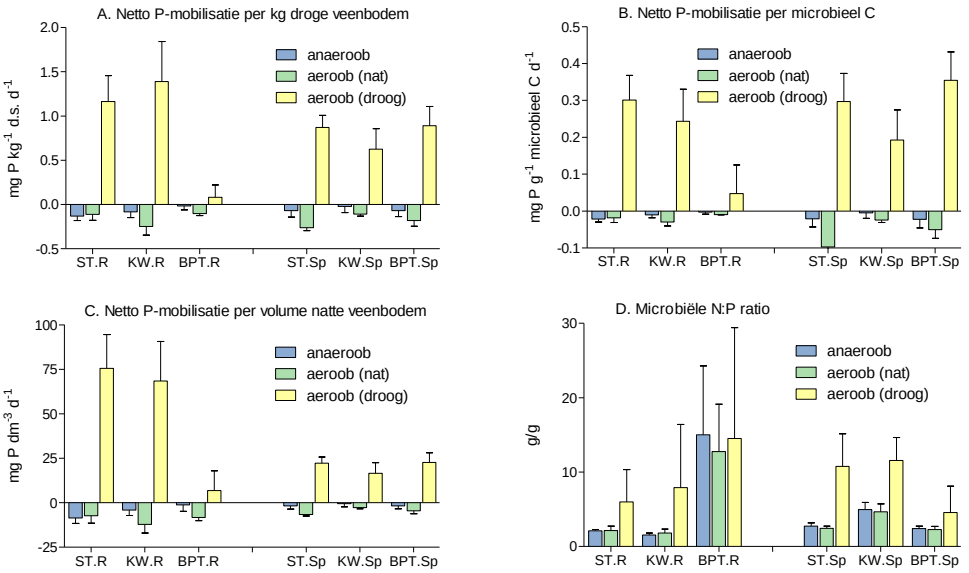
Binnen de drie schorpioenmosvenen lijken echter ook verschillen aanwezig te zijn. Bij de locaties binnen De Wieden en De Weerribben (de Stobbenribben en het Kiersche Wiede) lijkt de toename van de netto N-mineralisatie per kg bodem vooral het gevolg te zijn van een hogere microbiële efficiëntie, waardoor de netto N-mineralisatie per eenheid micro-organismen hoger is, en minder van een toename in de microbiële biomassa (Figuren 10.4 en 10.5). Als gevolg hiervan neemt de bruto N-mineralisatie toe, terwijl de microbiële N-immobilisatie gelijk blijft (Figuur 10.6). De N-immobilisatie is op deze locaties nog steeds hoog vergeleken met veenmosveen, maar neemt wel af van 82-87% van de totale hoeveelheid vrijgemaakte N naar 50-75%. In de Binnenpolder Tienhoven blijft de microbiële efficiëntie echter gelijk bij zuurstoftoetreding, en neemt de microbiële biomassa juist wel toe (Figuren 10.4 en 10.5). Daardoor wordt de bruto N-mineralisatie verhoogd, maar neemt de N-immobilisatie ook toe, waardoor de netto N-mineralisatie slechts in beperkte mate toeneemt (Figuren 10.5 en 10.6).

Ook in uitgedroogde monsters trad verhoging van de netto N-mineralisatie op in het basenrijke schorpioenmosveen, maar deze was in de Stobbenribben en het Kiersche Wiede een stuk lager dan alleen bij toetreding van zuurstof (Figuur 10.5). Dit heeft waarschijnlijk te maken met geleidelijke uitdroging, waardoor de N-mineralisatie in de beginfase nog niet geremd werd door vochtgebrek, maar later wel.

10.2.5 Veranderingen in P-beschikbaarheid

Ook de P-mineralisatie wordt waarschijnlijk beïnvloed door toetreding van zuurstof en een verminderde vochtbeschikbaarheid bij lagere waterstanden. De invloed van zuurstoftoetreding is echter vrij ingewikkeld, aangezien naast microbiële mineralisatieprocessen ook de (redox gevoelige) chemische binding van fosfor aan ijzer en calcium een rol speelt (Patrick & Khalid 1974; Boström *et al.* 1982; Richardson 1985). Zuurstoftoetreding leidt derhalve niet, zoals bij stikstof, per definitie tot een verhoogde netto mobilisatie van fosfor (Olde Venterink *et al.* 2002), maar kan meteen na mineralisatie gebonden worden aan Fe-rijke (Patrick & Khalid 1974; Richardson 1985; Smolders *et al.* 2006) of Ca-rijke sedimenten (Boyer & Wheeler 1989; Reddy *et al.* 1993).

In het huidige experiment was de netto P-mobilisatie onder zuurstofarme condities betrekkelijk laag. In alle venen treedt een netto P-immobilisatie op (Figuur 10.7). Dit komt waarschijnlijk doordat het fosfor dat bij de afbraak-processen vrijkomt inderdaad onmiddellijk wordt geadsorbeerd aan ijzer en/of calcium. Ook onder zuurstofrijke condities was de netto P-mobilisatie negatief. Er is mogelijk sprake van iets sterkere P-fixatie onder zuurstofrijke condities, maar door de sterke toename van PO_4-concentraties bij de uitdroging is dit verschil niet significant. In het huidige experiment bleek vooral uitdroging bepalend te zijn (Figuur 10.7). Uitdroging leidde in bijna alle bodems tot een sterke stijging van de PO_4-concentraties, behalve in het schorpioenmosveen in Binnenpolder Tienhoven. Hier valt dit effect waarschijnlijk niet waar te nemen, omdat hier sprake is van relatief veel ijzerrijk kwelwater (Tabel 10.2), waardoor het vrij komende fosfor snel wordt gebonden. De hoge P-mobilisatie bij uitdroging is waarschijnlijk het gevolg van de afname in microbiële biomassa. Er lijkt echter ook een verschuiving in de samenstelling van de microbiële populatie op te treden, omdat de DOC en PO_4-concentraties wel toenemen na uitdrogen, terwijl de N-concentraties niet veranderen. Dit wordt ondersteund door de hogere microbiële N/P ratio na uitdrogen (Figuur 10.7).



Figuur 10.7. Netto P-mobilisatie onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven.

10.3 Conclusies en aanbevelingen

Het incubatie-experiment is ingezet om te toetsen wat de mogelijke effecten zijn van een lagere waterstand bij een meer flexibel waterpeil, waarbij in eerste instantie de zuurstoftoetreding wordt vergroot, en bij langdurige peilverlaging ook uitdroging en (te) lage vochtgehalten een rol kunnen spelen.

Verzuring

Net als in het kolomexperiment, waarin verschillende waterstanden zijn gesimuleerd (hoofdstuk 9), daalt de pH van de bodem door zuurstof-toetreding, als gevolg van oxidatieprocessen. Verzuring en pH-verlaging treden vooral op in de schorpioenmosvenen, en veel minder in de van nature al zuurdere veenmosvenen. In goed gebufferde en relatief kalkrijke schorpioenmosvenen is de pH-daling overigens niet alarmerend, omdat de daling zeer waarschijnlijk tijdelijk is en weer verdwijnt als de waterstand omhoog gaat. In relatief kalkarme schorpioenmosvenen, zoals in het Kiersche Wiede en de Binnenpolder Tienhoven, kan de pH-daling mogelijk wel een probleem zijn. De schorpioenmossen kunnen tijdelijke pH-waarden rond de 5-5,5 waarschijnlijk wel overleven (zie hoofdstuk 6), maar de vestiging van veenmos wordt bij deze pH wel een stuk gemakkelijker.

Verhoogde C-mineralisatie

In de schorpioenmosvenen leidt zuurstoftoetreding conform de verwachting tot een duidelijke verhoging van de respiratie. Dit betekent dat afbraak-processen worden gestimuleerd onder zuurstofrijke condities, en lage waterstanden kunnen leiden tot versnelde veenafbraak. In veenmosveen was dit echter niet het geval. Voor de veenmoslocaties in De Wieden en De Weerribben geldt zelfs dat zuurstoftoetreding leidde tot een kleine verlaging van de respiratie. Dit verschil tussen schorpioenmosveen en veenmosveen kan te maken hebben met verschillende processen die de remming van de afbraakprocessen bepalen. In schorpioenmosveen lijkt vooral remming door gebrek aan zuurstof van belang te zijn, terwijl in veenmosveen ook remming door hoge polyfenolconcentraties een rol lijkt te spelen. Dit moet verder worden uitgezocht. Bij verdere uitdroging blijft de respiratie relatief hoog, hoewel de toename minder is dan onder zuurstofrijke vochtige condities. Dit kan komen doordat de microbiële massa afneemt als gevolg van vochtgebrek, en/of doordat de activiteit van fenoloxidase afneemt bij vochtgebrek. Wel leidt uitdroging tot verhoogde DOC-concentraties.

Verhoogde N-mineralisatie

Ook bij de N-mineralisatie zijn er grote verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen. Onder de normale zuurstofarme veldcondities lijkt de netto N-mineralisatie in het schorpioenmosveen lager dan in het veenmosveen, ondanks de hogere geschatte bruto N-mineralisatie. Dit lijkt vooral te komen door een hogere microbiële N-immobilisatie in schorpioenmosvenen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat basenrijke bodems voornamelijk bacteriën bevatten, die een hogere N-behoefte hebben, terwijl basenarme bodems vooral veel schimmels bevatten. De N-immobilisatie blijft ook onder zuurstofrijke condities relatief hoog in schorpioenmosvenen, hoewel de N-immobilisatie onder zuurstofrijke condities wel kleiner lijkt te worden in de venen uit De Wieden en De Weerribben.

Naast deze initiële verschillen in N-immobilisatie en netto N-mineralisatie tussen schorpioenmosvenen en veenmosvenen lijkt ook de respons op zuurstoftoetreding verschillend te zijn. In schorpioenmosveen is de afbraaksnelheid onder anaerobe condities waarschijnlijk hoofdzakelijk geremd door gebrek aan zuurstof. Bij zuurstoftoetreding laten zowel respiratie, de geschatte bruto N-mineralisatie en de netto N-mineralisatie een duidelijke verhoging zien. In veenmosveen nemen de respiratie, bruto en netto N-mineralisatie echter niet toe na zuurstoftoetreding. Dit komt mogelijk doordat de afbraak in veenmosveen niet alleen geremd kan worden door het gebrek aan zuurstof, maar ook door hoge fenolconcentraties.

De combinatie van verschillende microbiële N-behoeftes en verschillende remmingsprocessen van afbraak leidt onder natuurlijke natte en zuurstofarme condities tot relatief lage N-beschikbaarheden in schorpioenmosvenen t.o.v. veenmosvenen. Bij verlaging van de waterstand, waarbij zuurstof toetreedt, blijft de microbiële N-immobilisatie onveranderd hoog, terwijl de bruto N-mineralisatie toeneemt. Dit komt waarschijnlijk door de verhoogde activiteit van fenoloxidase en andere afbraakenzymen. Hierdoor neemt de netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen sterk toe bij verdroging. De N-beschikbaarheid in schorpioenmosveen is dus van nature relatief laag, maar deze venen zijn wel zeer gevoelig voor verhoogde zuurstoftoetreding als gevolg van lagere waterstanden.

In veenmosveen neemt de netto N-mineralisatie echter niet toe bij verdroging. De netto N-mineralisatie is al redelijk hoog onder zuurstofarme condities, als gevolg van de lage microbiële immobilisatie. Bovendien wordt de afbraaksnelheid hier niet veel hoger bij zuurstoftoetreding. Dit komt mogelijk doordat hoge polyfenolconcentraties nog steeds remmend werken. Dit betekent dus dat een verlaging van de waterstand niet zo veel gevolgen heeft voor de N-beschikbaarheid in veenmosvenen.

Veranderingen in de P-beschikbaarheid

De netto P-mobilisatie lijkt in zowel schorpioenmosveen als veenmosveen van nature vrij laag. Dit komt waarschijnlijk doordat het vrijgekomen fosfor wordt gebonden aan calcium en/of ijzer. Het effect van zuurstoftoetreding zelf was gering, en lijkt vooral tot iets sterkere P-immobilisatie te leiden in het Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven. Dit komt mogelijk door de ijzer-oxidatie, en de versterking van de redoxgevoelige P-binding. Uitdroging, zoals bij langdurig verlaagde waterstanden kan optreden, lijkt echter een groot probleem, omdat de P-beschikbaarheid dan sterk toeneemt. Dit zou kunnen komen door microbiële sterfte, maar ook door een verschuiving in de microbiële samenstelling. Verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen lijken wat betreft fosfor een betrekkelijk kleine rol te spelen.

Aanbevelingen voor het beheer

Verlaging van de waterstand in een meer flexibel peilbeheer leidt in eerste instantie vooral tot een betere zuurstofvoorziening. Dat is vooral voor schorpioenmosvenen niet echt gunstig. De daling van de pH onder zuurstofrijke condities is in goed gebufferde venen met een hoog calciumgehalte wellicht niet zo'n groot probleem, en waarschijnlijk maar tijdelijk, maar in zwakker gebufferde schorpioenmosvenen kunnen de omstandigheden tijdelijk gunstig worden voor vestiging van veenmos.

Daarnaast leidt een verlaging van de waterstand in het schorpioenmosveen tot verhoogde C en N-mineralisatie. De N-beschikbaarheid is relatief laag onder natte en zuurstofarme condities, maar neemt sterk toe bij toetreding van zuurstof. De P-beschikbaarheid wordt echter niet sterk beïnvloed door zuurstoftoetreding. Dit komt waarschijnlijk door de oxidatie van ijzer. Bij vergaande uitdroging neemt de P-beschikbaarheid echter wel sterk toe, evenals de productie van DOC.

Voor veenmosvenen lijkt verlaging van de waterstand en verhoogde zuurstoftoevoer eigenlijk niet van belang. De pH-daling als gevolg van oxidatie is nihil, omdat deze bodems van nature al zuur zijn. Ook nemen de respiratie en netto N-mineralisatie bij zuurstoftoetreding niet toe. Onder zuurstofarme condities is de netto N-mineralisatie al vrij hoog als gevolg van lage microbiële N-immobilisatie. De N-mineralisatie neemt bij zuurstof-toetreding niet verder toe. Dit komt mogelijk doordat de afbraak weliswaar niet meer geremd wordt door gebrek aan zuurstof, maar nog wel door hoge polyfenol-concentraties. Langdurig verlaagde waterstanden en uitdroging vormen wel een probleem, door de hoge P-mobilisatie en DOC-productie.

D Hydrologische invloed

11 Veranderingen vegetatie en hydrologie in de Stobbenribben

11.1 Inleiding en methoden

Dit hoofdstuk is van belang voor de beantwoording van zowel de tweede kennisvraag over de randvoorwaarden voor trilveenvegetaties, als voor de vierde kennisvraag over de betekenis van grondwaterstromen en de huidige wegzijging. Om meer inzicht te krijgen in de randvoorwaarden voor trilveen-vegetaties is het belangrijk om een beter beeld te krijgen van de lange termijn ontwikkelingen in de Stobbenribben (een van Nederlands bekendste schorpioenmostrilvenen). Aangezien de Stobbenribben in een gebied met grote wegzijging ligt, kan ook een vergelijking worden gemaakt met andere basenrijke venen waar de wegzijging beperkter is. Dit kan inzicht geven in het belang van grote wegzijging, dat voor de Stobbenribben al is aangetoond (van Wirdum 1991, Barendregt *et al.* 2004). Zoals aangegeven in de offerte is de beantwoording van de vierde kennisvraag minder concreet dan voor de eerste drie kennisvragen, en vooral gebaseerd op deze vergelijkende studie.

In dit hoofdstuk wordt eerst een evaluatie gegeven van de veranderingen in de vegetatie in de Stobbenribben gedurende de afgelopen veertig jaar, in relatie tot de hydrologie. Er wordt ingegaan op mogelijke veranderingen in de herkomst van het basenrijke water, waarbij vooral de eventuele rol van overstroming wordt behandeld. De Stobbenribben is een van de bekendste schorpioenmosvenen in De Weerribben, waarin veel onderzoek is uitgevoerd (van Wirdum 1973, 1991; Verhoeven *et al.* 1988; van Wirdum *et al.* 1993; Kooijman 1993a; Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004; Cusell *et al.* 2013b). De schorpioenmosvegetatie blijft hier al decennialang in stand. De Stobbenribben heeft te maken met een grote wegzijging door de ligging aan de rand van De Weerribben naast de diepgelegen polder Wetering, die rond 1950 ontwaterd is. In het centrale deel van de boezem is de wegzijging betrekkelijk gering, maar aan de randen van het gebied kan deze oplopen tot enkele meters per jaar (van Wirdum 1991, Snepvanger 2007). Om de ontwikkelingen in de Stobbenribben in een breder kader te plaatsen, zijn deze trilvenen in mei 2013 eenmalig vergeleken met acht andere schorpioenmos-venen in De Wieden en De Weerribben, die in delen van het gebied lagen met relatief grote en kleine wegzijging (Snepvangers *et al.* 2007).

11.1.1 De Stobbenribben

De Stobbenribben is een complex van verlande petgaten, dat rond 1900 ontstaan is. De geschiedenis van het gebied is beschreven in van Wirdum (1991). De trilveenvegetatie was al aanwezig voordat polder Wetering werd aangelegd, en werd door Kuiper en Kuiper (1958) aangemerkt als een goede verlandingsvegetatie met schorpioenmos en kleine zegges. Het terrein werd tot begin jaren ’60 als rietland geoogst, en is ook enige tijd bevloeid geweest. Tussen 1970 en 1990 hebben van Wirdum en collega’s veel onderzoek verricht naar de vegetatieontwikkeling en hydrologie van het gebied (o.a. van Wirdum 1973, 1991; van Wirdum *et al.* 1993). Het complex bestaat uit vier

drijvende trilvenen (perceel A-D) van enkele tientallen meters breed en ca. 200 meter lang, die van elkaar gescheiden zijn door slecht doorlatende ribben van veen. Aan de zuidwestkant zijn de petgaten afgesloten door een veenwal, maar aan de noordoostkant is er een open verbinding met de achtersloot, die het trilveencomplex van water voorziet. Als gevolg hiervan is er al voor de jaren '70 een hydrologische gradiënt ontstaan, die gedreven wordt door de sterke wegzijging naar polder Wetering. De afgesloten kant van de trilvenen wordt hydrologisch gedomineerd door regenwater en is voornamelijk begroeid met veenmos. De eigenlijke trilveenvegetaties met Rood schorpioenmos kwamen vooral in het middendeel en meer naar achteren voor, daar waar instroom van oppervlaktewater een grotere rol speelde. Nog dichter bij de sloot kwamen vooral eutrofe rietvegetaties met Gewoon puntmos voor.

In de Stobbenribben is geen sprake van regionale kwel, maar van een aanvoer van oppervlaktewater uit de boezem die voornamelijk onderlangs de kragge de petgaten in stroomt (van Wirdum 1991). Van Wirdum en collega's maken ook melding van overstroming door boezemwater (Bergmans 1975; van Wirdum 1991), maar hij lijkt dit niet als een dominant proces te zien.

11.1.2 Methoden

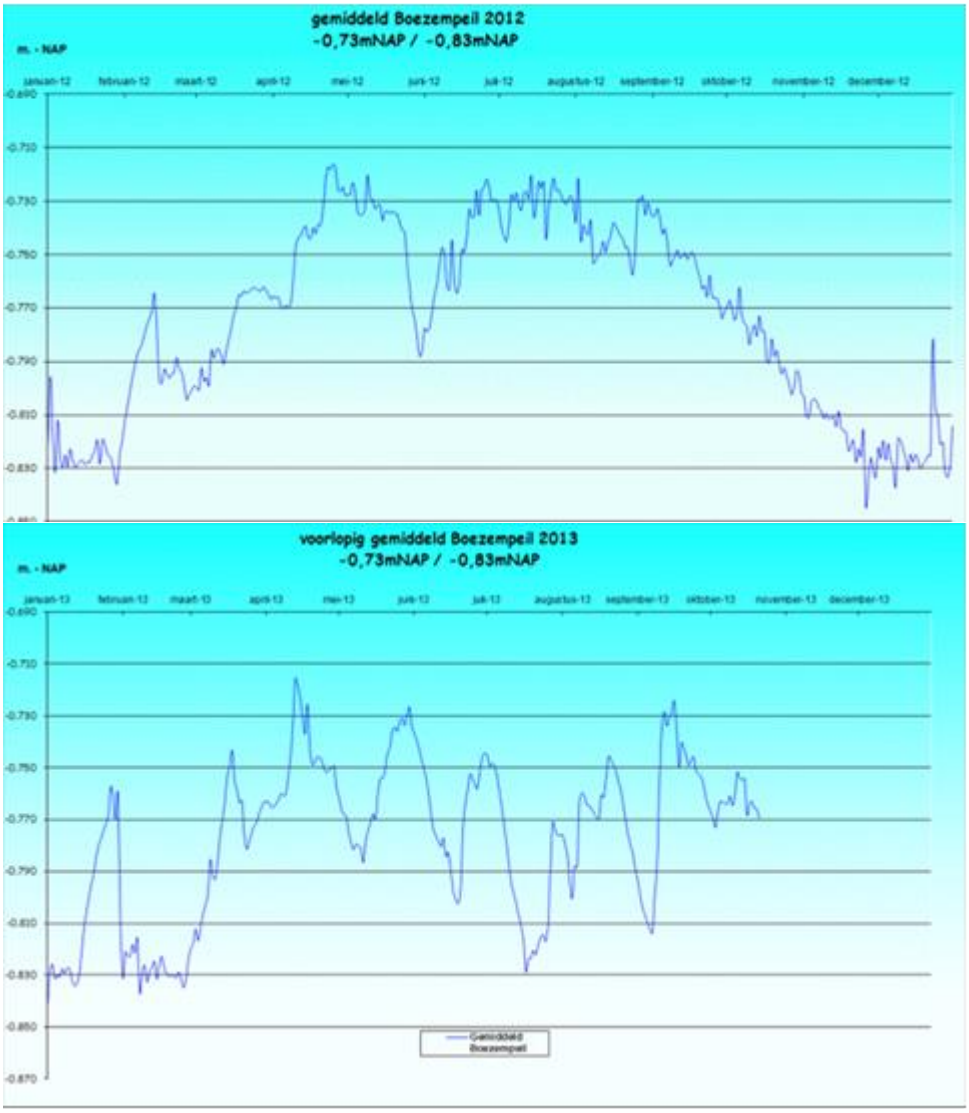
Moskartering Stobbenribben in perceel A

De vegetatie van de Stobbenribben is in de afgelopen decennia vele malen beschreven (van Zon-van Wagtendonk 1965; Bergmans 1975; Bredenbeek *et al.* 1979; van Wirdum 1991; Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004). In dit hoofdstuk wordt vooral gebruik gemaakt van de overzichtskaart uit 1973 (Bergmans 1975; van Wirdum 1991) en een gedetailleerde kartering van de moslaag in perceel A uit 1988 en 2013 (Kooijman 2012). Bepaalde trends in de vegetatie zijn echter al eerder beschreven (Barendregt *et al.* 2004). De karteringen van 1988 en 2013 zijn uitgevoerd in het najaar en voorjaar, op een moment dat de moslaag goed zichtbaar was. Mossen zijn door hun gebrek aan wortels en het directe contact met het omringende water een goede indicator voor veranderingen in de omgeving. De karteringen uit 1988 en 2013 waren vlakdekkend, met gridcellen van 5x5 m. In iedere gridcel is de bedekkinswaarde genoteerd van alle aanwezige mossoorten. Van de percelen B, C en D zijn alleen gegevens over dominante soorten beschikbaar, verzameld in de gridcellen in augustus en november 2012. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*), Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) en veenmos (*Sphagnum* spp.).

EGV van het trilveenoppervlak in de Stobbenribben

Voor een beter inzicht in de hydrologie is vooral gebruik gemaakt van het elektrisch geleidend vermogen (EGV), die tijdens de meting automatisch gecorrigeerd zijn naar EGV-waarden bij 25 ºC. Deze waarden geven in door oppervlaktewater gevoede venen vaak een goed beeld van het belang dat regen- en boezemwater hebben, en kunnen dus als een soort van algemene indicator voor de basenrijkdom van het water worden gebruikt. Tijdens de moskartering van oktober 1988 in perceel A is het EGV gemeten in iedere gridcel van 5x5 m. Dit is herhaald in augustus en november 2012 en in mei 2013. Dit waren relatief natte, droge en vervolgens weer natte periodes. Voor perceel B, C en D zijn alleen metingen van het EGV aan de oppervlakte beschikbaar uit augustus 2012, ook in grids met cellen van 5x5 m.
Transecten met diepteprofielen van het EGV in de Stobbenribben

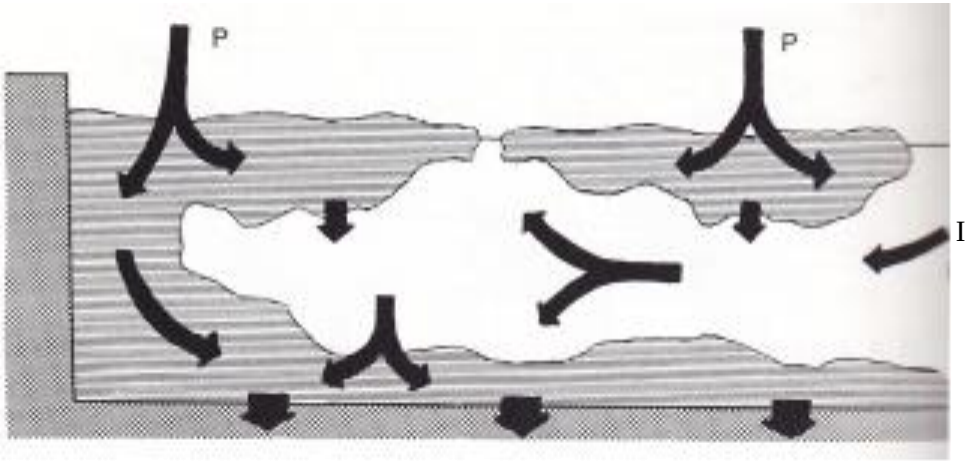
Al vanaf 1969 zijn met behulp van een prikstok veel diepteprofielen bepaald van het EGV in en onder de kragge. Hiermee kon de instroom van slootwater onder de kragge worden bepaald, die voor de aanvoer van basenrijk water zorgt. Het algemene beeld is beschreven in van Wirdum (1991). Om een beeld te krijgen van de huidige situatie zijn de diepteprofielen opnieuw gemeten in augustus 2012 en mei 2013, in transecten in het midden van ieder perceel. De EGV-waarden zijn aan de oppervlakte bepaald met een dompelcel, en die van 10-180 cm diepte met een prikstok. Om de prikstokwaarden te kunnen omrekenen naar echte EGV-waarden bij 25 ºC, zijn dagelijks meerdere metingen met prikstok en dompelcel uitgevoerd in het slootwater. In augustus 2012 stonden grote delen van het veen onder water, met name in de schorpioenmosvegetaties. Dit was door de natte zomer al meer dan een maand het geval. Begin mei 2013 was de waterstand in het veen wederom relatief hoog, nadat het peil flink gestegen was, en op 11 april 2013 voor de eerste keer sinds de natte zomer van 2012 weer boven het maximum van –73 cm NAP uitkwam (Figuur 11.1).



Figuur 11. 1. De gemiddelde waterstand in de boezem van NW-Overijssel in 2012 en het eerste deel van 2013 (www.reestenwieden.nl).

Prikstokprofielen in kragge en 'gaten'

De resultaten van augustus 2012 gaven aanleiding tot een discussie over de aanvoer van het basenrijke water naar de schorpioenmosvegetaties. Naast het bestaande model van infiltratie van onderuit de kragge via de zwakke plekken (gaten), leek het erop dat de aanvoer mogelijk ook plaats zou kunnen vinden via overstroming met oppervlaktewater vanuit de achtersloot. Dit was ook al eerder gesuggereerd door Bergmans (1975) en van Wirdum (1991), maar werd minder belangrijk geacht dan de aanvoer onder de kragge. Een van de vragen daarbij was in welke mate deze zogenaamde 'gaten' (Figuur 11.2) via de kragge verbonden waren met de laag water daaronder. Dit water zou bij een stijgende waterstand door de gaten omhoog gedrukt kunnen worden, en zo het oppervlakte van basenrijk water kunnen voorzien.



Figuur 11.2. De belangrijkste stroompatronen van het instromend slootwater (I) en het neerslag overschot (P) in de Stobbenribben (van Wirdum 1991).

Om dit te toetsen zijn eind november 2012 ondiepe prikstokmetingen van 0 tot 100 cm diepte uitgevoerd in de achterste helft van de percelen A-D, vanaf ca. 90 m vanaf de achtersloot. De EGV-profielen zijn niet alleen gemeten in alle 324 gridcellen van 5x5 m, maar ook in alle 44 gaten in de kragge, die mogelijk als zwakke plek zouden kunnen fungeren. Daarnaast is in mei 2013 in alle vier de percelen op 11-12 plaatsen langs het transect de dikte van de kragge gemeten met behulp van een kraggemeter. Dit instrument kan onder de kragge uitgeklapt worden, waardoor de afstand tussen onderkant en bovenkant van de wortelmat nauwkeurig bepaald kan worden (Sterk 2013).

Vergelijking met andere schorpioenmosvenen in Wieden-Weerribben

In mei 2013 zijn de trilvenen in de Stobbenribben eenmalig vergeleken met acht andere basenrijke veengebieden met Rood schorpioenmos in De Wieden en De Weerribben, zodat de ontwikkelingen in de Stobbenribben in een breder kader konden worden geplaatst. Deze locaties waren verdeeld over drie groepen: (1) drijvende venen in diepe petgaten aan de rand van het gebied met relatief grote wegzijging, zoals de Wobberibben en het Wiedegat, (2) drijvende venen in diepe petgaten in het centrale deel van het gebied waar de wegzijging relatief gering is, zoals de Bollemaat, de Vlakte en 't Jurries, en (3) grotendeels vast veen in ondiepe petgaten aan de rand van het gebied waar het veen uitwigt tegen de zandondergrond, zoals de Veldweg, de Kikkerlanden en Eelkema. Ook hier is de wegzijging relatief gering. De lengte van een transect kon variëren van 7 tot 360 m, maar ieder transect bestond uit meetpunten met veenmos, basenrijke mossen als Rood en soms ook Groen

schorpioenmos, en/of overgangsveen met een mengvorm van schorpioenmos en veenmos. In totaal zijn 35 transecten gemeten (3-6 per gebied) vanaf de sloot tot de legakker, die het einde van het trilveen markeerde. De meetpunten werden meestal gekozen op 2½, 5 en 10 m van de sloot, daarna om de 10 m, en vanaf 100 m van de sloot om de 20 m afstand. In ieder meetpunt is een EGV-diepteprofiel bepaald met een dompelcel voor de oppervlakte en een prikstok voor dieptes van 10-180 cm. Per transect is ook het EGV van het slootwater bepaald. In ieder meetpunt is verder de hoogte van de waterstand t.o.v. de moslaag bepaald. Bij ongeveer de helft van de meetpunten per transect zijn ook de kraggediktes en de diepte tot de zandondergrond gemeten, met een kraggemeter en een guts.

11.2 Resultaten en discussie

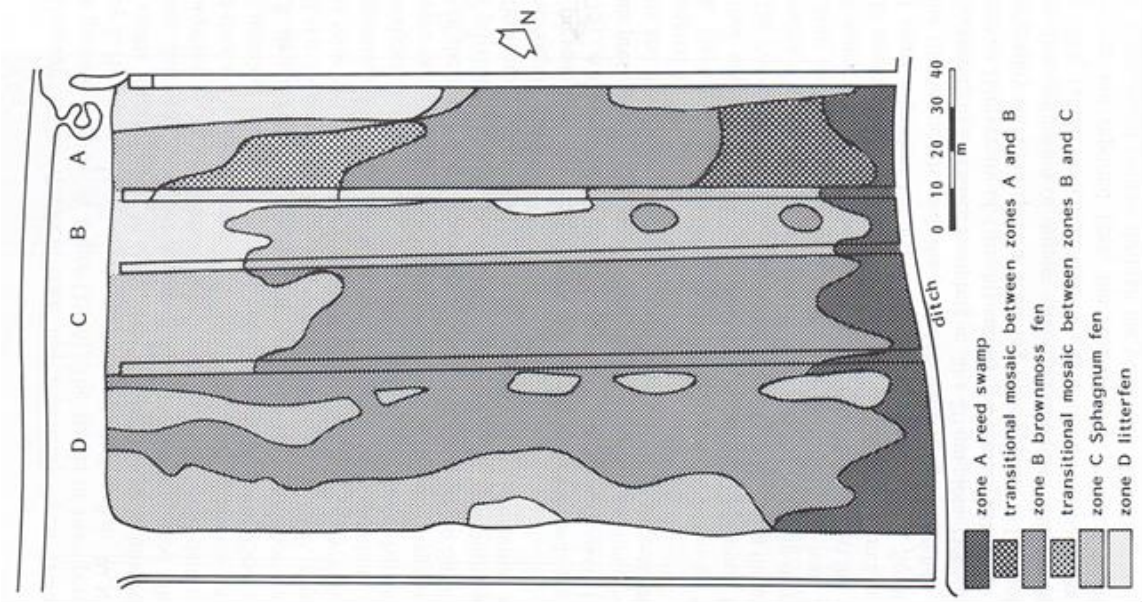
11.2.1 Veranderingen in de moslaag van de Stobbenribben

De moslaag in 1973 in perceel A

In 1973 bestond ca. 49% van de vegetatie van perceel A in de Stobbenribben nog uit 'brownmoss fen', vegetaties gedomineerd door Rood schorpioenmos (Bergmans 1975; van Wirdum 1991; Figuur 11.3). Veenmosvegetaties waren al wel in ca. 31% van het oppervlak dominant aanwezig, en vormden overgangsveen met Rood schorpioenmos in ca. 12% van het gebied. Maar ook de veenmosvegetaties bestonden nog vooral uit soorten uit de vroege successie als Hakig veenmos en Glanzend veenmos (*S. squarrosum* en *S. subnitens*; Tabel 11.1). Soorten uit de latere successie als Fraai en Gewoon veenmos (*S. fallax* en *S. palustre*) kwamen al wel voor, maar alleen in zeer lage bedekking. Een soort als Hoogveenveenmos (*S. magellanicum*) was sowieso nog niet aanwezig. Behalve beginnende veenmosontwikkeling was ook de relatief eutrofe component van de vegetatie opvallend. De kaart van 1973 laat zien dat ongeveer 20% van het oppervlak bedekt was met relatief eutroof rietmoeras gedomineerd door Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*), al was dit deels gemengd met schorpioenmosvegetatie. Daarnaast duidde ook het relatief grote aandeel van Hakig veenmos (*S. squarrosum*) in de vegetatieopnamen van rietmoeras op relatief eutrofe condities (Kooijman 1993a; Kooijman & Bakker 1994).

Tabel 11.1. De aanwezigheid van karakteristieke mossoorten in de hoofdtypes van de vegetatiekaart van de Stobbenribben in 1973 (gegevens afkomstig van Bergmans (1975)).

	Reed swamp	**Brownmoss fen**	**Sphagnum & litter fen**
	n = 6	n = 8	n = 23
Scorpidium scorpioides	17	100	13
Fissidens adianthoides	17	13	17
Calliergonella cuspidata	100	25	43
Sphagnum squarrosum	33	38	74
Sphagnum subnitens	-	38	83
Sphagnum contortum	17	13	13
Sphagnum fallax	-	-	30
Sphagnum palustre	-	-	57
Sphagnum papillosum	-	-	4
Polytrichum spp.	-	-	78



Figuur 11.3 Gegeneraliseerde vegetatiekaart van het trilveencomplex in de Stobbenribben in 1973 (van Wirdum 1991).

De moslaag in 1988 in perceel A

De patronen in de moslaag uit 1973 waren in 1988 nog goed zichtbaar (Figuur 11.4). Voor een beter overzicht is het tweehonderd meter lange trilveen opgedeeld in vier vijftigmetersecties, van S1 nabij de achtersloot tot S4 in de meest geïsoleerde ZW-hoek van het trilveen. De in 1973 nog jonge zone met veenmos van S4 had zich verder uitgebreid in S3 en S2, met name met soorten als Glanzend veenmos en Trilveenveenmos (*S. contortum*). In S4 zelf, de geïsoleerde ZW-hoek waar de veenmosgroei was begonnen met soorten uit de vroege successie (Bergmans 1975), kwam nu vooral gewoon en Fraai veenmos voor. Ook latere soorten als Wrattig en Stijf veenmos (*S. papillosum en S. capillifolium*) waren al aanwezig, en zelfs Hoogveenveenmos (*S. magellanicum*) was al in twee gridcellen aangetroffen.

Ook Rood schorpioenmos was in 1988 nog vrijwel overal aanwezig waar het in 1973 voorkwam, zij het dat het wat betreft bedekking in S2 en S3 niet meer dominant was. In 1988 kwam Rood schorpioenmos in het centrale deel vooral voor in een mozaïek met Glanzend veenmos. Sterrengoudmos (*Campylium stellatum*) vertoonde vergelijkbare patronen. Deze soort kwam nog overal in het trilveen voor, behalve in de veenmoskern in S4 en in het rietmoeras bij de achtersloot. Deze laatste zone werd gedomineerd door Gewoon puntmos. Gewoon puntmos kwam echter in lage bedekking in vrijwel het hele trilveen voor, net als Hakig veenmos, wat wijst op relatief eutrofe condities.

Verdergaande successie in 2013

In 2013 was de samenstelling van de moslaag in perceel A ingrijpend veranderd (Figuur 11.5; Tabel 11.2). De veenmoskern met Gewoon veenmos en Gewoon haarmos (*Polytrichum commune*), die in 1988 beperkt was tot S4, heeft zich nu sterk uitgebreid richting de achtersloot. In feite heeft Gewoon veenmos de zone met bulten en slenken in het centrale deel (S2 en S3), die in 1988 nog gedomineerd werd door Glanzend veenmos, helemaal overgenomen. Glanzend veenmos komt nu alleen nog hier en daar met lage bedekking voor. Naast Glanzend veenmos is ook Trilveenveenmos door de

verdergaande successie sterk afgenomen, terwijl Rood schorpioenmos en Sterrengoudmos zelfs geheel uit het centrale deel (S2 en S3) zijn verdwenen. Dit geldt ook voor soorten als Reuzenpuntmos (*Calliergon giganteum*) en Veenvedermos (*Fissidens adianthoides*).

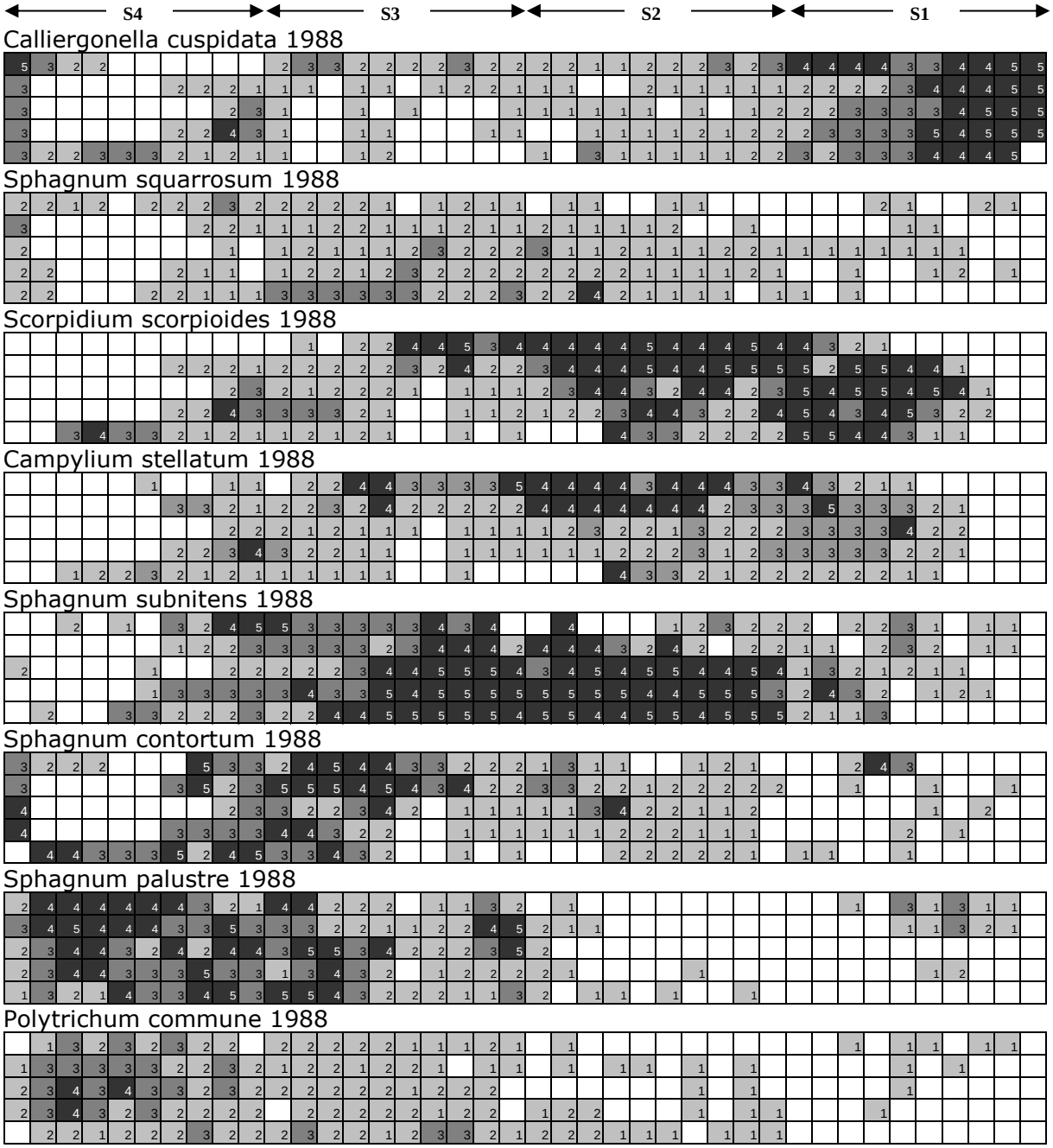
Behalve de sterke uitbreiding van Gewoon veenmos en Gewoon haarmos is ook de uitbreiding van soorten van latere successiestadia in S4 en S3 opvallend. Wrattig veenmos is min of meer gelijk gebleven, maar het aantal gridcellen met Stijf veenmos is tussen 1988 en nu verviervoudigd, en het aantal cellen met Hoogveenveenmos zelfs vertienvoudigd. In de veenmoskern in S4 heeft zich een miniatuur hoogveentje gevormd, dat tot het Natura 2000 habitattype veenheide kan worden gerekend.

Handhaving Rood schorpioenmos bij lage veenmosbedekking in 1988

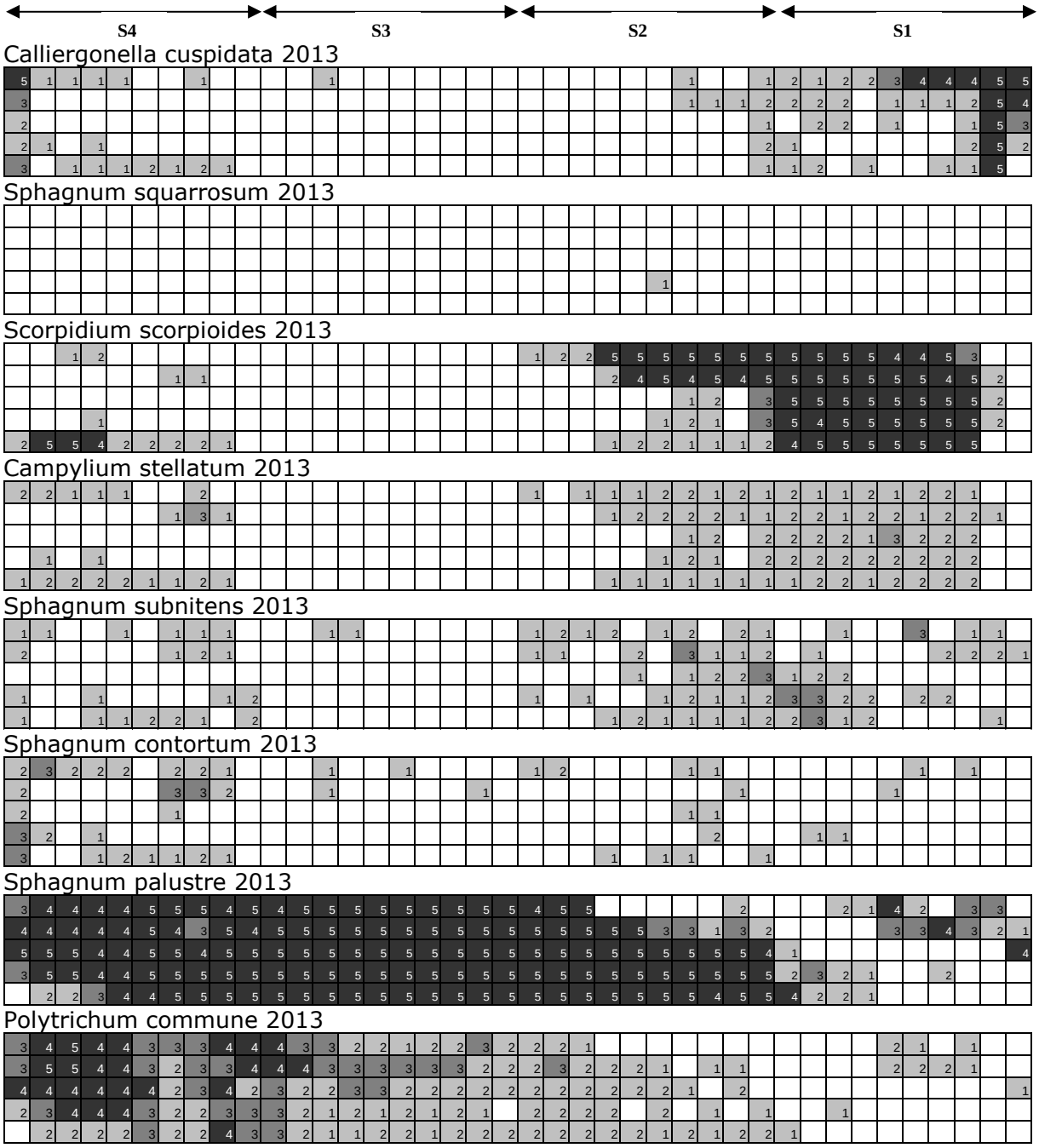
Rood schorpioenmos heeft zich echter kunnen handhaven op plaatsen waar Glanzend veenmos in 1988 niet dominant was. Dit is vooral het geval in S1, nabij de sloot. Gridcellen met dominantie van Glanzend veenmos in 1988 zijn nu begroeid met Gewoon veenmos, zelfs als Rood schorpioenmos prominent aanwezig was. Maar gridcellen met een lage bedekking van Glanzend veenmos in 1988 worden nu gedomineerd door Rood schorpioenmos. Deze ontwikkeling gaat in tegen de normale loop van de successie, waarbij Glanzend veenmos zich zou hebben uitgebreid in de richting van de sloot.

*Tabel 11.2. Presentie (aantal gridcellen) van karakteristieke mossoorten in perceel A van de Stobbenribben in 1988 en 2013, in totaal en in bepaalde veensecties. S1 = 0-50 m vanaf de achtersloot; S2 = 50-100 m vanaf de achtersloot; S3 = 100-150 m vanaf de achtersloot en S4 = 150-200 m vanaf de achtersloot. * = signifcante toename of afname in aantal gridcellen tussen 1988 en 2013 (chi-kwadraat toets; p < 0.05).*

Mossoorten	**1988**					**2013**				
	totaal	S1	S2	S3	S4	totaal	S1	S2	S3	S4
Basenarm trilveen										
Polytrichum commune	125	9	23	46	47	144	10	36*	49	49
Sphagnum palustre	123	13	13	48	49	166*	23	44*	50	49
Sphagnum fallax	115	14	8	47	46	138*	20	42*	44	32*
Aulacomnium palustre	77	7	6	35	29	43*	8	0*	9*	26
Sphagnum papillosum	33	0	0	11	22	37	0	0	9	28
Sphagnum capillifolium	10	0	0	3	7	40*	1	9*	24*	6
Sphagnum magellanicum	2	0	0	0	2	22*	0	0	3	19*
Basenrijk, voedselarm trilveen										
Sphagnum subnitens	153	32	45	49	27	81*	23	34	2*	22
Campylium stellatum	142	32	47	42	21	91*	41	30*	0*	20
Scorpidium scorpioides	141	34	47	42	18	88*	43	31*	0*	14
Sphagnum contortum	127	13	41	44	29	45*	5*	12	4	24
Bryum pseudotriquetrum	100	27	28	29	16	84	47*	18*	0*	19
Fissidens adianthoides	78	35	31	7	5	28*	21*	5*	0*	2
Calliergon giganteum	46	20	5	13	8	29*	16	6	0*	7
Basenrijk, voedselrijk trilveen										
Calliergonella cuspidata	155	49	42	30	23	64*	35*	4*	1*	19
Sphagnum squarrosum	135	22	42	47	24	1*	0*	1*	0*	0*
Brachythecium rutabulum	40	22	2	1	15	7*	7*	0	0	0*
Calliergon cordifolium	24	3	1	4	16	1*	1	0	0*	0*
Rhytidiadelphus squarrosus	17	5	0	0	12	5*	3	0	0	2*
Plagiomnium affine s.l.	16	7	1	0	8	12	3	0	0	2*
Drepanocladus aduncus	14	13	1	0	0	1*	1*	0	0	0



Figuur 11.4. Moskartering perceel A van de Stobbenribben in 1988. Ieder vakje is een 5x5 m gridcel. S1 = 0-50 m vanaf de achtersloot; S2 = 50-100 m vanaf de achtersloot; S3 = 100-150 m vanaf de achtersloot; S4 = 150-200 m vanaf de achtersloot. De achtersloot bevindt zich aan de rechterkant van de grafiek. De cijfers in de gridcellen zijn bedekkingscodes voor de afzonderlijke soorten: 1 = zeldzaam; 2 = frequent; 3 = algemeen; 4 = co-dominant en 5 = dominant. Geen cijfer = niet aanwezig.



Figuur 11.5. Moskartering perceel A van de Stobbenribben in 2013. Ieder vakje is een 5x5 m gridcel. S1 = 0-50 m vanaf de achtersloot; S2 = 50-100 m vanaf de achtersloot; S3 = 100-150 m vanaf de achtersloot; S4 = 150-200 m vanaf de achtersloot. De achtersloot bevindt zich aan de rechterkant van de grafiek. De cijfers in de gridcellen zijn bedekkingscodes voor de afzonderlijke soorten: 1 = zeldzaam; 2 = frequent; 3 = algemeen; 4 = co-dominant en 5 = dominant. Geen cijfer = niet aanwezig.

Uitbreiding Rood schorpioenmos in 2013 door afname eutrofiëring

Rood schorpioenmos heeft zich dus gehandhaafd op plekken met lage veenmosbedekking, maar is ook uitgebreid richting de achtersloot. In 1988 kwam deze soort pas op 15-20 m afstand van de sloot voor, maar nu is de soort veelal binnen tien meter van de sloot aanwezig. Deze uitbreiding van Rood schorpioenmos was al eerder geconstateerd (Barendregt *et al.* 2004), bij monitoring van de vegetatie na het opschonen van de achtersloot en de omleiding van de aanvoerroute in 1991-1992 (Schouwenberg & van Wirdum 1997; Schouwenberg 2000). Deze uitbreiding van Rood schorpioenmos is ten koste gegaan van Gewoon puntmos, die sterk is afgenomen in frequentie en dominantie. Aangezien Rood schorpioenmos bij lagere P-concentraties voorkomt dan Gewoon puntmos (Kooijman 1993a), suggereert deze vervanging dat de condities in het veen inderdaad minder eutroof geworden zijn door de ingrepen. De afname in trofiegraad wordt ondersteund door de afname in andere eutrafente mossoorten als Hartbladig puntmos (*Calliergon cordifolium*), Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*) en Moeras-sikkelmos (*Drepanocladus aduncus*). Daarnaast maakt de afname van de productie van bovengrondse biomassa sinds 1984 duidelijk dat de trofiegraad inderdaad sterk is gedaald (Tabel 11.3).

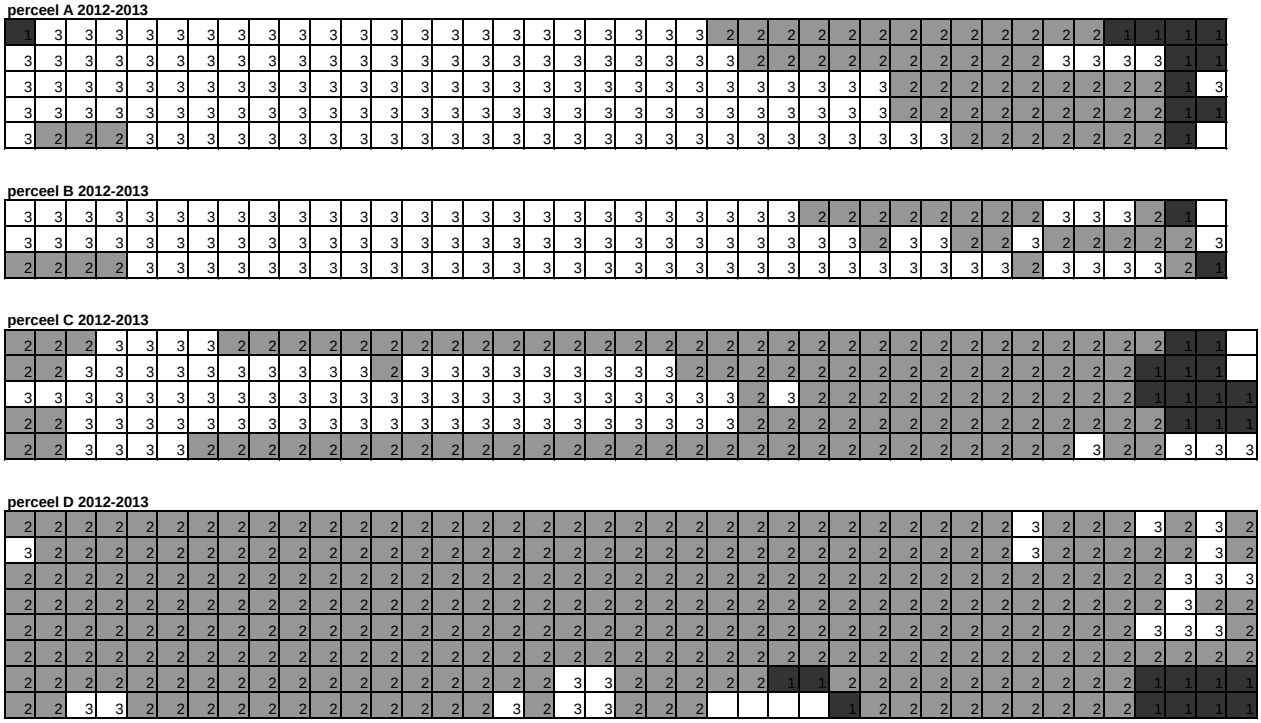
Tabel 11.3. Bovengrondse biomassa en N/P ratio's van de hogere planten in juli op locaties met S. scorpioides in de Stobbenribben. De waarden zijn gemiddelden, gebaseerd op n = 5-10.

jaar	Bovengrondse biomassa (g m^{-2})	N/P ratio (g g^{-1})	referentie
1984	1065	16,1	Verhoeven *et al.* 1988
1990	448	18,1	Kooijman 1993
2005	212	22,4	Kooijman & Hedenäs, ongepubliceerd
2010	187	26,3	Cusell *et al.* 2013a
2011	229	23,7	Mettrop *et al.*, ongepubliceerd

In S1, de eerste sectie van 50 m vanaf de achtersloot, is de bovengrondse biomassaproductie in de vegetatie met Rood schorpioenmos afgenomen van ruim 1000 g m^{-2} in 1984 tot rond de 200 g m^{-2} in 2011. Daarnaast is ook de N/P ratio van de biomassa gestegen, wat wijst op een lagere beschikbaarheid van P en een sterkere P-limitatie dan in 1984 het geval was (Koerselman & Meuleman 1996; Güsewell 2004). In 1984 lag de N/P ratio rond de 16, wat wijst op een balans in de beschikbaarheid van N en P. In het afgelopen decennium lagen de N/P waarden echter boven de 20, wat duidelijk wijst op P-limitatie, en een verbetering van de waterkwaliteit. Dit is zoals gezegd, het gevolg van een reeks van maatregelen die in de loop van de tijd genomen zijn, zoals de omleiding van de aanvoerroute (Schouwenberg & van Wirdum 1997). Ook is de waterkwaliteit in zijn algemeenheid verbeterd (zie hoofdstuk 2). Bovendien werd er voor 1980 in het voorjaar standaard veel (vervuild) water van buiten in de boezem gelaten, om deze op het zomerpeil van –73 cm NAP te brengen (van Wirdum 1991). Sinds 1980 mag het peil in het voorjaar op een 'natuurlijke' wijze stijgen.

Netto veranderingen in de moslaag in perceel A-D

In perceel B t/m D zijn slechts de dominante soorten in de moslaag opgenomen, gekoppeld aan de EGV-metingen van november 2012 en mei 2013 (Figuur 11.6). Het is hiermee echter wel mogelijk een globale vergelijking te maken met de vegetatiepatronen in 1973 (Tabel 11.4).



Figuur 11.6 Dominante soorten in de moslaag in de 5x5 m gridcellen van vier trilveenpercelen in de Stobbenribben in 2012-2013. De achtersloot bevindt zich aan de rechterkant van de grafiek. 1 = Gewoon puntmos (donkergrijs); 2 = Rood schorpioenmos (lichtgrijs); 3 = Gewoon veenmos (wit).

Een vergelijking met 1973 laat zien dat de oppervlakte aan veenmos sterk is toegenomen in perceel A, terwijl schorpioenmos is achteruit gegaan, hoewel sinds 1988 ook verbetering is opgetreden door de vervanging van Gewoon puntmos door Rood schorpioenmos. In perceel B en C zijn de veranderingen minder groot. In perceel B lijkt Gewoon puntmos ook te zijn afgenomen, maar is Rood schorpioenmos toegenomen, hoewel de afname van veenmos niet significant is. In perceel C lijkt Gewoon puntmos hetzelfde te zijn gebleven, Rood schorpioenmos lijkt licht te zijn afgenomen, en Gewoon veenmos lijkt te zijn toegenomen van 24 naar 38%. Dit wijst op verdergaande successie. In perceel D zijn de veranderingen echter vrij spectaculair. In 1973 werd 51% van het terrein gedomineerd door Rood schorpioenmos en Sterrengoudmos (Bergmans 1975). Zo'n 42% was bedekt met veenmosvegetatie, vooral in combinatie met veel Paddenrus (*Juncus subnodulosus*). In de vier opnamen in deze vegetatie waren Glanzend veenmos (3x) en Sparrig veenmos (*S. teres*, 1x) de dominante mossoorten, wat wijst op relatief jonge veenmosstadia. De eutrofe rietzone met Gewoon puntmos nabij de achtersloot besloeg 7% van de oppervlakte. Dit is, in tegenstelling tot perceel A en B, in 2013 niet veranderd. De oppervlakte aan Rood schorpioenmos is echter tussen 1973 en 2013 bijna verdubbeld, en de soort is op dit moment in vrijwel het hele perceel vlakdekkend aanwezig. De veenmosvegetatie, die in 1973 nog prominent aanwezig was, is vrijwel verdwenen, en beslaat nog maar ca. 6% van het oppervlak. De dominantie van Rood schorpioenmos in perceel D is al eerder beschreven (Schouwenberg 2000, Barendregt *et al.* 2004). Aangezien zij concludeerden dat er in perceel D nauwelijks veranderingen in de vegetatie zijn opgetreden door het opschonen van de sloot (Schouwenberg 2000, Barendregt *et al.* 2004), suggereert dit dat de vervanging van (Glanzend) veenmos door Rood schorpioenmos in perceel D al voor 1991 is opgetreden.

*Tabel 11.4. Globale vergelijking tussen de algemene vegetatiekaart van 1973 (van Wirdum 1991) en de dominante mossoorten in 2013. De waarden geven het percentage voor een bepaald vegetatietype van de totale oppervlakte van het trilveen. * = significante verschillen (p < 0.05; chi-square test) tussen 1973 en 2013 voor een bepaald vegetatietype in een bepaald perceel.*

	Puntmos (1973)	Schorpioenmos (1973)	Veenmos (1973)	Puntmos (2013)	Schorpioenmos (2013)	Veenmos (2013)
Perceel A	20	49	31	6*	26*	68*
Perceel B	6	5	89	2*	19*	79
Perceel C	7	69	24	6	56	38*
Perceel D	7	51	42	3	91*	6*

De bovenstaande veranderingen in de moslaag van de Stobbenribben zijn samen te vatten in drie trends: (1) verdergaande successie en uitbreiding van veenmosvegetaties, (2) tegengaan van successie door handhaving en/of uitbreiding van Rood schorpioenmos ten koste van veenmos en (3) uitbreiding van Rood schorpioenmos ten koste van Gewoon puntmos nabij de sloot.

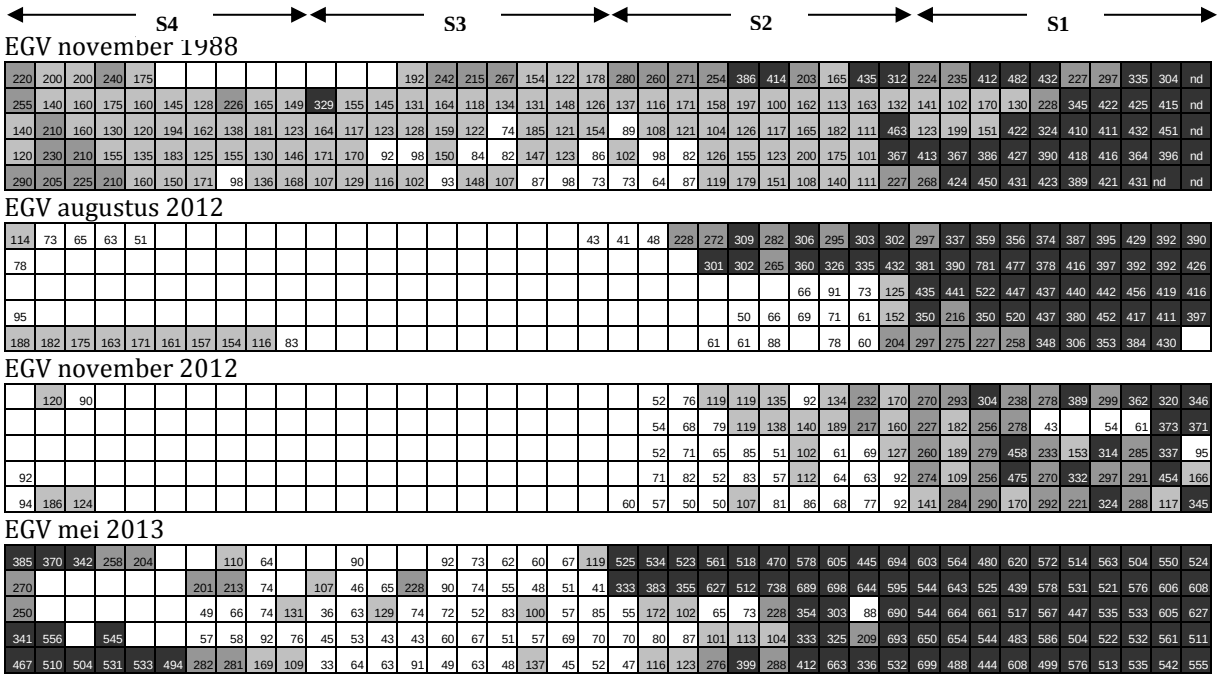
De laatste trend, uitbreiding van Rood schorpioenmos ten koste van Gewoon puntmos nabij de achtersloot, is zoals eerder aangegeven waarschijnlijk vooral het gevolg van verbetering van de waterkwaliteit en verminderde eutrofiëring. Ook de verdergaande successie in veenmos-vegetaties is relatief simpel te verklaren. Dit is een autonoom proces dat moeilijk te stoppen is als veenmossen zich eenmaal gevestigd hebben, en leidt tot vergaande hydrologische isolatie t.o.v. het basenrijke water in de kragge (Soudzilovskaia *et al.* 2010). Vooral als Glanzend veenmos zich eenmaal gevestigd heeft kan het hard gaan. Dit is een soort die basenrijk water relatief slecht kan verdragen (Kooijman & Kanne 1993; Kooijman & Bakker 1995), en waarvan de vestiging wordt geremd als er voldoende aanvoer van basenrijk water is. In schorpioenmosvegetaties komt Glanzend veenmos voor op relatief geïsoleerde bultjes, waar het basenrijke water de top van de moslaag niet meer bereikt. In het verleden bleven bulten met het traag groeiende Glanzend veenmos mogelijk langer in stand (O'Connell 1981), maar onder de huidige condities van hoge atmosferische N-depositie lijkt Glanzend veenmos overgroeid te worden door snelgroeiende veenmossen als Fraai en Gewoon veenmos. Ook de hogere verzuringscapaciteit van deze soorten kan hier een rol bij spelen (Kooijman & Kanne 1993, Kooijman & Bakker 1994). Op hun beurt kunnen Fraai en Gewoon veenmos echter weer worden opgevolgd door hoogveensoorten als Wrattig en Stijf veenmos en zelfs Hoogveenveenmos.

De handhaving (perceel A) en uitbreiding van Rood schorpioenmos (perceel B en D) ten koste van veenmosvegetaties is echter moeilijker te verklaren. Hiervoor is het nodig naar veranderingen in hydrologie te kijken.

11.2.2 Veranderingen in hydrologie in de Stobbenribben

Veranderingen in het EGV aan de oppervlakte van het trilveen

De EGV-waarden aan de oppervlakte van het trilveen zijn over het algemeen verre van constant, en hangen o.a. af van het weer, de mate van instroom van slootwater en het EGV van het slootwater zelf. Om een goed beeld te krijgen van de variatie in EGV zijn tijdseries gewenst. Voor perceel A hebben we gebruik gemaakt van vier meetmomenten, namelijk november 1988, augustus 2012, november 2012 en mei 2013. Voor de andere drie percelen is alleen in augustus 2012 een vlakdekkende oppervlaktemeting gedaan.



Figuur 11.7. EGV-waarden aan de oppervlakte van het veen in iedere gridcel van 5X5 m in perceel A in 1988 en 2012-2013. De achtersloot bevindt zich aan de rechterkant van de grafiek. zwart: EGV > 300 µS cm^{-1}; donker grijs: EGV 200-300 µS cm^{-1}; licht grijs: EGV 100-200 µS cm^{-1}; wit = EGV < 100 µS cm^{-1} of geen meting mogelijk door afwezigheid van oppervlaktewater.

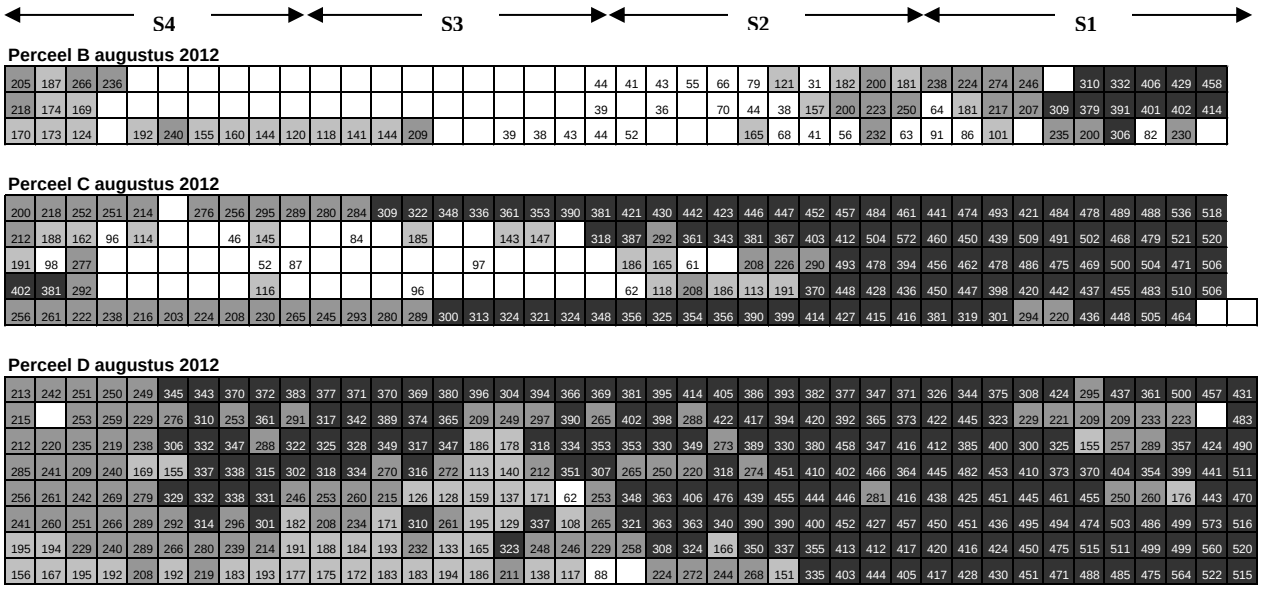
Hoewel er slechts 1 meetserie uit 1988 beschikbaar is, lijkt de situatie wel te verschillen van de huidige situatie (Figuur 11.7). Rood schorpioenmos kwam in 1988 nog in grote delen van het perceel voor (Figuur 11.4), en was niet beperkt tot de zone met hoge EGV-waarden nabij de achtersloot, zoals nu het geval is. In 1988 kwam Rood schorpioenmos zelfs bijna niet voor in de gridcellen met EGV van 300 µS cm^{-1} of hoger, die vooral begroeid waren met Gewoon puntmos. Veel van die plekken hebben nog steeds een hoge EGV, maar worden nu echter wel gedomineerd door Rood schorpioenmos.

Wat verder opvalt, is dat het EGV in 1988 in vrijwel het hele perceel hoger was dan 100 µS cm^{-1}, wat suggereert dat er nog een zekere aanvoer van basenrijk water naar de oppervlakte plaatsvond. Dat lijkt in 2012-2013 duidelijk veranderd. In het centrale deel van het trilveen was het vaak niet eens mogelijk om nog oppervlaktewater te vinden, en als er wel oppervlakte-water was, was het EGV voornamelijk lager dan 100 µS cm^{-1}. Dit suggereert dat de aanvoer van basenrijk water in het centrale deel naar de oppervlakte is afgenomen, waarschijnlijk als gevolg van verdere hydrologische isolatie (Soudzilovskaia *et al.* 2010). De afname in EGV correspondeert ook met het vrijwel geheel verdwijnen van Rood schorpioenmos uit het centrale deel van het trilveen.

Op dit moment komt Rood schorpioenmos in perceel A vrijwel alleen nog voor in de zone met hoge EGV-waarden, met name in augustus 2012 en mei 2013. In november 2012 was het EGV ook in de schorpioenmosvegetaties redelijk laag, waarschijnlijk als gevolg van het neerslagoverschot en een beperkte instroom door de geleidelijke daling van het boezempeil sinds september. Op veenmoslocaties was het EGV nog lager, of zelfs helemaal niet meetbaar. In augustus 2012 en mei 2013 was de waterstand in de boezem en het trilveen echter relatief hoog. In augustus 2012 werden EGV-waarden hoger dan 300

µS cm^{-1} vooral aangetroffen in gridcellen met een hoge schorpioenmos-bedekking. In mei 2013 hadden echter vrijwel alle gridcellen met Rood schorpioenmos een hoge EGV, ook die met een lage bedekking. Het EGV is toen een paar weken na de eerste sterke stijging van het boezempeil sinds september 2012 gemeten (Figuur 11.1).

Voor perceel B, C en D zijn alleen metingen beschikbaar uit augustus 2012, en is alleen bekend wat de dominante mossoort in iedere gridcel was. Toch lijkt er ook hier een duidelijke relatie te zijn tussen het EGV aan de oppervlakte en het voorkomen van Rood schorpioenmos (Figuren 11.6 en 11.8). In perceel B is een hoge EGV met waarden van 300 µS cm^{-1} of hoger alleen nabij de achtersloot gemeten, al is het aantal gridcellen in augustus 2012 vrij klein. Het aantal door Rood schorpioenmos gedomineerde gridcellen is iets groter, maar deze liggen wel in min of meer dezelfde zone. In perceel C lijkt er in augustus 2012 een goede relatie te bestaan tussen mossoort en EGV. Ongeveer de helft van de gridcellen heeft een hoge EGV, en 88% daarvan wordt gedomineerd door Rood schorpioenmos. In perceel D komen hoge waarden verder van de achtersloot voor dan in de andere percelen, en ligt het aantal gridcellen met hoge EGV-waarden rond de 58%. Het aantal gridcellen met Rood schorpioenmos loopt echter op tot 91% van het oppervlak. Rood schorpioenmos komt hier ook voor bij relatief lage EGV-waarden, met name in de voormalige veenmoszone langs de zuidrand. Maar in vrijwel alle gevallen is de EGV in gridcellen met Rood schorpioenmos hoger dan 150 µS cm^{-1}.



Figuur 11.8. EGV-waarden aan de oppervlakte van het veen in iedere gridcel van 5x5 m in percelen B, C en D in augustus 2012, bij hoge waterstanden na een natte periode. De achtersloot bevindt zich aan de rechterkant van de grafiek. zwart: EGV > 300 µS cm^{-1}; donker grijs: EGV 200-300 µS cm^{-1}; licht grijs: EGV 100-200 µS cm^{-1}; wit = EGV < 100 µS cm^{-1} of geen meting mogelijk door afwezigheid van oppervlaktewater.

Diepteprofielen van het EGV

In augustus 2012 en mei 2013 zijn diepteprofielen van het EGV gemeten van 0 tot 180 cm diepte, aan de hand van transecten in het midden van ieder perceel (Figuur 11. 9 en 11.10). Omdat de transecten in augustus en mei niet met precies dezelfde tussenruimte zijn gemeten, zijn de EGV-waarden

gemiddeld per sectie van 20 m. De figuren zijn beperkt tot 100 cm diepte, omdat hier de belangrijkste instroomzone onder de kragge is gelegen (van Wirdum 1991). Op dit moment bedraagt de kraggedikte in de vier percelen, gebaseerd op 55 metingen met de kraggemeter, gemiddeld 84 ± 8 cm in Rood schorpioenmosvegetaties en 84 ± 10 cm onder veenmos (Sterk 2013).

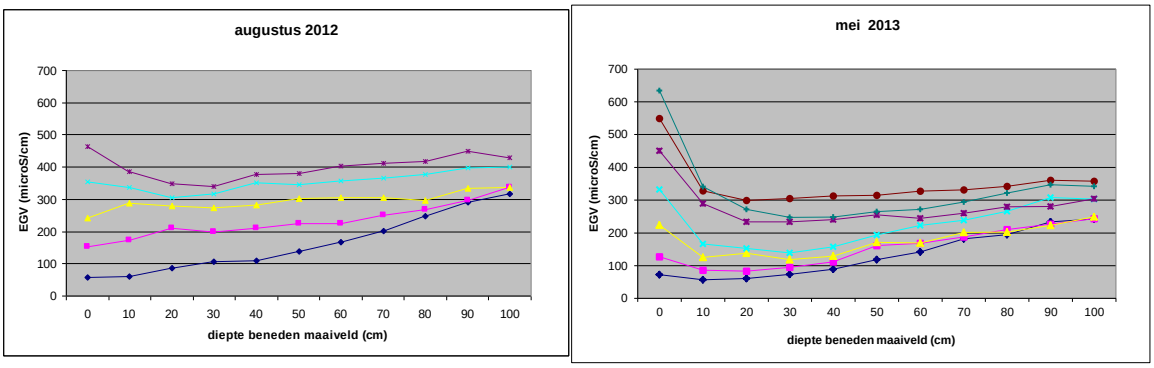
								afstand vanaf sloot (m)		
aug 2012	180-200	160-180	140-160	120-140	100-120	80-100	60-80	40-60	20-40	0-20
perceel A										
0 cm							66	208	374	426
10 cm	32	50	47	57	48	58	66	213	393	444
20 cm	82	54	67	58	48	63	97	225	339	366
30 cm	58	70	77	59	53	81	116	214	359	346
40 cm	62	92	87	69	52	122	131	232	376	404
50 cm	55	169	108	79	70	154	212	232	400	396
60 cm	118	194	134	139	101	216	250	294	418	438
70 cm	127	233	183	191	171	276	252	289	395	473
80 cm	155	244	187	281	266	327	367	376	442	491
90 cm	166	289	258	325	398	409	452	393	507	517
100 cm	189	377	321	320	436	391	448	432	501	488
perceel B										
0 cm	208						187	119	270	445
10 cm	157	66	28	62	62	84	84	171	309	398
20 cm	222	103	69	85	64	95	77	139	268	379
30 cm	221	97	88	96	67	92	88	149	239	357
40 cm	184	88	83	79	67	102	99	162	277	367
50 cm	178	46	56	68	85	121	122	161	242	357
60 cm	203	47	65	34	96	153	127	183	261	413
70 cm	227	62	74	78	83	187	137	167	268	376
80 cm	190	82	90	60	124	161	152	201	244	394
90 cm	250	88	106	66	119	195	160	205	268	408
100 cm	247	158	127	70	188	171	200	199	303	413
perceel C										
0 cm						141	334	472	501	505
10 cm	73	58	71	64	59	151	285	451	363	416
20 cm	161	87	110	92	81	196	280	353	334	401
30 cm	176	96	114	151	79	223	357	329	346	374
40 cm	158	96	136	199	101	198	378	372	463	367
50 cm	177	143	211	217	166	311	395	442	403	307
60 cm	160	120	269	245	216	289	344	495	470	360
70 cm	219	213	263	264	275	331	430	536	452	332
80 cm	256	258	328	277	332	444	423	510	434	403
90 cm	276	293	356	344	385	511	504	483	544	453
100 cm	284	350	375	343	441	502	459	461	528	418
perceel D										
0 cm	248	300	300	118	181	370	387	459	426	331
10 cm	310	272	208	165	193	332	298	452	380	317
20 cm	310	259	202	205	233	316	280	393	357	317
30 cm	281	250	222	209	234	265	365	285	337	370
40 cm	281	283	244	223	332	332	425	276	419	367
50 cm	334	280	240	231	300	370	331	298	509	375
60 cm	337	201	265	247	256	389	370	295	400	372
70 cm	329	265	270	260	377	436	375	334	408	369
80 cm	318	250	305	292	296	421	502	331	421	372
90 cm	334	341	317	355	319	399	501	439	397	368
100 cm	316	394	374	413	425	466	442	409	386	377

Figuur 11.9. Diepteprofielen van het EGV in augustus 2012 (een natte periode met hoge waterstanden in het trilveen en de boezem) in percelen A t/m D van de Stobbenribben. Het EGV van het slootwater was ca. 550 µS cm^{-1}. zwart: EGV > 400 µS cm^{-1}; donker grijs: EGV 300-400 µS cm^{-1}; licht grijs: EGV 200-300 µS cm^{-1}; wit = EGV < 200 µS cm^{-1}.

								afstand vanaf sloot (m)		
mei 2013	180-200	160-180	140-160	120-140	100-120	80-100	60-80	40-60	20-40	0-20
perceel A										
0 cm	94	49	77	54	85	98	80	573	530	529
10 cm	73	40	77	50	45	64	65	477	325	298
20 cm	88	42	87	55	36	66	77	439	337	274
30 cm	53	47	116	54	34	102	125	384	337	341
40 cm	57	48	130	101	53	154	154	340	295	364
50 cm	79	94	131	139	110	184	237	294	299	326
60 cm	108	103	146	245	136	196	233	326	322	353
70 cm	129	130	202	283	216	201	294	358	327	359
80 cm	138	146	185	260	258	266	265	366	321	407
90 cm	167	198	227	242	274	306	305	339	362	445
100 cm	132	205	237	246	251	317	305	351	350	421
perceel B										
0 cm	228		77	64	72	111	153	250	395	507
10 cm	101	50	55	66	65	79	104	104	257	299
20 cm	118	89	85	57	62	64	102	103	242	274
30 cm	79	82	64	52	61	62	101	96	190	255
40 cm	98	73	44	58	61	62	101	77	208	262
50 cm	188	51	56	62	64	100	103	129	213	305
60 cm	197	58	67	75	76	93	112	148	230	292
70 cm	196	96	86	111	125	108	145	159	246	295
80 cm	166	82	98	139	141	118	141	136	274	301
90 cm	192	120	109	177	204	115	173	189	283	314
100 cm	226	130	154	205	192	145	206	197	313	336
perceel C										
0 cm	656	98	80	201	116	306	561	540	565	599
10 cm	378	56	60	105	92	184	298	273	364	358
20 cm	240	46	61	144	100	130	271	341	255	296
30 cm	200	42	105	145	144	137	315	340	262	333
40 cm	290	49	140	174	175	159	305	336	300	382
50 cm	238	73	160	210	223	207	311	332	363	390
60 cm	260	125	170	201	243	238	304	367	344	346
70 cm	209	138	222	240	271	271	339	370	341	343
80 cm	276	213	229	270	307	291	318	326	359	384
90 cm	334	258	239	271	358	398	388	323	371	364
100 cm	326	309	304	296	342	365	362	330	360	375
perceel D										
0 cm	585	692	477	325	601	558	604	592	521	463
10 cm	317	337	233	118	268	373	354	275	299	326
20 cm	228	315	189	128	173	305	309	254	243	266
30 cm	178	282	202	127	180	270	246	260	214	270
40 cm	230	182	218	173	206	338	179	258	238	249
50 cm	205	186	260	218	224	310	258	282	235	273
60 cm	230	224	280	239	255	352	244	293	238	266
70 cm	220	220	260	236	292	342	339	280	251	282
80 cm	211	316	328	326	324	402	339	308	235	259
90 cm	221	331	328	285	298	382	404	303	282	307
100 cm	228	350	313	312	286	381	371	321	312	328

Figuur 11.10. Diepteprofielen van het EGV in augustus 2012 (een natte periode met hoge waterstanden in het trilveen en de boezem) in percelen A t/m D van de Stobbenribben. Het EGV van het slootwater was ca. 630 µS cm^{-1}. zwart: EGV > 400 µS cm^{-1}; donker grijs: EGV 300-400 µS cm^{-1}; licht grijs: EGV 200-300 µS cm^{-1}; wit = EGV < 200 µS cm^{-1}.

De instroompatronen van basenrijk water onder de kragge zijn in de loop van de tijd waarschijnlijk niet veranderd (van Wirdum 1991; Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004). Ook in augustus 2012 werden in perceel A, C en D, geheel volgens verwachting, relatief hoge EGV-waarden gemeten op 100 cm diepte, de zone onder de kragge. In perceel B was dit minder, maar daar is de instroom van slootwater onder de kragge altijd veel lager geweest (van Wirdum 1991).

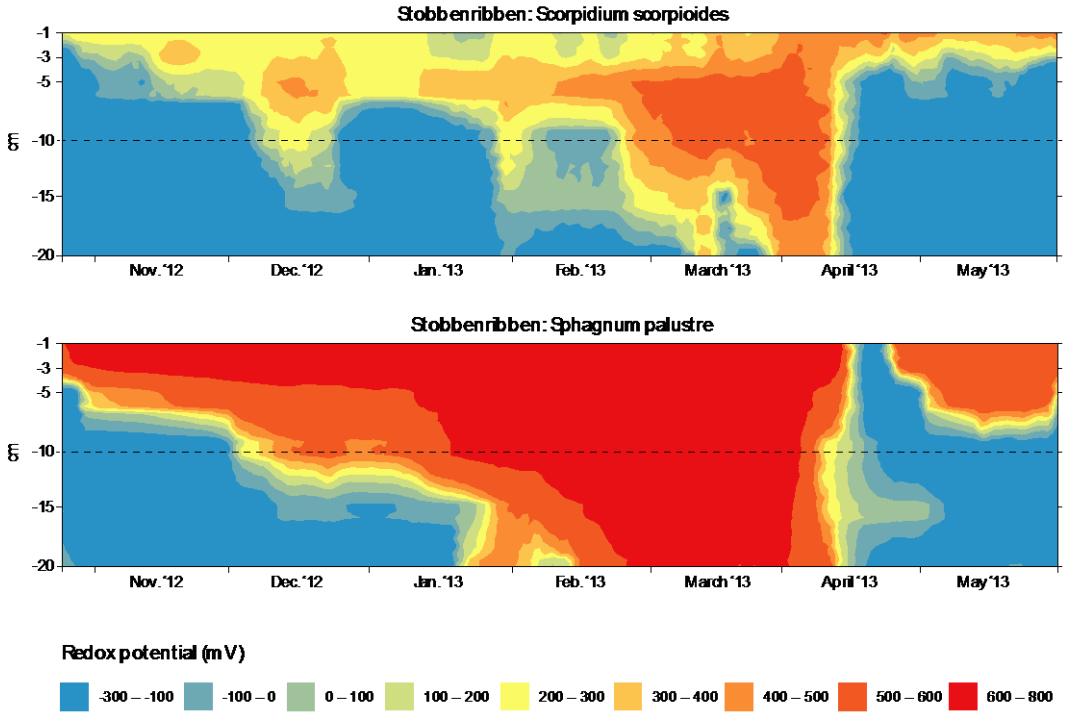


Figuur 11.11. EGV-waarden op verschillende dieptes in de kragge in augustus 2012 en mei 2013. De diepteprofielen zijn gegroepeerd volgens de EGV-waarden aan de oppervlakte, waarbij verschillende groepen zijn weergegeven met verschillende kleuren. De waarden zijn gemiddelden van meerdere metingen binnen een bepaalde groep (n = 5-117). Verschillen in het EGV tussen 0 en 10-20 cm diepte zijn significant ($p < 0.05$) voor diepteprofielen met een EGV-waarde aan de oppervlakte van boven de 400 µS cm^{-1} (augustus 2012) of boven de 300 µS cm^{-1} (mei 2013).

In de kragge zelf waren de EGV-waarden over het algemeen lager dan op 100 cm diepte, ook in de zones waar Rood schorpioenmos dominant is. Dit wordt in het algemeen verklaard door geleidelijke diffusie van het basenrijke water van onder de kragge naar boven, verder de kragge in. Verrassend genoeg waren de EGV-waarden aan de oppervlakte echter wel hoger dan de waarden op 20-30 cm diepte (Figuur 11.11). In augustus 2012 was dit met name het geval voor de 29 diepteprofielen met oppervlaktewaarden van boven de 300 µS cm^{-1}, die allemaal gemeten zijn in locaties met Rood schorpioenmos. Alle profielen met hoge EGV-waarden aan de oppervlakte vertoonden een piek aan de oppervlakte (83%) of op 10 cm diepte (17%), en een duidelijke dip rond 20-30 cm. Hogere waarden aan de oppervlakte dan op 10-30 cm diepte zijn met name goed te zien in perceel C, maar traden ook op in de eerste twintig meter van perceel A en B, en in delen van perceel D (Figuren 11.9).

Ook in het verleden zijn dergelijke dips in EGV-waarden tussen oppervlakte en ca. 20 cm diepte waargenomen (Touber 1973). Deze auteur heeft in drie gebieden op dezelfde punten meerdere keren in de zomer diepteprofielen van 10-160 cm gemeten, al is het EGV aan de oppervlakte helaas niet op alle punten gemeten, en ook niet altijd op dezelfde dagen als het prikstokprofiel. In deze studie waren de EGV-waarden in de Schut- en Grafkampen op 20-30 cm diepte aanzienlijk lager dan op 0-10 cm diepte voor een van de twaalf meetpunten: een berkenbos, waar de hoge EGV aan de oppervlakte in oktober werd toegeschreven aan bladval en verhoogde mineralisatie. In Kalenberg werden relatief hoge waarden aan de oppervlakte gevonden in een van de zes meetpunten, in een ruigterand langs de sloot. In de Stobbenribben werden zowel voor als na de natte periode van 27 juni 1973 tot 27 juli 1973 relatief hoge waarden in de toplaag gevonden in vier van de negen punten. Deze vier meetpunten waren verdeeld over alle vier percelen en lagen binnen 40 m afstand van de achtersloot. In het meetpunt halverwege perceel D was er voor de natte periode geen meetbare dip in het EGV op ca. 20 cm diepte, maar daarna wel. In de vier punten op 150-170 m van de achtersloot waren de waarden in de toplaag ook na de natte periode niet of nauwelijks hoger dan daaronder. Volgens de auteur hadden de lagere waarden rond 20-30 cm diepte mogelijk iets te maken met een dichtere wortelmassa op deze diepte.

Touber (1973) is verder niet ingegaan op de mogelijke rol van overstroming vanuit de achtersloot. Uit Bergmans (1975) blijkt echter dat er gedurende deze natte periode wel overstromingen zijn waargenomen, en dat dit mogelijk geleid heeft tot de hoogste EGV-waarden in de meetpunten nabij de sloot. In de metingen van mei 2013 zijn de verschillen in EGV tussen oppervlakte en grotere diepte nog veel duidelijker dan in augustus 2012 (Figuur 11.11). De waarden aan de oppervlakte van de terreindelen met Rood schorpioenmos liggen in alle vier percelen rond de 500-600 µS cm^{-1} (Figuur 11.10). Zulke hoge waarden komen in de rest van het petgat helemaal niet voor. Op 10 cm diepte liggen de waarden rond de 300 µS cm^{-1}, en zelfs in de zone onder de kragge ligt het maximum rond de 400 µS cm^{-1}. Deze waarden zijn veel lager dan die aan de oppervlakte. Dit patroon komt terug op alle locaties met Rood schorpioenmos. In perceel A lijkt de instroom van slootwater met een hogere EGV onder de kragge zelfs nog maar net op gang te zijn gekomen, en in perceel B, C en D is de instroom van basenrijk water nog niet zichtbaar. De metingen hebben plaatsgevonden vlak na de eerste forse stijging van het boezempeil sinds september. De toename van de redoxpotentiaal in de meetpunten in perceel A op ca. 15 m afstand van de sloot suggereren dat het tot 11 april 2013 relatief droog is geweest (Figuur 11.12).



Figuur 11.12. Het verloop van de redoxpotentiaal op verschillende dieptes tussen november 2012 en mei 2013. Het verloop is gegeven voor twee meetlocaties in perceel A van de Stobbenribben, die op ca. 15 m afstand van de achtersloot lagen en gedomineerd worden door Rood schorpioenmos (boven) of Gewoon veenmos (onder).

Gedurende de winter is het waterpeil, en waarschijnlijk ook het EGV, in de achtersloot relatief laag geweest. In november 2012 werden slootwaarden gemeten van ca. 350 µS cm^{-1}, wat overeenkomt met de waarden onder de kraggen. Na de forse regenval van 11 april 2013 werd er echter water de boezem ingepompt vanuit de omringende polders, waardoor niet alleen het boezempeil toenam maar waarschijnlijk ook het EGV van het oppervlakte-water toenam, zeker in de buurt van de uitlaat van de Polder Wetering die ca.

18% van de totale jaarlijkse Ca-input voor zijn rekening neemt (zie hoofdstuk 2). Gezien het hoge EGV in de sloot had dit basenrijke water wel al de sloot bereikt in begin mei, maar gezien de prikstokprofielen was dit water nog niet onder de kragge gekomen. Dat maakt het moeilijk om het hoge EGV aan de oppervlakte te verklaren door indringing van water van onder de kragge.

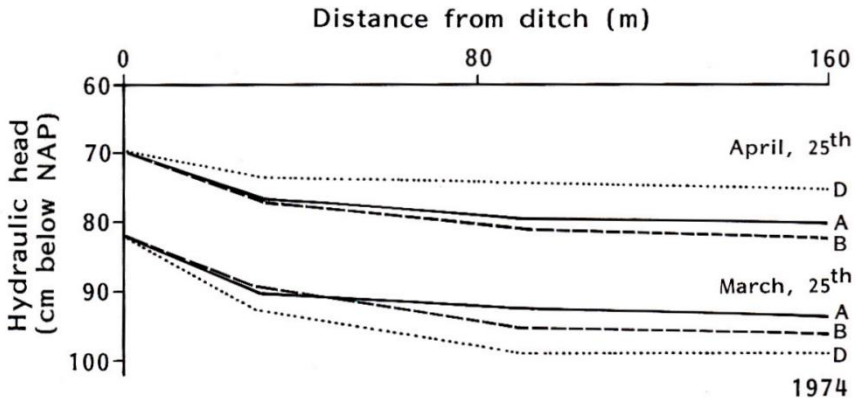
Overstroming vanuit de achtersloot?

Het hoge EGV aan de oppervlakte kan mogelijk wel verklaard worden door overstroming vanuit de achtersloot. Zoals aangegeven is dit eerder vermeld (Bergmans 1975; van Wirdum 1991), maar niet als dominante proces gezien. Van Wirdum (1991) geeft aan dat de hogere productiviteit in de eutrofe rietzone mogelijk te wijten is aan incidentele overstroming. Overstroming lijkt op het eerste gezicht in tegenspraak met het drijvende karakter van het veen. De ca. 80 cm dikke kraggen 'drijven' immers op een laag sapropelium in de gemiddeld 240 cm diepe petgaten, en bewegen (gedeeltelijk) mee met het slootpeil (Groeneweg & van Wirdum 2004). Bij de hoge waterstanden in september 2010 stonden echter niet alleen vaste, maar ook drijvende schorpioenmosvenen in de boezem onder water (zie hoofdstuk 7). In de Stobbenribben is inundatie van deze vegetaties zelfs vrij normaal. Zo stond er in augustus 2012 ca. 7 cm water op de scorpioenmosvegetaties, en bij het uiteinde van perceel D stond zelfs 11 cm water op de kraggen. Ook in mei 2013 waren vrijwel alle schorpioenmosvegetaties geïnundeerd. Alleen de veenmosvegetaties bleven boven water, ook in zeer natte perioden. In augustus 2012 was er in grote delen van de veenmoskern zelfs te weinig water aanwezig om het EGV te bepalen.

Bij hoge waterstand zal het waterpeil in het petgat in eerste instantie min of meer meebewegen door instroom van water onder de kragge. Dit zijn immers communicerende vaten. Zijdelingse instroom door de kragge zal gering zijn, door de geringe doorlatendheid. Deze wordt in Vegt (1978) geschat op 75 m per etmaal. De kragge drijft ook mee omhoog, maar minder (Groeneweg & van Wirdum 2004). In veel gevallen zal de slecht doorlatende oeverzone blijven fungeren als barrière tegen directe instroom van slootwater via de oppervlakte. Als er echter lagere plekken in de oever zijn, leidt dit mogelijk wel tot overstroming vanuit de sloot. De doorlatendheid voor water aan de oppervlakte van de kragge wordt weliswaar geremd door uitstekende stengels van de vegetatie, maar is waarschijnlijk vergelijkbaar met die van water plus wortels onder de kragge, die op 400 m per etmaal geschat is (Vegt 1978). Daarbij helpt het dat de waterstand in het trilveen in het algemeen een paar cm lager is dan in de achtersloot, als gevolg van de grote wegzijging (Figuur 11.13), waardoor het water echt het veen in kan stromen.

In de Stobbenribben zijn open verbindingen tussen trilveen en achtersloot geconstateerd. Tijdens de metingen op 3 augustus 2012 waren er in alle vier de percelen verbindingen, en op 26 april 2013 waren er in perceel A, C en D verbindingen (Figuur 11.14). Op 1 mei 2013 was de verbinding in perceel C en D nog open, maar in perceel A was die al verdwenen. In november 2012, een periode met lage boezemstanden, was er echter nergens een verbinding. De open verbindingszones komen overeen met de plaatsen waar de moslaag nu wordt gedomineerd door Gewoon puntmos. In perceel A, B en C zijn de open verbindingen (indien aanwezig) relatief klein vergeleken met die in perceel D. In perceel A was de open verbinding in augustus 2012 ca. 10 m breed, en in mei 2013 een halve meter. In perceel B was de open verbinding alleen zichtbaar in augustus 2012, en besloeg ca. 4 m. In perceel C was de open verbinding in augustus 2012 ca. 7 m breed, en in mei 2013 ca. 3 m. In perceel D was de open verbinding in augustus 2012 echter ca. 18 m, en in

mei 2013 ca. 9 m. De open verbinding in perceel D is er waarschijnlijk al lange tijd geweest (mededeling G. Kooijman). Het is onbekend of deze verschillen in breedte gevolgen hebben voor de instroom van basenrijk water en de verspreiding van Rood schorpioenmos.



Figuur 11.13. Waterstand in de kragge in perceel A, C en D bij relatief hoge (25 april 1974) en lage (25 maart 1974) waterstanden in de achtersloot (van Wirdum 1991). De waterstanden zijn bepaald met behulp van een water-nanometer, waarmee verschillen in waterstand tussen twee posities kunnen worden gemeten zonder de kragge te betreden.

Figuur 11.14. Open verbinding tussen trilveen en achtersloot in perceel C en D op 26 april 2013. (Foto's: C. Cusell)

Alternatieve verklaringen voor hoge EGV in de toplaag van de kragge

Van oudsher wordt het EGV gebruikt als algemene indicator voor de basenrijkdom van het water (van Wirdum 1991). Ook aan de oppervlakte van het trilveen vertoont het EGV in het algemeen een duidelijke relatie met de concentraties aan calcium en bicarbonaat (van Wirdum 1991; Kooijman 1985; Cusell *et al.* 2013b). Het is echter mogelijk dat de hoge EGV-waarden in de toplaag van de kragge verklaard kunnen worden door andere factoren.

Een voor de hand liggende factor zou een hoge verdamping zijn, waardoor de concentratie aan opgeloste stoffen zou toenemen. Waarschijnlijk is een dergelijke indamping echter beperkt geweest in de natte zomer van 2012, als gevolg van de hoge neerslag. Ook in het koude voorjaar van 2013 lijkt sterke indamping niet erg waarschijnlijk. Daarnaast zijn de verschillen tussen de oppervlakte en de rest van de kragge in mei 2013 erg groot.

Bij hoge waterstanden kunnen ook reductieprocessen een rol spelen. De bicarbonaationen die hierbij gevormd worden kunnen bijdragen aan verhoging van het EGV. Uit de praktijk- en kolomproef blijkt dat interne alkalinisering inderdaad tot een verhoging van de alkaliniteit kunnen leiden bij inundaties, vooral in de zomer, maar dat de SO_4- en H-concentraties dan juist afnemen (zie hoofdstukken 8 en 9). Uit berekeningen blijkt dat dergelijke verhogingen van de alkaliniteit zeer waarschijnlijk niet verantwoordelijk kunnen zijn voor de waargenomen EGV-patronen. Daarnaast zou het EGV door oxidatie-processen dan weer af moeten nemen als de waterstand in het veen weer gezakt is. Ook is het moeilijk te verklaren waarom een EGV-verhoging door reductie vooral aan de oppervlakte plaats zou vinden, en niet in de laag daaronder. Ook reductie van ijzer is geopperd als mogelijke factor. In trilvenen met Rood schorpioenmos, en met name in de Stobbenribben, is de hoeveelheid ijzer in het kraggewater en in de bodem echter vrij laag (zie hoofdstukken 3 en 9).

In theorie kunnen ook afbraakprocessen het EGV beïnvloeden. In Touber (1973) wordt het hoge EGV aan de oppervlakte van het meetpunt in berkenbos toegeschreven aan bladval en verhoogde mineralisatie. Bij mineralisatie van vers blad kan veel K en opgelost organisch koolstof (DOC), dat een lichte negatieve lading heeft bij pH 5-7, vrijkomen (o.a. McBride 1994). In de Stobbenribben is een hoge EGV als gevolg van verhoogde mineralisatie misschien minder waarschijnlijk, omdat de trilvenen ieder najaar gemaaid worden. Daarnaast zijn de DOC-concentraties bovenin de bodem tussen de schorpioenmos- en veenmosvenen niet verschillend (zie hoofdstuk 10). Bij uitdroging, wat in schorpioenmosveen minder vaak en minder intens zal voorkomen, is de DOC-productie zelfs groter in het veenmosveen.

Het EGV aan de oppervlakte kan in theorie ook beïnvloed worden door de pH. Het EGV wordt immers bepaald door alle ionen in een oplossing, en deze concentraties zijn vaak afhankelijk van de pH (o.a. McBride 1994). Het verschil in pH tussen het maaiveld en 30 cm diepte is in de schorpioenmos-venen echter meestal kleiner dan in de veenmosvenen (ongepubliceerde data). Daardoor ligt verhoging van de concentraties onder invloed van pH niet direct voor de hand.

Verder zouden de slaapmossen (met name Rood schorpioenmos) een actieve rol kunnen vervullen bij de gesignaleerde hoge EGV in de toplaag van de trilvenen. In een beregeningsexperiment (Kooijman & Bakker 1994) trad bij Rood schorpioenmos, in tegenstelling tot de onderzochte veenmossen, buffering van de pH op in plaats van verzuring. Wellicht gebeurt dat ook in

het veld en 'hamsteren' de slaapmossen kationen als calcium en magnesium, die zij bij droogte vasthouden maar bij inundatie loslaten. Hierdoor kan het EGV dan toenemen. Dit mechanisme moet zeker nader worden onderzocht, al zal de hoeveelheid calcium, gezien het hoge neerslagoverschot en de grote wegzijging, soms moeten worden aangevuld. Aanvullende metingen in perceel C gaven aan dat de diepteprofielen van het EGV niet verschilden tussen locaties binnen en buiten een exclosure die oppervlaktewaterstroming tegen moest houden (ongepubliceerde resultaten van G. Kooijman), maar dat het kenmerkende patroon met een hogere EGV in de toplaag wel in alle schorpioenmosvegetaties wordt aangetroffen. Deze resultaten zullen in het vervolgonderzoek worden meegenomen.

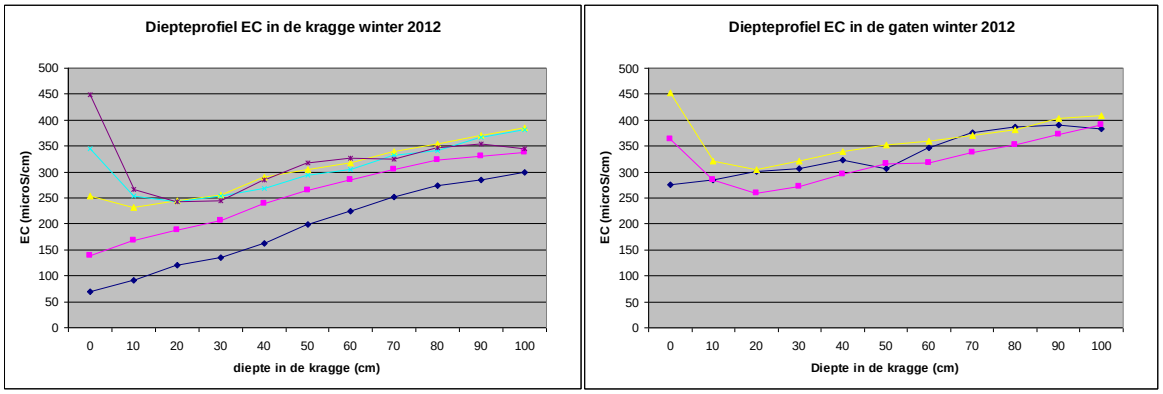
In de loop van het onderzoek is ook de vraag opgekomen waarom actief bevloeide locaties niet op grote schaal begroeid zijn met Rood schorpioenmos, als overstroming inderdaad belangrijk is. Daar is geen onderzoek naar gedaan. Mogelijk zijn een langdurig bevloeid rietland en een incidenteel overstroomd trilveen niet helemaal vergelijkbaar. Bij langdurige bevloeiing wordt de rietgroei sterk bevorderd, inclusief de groei van de wortelmat. Ook wordt bevloeiing vaak toegepast in percelen met een veenmosbedekking, waar restpopulaties van Rood schorpioenmos mogelijk niet (meer) voorkomen. Ook zal door langdurige bevloeiing de redoxtoestand aan de oppervlakte veranderen, en spelen het vrijkomen van ammonium, sulfide en/of fosfaat mogelijk een rol. Dat moet nader worden onderzocht.

Aanvoer van basenrijk water via gaten in de kragge?

Het is ook mogelijk dat het hoge EGV aan de oppervlakte van het trilveen wijst op lokale overstroming nabij zwakke 'gaten' in de kragge. In de bestaande visie wordt bij stijging van het waterpeil in het petgat het basenrijke water van onder de kragge door zwakke plekken naar boven geduwd, om daar plaatselijk tot 'overstroming' te leiden. Om dit model te toetsen zijn in november 2012 in ieder perceel vlakdekkende metingen verricht in de helft van het terrein die het dichtst bij de sloot ligt. In iedere 5x5 m gridcel zijn EGV-diepteprofielen gemeten van 0-100 cm diepte, met een totaal van 369 meetpunten. Daarnaast zijn EGV-profielen gemeten in alle 44 'gaten' in de kragge, poeltjes met Rood schorpioenmos en kranswieren die zelfs bij de relatief lage waterstand van november nog onder water stonden.

Ook in november 2012 hebben diepteprofielen met een hoge EGV aan de oppervlakte een duidelijke dip daaronder (Figuur 11.15). Na ca. 30 cm diepte beginnen de waarden weer te stijgen, tot ca. 400 µS cm^{-1} op 100 cm diepte. In de gaten zijn min of meer dezelfde patronen zichtbaar, hoewel de waarden vanaf 10 cm diepte hoger zijn dan in vergelijkbare profielen in de kragge. Pas op grotere diepte is de EGV in gaten en kragge vergelijkbaar, wat suggereert dat het wel degelijk zwakke plekken in de kragge zijn.

Ook de gaten hebben echter hoge EGV-waarden aan de oppervlakte, en daarna een forse daling tot ca. 30 cm diepte. Pas vanaf 30 cm vindt weer een stijging van de EGV. Daarnaast lijken de waarden onder de kragge te laag om een EGV van boven de 400 µS cm^{-1} aan de oppervlakte te verklaren, die in 14 van de 44 gaten wel is gemeten. Deze patronen suggereren dat de stroming van basenrijk water van onderuit de kragge naar de oppervlakte ook in de 'gaten' beperkt was in november 2012, toen de waterstanden in de sloot laag was. Het valt niet uit te sluiten dat er tijdens hoge waterstanden in de zomer wel degelijk (wat) water door de gaten naar boven kan komen, waarbij de verhoogde verdamping misschien nog een extra aanzuigende werking kan hebben. Via vervolgonderzoek zou dit bepaald kunnen worden.



Figuur 11.15. EGV-waarden op verschillende dieptes in de kraggen en in de zwakke 'gaten' in november 2012. De diepteprofielen zijn gegroepeerd op grond van de EGV-waarden aan de oppervlakte, waarbij verschillende groepen zijn weergegeven met verschillende kleuren. De waarden in de figuur zijn gemiddelden van meerdere metingen binnen een bepaalde groep (n = 5-117 voor de kraggen en n = 6-24 voor de gaten). Verschillen in het EGV tussen 0 en 10-20 cm diepte zijn significant (p < 0.05) voor diepteprofielen met een EGV-waarde aan de oppervlakte van boven de 300 µS cm^{-1}.

Ook in de winter is opstuwing bij hoge waterstand van onderuit de kragge misschien mogelijk geweest in de gaten met een EGV aan de oppervlakte van tussen de 200 en 300 µS cm^{-1}. Deze profielen laten een geleidelijk stijgend diepteprofiel zien door de kragge heen, zonder de dip op 10-30 cm. De waarden aan de oppervlakte van deze gaten zijn echter te laag om de hoge EGV-waarden in veel schorpioenmosvegetaties te verklaren. Dit soort gaten ligt vooral in de (veenmos)zones, verder van de sloot vandaan.

11.2.3 Veranderingen in hydrologie en vegetatie

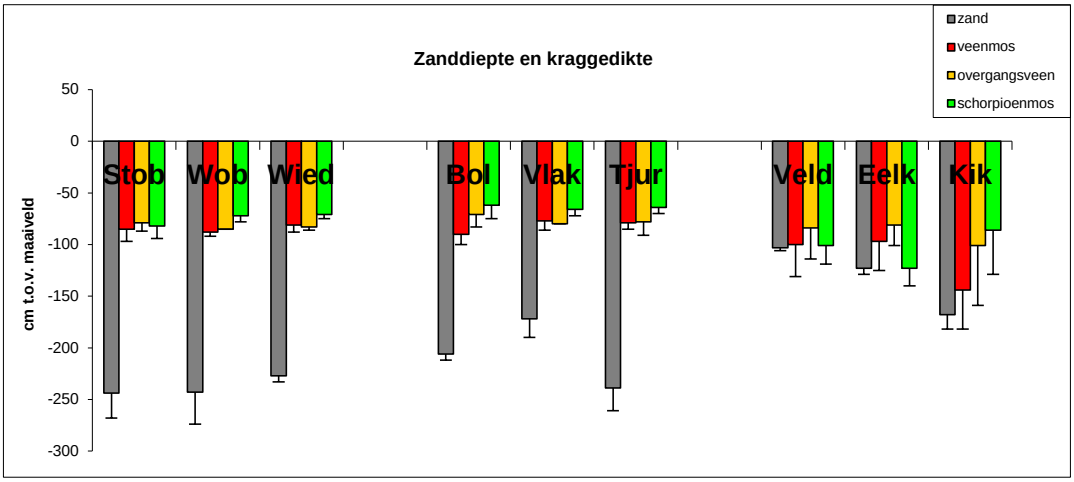
De bovenstaande resultaten laten zien dat overstroming met basenrijk oppervlaktewater vanuit de achtersloot op zijn minst als hypothese moet worden beschouwd, en mogelijk een bijdrage kan leveren aan het in stand houden van de basenrijkdom in schorpioenmosvegetaties van oudere trilvenen. Het is denkbaar dat overstroming belangrijker is geweest dan we nu kunnen overzien. Van Wirdum (1991) geeft aan dat de zones nabij de achtersloot in 1973 en 1988 mogelijk vooral zo eutroof zijn geweest door directe overstroming met boezemwater, wat toen eutrofer was dan nu. Overstroming vanuit de achtersloot zou ook kunnen verklaren waarom veenmos in perceel A sinds 1988 niet verder is gekomen richting achtersloot. Glanzend veenmos is een soort die overstroming met basenrijk water niet kan verdragen, en het in dat geval aflegt tegen Rood schorpioenmos (Kooijman & Kanne 1993, Kooijman & Bakker 1995). Dit kan ook een rol gespeeld hebben bij de uitbreiding van Rood schorpioenmos ten koste van veenmos in perceel D. Mogelijk was Glanzend veenmos in 1973 in perceel D nog niet voldoende boven de waterspiegel uitgegroeid om overstroming te voorkomen, zoals waarschijnlijk in het centrale deel van perceel A wel het geval was.

11.2.4 Vergelijking met andere basenrijke schorpioenmosvenen

Om de bovenstaande bevindingen uit de Stobbenribben over de relatie tussen vegetatie en hydrologie in een breder perspectief te plaatsen, is in mei 2013 een kort aanvullend onderzoek verricht in acht andere schorpioenmosvenen in De Wieden en De Weerribben (Bresjer 2013; Sterk 2013). Samen met de Stobbenribben vormen deze trilvenen de toplocaties in de boezem. Voor de

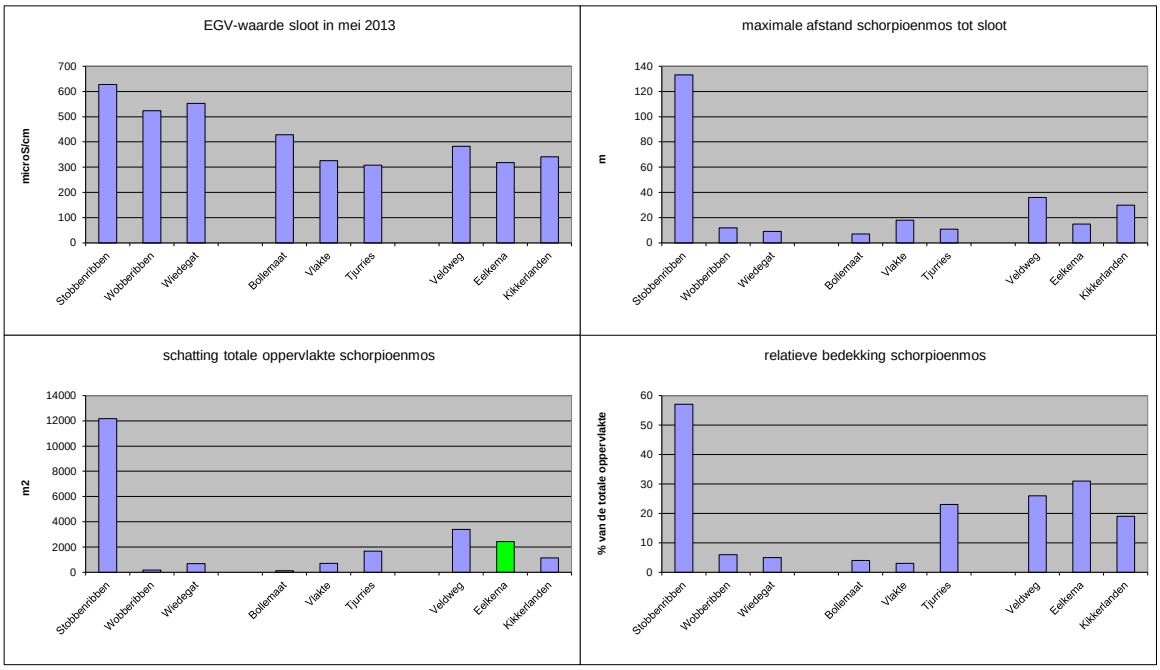
analyse is gebruik gemaakt van 35 transecten met schorpioenmos, veenmos en/of overgangsveen, dwars op de sloot. De lengte van de transecten varieerde van 7 m (Wiedegat) tot 360 m (Vlakte). De negen trilvenen behoren tot drie hoofdgroepen: (1) drijvende venen met een hoge wegzijging, zoals Stobbenribben, Wobberibben en Wiedegat, (2) drijvende venen met een lage wegzijging, zoals Bollemaat, Vlakte en 't Jurries en (3) vaste venen in ondiepe petgaten, zoals Veldweg, Eelkema en Kikkerlanden.

Uit figuur 11.16 blijkt dat zowel de diepte van het petgat als de dikte van de kragge verschilt tussen deze groepen. In de drijvende venen is de kragge ca. 70 cm dik in schorpioenmosveen, en 83 cm in veenmosveen. Overgangsveen zit daar met 79 cm tussenin. In vaste venen is de kragge gemiddeld dikker dan in drijvende venen, omdat deze op sommige plaatsen aan de ondergrond vast zit. De negen venen verschillen ook duidelijk in de bedekking met Rood schorpioenmos (Figuur 11.17). Deze is voor de Stobbenribben in eerdere paragrafen behandeld, en voor de andere venen is de bedekking gebaseerd op veldkartering van schorpioenmosvegetaties, veenmosvegetaties en overgangsveen (Sterk 2013). In de meeste venen is daarbij het hele terrein gekarteerd, maar in het grote complex van Eelkema is alleen het deel van het terrein waar de meetseries zijn uitgevoerd bekeken. In de meeste gevallen bestonden schorpioenmosvegetaties vooral uit Rood schorpioenmos, hoewel de Veldweg vooral Groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii*) bevatte.



Figuur 11.16. Gemiddelde diepte van het petgat en de kragge in trilvenen met veenmos, overgangen naar schorpioenmos en schorpioenmos. De trilvenen zijn verdeeld in drie groepen: (1) drijvende venen aan de rand van het gebied met hoge wegzijging (Stobbenribben, Wobberibben, Wiedegat); (2) drijvende venen in het centrale deel van de boezem met geringe wegzijging (Bollemaat, Vlakte, 't Jurries) en (3) vaste venen waarin de kragge vaak was vastgegroeid aan de zandondergrond (Veldweg, Eelkema, Kikkerlanden).

De Stobbenribben springen er op alle fronten uit. Het EGV in de sloot was in mei 2013 hoger dan in de sloten op de andere locaties, hoewel de nabij gelegen Wobberibben en Wiedegat ook een relatief hoge EGV hadden. De maximale afstand tot schorpioenmos vanuit de sloot, de totale en de relatieve oppervlakte aan schorpioenmos zijn echter veel hoger in de Stobbenribben dan bij alle andere locaties.



Figuur 11.17. Het EGV van de sloot, maximale afstand van schorpioenmos-vegetaties tot de sloot, totale oppervlakte en relatieve bedekking met schorpioenmos in negen trilvenen in de boezem. Gegevens zijn afkomstig uit Sterk (2013). Voor de oppervlakte zijn de waarden in Eelkema gebaseerd op een deel van het terrein. Deze oppervlakte is waarschijnlijk 2-3 keer zo groot.

De grote maximale afstand van schorpioenmosvegetaties tot de sloot in de Stobbenribben heeft waarschijnlijk deels te maken met de vorm en ligging van de percelen. In het Wiedegat en ’t Jurries is de afstand tot de sloot sowieso heel kort, omdat de trilvenen na 7-27 m worden afgesloten door legakkers parallel aan de sloot (Bijlage 1). Langgerekte petgaten met een open verbinding aan een van de smalle kanten komen alleen voor in de Stobbenribben en in de Vlakte. In het laatste trilveen is het voorkomen van schorpioenmosvegetaties echter beperkt tot ca. 20 m vanaf de sloot, hoewel instroom van basenrijk water onder de kragge geen probleem lijkt te zijn. Rond 150 m afstand van de sloot bedroeg het EGV van het water onder de kragge op 100 cm diepte nog altijd 78-89% van die van het slootwater (Bresjer 2013). Wel komt Rood schorpioenmos voor in de achterste deel van het 360 m lange perceel. Hier is langs een kleine greppel, die is gegraven om de aanvoer van basenrijk water te verbeteren, een smalle zone met schorpioenmos te vinden. De Wobberibben, Bollemaat, Kikkerlanden en Eelkema bestaan uit middelgrote trilvenen, waar basenrijk water onder de kragge in elk geval tot 50 m ver kan stromen en de slootwaterinvloed nog ca. 39-64% bedraagt. Toch is ook hier de maximale afstand van schorpioenmos tot de sloot beperkt tot 7-17 m. Buiten de Stobbenribben lijkt een flinke afstand van schorpioenmos tot de sloot alleen mogelijk in de Veldweg, waar het veen vast zit aan de ondergrond, en overstroming bij hoge regenval regelmatig voorkomt (zie hoofdstuk 7).

Ook de totale oppervlakte en de relatieve bedekking van schorpioenmos zijn een stuk hoger in de Stobbenribben dan in de andere venen. Bij correctie van de totale bedekking in Eelkema met factor 2-3 bedraagt het aandeel van de Stobbenribben nog steeds 45-50% van de totale schorpioenmosbedekking in deze negen venen. Aangezien deze negen schorpioenmosvenen tot de kern van de populatie behoren, is het aandeel van de Stobbenribben dus aanzienlijk. In de Wobberibben en het Wiedegat, eveneens drijvende venen

met een hoge wegzijging, gaat het echter om relatief kleine oppervlaktes en ligt de relatieve bedekking rond de 5%. In het verleden is met name in de Wobberibben de schorpioenmosfase veel uitgebreider geweest (van Zon-van Wagtendonk 1969; Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004). Rond 1974 bestond de vegetatie voor ca. 75% uit Rood schorpioenmos, maar in 1992 was hier vrijwel niets meer van over. Het graven van nieuwe sloten rond die tijd heeft wel geleid tot een grotere instroom van slootwater onder de kragge, maar het effect op de toplaag was ook in 2000 en 2002 nog beperkt en voornamelijk aantoonbaar in de directe nabijheid van de sloot.

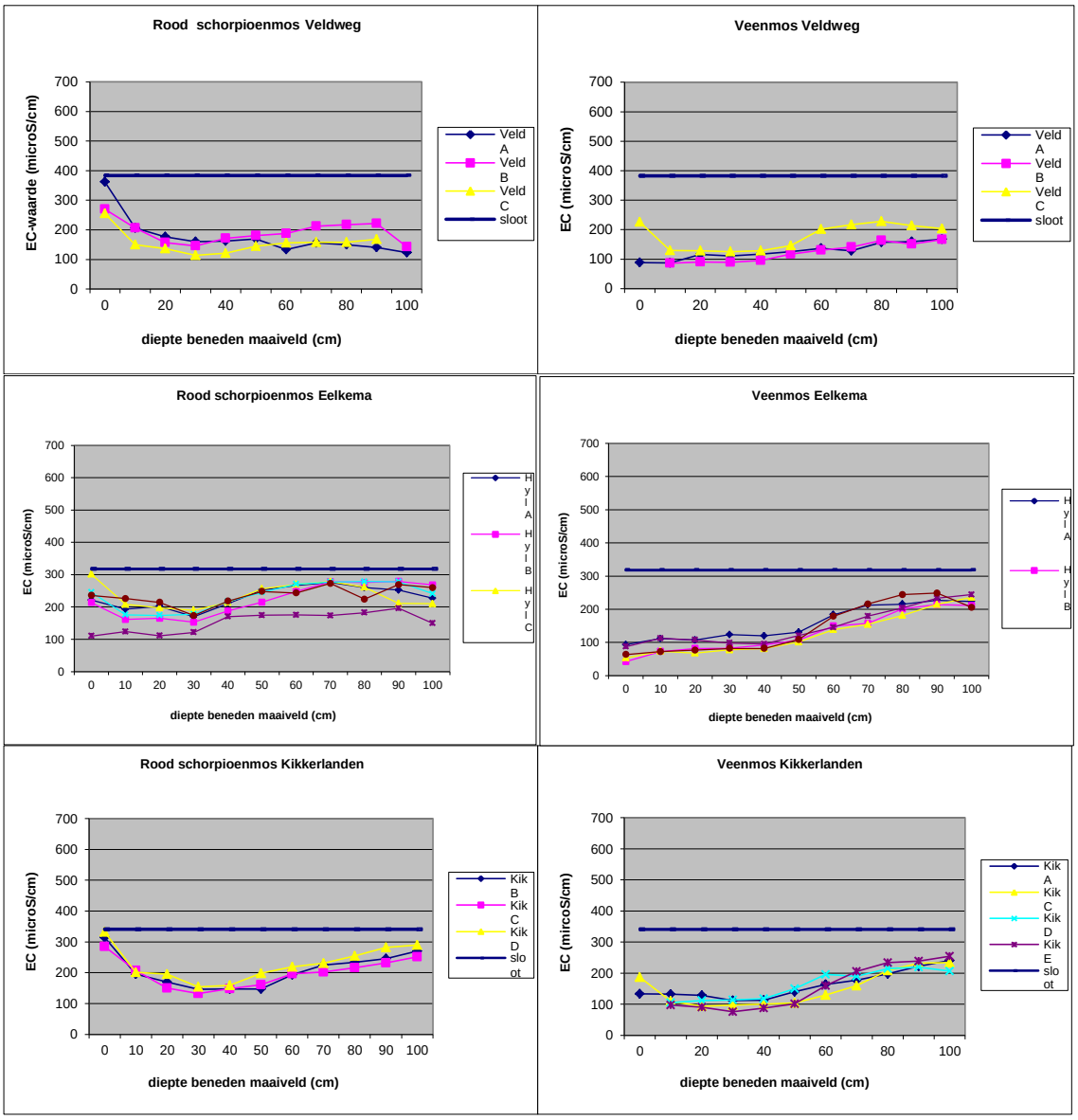
Van de drijvende venen met lage wegzijging doet alleen 't Jurries het redelijk met ca. 1700 m^2 aan Rood schorpioenmos en een relatieve bedekking van ca. 23%. Dit komt waarschijnlijk doordat het schorpioenmos aan weerszijde van het open deel van het petgat ligt. In de Bollemaat is van de vroegere situatie, waarin Rood schorpioenmos massaal en over grote oppervlaktes voorkwam (Kuiper & Kuiper 1958; van Diggelen *et al.* 1996), vrijwel niets meer over. Ook in de Vlakte, waar tot in de jaren zestig nog gevist werd (mededeling van B. de Haan), is van de vroegere schorpioenmosvegetatie niet veel meer over. In 1978 was de oppervlakte aan Rood schorpioenmos (Raeymaekers 1978) ongeveer twee keer zo groot als tegenwoordig. In de vaste venen gaat het daarentegen relatief goed. De relatieve bedekking met schorpioenmos ligt tussen de 19-31%, vooral als gevolg van de begreppeling die in alle drie gebieden wordt toegepast. Door de kleine greppels wordt bij hoge waterstanden het basenrijke boezemwater naar de interne delen van de venen gevoerd, om daar de buffercapaciteit te verhogen. Door de relatief grote omvang van de gebieden is ook het aandeel aan de totale bedekking aan schorpioenmos aanzienlijk.

Diepteprofielen van het EGV

Voor de negen trilvenen zijn diepteprofielen (van 0 tot 100 cm diepte)van het EGV in de verschillende transecten weergegeven (Figuur 11.18 t/m 11.20). Het EGV in de diepteprofielen van overgangsveen is weggelaten, maar ligt over het algemeen tussen die van schorpioenmos en veenmos in.

In vaste venen, waarin de kragge (deels) is vastgegroeid aan de zandlaag onderin het petgat, zijn de EGV-waarden aan de oppervlakte op locaties met Rood schorpioenmos vergelijkbaar met die in het slootwater tijdens de metingen (Figuur 11.18). Dat is niet zo vreemd aangezien in vaste venen de basenrijkdom vooral in stand gehouden worden door overstroming. In vaste venen heeft begreppeling in De Wieden geleid tot uitbreiding van basenrijk trilveen (zie hoofdstuk 4).

Vanaf 10 cm diepte neemt het EGV duidelijk af. In de Veldweg, het enige veen dat op vrijwel alle meetlocaties vast zit, blijven de waarden in de hele kragge tot 100 cm diepte relatief laag. In Eelkema en de Kikkerlanden neemt het EGV vanaf 30-40 cm weer iets toe. Deze venen zitten niet op alle meetpunten vast aan de zandondergrond, en enige instroom van basenrijk slootwater onder de kragge lijkt mogelijk. In veenmoslocaties is het EGV aan de oppervlakte laag, en blijft laag (Veldweg) of neemt geleidelijk toe naar waarden rond de 200 µS cm^{-1}, ruim onder de waarden van rond de 350 van µS cm^{-1} in de sloot.

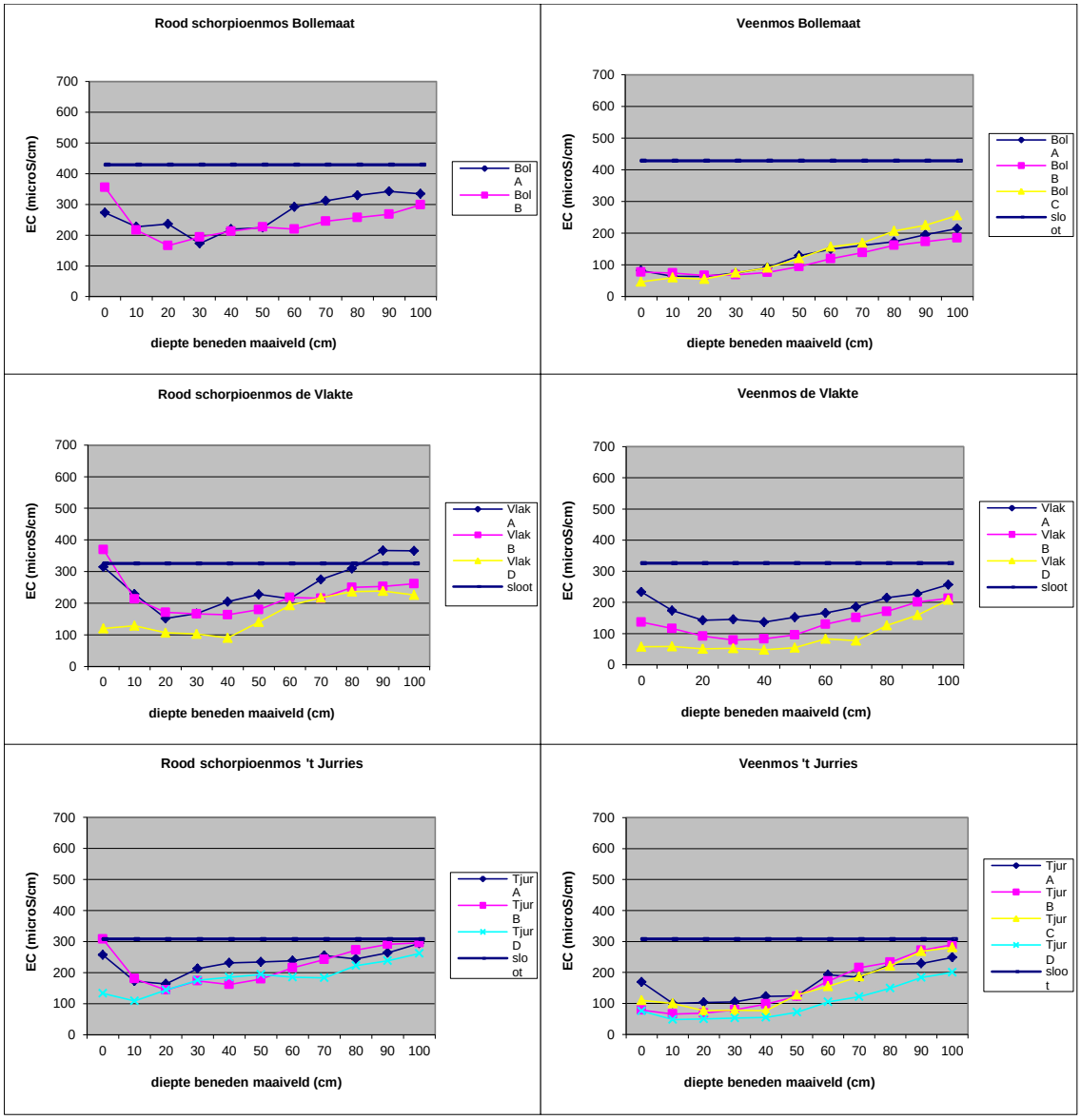


Figuur 11.18. Diepteprofielen van het EGV van 0-100 cm diepte voor Rood schorpioenmos en veenmos in vaste venen in De Wieden en De Weerribben. Voor ieder gebied zijn transecten gebruikt waar Rood schorpioenmos, veenmos en/of overgangsveen aanwezig was.

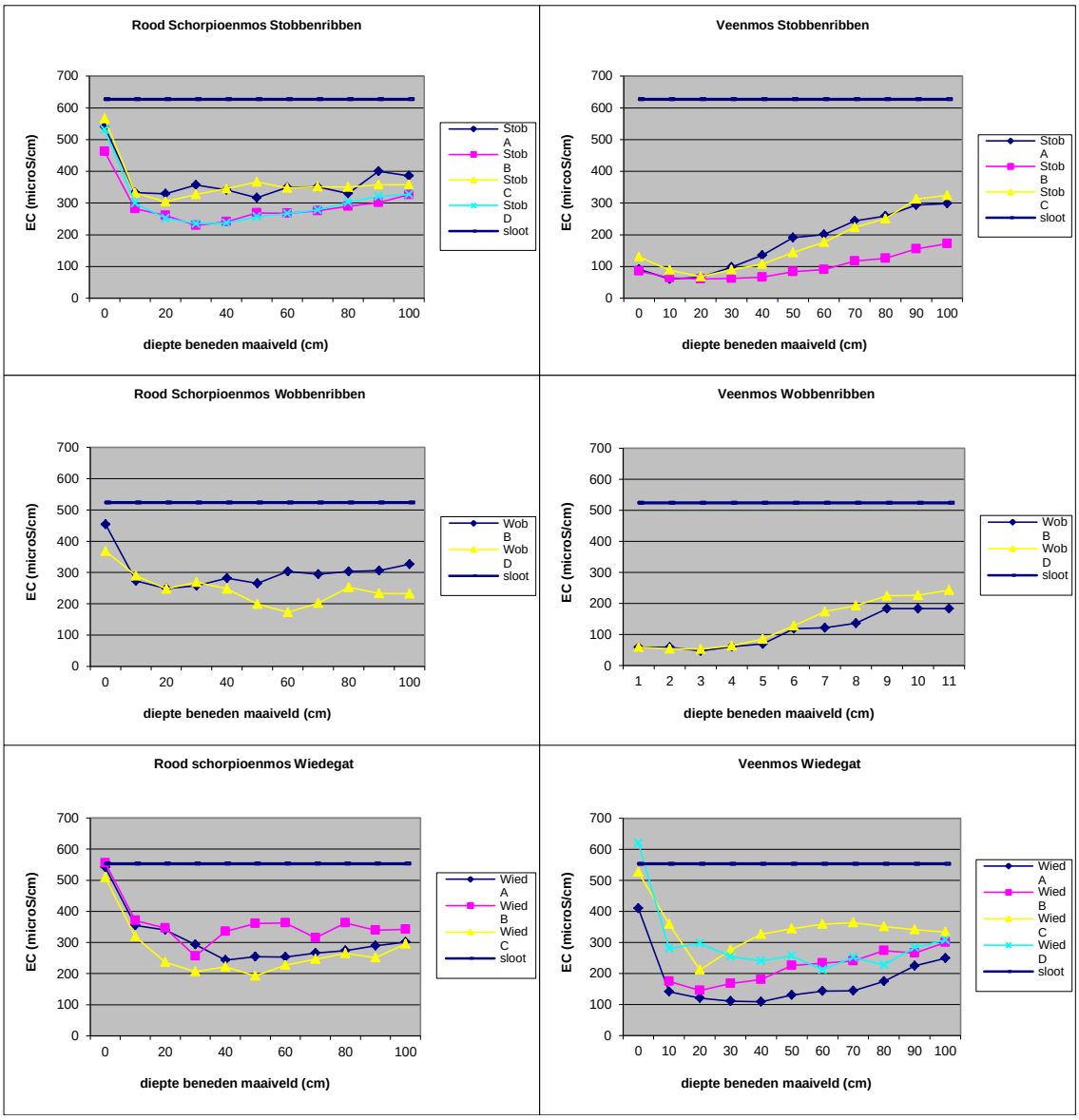
In drijvende venen met een lage wegzijging zijn de EGV-waarden in de sloot vergelijkbaar met die in de vaste venen, die aan de rand van het gebied liggen in de zone waar het veen uitwigt tegen de zandondergrond (Figuur 11.19). In beide gebieden zijn de diepe polders, die een groot aandeel hebben in de input van calcium en basenrijk water (zie hoofdstuk 2), relatief ver weg. Dit kan verklaren waarom het EGV in de sloten van deze gebieden beduidend lager is dan die bij de drijvende venen met hoge wegzijging (Figuren 11.19 en 11.20). Deze liggen aan de rand van de boezem en dichter bij de inlaten.

Ook in drijvende venen, of de wegzijging nu hoog of laag is, is er een duidelijk verschil tussen de EGV-profielen voor schorpioenmos en veenmos. Ook hier zijn de waarden aan de oppervlakte in schorpioenmoslocaties vergelijkbaar met het slootwater. In de lagen daaronder is de EGV in de kragge echter veel lager, maar onder de kragge neemt deze weer toe. Maar vooral in de gebieden met hoge wegzijging en hoge EGV in het slootwater zijn de waarden

onder de kragge lager dan die aan de oppervlakte. Voor de Stobbenribben was dat al duidelijk, maar ook in de Wobberibben en het Wiedegat is het EGV aan de oppervlakte van de schorpioenmosvegetaties anderhalf tot bijna twee keer zo hoog als onder de kragge. Mogelijk heeft ook in de Wobberibben en het Wiedegat overstroming vanuit de sloot plaatsgevonden. In het Wiedegat lijken zelfs de veenmoslocaties, die binnen ca. 8 m van de sloot liggen, te overstromen, aangezien het EGV ook hier bovenin de kraggen verhoogd is.



Figuur 11.19. Diepteprofielen van het EGV van 0-100 cm diepte voor Rood schorpioenmos en veenmos in drijvende venen in De Wieden en De Weerribben met een lage wegzijging. Voor ieder gebied zijn transecten gebruikt waar Rood schorpioenmos, veenmos en/of overgangsveen aanwezig was.



Figuur 11.20. Diepteprofielen van het EGV van 0-100 cm diepte voor Rood schorpioenmos en veenmos in drijvende venen met een hoge wegzijging. Voor ieder gebied zijn transecten gebruikt waar Rood schorpioenmos, veenmos en/of overgangsveen aanwezig was.

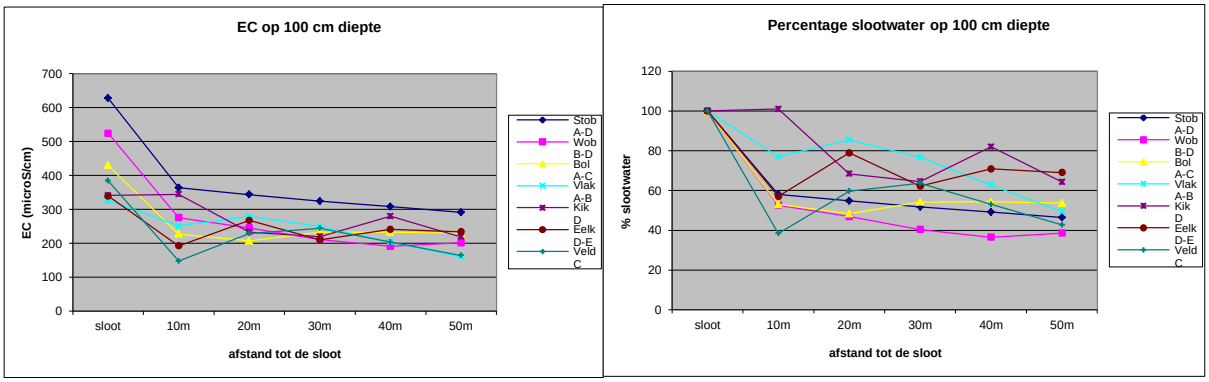
11.2.5 Rol wegzijging bij instandhouding schorpioenmostrilvenen

De resultaten van dit hoofdstuk zijn mede verzameld in het kader van de vierde kennisvraag over de betekenis van grondwaterstromen en de huidige wegzijging. De Stobbenribben behoort tot de gebieden met de grootste wegzijging, door de ligging aan de rand van de Weerribben naast de diepgelegen polder Wetering (van Wirdum 1991; Barendregt *et al.* 2004; Snepvangers *et al.* 2007). Wegzijging en grondwaterstromen zijn zelf niet gemeten, zoals ook al aangegeven is in de offerte. Wel kan de vergelijking tussen Stobbenribben en schorpioenmosvenen in andere delen van de boezem helpen om de betekenis van wegzijging voor trilveenvegetaties en de mate van indringing van oppervlaktewater in de kragge beter te begrijpen.

Het is duidelijk dat de Stobbenribben een unieke positie innemen binnen De Wieden en De Weerribben, vanwege het relatief grote aandeel in de totale oppervlakte aan schorpioenmosvegetaties, de relatief basenrijke condities, en het voorkomen van schorpioenmossen tot op grote afstand van de sloot. Het is echter niet eenvoudig dit direct te koppelen aan een grote wegzijging. In de andere trilvenen met grote wegzijging (de Wobberibben en het Wiedegat) is de situatie voor Rood schorpioenmos veel minder florissant. In beide terreinen is maar 5-6% van het oppervlak bedekt door Rood schorpioenmos, en komt dit mos maar tot een afstand van 9-12 van de sloot voor. Hoewel alle drie de venen in de zone met grote wegzijging liggen, is het mogelijk dat deze in de Stobbenribben toch hoger is. De Stobbenribben liggen min of meer direct aan de polder Wetering, terwijl de Wobberibben en het Wiedegat op een paar honderd meter afstand liggen. Over mogelijke verschillen in wegzijging zijn echter geen gegevens beschikbaar.

Een grote wegzijging kan van belang zijn voor de instroom onder de kragge. Een grote watervraag, ter aanvulling van het naar de polder verdwenen water, kan leiden tot grotere instroom van basenrijk slootwater onder de kragge. In mei 2013 was de EGV onder de kragge tot op 50 m afstand van de sloot in de Stobbenribben weliswaar hoger dan in de andere trilvenen, maar in termen van instroom als percentage van het slootwater echter niet wezenlijk verschillend (Figuur 11.21).

Het is mogelijk dat de instroom van 'nieuw' basenrijk slootwater na de winter nog niet goed op gang gekomen was, en dat bijvoorbeeld de verschillen groter zijn in de zomer, bij grotere watervraag door hogere verdamping. In de Wobberibben komt over het algemeen minder basenrijk water onder de kragge terecht dan in de Stobbenribben, hoewel de basenrijkdom van het slootwater in het algemeen vergelijkbaar is (Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004). Dit heeft mogelijk te maken met de ligging van het gebied. De Stobbenribben zijn langgerekt, en liggen parallel aan de polder. Ook ligt de achtersloot aan de smalle kant van het trilveen haaks op de polder, waardoor het basenrijke water het hele petgat door moet om de polder te bereiken. In de Wobberibben ligt de hoofdsloot echter tussen de trilvenen en de polder (Schouwenberg 2000; Barendregt *et al.* 2004), waardoor het water niet per se het petgat in hoeft om de polder te bereiken. Daarnaast is het mogelijk dat de wegzijging in de Wobberibben per saldo lager is dan in de Stobbenribben, door de ligging verder van de polder vandaan. Hier is echter zonder goede wegzijgingsmetingen geen uitspraak over te doen. Daarnaast is instroom onder de kragge mogelijk niet meer zo belangrijk als in het verleden.



Figuur 11.21. EGV en percentage slootwater van het water onder de kragge op 100 cm in de eerste 50 m van het trilveen.

Een hoge wegzijging is echter mogelijk ook belangrijk voor een eventuele instroom van slootwater over de oppervlakte van het veen. Het waterpeil in de kragge is bij hoge wegzijging waarschijnlijk lager dan bij lage wegzijging, zoals eerder is aangegeven (zie figuur 11.12). Bij stijging van waterstanden en overstroming vanuit de achtersloot zal een lager peil in het trilveen de kans dat het basenrijke slootwater daadwerkelijk het veen bereikt vergroten. Daarnaast kan een grotere wegzijging er voor zorgen dat dit basenrijke water het veen ook echt intrekt, en daar zorgt voor daadwerkelijke aanrijking van de buffercapaciteit, zoals bij het praktijkexperiment met flexibel peil is gebleken (zie hoofdstuk 8). Hier is echter nog geen onderzoek naar verricht.

Zoals al geconstateerd is door van Wirdum (1991) en Barendregt *et al.* (2004), kan in ieder geval voor de Stobbenribben worden gezegd dat de hoge wegzijging een belangrijke factor is voor de instroom van basenrijk water. Een hoge wegzijging is, gezien de ontwikkelingen in de Wobberibben en het Wiedegat, op zich echter geen garantie voor het behoud van schorpioenmos-trilvenen. Overstroming met oppervlaktewater vanuit de sloot is mogelijk ook van belang. In ondiepe petgaten met vaste venen heeft overstroming met slootwater duidelijk tot verbetering geleid van de buffercapaciteit en tot behoud en herstel van schorpioenmosvegetaties. In drijvende venen was de heersende opvatting dat de kragge mee zou bewegen met de waterstand en overstroming niet mogelijk zou zijn, maar misschien is ook hier overstroming belangrijker dan we nu denken. Overstroming kan mogelijk worden versterkt door plaatselijke verlaging van de oeverzone, maar hier moet meer onderzoek naar worden verricht. Wat in ieder geval helpt zijn hoge waterstanden. Gezien de inundaties die bij hoge waterstanden bij veel schorpioenmosvegetaties optreden (zie hoofdstuk 7), is het waarschijnlijk belangrijker dat deze inundaties optreden dan de vraag of het water van onder of van boven komt. Wel is van belang dat het boezemwater basenrijk is, maar arm aan nutriënten als N en P. Basenrijke trilvenen met Rood en Groen schorpioenmos komen alleen maar voor onder basenrijke, maar nutriëntarme condities. De plaatselijke uitbreiding van schorpioenmosvegetaties in de Stobbenribben is mogelijk het gevolg van overstroming vanuit de achtersloot, maar is zeker ook te danken aan de verbetering van de waterkwaliteit sinds de jaren ’80.

11.2.6 Kanttekeningen bij dit hoofdstuk

Als auteurs hebben we geprobeerd om ons zoveel mogelijk te baseren op de inderdaad soms beperkte set gegevens. Er is echter veel discussie geweest over de interpretatie hiervan, met name wat betreft de veranderingen in de vegetatie en de mogelijke rol van overstroming in drijvende schorpioenmos-venen. We hebben geprobeerd deze discussie in het verhaal zo goed mogelijk door te laten klinken. Met het Bosschap, dat optreedt als penvoerder van het consortium van opdrachtgevers, is afgesproken dat eventuele overblijvende geschilpunten expliciet in deze paragraaf worden opgenomen. Dr. G. van Wirdum heeft van deze mogelijkheid gebruik gemaakt (zie verderop). Van Wirdum’s bezwaren komen vooral neer op het naar zijn mening onvoldoende naar waarde schatten van zijn oudere onderzoeken. De mogelijke rol van overstroming in de Stobbenribben kwam voor ons in augustus 2012 inderdaad als een grote verrassing, net als voor de betrokken medewerker van Staatsbosbeheer. Wij hebben dat uit de beschikbare literatuur (Touber 1973; van Wirdum 1991; Barendregt *et al.* 2004) ook niet goed kunnen opmaken. Wij betreuren het dat de inzichten van Van Wirdum, die vanaf het begin bij de discussie betrokken is geweest, over de mogelijke rol van overstroming niet eerder in het onderzoeksproces expliciet aan de orde zijn gesteld.

Iedereen is het er gelukkig wel over eens dat meer onderzoek nodig is. Maar indien overstroming met basenrijk en voedselarm boezemwater ook in drijvende trilvenen kan helpen bij het in stand houden van trilvenen, een van de meest bedreigde habitattypen in het laagveengebied (H4170A), dan is dat niet alleen belangrijk voor het beheer van De Wieden en De Weerribben, maar voor alle laagveengebieden in Nederland.

Kanttekening bij dit hoofdstuk door van Wirdum

De onderstaande bijdrage is geschreven door Dr. G. van Wirdum. 'Dit rapport is met medewerking van Van Wirdum opgesteld. Hij heeft zich echter als auteur ervan teruggetrokken, omdat hij er geen auteursverantwoordelijkheid voor kan nemen dat veel van zijn eigen onderzoeksresultaten, evenals resultaten van verschillende oudere onderzoekingen, waar hij op een andere manier bij betrokken was, kennelijk onvoldoende naar waarde geschat zijn en omdat hij niet heeft kunnen nagaan hoe zijn commentaar op ontwerpversies is verwerkt. Hij vindt niettemin dat door de uitvoerders een belangrijke onderzoekinspanning geleverd is, waaruit veel bruikbare gegevens en inzichten naar voren zijn gekomen.

Het hoofdstuk is bedoeld om de ontwikkeling van trilveenvegetaties in de Stobbenribben op de lange termijn te evalueren in relatie tot de hydrologie en om deze ontwikkeling door vergelijking met een momentopname in andere trilvenen in breder perspectief te plaatsen. Belangrijke conclusies uit het onderzoek zijn:

- In de Stobbenribben is de trilveenvegetatie plaatselijk door successie verdwenen, maar heeft die zich elders juist ook uitgebreid;
- De Stobbenribben is waarschijnlijk voor de natuurbescherming momenteel het belangrijkste trilveencomplex in De Wieden en De Weerribben, met ongeveer de helft van de gezamenlijke oppervlakte schorpioenmosdek in de negen onderzochte trilveencomplexen;
- De in de Stobbenribben gevonden zonering ten opzichte van de aanwezigheid van open boezemwater is ook in de andere complexen gevonden. Alleen het complex Veldweg, waar zich op geen van de meetpunten een preferent doorlatende zone onder een kragge bevindt, wijkt in een aantal opzichten af;
- In dit onderzoek was het niet goed mogelijk een harde uitspraak te doen over de verhouding van het belang van eventuele overstroming met boezemwater tot indringing van boezemwater onder langs de kraggen. Wel is duidelijk dat indringing onder langs de kraggen in de loop van de successie afneemt, waarna de kenmerkende vegetatie plaats maakt voor veenmosrijkere vegetatietypen of typen van permanent of seizoensmatig droger milieu;
- Er moet daarom rekening mee gehouden worden dat overstroming met boezemwater op lange termijn voor het behoud van de mesotroof, basenrijke trilveenvegetatie een belangrijke, misschien zelfs noodzakelijke factor is, waarbij het oppervlaktewater basenrijk, maar nutriëntenarm moet zijn;
- Nader onderzoek is noodzakelijk om hier meer vat op te krijgen en de kennis doelmatig in beleid en beheer voor trilvenen en veenmosrietlanden toe te passen.

Deze conclusies zijn in beginsel niet anders dan eerder gepubliceerde of gerapporteerde bevindingen (o.a. Van Wirdum 1990; Barendregt *et al.* 2004), waaraan veel en veelzijdig onderzoek met goed uitgewerkte methoden ten grondslag lag. Die conclusies hebben echter tot nu toe niet tot het gewenste nader onderzoek geleid. De algemene opvatting was dat het boezemwater

niet aan de te stellen kwaliteitseisen kon voldoen, waardoor de aandacht niet zozeer naar het mogelijke belang, als wel naar de risico's van overstroming uitging. Voorts was de kennis over de ontwikkeling van de staat van instandhouding van het trilveen in De Stobbenribben in verhouding tot andere complexen en van de volle omvang en betekenis van het onderzoek hiernaar weinig verbreid. Dat heeft er, ondanks de betrokkenheid van Van Wirdum, toe geleid dat ook in het nu gerapporteerde onderzoek pas in de eindredactie van het rapport duidelijk geworden is dat de bevindingen in het licht van het eerdere onderzoek niet verrassend zijn, waarna alsnog enkele verwijzingen daarnaar zijn opgenomen. Wel zijn gegevens ontleend aan enkele student- en projectverslagen uit het onderzoek van Van Wirdum en de zijnen (Touber, Bergmans, Vegt, de relevante onderdelen van Barendregt *et al.*, Schouwenberg), maar het lijkt aan de aandacht ontsnapt te zijn dat de aangehaalde gegevens deel uitmaken van een groter onderzoekspakket en door Van Wirdum als onderzoeksleider geëvalueerd en ingekaderd zijn.
Het nieuwe onderzoek toont in elk geval onomstotelijk aan dat het in de periode 1970-2000 vastgestelde ook in 2012-2013 nog van kracht is. Zowel vanwege de urgentie van het probleem om de trilveendoelstellingen van Natura 2000 te halen, als om te voorkomen dat de context en veel nu nauwelijks of niet toegankelijke gegevens van de eerdere onderzoekingen verloren gaan, pleiten wij ervoor nader, toepassingsgericht onderzoek uit te voeren naar de mogelijke betekenis en uitvoerbaarheid van overstroming met boezemwater voor het behoud van basenrijke trilvenen. Hierbij moet gezocht worden naar een samenwerkingsvorm, waarin alle benodigde expertise en gegevens beschikbaar zijn, ook voor het opzetten, doen en interpreteren van nieuwe waarnemingen die nodig zijn om duidelijke conclusies te kunnen trekken. Dit kan belangrijke nieuwe inzichten opleveren die relevant en urgent zijn voor beheer en beleid ten behoeve van het behoud van de kwetsbare trilveenvegetaties, als ook van veenmosrietlanden en blauwgraslanden, die er in het laagveenlandschap in tijd en ruimte vaak nauw mee verbonden zijn.'

Afsluitende woorden van het Deskundigenteam laagveen en zeekleilandschap

Het is zeker waarschijnlijk dat inundatie met basenrijk en voedselarm boezemwater ook in drijvende trilvenen noodzakelijk is bij het in stand houden van een van de meest bedreigde habitattypen in het laagveengebied (H4170A). In de Stobbenribben komt deze inundatie op een natuurlijke wijze jaarlijks (gedurende meerdere maanden) tot stand, waarschijnlijk als gevolg van een grote wegzijging in combinatie met de morfologie van de trekgaten. Mogelijk speelt overstroming daarbij een rol. Het geringe voorkomen van andere schorpioenmosrijke trilvenen in De Weerribben, ondanks een zeer uitgebreid bevloeiingsbeheer, laat zien dat succes bij overstroming echter niet gegarandeerd is en dat nader onderzoek naar deze factor dringend nodig is.

12 Synthese

Bij het opstellen van het Natura 2000 beheersplan voor De Wieden en De Weerribben zijn in 2009 een aantal kennislacunes geformuleerd door o.a. Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, het Waterschap Reest en Wieden en de provincie Overijssel. Door deze lacunes kan het beheer niet altijd optimaal worden uitgevoerd, en zijn effectbeoordelingen moeilijk. Met behulp van het gerapporteerde onderzoek kunnen de vier kennisvragen die ingaan op het ecologisch functioneren en de biogeochemie van laagveengebieden voor een belangrijk deel worden beantwoord.

Hieronder wordt voor de vier ecologische kennisvragen een overzicht gegeven van de antwoorden die uit het onderzoek zijn gekomen, en wat de mogelijke consequenties zijn voor het beheer. Het onderzoek heeft geleid tot duidelijke antwoorden, en tot een aanscherping en inperking van de nog openstaande vragen. Deze vragen kunnen verder worden opgelost met vervolgonderzoek, dat voor een groot gedeelte door OBN wordt gefinancierd.

12.1 Het gedrag van nutriënten in de boezem

Vraag: Hoe gedraagt fosfor zich en hoe beweegt het zich door de boezem? Naast fosfor spelen ook andere factoren een rol, zoals stikstof, calcium en het peilbeheer. Deze factoren beïnvloeden elkaar, waarbij nu niet bekend is hoe bepalend de onderlinge verhouding is. Is bijvoorbeeld een verlaging van de N-belasting werkelijk nodig?

In de onderstaande paragrafen zullen de deelvragen wat betreft fosfor, stikstof en calcium afzonderlijk worden behandeld. Ook wordt aanvullende informatie gegeven over ijzer en sulfaat.

Gedrag van fosfor in de boezem

Het gedrag van fosfor in de boezem en de P-beschikbaarheid voor de vegetatie zijn van groot belang voor de ontwikkeling van Natura 2000 habitats in het gebied. Dit is vooral het geval voor verlandingsvegetaties en basenrijke trilvenen, waarvan met name het laatste habitat duidelijk P-gelimiteerd is. Voor het gedrag van fosfor in de boezem zijn de externe belasting, interne belasting en accumulatie van belang. Deze drie factoren bepalen samen de orthofosfaatconcentraties (verder aangegeven als PO_4) in het water en de P-beschikbaarheid voor de vegetatie. Daarnaast speelt de stromingsrichting van het oppervlaktewater binnen de boezem een belangrijke rol.

Door het grote neerslagoverschot stroomt het oppervlaktewater in de winter vooral van de centrale en meer geïsoleerde delen van De Wieden en De Weerribben, die voornamelijk uit kraggen bestaan, via het kanalenstelsel en de grote plassen naar de uitvoerpunten bij de randen van de boezem, waarbij het Ettenlandse Kanaal een belangrijk rol vervuld. Hierdoor kan het water van de poldergemalen, dat in de winter erg fosforrijk is, niet ver in het natuurgebied doordringen. In de zomer is de stromingsrichting meestal omgekeerd, behalve tijdens periodes met hevige neerslag. Deze omgekeerde stroming leidt echter niet tot een grote P-toevoer, omdat er in de zomer minder fosfor door de poldergemalen wordt aangevoerd. Dit komt doordat het neerslagoverschot in de polders ook kleiner is in de zomer, en er dan ook meer vastlegging van fosfor in landbouwgewassen optreedt.

In grote delen van de boezem zijn de PO_4-concentraties momenteel lager dan de grenswaarde waar beneden verlanding zou moeten kunnen optreden, en de concentraties zijn duidelijk afgenomen sinds de jaren '80. Van totaal fosfor, dat naast direct beschikbaar orthofosfaat ook opgelost organisch fosfor (DOP) en colloïdale ijzerfosfaten bevat, zijn de concentraties buiten het kanalensysteem ook gedaald sinds de jaren '80. Nabij de inlaatpunten en in de vaarten zijn de concentraties aan totaal fosfor echter vrijwel niet gedaald. Hier komen nog steeds waarden voor die boven de GEP-waarde liggen.

Hoewel de in dit onderzoek gebruikte modellen en balansen nog niet goed genoeg geijkt zijn om nauwkeurige uitspraken te doen over waar en wanneer precies welke maatregelen moeten worden genomen om tot een ecologisch gunstige situatie te komen, geven de resultaten wel een goed beeld van de globale gesteldheid van de boezem. Zo lijkt de externe belasting gemiddeld genomen nog steeds vrij hoog te zijn. Er wordt jaarlijks ongeveer 30.500 kg (1000 kmol) fosfor aangevoerd naar de boezem. Dit komt overeen met een gemiddelde externe P-belasting van het open water van 1 gP m^{-2} jr^{-1}, oftewel 33 mmolP m^{-2} jr^{-1}. Deze P-belasting is duidelijk hoger dan de kritische P-belasting van 0,2-0,4 gP m^{-2} jr^{-1} die is vastgesteld voor de omslag van helder naar troebel water in goed doorstroomde ondiepe meren. Op geïsoleerde locaties met ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen is de externe P-belasting waarschijnlijk lager dan in het open water van meren en kanalen, doordat er minder fosforrijk water binnenkomt. Voor deze geïsoleerdere wateren mag bovendien met een hogere kritische P-belasting gerekend worden, omdat de strijklengte vaak korter is en er meer vegetatie groeit. Op grond van de vegetatieontwikkeling mag aangenomen worden dat de kritische belasting op deze locaties minder vaak, of misschien wel helemaal niet, wordt overschreden. Er dient echter wel vermeld te worden dat het totale areaal aan ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen nog steeds beperkt is in De Wieden en De Weerribben.

In de boezem blijkt ook fosfor te accumuleren. Er wordt jaarlijks ongeveer 11.000 kg (350 kmol) minder uit- dan aangevoerd. Dat betekent dat waarschijnlijk 35% van de totale aanvoer opgeslagen wordt in de boezem, waardoor de jaarlijkse accumulatiesnelheid voor het open water in de boezem uitkomt op 0,35 gP m^{-2} jr^{-1}, oftewel 12 mmolP m^{-2} jr^{-1}. Dit wordt waarschijnlijk vooral opgeslagen in onderwaterbodems en niet in kraggen, aangezien veel kraggen niet in direct contact staan met het oppervlaktewater. Verder lijkt het erop de P-accumulatie vooral in het najaar en de winter optreedt, als de P-aanvoer vanuit de omringende polders het grootst is.

Hoewel accumulatie een natuurlijk proces is in laagveengebieden, dat zelfs een gunstige factor kan zijn als het niet mogelijk is de aanvoer te beperken of de afvoer te vergroten, kan te veel accumulatie leiden tot een verhoogde P-beschikbaarheid door middel van mobilisatie van het eerder vastgelegd fosfor. Voor de Nederlandse situatie is niet goed bekend hoe hoog de accumulatie onder natuurlijke condities is, maar een opslag van 35% van de totale P-aanvoer lijkt aanzienlijk.

Ook voor de P-accumulatie geldt dat er onevenredig veel accumulatie in en nabij de grote kanalen optreedt. Op monsterpunten nabij poldergemalen en in kanalen is de hoeveelheid fosfor in de onderwaterbodem nu twee keer zo groot als in de meer geïsoleerde delen van de boezem. Dit heeft deels te maken met de hoge aanvoer van ijzerfosfaat deeltjes bij de poldergemalen, waardoor hier neerslag van Fe-gebonden fosfor optreedt. Hoewel niet goed bekend is wat het risico hiervan is voor de gehele boezem, blijkt uit de begroeiing dat de toestand daar minder begroeid en meer eutroof is dan in het natuurgebied gewenst is. In de meer geïsoleerde delen van de boezem, waar ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen voorkomen, is de P-accumulatie echter lager. Daarnaast zijn ook de Fe-concentraties lager, en is fosfor voor een groot deel in niet direct beschikbare vorm opgeslagen in de organische veenmatrix.

Mobilisatie van Fe-gebonden fosfor naar de waterlaag lijkt alleen bij de westelijke gemalen en kanalen een rol te kunnen spelen, waar relatief veel sulfaat de boezem wordt ingepompt. Op grond van onderzoek dat in het programma Baggernut is uitgevoerd, blijkt dat de interne P-belasting op deze westelijk gelegen locaties kan oplopen tot 1 gP m^{-2} jr^{-1}. Deze interne belasting is van dezelfde orde van grootte als de totale externe P-belasting, en komt daar dus nog bovenop. Het is dan ook goed geweest om de sulfaatrijke Kuitenpolder alvast af te koppelen en het gemaal van de sulfaatrijke Hamspolder richting de rand van De Weerribben te verschuiven. In de andere delen van de boezem is de interne P-mobilisatie naar de waterlaag kleiner.

Het lijkt er sterk op dat de P-beschikbaarheid voor de vegetatie afneemt vanaf de poldergemalen naar de haarvaten van de boezem, hoewel nog niet exact bekend is hoeveel fosfor de vegetatie direct uit de bodem kan opnemen. Deze gradiënt blijkt zowel uit bodemanalyses als uit de N/P ratio's van de vegetatie. Uit N/P ratio's blijkt ook dat fosfor in de watergangen waarschijnlijk nergens een beperkende factor is voor de groei van aquatische en terrestrische planten, ook niet in de petgaten. Hoewel de P-beschikbaarheid in de waterlaag is afgenomen, en grootschalige algenbloei vrijwel nergens meer voorkomt, lijkt de P-beschikbaarheid in de bodem op veel locaties nog steeds vrij hoog te zijn. Ook in gebieden met weinig P-mobilisatie en lage PO_4-concentraties in het oppervlaktewater komt dit voor. Dit is een probleem, omdat een te hoge P-beschikbaarheid in de bodem op sommige petgaten leidt tot woekering van snelgroeiende waterplanten en een lage biodiversiteit.

Het uitgevoerde onderzoek geeft dus aan dat PO_4-concentraties in het oppervlaktewater laag genoeg zijn, hoewel de externe P-aanvoer in de kanalen en meren nog steeds groot is en er nog steeds veel fosfor in de boezem accumuleert. Door de filterwerking in de buitenrand van de boezem lijkt de situatie in meer geïsoleerde delen van de boezem vrij gunstig te zijn wat betreft nutriëntconcentraties, -belasting en -accumulatie, maar het areaal aan ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen is nog steeds beperkt in De Wieden en De Weerribben. Daarnaast lijken de N/P ratio's van de vegetatie aan te geven dat er nog geen sprake is van P-limitatie in het oppervlaktewatersysteem, zelfs niet in goed verlandende petgaten. Om de P-

beschikbaarheid in de petgaten verder omlaag te brengen, het risico op P-eutrofiëring in het centrum van het gebied te beperken en dit fosforarme centrum uit te breiden t.o.v. de eutrofe randzone van de boezem, zal de P-aanvoer verder omlaag moeten. Bij nadere analyse van de aanvoerpunten blijkt dat 69% van de totale P-aanvoer afkomstig is uit polders, waarvan 50% afkomstig is uit slechts vijf polders, namelijk de diepe domeinpolders van Scheerwolde (Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg) en de ondiepe polder Braommeule. De Steenwijker Aa levert daarentegen maar een bijdrage van 20% van de totale P-aanvoer. Het ligt dan ook voor de hand om deze vijf polders te betrekken bij de plannen voor verdere reductie van de P-belasting.

Gedrag van stikstof in de boezem

In tegenstelling tot fosfor wordt de N-aanvoer niet alleen bepaald door de aanvoer vanuit het achterland, maar ook door de hoge atmosferische N-depositie. Voor de verlandingsvegetaties en basenrijke trilvenen zijn beide factoren van belang, maar in veenmosrietlanden, veenheides en blauwgras-landen wordt de N-aanvoer vooral bepaald door atmosferische N-depositie.

In de meren en kanalen zijn de N-concentraties gedurende de winter hoger dan de GEP-waarde van 1,3 mg l^{-1}. Tijdens het voorjaar en de zomer wordt deze norm niet overschreden, door de lage N-aanvoer vanuit de omringende polders. In de meer geïsoleerde petgaten voldoen de N-concentraties het hele jaar door aan de normen. De te hoge N-concentraties in kanalen en meren gedurende de winter zijn vooral te wijten aan te hoge NO_3-concentraties. In de afgelopen decennia zijn de totaal N-concentraties in de boezem ongeveer hetzelfde gebleven, maar zijn de NO_3-concentraties gestegen en de NH_4-concentraties gedaald. Waar dit precies door komt is onduidelijk. Het is echter wel duidelijk dat de Steenwijker Aa tegenwoordig veel nitraat aanvoert, terwijl er uit de omringende polders vooral ammonium komt.

De totale N-aanvoer in Wieden en Weerribben bedraagt ca. 462 000 kg (33 000 kmol), oftewel 42 kgN ha^{-1} jr^{-1}, waarvan ca. 52% afkomstig is van atmosferische N-depositie (22 kg ha^{-1} jr^{-1}) en de andere helft uit de omringende polders en de Steenwijker Aa komt. De vijf eerder genoemde polders (Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule) zijn verantwoordelijk voor 23% van de totale N-aanvoer, terwijl de Steenwijker Aa voor 11% bijdraagt. Op geïsoleerde locaties met petgaten en trilvenen zal de externe N-belasting waarschijnlijk lager zijn 42 kgN ha^{-1} jr^{-1} doordat er minder stikstofrijk water binnenkomt, maar ook hier treedt een continue N-aanvoer op van ca. 2,2 gN m^{-2} jr^{-1} (22 kgN m^{-2} jr^{-1}) door de atmosferische N-depositie.

Voor verschillende semi-terrestrische habitats, die voornamelijk met de atmosferische N-depositie te maken hebben, wordt de kritische depositie waarde (KDW) overschreden. De KDW van basenrijke trilvenen (H7140A), veenmosrietlanden (H7140B), veenheides (H4010B) en blauwgraslanden (H6410) bedraagt respectievelijk 17, 10, 11 en 15 kgN ha^{-1} jr^{-1}. Deze KDW-waardes zijn lager dan de volgens gangbare schattingen aannemelijke N-depositie van 22 kgN ha^{-1} jr^{-1}. Wanneer we de N-belasting met het oppervlaktewater voorzichtigheidshalve meerekenen als depositie, is de N-belasting van 42 kgN ha^{-1} jr^{-1} ook een flinke overschrijding van de KDW van 30 kgN ha^{-1} jr^{-1} voor kranswierwateren (H3140) en meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150). Gezien de gradiënt in nutriëntbeschikbaarheid in de boezem, is de situatie in de meer geïsoleerde petgaten waarschijnlijk gunstiger. Dit zal uit vervolgonderzoek moeten blijken.

Ook van stikstof blijft veel in de boezem achter, namelijk zo'n 224.000 kg (16.000 kmol) stikstof per jaar, oftewel bijna 50% van de totale aanvoer. De gemiddelde accumulatiesnelheid bedraagt 2,0 g m^{-2} jr^{-1}. Deze accumulatie treedt het hele jaar door op, waarbij er wel een piek in de winter is doordat de aanvoer vanuit de omringende polders dan hoog is. De N-accumulatie zou mede ten grondslag kunnen liggen aan de in het verleden door beheerders en onderzoekers geconstateerde achteruitgang in de kwaliteit van sommige gevoelige habitattypen.

Bij verlandingsvegetaties, waar momenteel niet fosfor maar stikstof de plantengroei lijkt te limiteren, kan een beetje extra stikstof een sterk effect hebben op de groei van de vegetatie. Bovendien kan de extra N-toevoer tot problemen met ammoniumtoxiciteit leiden, wat bijvoorbeeld een rol kan spelen in petgaten met Krabbenscheer.

In basenrijke trilvenen is de hoge N-belasting mogelijk een minder groot probleem, omdat fosfor hier meestal de limiterende factor is. In dit geval zal extra stikstof niet leiden tot een hogere biomassaproductie, zoals is aangetoond in het bemestingsexperiment in de Stobbenribben. Op eutrofere locaties met meer fosfor in de bodem, zoals in de overstromingslanden bij het Meppelerdiep, kan extra stikstof wel leiden tot een hogere biomassaproductie. Tevens zijn er aanwijzingen dat een te hoge N-belasting tot ammonium-toxiciteit kan leiden in basenrijke trilvenen. Ten slotte kan de hoge N-depositie in basenrijke trilvenen nog een ander negatief effect hebben, namelijk verzuring. In de Nederlandse schorpioenmosvenen ligt de pH bij vergelijkbare bicarbonaat- en Ca-concentraties op een aanzienlijk lager niveau dan in buitenlandse referentiegebieden. Als dit veroorzaakt wordt door de hogere N-depositie, dan moet de aanvoer van buffercapaciteit (bijvoorbeeld door aanvoer van calcium en bicarbonaat via het oppervlaktewater) waarschijnlijk extra hoog zijn om basenrijke trilvenen te behouden.

In dit onderzoek is weinig aandacht besteed aan de nutriëntbeschikbaarheid in veenmosrietlanden en veenheides. Wel is op grond van de N/P ratio's duidelijk dat de P-beschikbaarheid in deze vegetatietypen hoger is dan in basenrijke trilvenen, waardoor de hoge N-depositie mogelijk leidt tot betere groei van veenmos. Hoewel zeker meer onderzoek nodig is, lijkt het erop dat vooral een snelgroeiende soort als *Sphagnum palustre* hiervan kan profiteren.

Het is dus duidelijk dat de hoge N-belasting in De Wieden en De Weerribben een risico vormt, hoewel de effecten in de praktijk vaak moeilijk te scheiden zijn van andere ongunstige factoren. Reductie van de N-aanvoer is dan ook gewenst, liefst in combinatie met een reductie van de P-aanvoer. Oplossingen kunnen wellicht worden gezocht in de richting van de vijf polders (Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule), die voor een groot gedeelte van de P en N-aanvoer zorgen. Mogelijk kan een deel van deze polders worden ingericht als rietmoeras, waarin het polderwater een deel van de nutriënten kan achterlaten voordat het de polder verlaat.

Aanvoer van buffercapaciteit in de boezem

In een gebied waarin basenrijke trilveen een van de belangrijkste Natura 2000 habitattypen is, is de aanvoer van bicarbonaat- en calciumrijk water een belangrijke voorwaarde om de buffercapaciteit in de trilvenen in stand te houden. Daarom is ook naar het gedrag van calcium in de boezem gekeken. De alkaliniteit is hier voor een belangrijk deel direct aan gekoppeld, maar kan op korte termijn veel sterker fluctueren als gevolg van redoxprocessen, waarbij bicarbonaat wordt verbruikt of geproduceerd.

Voor Nederlandse trilvenen met Rood en/of Groen schorpioenmos lijkt een Ca-concentratie van 20 mg l^{-1} (500 µmol l^{-1}) in het bodemvocht een soort van ondergrens te zijn. Bij een Ca-concentratie van 40 mg l^{-1} (1000 µmol l^{-1}) wordt de pH gebufferd op 6,5. Omdat het basenrijke water in trilveen wordt verdund met regenwater, lijkt het erop dat de Ca-concentratie in het oppervlaktewater het beste 50-60 mg l^{-1} (1250-1500 µmol l^{-1}) kan zijn.

Uit eerder uitgevoerd onderzoek blijkt dat de Ca-concentraties voor de verplaatsing van de hoofdinlaat in 1996, van de fosforrijke Linde naar gemaal Stroink, waarschijnlijk vaak aan de ondergrens van 40 mg l^{-1} voldeden. Tussen 1972 en 1982 werden in de kanalen gemiddelde Ca-concentratie van 55 mg l^{-1} gemeten. Deze concentraties worden tegenwoordig echter met moeite gehaald in De Wieden en De Weerribben. Nadat de hoofdinlaat van de boezem is verplaatst is namelijk het belang van basenrijk water uit de Linde afgenomen en het belang van zwak gebufferd regenwater toegenomen.

In de winter, wanneer er sprake is van een neerslagoverschot, zijn de Ca-concentraties in het oppervlaktewater vrijwel overal lager dan 40 mg l^{-1}. Alleen in de kanalen en de grote meren worden waarden van 40-50 mg l^{-1} gemeten. Op het eerste gezicht lijkt dit vreemd, omdat de grootste Ca-aanvoer vanuit de polders ook tijdens de winter plaatsvindt. Dit calcium kan in de winter echter lastig op de meer geïsoleerde plekken met petgaten en schorpioenmos-trilvenen komen, doordat het water als gevolg van het neerslagoverschot vooral de boezem uitstroomt. Daarnaast zorgt het neerslagoverschot voor lokale verdunning.

In de zomer zijn de Ca-concentraties meestal een stuk hoger. Tijdens natte zomers wordt er veel basenrijk water uit de diepe polders gepompt. In de zomer kan dit polderwater veel makkelijker op de meer geïsoleerde locaties in de boezem komen dan in de winter, doordat de waterstroming, die door de verdamping en de wegzijging wordt aangetrokken, dan netto de boezem ingaat. Tijdens natte perioden in de zomer liggen de Ca-concentraties vrijwel overal in de boezem boven de 40 mg l^{-1}, en in De Weerribben zelfs vaak boven de 60 mg l^{-1}. Bijkomend voordeel is de relatief lage PO_4-concentraties in het boezemwater in de zomer, als gevolg van de nutriëntopname van planten en algen. In droge zomers is de Ca-aanvoer mogelijk wel te laag. De Ca-concentraties zijn dan overal in de boezem lager dan 40 mg l^{-1}, omdat er minder basenrijk water de polders wordt uitgepompt.

Van de huidige trilveencomplexen met schorpioenmos liggen vooral de complexen in De Weerribben (Stobbenribben, Wobberibben, Wiedegat, Hamsgracht en Tjurries) wat betreft Ca-concentraties in het boezemwater buiten de gevarenzone. In De Wieden liggen veel schorpioenmosvenen in een deel van het gebied waar de Ca-concentraties aan de lage kant zijn (Veldweg, Reeënweg, Kiersche Wiede, Kikkerlanden). Het voordeel hiervan is dat het oppervlaktewater relatief schoon en nutriëntarm is, wat ook een belangrijke voorwaarde is voor het voorkomen van schorpioenmostrilveen. Het nadeel is dat het verzuringsrisico groter is.

De Ca-aanvoer vanuit polders is een stuk groter dan de bovenstroomse aanvoer via de Steenwijker Aa. De Steenwijker Aa levert maar 15% van de totale Ca-aanvoer, en dat is te weinig om de buffercapaciteit van de boezem op peil te houden. De polders dragen in totaal voor ca. 80% bij aan de Ca-aanvoer, waarbij vier diepe polders met relatief veel kwel (Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg) voor 50% van de totale Ca-aanvoer zorgen. Aangezien slechts 10% van de totale Ca-aanvoer in de boezem accumuleert, zijn de polders dus tegenwoordig van groot belang voor het in

stand houden van de buffercapaciteit. Het probleem is echter dat deze polders ook zorgen voor een grote aanvoer van nutriënten, respectievelijk 49% en 23% van de totale P- en N-aanvoer. Om de nutriëntenaanvoer te reduceren is het theoretisch mogelijk om deze polders af te koppelen, maar vanuit behoud van buffercapaciteit voor basenrijke trilvenen is dit echter geen optie. Vanuit het oogpunt van natuurwaarden is het beter in te zetten op instandhouding van de Ca-aanvoer vanuit polders, maar wel de nutriëntenlast te verlagen.

In een modelstudie zijn voor De Weerribben een aantal hydrologische scenario's vergeleken met de huidige situatie. Bij een volledig natuurlijk peilbeheer zal de buffercapaciteit op termijn sterk afnemen, omdat er wel calcium verdwijnt via wegzijging naar het grondwater en de omringende polders, maar er minder nieuwe aanvoer plaatsvindt. Het water wordt dan grotendeels aangevuld met regenwater. Voor de P-huishouding is dit scenario wel gunstig, omdat er minder fosfor binnenkomt. Voor de N-huishouding is er weinig effect, omdat er stikstof blijft binnenkomen via atmosferische N-depositie, terwijl de N-uitvoer lager wordt. Daarnaast is gekeken wat er gebeurt als de Linde weer wordt aangesloten op de boezem. Ook is gekeken wat de consequenties zijn als al het water van de Steenwijker Aa via het kanaal Steenwijk-Ossenzijl naar De Weerribben wordt geleid, en niet meer gedeeltelijk in De Wieden terechtkomt. De effecten op De Wieden zijn hierbij niet meegenomen. In beide scenario's neemt de buffercapaciteit in het oppervlaktewater van De Weerribben toe. De Weerribben verandert in beide scenario's in een soort van doorstroomveen, waarin calciumrijk water in alle delen van het gebied terechtkomt. In het geval van het aansluiten van de Linde op de boezem gaat het om een extra Ca-aanvoer voor de gehele boezem. Bij het omleiden van de Steenwijker Aa gaat het echter om een verschuiving van de Ca-aanvoer, waarbij De Weerribben meer calciumrijk water ontvangt, maar De Wieden waarschijnlijk minder calcium krijgt. Beide scenario's leiden in De Weerribben echter wel tot een forse verhoging van de aanvoer van fosfor en sulfaat, en zijn daarom op dit moment nog geen serieus alternatief.

Ook deze studie maakt duidelijk dat de aanvoer van calcium en bicarbonaat voor de ontwikkeling en instandhouding van basenrijke trilvenen van groot belang is, en dat (volledige) afsluiting van de externe aanvoer van water geen optie is. Er moet naar maatregelen worden gezocht die de aanvoer van stikstof en fosfor verlagen, maar de Ca-aanvoer behouden of vergroten.

Gedrag van ijzer in de boezem

De delen van de boezem van NW-Overijssel die vroeger geen hoogveen waren, zijn van oudsher waarschijnlijk een soort van doorstroomveen geweest, dat gevoed werd door oppervlaktewater uit het Drents plateau. Dit water was rijk aan calcium en bicarbonaat, maar bevatte buiten de beekdalen waarschijnlijk weinig ijzer, doordat het ijzer vooral in de bovenstroomse brongebieden werd afgezet bij het in contact komen van het kwelwater met de lucht. Aan de randen van de boezem heeft ijzerrijk grondwater in de overgangszone wellicht een rol gespeeld, maar elders in de boezem is de grondwateraanvoer waarschijnlijk nooit groot geweest. Door de aanleg van de Noordoostpolder en de diepe polders in de directe omgeving van De Wieden en De Weerribben zijn de grondwaterstromen verlegd, en speelt kwel van grondwater al helemaal nauwelijks een rol meer. Toch is de huidige aanvoer van ijzer mogelijk groter dan in het verleden, doordat er nu ijzerrijk water vanuit de omringende polders de boezem wordt ingepompt.

Vooral de diepe polders, waar de kweldruk hoog is, zijn belangrijk voor de aanvoer van ijzer. De vier diepe polders Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg zijn goed voor 56% van de totale Fe-aanvoer in de boezem. De bijdrage van de Steenwijker Aa is maar 19%. Op dit moment lijkt het gunstig dat er in het fosfaatrijke water uit de polders ook veel ijzer zit. Dit zorgt voor de neerslag van minerale ijzerfosfaten aan de rand van de boezem. Aan de andere kant zijn er door complexvorming met organische stof verschillende bindingen van fosfor met ijzer mogelijk, die niet allemaal even sterk zijn en bovendien gevoelig zijn voor redoxprocessen. Dit heeft niet alleen invloed op de interne P-mobilisatie, maar waarschijnlijk ook op de P-opname uit de bodem door de vegetatie. Hoewel de Fe-concentraties in de meer geïsoleerde delen van de boezem afnemen in het oppervlaktewater en de bodem, is in petgaten een relatief groot gedeelte van de Fe-gebonden P-fractie relatief zwak gebonden aan organische Fe-complexen. Het is op dit moment nog onvoldoende duidelijk wat de gevolgen van verschillen in P-binding zijn, maar de gedachte dat meer ijzer altijd goed zou zijn is te simpel. In De Wieden en De Weerribben lijkt een hoge Fe/P ratio in bodem in ieder geval niet automatisch tot lage P-beschikbaarheid voor de vegetatie te leiden.

Gedrag van sulfaat in de boezem

Sulfaat is in laagvenen een potentiële probleemfactor, omdat het kan leiden tot de vorming van het toxische sulfide, en tot interne P-mobilisatie door het verzwakken van de binding van fosfor aan ijzer. In zowel aquatische als semi-terrestrische systemen is er in de boezem slechts zelden sprake van sulfiden-concentraties boven de 10 µmol l^{-1}. Sulfidetoxiciteit lijkt dan ook geen, of een zeer beperkte, rol te spelen in de boezem van NW-Overijssel.

SO_4-concentraties boven 100-200 µmol l^{-1} (10-20 mg l^{-1}) kunnen echter leiden tot interne P-mobilisatie, als de Fe/PO_4 ratio in het bodemvocht ongunstig is. Vooral aan de west- en noordzijde van De Weerribben en in de meren nabij gemaal Stroink, zoals de Beulakerwijde, liggen de SO_4-concentraties in de winter regelmatig tussen de 200 en 500 µmol l^{-1}. De relatief hoge SO_4-concentraties zijn te danken aan de voormalige Zuiderzee die in het verleden direct aan de westzijde van de boezem grensde. In de zomer zijn de SO_4-concentraties meestal lager dan in de winter door de beperktere inlaat van sulfaatrijk polderwater aan de west- en noordzijde van de boezem. Maar ook in de zomer komen aan de westzijde van de boezem SO_4-concentraties voor die hoger zijn dan 200 µmol l^{-1}.

Interne P-mobilisatie lijkt alleen bij de westelijke gemalen en kanalen een significante rol te spelen. De interne P-belasting kan op deze locaties oplopen tot 1 gP m^{-2} jr^{-1}. Het is dan ook verstandig geweest dat de sulfaatrijke Kuitenpolder is afgekoppeld, en dat het gemaal van de sulfaatrijke Hamspolder is verschoven. Elders in de boezem is de interne P-mobilisatie waarschijnlijk lager dan 0,4 gP m^{-2} jr^{-1}, zelfs bij verhoogde SO_4-concentraties. Dit heeft zeer waarschijnlijk te maken met de (vrij) hoge Fe/PO_4 ratio's in de onderwaterbodems van de boezem.

Conclusies en aanbevelingen

Ondanks de verhoogde SO_4-concentraties aan de westzijde van de boezem lijkt de sulfaatproblematiek in De Wieden en De Weerribben betrekkelijk gering te zijn. De interne P-mobilisatie is alleen nabij westelijk gelegen gemalen vrij hoog. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de (vrij) hoge Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht in grote delen van de boezem. Wel is de externe aanvoer van fosfor en stikstof groot. De totale externe P-belasting

van 1,0 g m^{-2} jr^{-1} is voor de Nederlandse laagvenen ongeveer gemiddeld, maar de belasting is hoger dan de kritische P-belasting van 0,2-0,4 gP m^{-2} jr^{-1} die is vastgesteld voor de omslag van helder naar troebel water in goed doorstroomde ondiepe meren. Dankzij de filterwerking van de boezem zijn de P-concentraties in geïsoleerde delen van de boezem relatief laag. Het areaal aan ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen is echter nog steeds beperkt in De Wieden en De Weerribben. Daarnaast lijken de N/P ratio's van de vegetatie aan te geven dat er nog geen sprake is van P-limitatie in het oppervlaktewatersysteem, zelfs niet in goed verlandende petgaten. Mogelijk zijn de PO_4-concentraties in het oppervlaktewater hier voldoende afgenomen, maar kunnen wortelende planten nog steeds gebruik maken van de grote P-voorraad in de bodem. Mogelijk kan baggeren in deze gevallen een positieve bijdrage leveren, maar dit zal verder moeten worden onderzocht.

Uiteindelijk moet dus gesteld worden dat P-belasting zeer waarschijnlijk toch omlaag moet als men het areaal aan ecologisch goed ontwikkelde petgaten en trilvenen wil uitbreiden in het belangrijkste laagveengebied van Nederland, wat overigens ook het enige gebied in Nederland is waar P-arme trilvenen nog op enige schaal voorkomen. Momenteel wordt een relatief grote bijdrage geleverd door vijf grote polders: Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule. Deze polders leveren echter ook een belangrijke bijdrage aan het in stand houden van de buffercapaciteit van de boezem via de aanvoer van calcium- en bicarbonaatrijk water. Als deze aanvoer er niet zou zijn, zou de boezem op termijn onherroepelijk verzuren. Het is dus zaak de aanvoer van stikstof en fosfor te verminderen, en daarbij de aanvoer van calcium in stand te houden of te vergroten.

12.2 Randvoorwaarden voor verlanding

Vraag: Wat zijn de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in relatie tot waterkwaliteit en -kwantiteit? Bekend is dat fosfaat hierbij een belangrijke rol speelt, maar niet duidelijk is wat kritische concentraties en kritische belasting zijn voor de verschillende delen van de boezem.

Het beperkt optreden van verlanding is een groot knelpunt voor het duurzaam in stand houden van verschillende successiestadia in De Wieden en De Weerribben. De aquatische vegetaties en initiële verlandingsvegetaties lijken echter al enige jaren duidelijk toe te nemen. Over de afgelopen 10 tot 15 jaar is de aquatische vegetatie in De Wieden bijna verdubbeld, en de initiële stadia van verlanding zijn hier nu ongeveer drie keer zo groot. In De Weerribben is de situatie iets minder gunstig, maar ook daar wordt de laatste jaren op een aantal locaties goed ontwikkelde aquatische vegetatie en initiële verlanding gevonden. In beide gebieden treedt ook al enige verdere successie op, vooral naar moerasvarenrietland. De vorming van nieuwe trilvenen vanuit aquatische stadia is echter nog vrijwel nergens waargenomen.

Petgaten met kroos, Smalle waterpest en Gele plomp

Petgaten met Smalle waterpest en Gele plomp komen in alle leeftijdsklassen voor. Ook in petgaten die ouder dan 70 jaar zijn, blijkt ongeveer een kwart van de gemonitorde petgaten nog steeds uit vegetaties met Smalle waterpest of Gele plomp te bestaan. Er is dus geen verdere successie in deze petgaten

opgetreden. Bij een aantal petgaten met Smalle waterpest en/of kroos kan dit komen door de zeer hoge PO_4-concentraties die zij in het oppervlaktewater en het bodemvocht hebben. Het gaat hier veelal om lokale puntbronnen die worden veroorzaakt door vogelkolonies of de nabijheid van (voormalig) bemeste landbouwgronden, vooral in petgaten met kroos.

Vrijwel alle petgaten met Smalle waterpest, kroos en/of Gele plomp hebben echter te maken met (zeer) hoge NH_4-concentraties in het bodemvocht van gemiddeld 300-400 µmol l^{-1}. Deze waarde ligt ver boven de grenswaarde van 100 µmol l^{-1}. Ammoniumtoxiciteit lijkt dus zeker een rol te spelen in deze petgaten. Voor de verdere verlanding kunnen de hogere NH_4-concentraties een probleem vormen. Krabbenscheer heeft op zichzelf niet veel moeite met hogere NO_3 en PO_4-concentraties, maar hoge NH_4-concentraties kunnen sterk remmend werken. Waarom juist deze petgaten relatief veel ammonium bevatten, is niet bekend.

Randvoorwaarden voor petgaten met kranswiervegetaties

Krans- en glanswieren (H3140) lijken vooral voor te komen in relatief jonge petgaten van 10-20 jaar oud. In oudere petgaten waren deze niet (meer) aanwezig, hoewel kranswiervegetaties op andere locaties in het gebied wel langer stand houden. Het kan zijn dat krans- en glanswieren zich destijds niet in deze oudere petgaten hebben gevestigd, omdat de waterkwaliteit nog te slecht was. Het is ook mogelijk dat krans- en glanswieren zich destijds wel gevestigd hebben, maar dat ze inmiddels overgroeid zijn geraakt door Krabbenscheer of andere vegetatietypen, die wel voorkomen in petgaten die ouder zijn dan 20 jaar. Dit is echter niet bekend.

De huidige kranswiervegetaties komen bij relatief lage NO_3, NH_4 en PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht voor. Ondanks de lage PO_4-concentraties in het bodemvocht, doen N/P ratio's in de aquatische vegetatie van ca. 12 vermoeden dat de kranswiervegetaties niet P-gelimiteerd zijn (hoewel dit gebaseerd is op een vergelijking met nutriëntratio's van (semi-)terrestrische vegetaties). Het is opvallend dat kranswiervegetaties vooral lijken voor te komen in ondiepe petgaten, waar de Fe-concentraties in het bodemvocht en de bodem laag zijn, en de pH en Ca-concentraties in het bodemvocht relatief hoog zijn. Het lijkt er daarmee op dat dit vegetatietype behalve door tijd ook gestuurd wordt door de kwaliteit van water en bodem, en de bodemdiepte.

De huidige water- en bodemkwaliteit lijken in redelijk wat jonge petgaten op orde te zijn voor de vestiging van bepaalde krans- en glanswiersoorten, zoals *Chara virgata*, *Chara hispida* en *Nitella flexilis*. De levensduur van deze kranswier-vegetaties wordt in petgaten mogelijk beperkt door de successie. Mogelijk speelt een beperkte lichtbeschikbaarheid bij voortgaande successie een belangrijke rol. Dit zal verder moeten worden uitgezocht.

Randvoorwaarden voor de ontwikkeling van krabbenscheervegetaties

Krabbenscheer wordt een belangrijke rol in de verlanding toegedicht. Rond 1970 zijn krabbenscheervelden behoorlijk snel uit NW-Overijssel verdwenen, vermoedelijk als gevolg van een verslechterende water- en bodemkwaliteit. Het laatste decennium is de verspreiding van Krabbenscheer echter weer sterk toegenomen.

De ontwikkeling van krabbenscheervelden lijkt in NW-Overijssel al 20-30 jaar na het afgraven goed op gang te komen. In petgaten die ouder dan 70 jaar zijn, is Krabbenscheer nog steeds prominent aanwezig, hoewel het aandeel lijkt af te nemen ten gunste van verlandingsvegetaties. Hierin valt een duidelijk successiepatroon waar te nemen. Deze start met vrij soortenarme groeikrachtige krabbenscheervelden, die in de winter naar de bodem zakken. Op de bodem hoopt afgestorven plantenmateriaal zich op, waardoor de planten na verloop van tijd niet of nauwelijks meer naar de bodem kunnen zakken. Hierdoor kunnen verlanders zoals Riet, Kleine lisdodde, Moerasvaren en zeggesoorten tussen het Krabbenscheer gaan groeien, waarmee waarschijnlijk een aanzet wordt gegeven voor de verdere verlanding.

Het is bekend dat Krabbenscheer slecht tegen hoge NH_4-concentraties kan. In de krabbenscheervelden zijn de NH_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht dan ook meestal lager dan de grenswaarden van 100 µmol l^{-1}. De N/P ratio's in de vegetatie geven verder aan dat fosfor waarschijnlijk geen limiterende factor is, ondanks de relatief lage PO_4-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht. De lage P-concentraties worden mogelijk verklaard door de relatief hoge Fe-concentraties, wat leidt tot relatief hoge Fe/PO_4 ratio's in het bodemvocht van boven de 100 mol mol^{-1}. Bij deze waardes speelt interne P-mobilisatie naar het water geen rol. Maar het fosfor kan dus mogelijk wel direct uit de bodem worden opgenomen.

Ten slotte blijkt Krabbenscheer voor te komen op locaties met veel kalium in de bodem. De planten nemen ook veel kalium op. Een lage NH_4/K ratio in het bodemvocht lijkt gunstig voor de ontwikkeling van Krabbenscheer. Bij de K-opname wordt dan waarschijnlijk minder (toxisch) ammonium opgenomen.

De vorming van nieuwe basenrijke trilvenen uit verlandingsvegetaties

De randvoorwaarden voor het ontstaan van nieuwe basenrijke trilvenen met schorpioenmossen konden in De Wieden en De Weerribben nog niet worden onderzocht, omdat de vorming hiervan nog niet is waargenomen. Wel lijkt duidelijk dat de factor tijd en de aanwezigheid van fosforarm oppervlakte-water belangrijk zijn. De eerste verlandingsvegetaties worden al in 20-30 jaar oude petgaten waargenomen, zij het op zeer beperkte schaal. Ook na 40-50 jaar is nog maar in weinig petgaten een verlandingsvegetatie te zien. Pas in petgaten die ouder zijn dan 70 jaar lijkt de verlanding min of meer op gang te komen. In De Wieden zijn overigens voorbeelden bekend, bijvoorbeeld in de Schenkellanden, waar de verlanding wel sneller is verlopen (mededeling van B. de Haan). Hier zijn geen trilvenen met schorpioenmossen ontstaan, omdat deze locaties niet werden gemaaid, of in de winter werden gemaaid. Op grond van de overlevering bestaat de indruk dat de verlanding tot de jaren '50 van de vorige eeuw op de meeste locaties sneller plaatsvond, hoewel bekend is dat ook toen op sommige plaatsen gedurende een mensenleven geen verlanding optrad. Het is in de huidige situatie goed denkbaar dat de verlanding op veel locaties in Noordwest-Overijssel rond ca. 1970 sterk is teruggezet en afgeremd door de slechte waterkwaliteit, en nu bij betere waterkwaliteit op veel plaatsen alsnog op gang komt.

De ontwikkeling van basenrijke trilveenvegetaties met Rood schorpioenmos (H7140A) is zoals gezegd niet waargenomen in dit onderzoek. Wel zijn er duidelijk ontwikkelingen richting moerasvarenrietland waargenomen. Op zichzelf lijkt dat een goede ontwikkeling. Uit eerder uitgevoerd onderzoek en een paleo-ecologische studie blijkt namelijk dat het schorpioenmosveen van de Stobbenribben plaatselijk is gevormd in vegetaties met Moerasvaren en Kleine lisdodde, gevolgd door Riet. Onderin deze fase zaten resten van

Krabbenscheer. Dit is precies de successie die we nu op redelijk wat locaties in De Wieden en De Weerribben zien optreden. Hoewel het nog onduidelijk is welke rol een verbeterde waterkwaliteit bij de verlanding in De Stobbenribben heeft gespeeld (zie hoofdstukken 2 en 11), is deze initiële vegetatie in de Stobbenribben opgevolgd door een dominantie van kleine zegges en Rood schorpioenmos. Dit stadium van verlanding wordt nu nog nergens in De Wieden en De Weerribben waargenomen.

Een mogelijk probleem is dat de lage N/P ratio's in de semi-terrestrische vegetatie van jonge verlandingsstadia duiden op een relatief hoge P-beschikbaarheid, ondanks de lage PO_4-concentraties in het water. Dit is mogelijk mede de oorzaak van het voorkomen van Gewoon puntmos op vrijwel al deze locaties, terwijl er nog nergens schorpioenmossen zijn aangetroffen in dergelijke vegetaties.

Na een tien maanden durende transplantatie van drie schorpioenmossen (Geel, Rood en Groen) in jonge verlandingsvegetaties deden de mossen het overigens prima. Spontane vestiging is waarschijnlijk moeilijk door het beperkt voorkomen van de soorten en mogelijk ook door specifieke eisen aan het kiem- en vestigingsmilieu. Introductie van schorpioenmossen zou dus overwogen kunnen worden als men het verlandingsproces verder op gang wil helpen. Het is vervolgens wel de vraag of de verschillende zeggesoorten (zoals *Carex diandra, Carex paniculata* en *Carex lasiocarpa*) en andere doelsoorten ook terugkomen. Als het jonge verlandingsveen snel begroeit raakt met veenmos, zal dat minder waarschijnlijk zijn. Bij het onderzoek viel voorts op dat de jonge verlandingsstadia nu niet worden gemaaid, hoewel dit volgens alle bestaande inzichten in het verleden een voorwaarde was voor de ontwikkeling van soortenrijke trilvenen en de verhindering van bosvorming.

Randvoorwaarden voor de bestaande basenrijke trilvenen

Omdat ontwikkeling van nieuwe basenrijke schorpioenmostrilvenen vanuit jongere stadia van verlanding weinig optreedt, is het behoud en herstel van de nog resterende schorpioenmosvenen van groot belang. In het verleden is hier al veel onderzoek naar gedaan, waaruit in algemene zin bleek dat aan tenminste twee voorwaarden moet worden voldaan: (1) voldoende aanvoer van basenrijk water om de buffercapaciteit en pH in het veen op peil te houden, en (2) een lage P-beschikbaarheid.

Voldoende buffercapaciteit in basenrijke trilvenen

Basenrijke trilvenen worden gezien als een stadium in de successie van open water naar veenheide, als er tenminste gemaaid wordt. Basenrijke venen kunnen echter honderden tot duizenden jaren in stand blijven als de aanvoer van basenrijk water hoog genoeg is. In Nederland hebben de basenrijke trilvenen een pH van 6,0 of hoger. Door de hoge atmosferische depositie is er in Nederland echter waarschijnlijk sprake van extra verzuring, waardoor er meer calcium en bicarbonaat nodig is om deze pH te handhaven dan in buitenlandse referentiegebieden. Uit dit onderzoek blijkt dat Ca-concentraties van ca. 40 mg l^{-1} (1000 µmol l^{-1}) gewenst zijn in het bodemvocht van karakteristieke trilvenen met Rood en Groen schorpioenmos. Dat betekent dat voor de handhaving van de karakteristieke trilvenen de Ca-concentraties in het oppervlaktewater van de boezem voldoende hoog moeten zijn, en liefst gedurende een deel van het jaar minstens 50-60 mg l^{-1} (1250-1500 µmol l^{-1}) moeten bedragen.

Dit water moet echter wel het oppervlak van het trilveen kunnen bereiken. Omdat kwel van grondwater in grote delen van de boezem nauwelijks een rol speelt, moet dit vooral via instroom van oppervlaktewater gebeuren. In hydrologisch geïsoleerde systemen is de laterale instroom van oppervlakte-water onmogelijk, waardoor verzuring en successie naar veenmosrietland en veenheide binnen korte tijd onvermijdelijk zijn. In ondiepe petgaten, waar de kragge al snel vastzit aan de ondergrond en niet kan meebewegen met de waterstand, speelt overstroming met basenrijk oppervlaktewater van oudsher waarschijnlijk al een belangrijke rol bij het ontstaan en in stand houden van schorpioenmosvegetaties. In diepere petgaten met deels drijvende kraggen vindt de aanvoer van basenrijk water in eerste instantie plaats door instroom van oppervlaktewater onder de kragge door, met wegzijging en verdamping "in het achterland" van de trilveenzone als drijvende kracht. Dit is aan de randen van de boezem, die grenzen aan diepe polders, gemakkelijker dan in het centrum, waar de wegzijging veel lager is.

Er zijn echter aanwijzingen dat incidentele overstroming met boezemwater ook een rol spelen bij drijvende kraggen. Het is nog niet geheel duidelijk of natuurlijke overstromingen ook in drijvende schorpioenmoskraggen een rol spelen, maar het is wel duidelijk dat drijvende schorpioenmosvenen bij hoge waterstanden in de boezem geïnundeerd raken met basenrijk water. Het is daarbij niet zo belangrijk of het water van onder de kragge wordt opgestuwd of dat het om overstromingen gaat, maar het is wel duidelijk dat incidentele hoge waterstanden in de boezem gewenst zijn. Dit kan vooral in de zomer gunstig zijn, wanneer de Ca-concentraties hoog zijn, de nutriëntconcentraties laag zijn en er ook daadwerkelijk infiltratie naar diepere lagen kan optreden door de hogere verdamping. Herstel van de buffercapaciteit in trilvenen met schorpioenmos is ook mogelijk via begreppeling, waardoor de toestroom van basenrijk oppervlaktewater lokaal wordt vergroot. Mogelijk kan ook plaggen van de toplaag en oever helpen om het contact met basenrijk water te verbeteren. Het afgelopen decennium heeft dit in De Wieden geleid tot een kleine uitbreiding (van ca. 10 Ha) van het areaal aan trilvenen, maar de efficiëntie van plaggen is erg klein, aangezien slechts 3-10% van het geplagde areaal wordt omgezet in trilveen. Uit eerder uitgevoerd onderzoek blijkt dat plaggen meestal alleen maar leidt tot het verder opdrijven van de afgeplagde kraggen waardoor een snelle vestiging van veenmossen optreedt.

Lage P-beschikbaarheid in basenrijke trilvenen

De karakteristieke trilvenen met Rood en Groen schorpioenmos hebben een lage P-beschikbaarheid. De N/P ratio's van de hogere planten zijn over het algemeen duidelijk hoger dan 15. Tevens laten de bemestingsexperimenten duidelijk zien dat fosfor, vooral in trilvenen met Rood schorpioenmos, een limiterende factor is. Bij P-eutrofiëring in trilvenen is vooral de vestiging van snel groeiende en sterk verzurende veenmossoorten, zoals Hakig veenmos, riskant. Deze soorten, die zich al onder relatief basenrijke condities kunnen vestigen, kunnen door hun hoge groeisnelheid onder eutrofe condities tot snelle verzuring leiden, waarbij basenrijke mossen worden vervangen door zuurdere veenmossen.

Hakig veenmos was eind jaren tachtig in vrijwel elke gridcel van 5x5 m in de Stobbenribben aanwezig, maar is nu vrijwel afwezig. Begin jaren '90 zijn maatregelen genomen om het voortbestaan van dit schorpioenmostrilveen te bestendigen. Dit werd niet alleen nodig gevonden vanwege de relatief eutrafente vegetatie nabij de aanvoersloot, maar ook door de toename van veenmossen op wat grotere afstand daarvan, en beginnende verdroging in het veen. Het aanvoerwater werd omgeleid, waardoor het water tegenwoordig

een langere filterafstand aflegt voordat het bij de Stobbenribben aankomt. Tegelijkertijd is het profiel van de aanvoersloot verdiept, zodat een groter debiet naar de trilveenkraggen mogelijk werd. Dit heeft duidelijk een positief effect gehad, aangezien de biomassaproductie is afgenomen, de P-beschikbaarheid is gedaald en de omvang van de eutrofe randzone nabij de achtersloot is verkleind. De Wieden en De Weerribben verkeren sowieso in een relatief gunstige situatie vergeleken met andere veengebieden in Nederland. Dit komt onder andere doordat er vrijwel geen landbouwpercelen binnen de boezem liggen, waardoor er in de boezem van NW-Overijssel vrijwel nergens directe eutrofiering optreedt in de trilvenen.

Voor Geel schorpioenmos, een uiterst zeldzame soort waarvan de associatie met trilvenen onduidelijk is, lijkt een lage P-beschikbaarheid minder van belang. Het is een soort van relatief basenarme, maar soms eutrofe situaties, zoals de voormalige overstromingsvlakte van het Meppelerdiep. Hier is de P-beschikbaarheid betrekkelijk hoog, en wordt de biomassaproductie geremd door stikstof. Ook Geel schorpioenmos kan vervangen worden door veenmossen, maar nabij het Meppelerdiep is dit niet het geval. Dit zou kunnen komen door de hoge Fe-concentraties, maar ook de jaarlijkse inundaties met basenrijk water zouden dit kunnen voorkomen.

Conclusies en aanbevelingen

Verlanding lijkt vooral op gang te komen in petgaten met een lage nutriënt-beschikbaarheid. Als de N- en P-concentraties te hoog zijn, blijven zelfs petgaten van meer dan 70 jaar in een Gele plomp- of Smalle waterpest-stadium hangen. Mogelijk is baggeren hier een oplossing, maar dit zal verder onderzocht moeten worden. Onder relatief nutriëntarme condities lijkt verlanding de laatste jaren beter op gang te komen. Kranswiervegetaties komen voor in ondiepe en nutriëntarme petgaten. Na 20 jaar zijn ze echter verdwenen. Waarschijnlijk speelt verdergaande successie in de petgaten daarbij een belangrijke rol.

Krabbenscheervegetaties vestigen zich onder ammoniumarme en kaliumrijke condities. In ammoniumrijke petgaten wordt deze soort mogelijk belemmerd door ammoniumtoxiciteit. Vanuit krabbenscheervelden ontstaan initiële verlandingsvegetaties, met name in petgaten die ouder zijn dan 70 jaar. De ontwikkeling van schorpioenmostrilvenen is echter nog niet waargenomen. De verdere ontwikkeling van verlandingsvegetaties gaat de laatste 10 tot 15 jaar vooral richting moerasvarenrietland. Op zichzelf geeft dit hoop, omdat deze ontwikkeling tot schorpioenmostrilveen kan leiden. Na transplantatie blijken de schorpioenmossen het zelfs geruime tijd te kunnen uithouden in jonge verlandingsstadia. Het lijkt er dus op dat spontane vestiging moeilijk verloopt, en dat transplantatie mogelijk gewenst is. De huidige situatie is mogelijk echter nog te eutroof, waardoor snelgroeiende veenmossen zich misschien kunnen vestigen voordat de schorpioenmossen een kans hebben gekregen. De verdere ontwikkeling van deze jonge verlandingsstadia moet dan ook goed worden gevolgd. Ten slotte is het van belang dat een voldoende areaal aan jonge verlandingsstadia in maaibeheer wordt genomen, om de hoge productiviteit en opslag van boompjes af te remmen.

Aangezien de ontwikkeling van schorpioenmostrilvenen via verlanding zeldzaam is tegenwoordig, is het extra belangrijk de bestaande trilvenen te behouden, en zo mogelijk te herstellen. Schorpioenmostrilvenen komen voor onder basenrijke, maar voedselarme condities, met name wat betreft fosfor. In het veen zijn Ca-concentraties gewenst van ca. 40 mg l^{-1}, en in het oppervlaktewater van 50-60 mg l^{-1}. Daarvoor moet de aanvoer van het

basenrijke polderwater op peil blijven, hoewel de nutriëntenlast wel naar beneden moet. Herstel van de buffercapaciteit is mogelijk via begreppeling, maar ook overstroming met schoon en basenrijk water kan mogelijk helpen. Dit kan vooral in de zomer gunstig zijn, wanneer de Ca-concentraties hoog zijn en de P-concentraties relatief laag. Herstel van de waterkwaliteit is lokaal mogelijk door omleiding van aanvoerroutes, en in de hele boezem door vermindering van de externe belasting van stikstof en fosfor.

12.3 Flexibel peilbeheer

Vraag 3: Wat zijn de effecten van een meer natuurlijk peilbeheer op beschermde habitats en soorten? Bij de huidige waterkwaliteit is winterinundatie van o.a. blauwgraslanden en trilvenen niet onomstreden. Ook het uitzakken van het zomerpeil vormt mogelijk een probleem onder de huidige condities.

Een meer natuurlijk peilbeheer zoals voorgesteld door het Waterschap, met een hogere waterstand van 20 cm gedurende een week in de winter, en een lagere waterstand van 5 cm gedurende een week in de zomer, lijkt op basis van dit onderzoek niet zinvol. Op basis van modelberekeningen kunnen ook voor de boezem als geheel geen duidelijk positieve effecten worden verwacht. Wel zijn er onverwacht positieve effecten gevonden tijdens overstromingen bij hoge neerslag in de zomer. Door de hogere verdamping kan het water op dat moment beter in het trilveen infiltreren. Bovendien bevat het boezemwater in de zomer meer calcium en minder nutriënten dan in de winter.

Hoge waterstanden in de winter (en de zomer)

Volgens het oppervlaktewatermodel SOBEK, dat alleen voor de Weerribben gedraaid is, zal de voorgestelde kort durende peilverhoging van 20 cm in de winter niet leiden tot grotere instroom van vervuild polderwater. Verhoging van de waterstand leidt slechts tot een tijdelijk toename van de regenwater-fractie in de centrale delen van de boezem. Hierdoor nemen de P en Ca-concentraties 2-3 weken af, maar het effect hiervan op de totale nutriënten- en calciumbelasting is zeer beperkt. Bij een volledig natuurlijk peilbeheer neemt zowel de aanvoer van fosfor als calcium echter sterk af.

Bij inundaties vanuit de sloot zijn behalve de waterkwaliteit een aantal andere factoren van belang, zoals: treedt er in drijvende kraggen ook inundatie op bij hogere waterstanden, leidt inundatie inderdaad tot een verhoging van de buffercapaciteit, leiden reductieprocessen bij hoge waterstanden tot P-mobilisatie en treedt er toxiciteit van ammonium en/of sulfide op.

Kan er inundatie optreden?

In de praktijkproef trad overstroming in de winter alleen op in het Kiersche Wiede. Dit is een veen van ca. 1 m diepte, dat vastzit aan de ondergrond. In het proefgebied van vak 60 in de Weerribben bestaat het veen echter uit drijvende veenmoskraggen. In dit gebied bewoog de kragge grotendeels mee met de waterstand, en hadden hoge of lage waterstanden geen enkel effect op buffercapaciteit, P-mobilisatie en mogelijke toxiciteit van ammonium en sulfide. In deze samenvatting wordt dan ook niet meer verder ingegaan op vak 60. Waarnemingen geven aan dat drijvende venen met schorpioenmos waarschijnlijk ook mee omhoog drijven, maar bij hoge waterstand op een

bepaald moment toch deels geinundeerd raken, vooral als de oeverzone lagere plekken bevat. Bij een vliegtuiginventarisatie, die na een hele natte periode in september 2010 is uitgevoerd, is ook op drijvende schorpioenmos-kraggen namelijk inundatie vastgesteld.

Wordt de buffercapaciteit verhoogd?

Een belangrijke vraag bij overstroming is of het lukt de buffercapaciteit te verhogen. In de kolomproef lukte dit wel, maar de verhoging van de buffercapaciteit trad pas na een paar weken op. Deze verhoging werd gedeeltelijk veroorzaakt door infiltratie van calcium- en bicarbonaatrijk water, en gedeeltelijk door de toename van de alkaliniteit als gevolg van redox-processen. In het kolomexperiment steeg de buffercapaciteit pas na een paar weken, omdat de microbieel gestuurde redoxprocessen tijd nodig hebben om een evenwicht situatie te bereiken.

In de praktijkproef was de verhoging van de waterstand gedurende een week in de winter onvoldoende voor verhoging van buffercapaciteit of pH. In het Kiersche Wiede, met vastzittend veen, kwam het slootwater wel op het veen terecht, waarbij zelfs de veenheides onder water kwamen te staan. In de vier jaar dat dit experiment werd uitgevoerd leidde dit alleen in 2011 tot infiltratie van het geïnundeerde water. In 2011 stond de waterstand relatief laag (-10 cm) voor de peilverhoging, waardoor er ruimte voor infiltratie was. Dit leidde tot een kleine toename van de bicarbonaat- en Ca-concentraties. Tussen 2008 en 2010 trad geen infiltratie op, doordat de waterstand voor de peilverhoging al rond het maaiveld stond. Gedurende deze jaren werd er geen toename van de pH, bicarbonaat- of Ca-concentraties geconstateerd. De winterinundaties konden ook niet de toename van veenmos in de vegetatie tegenhouden. Mogelijk is de inundatieduur van een week te kort.

In de zomer lijkt, ook na een korte inundatie, een verhoging van de buffer-capaciteit wel mogelijk. In het controlegebied van de Veldweg, wat ook een vastzittend veen is, trad na hevige regenval overstroming op in de basenrijke trilveenvegetaties met schorpioenmossen en Gewoon puntmos. In het Kiersche Wiede was dit niet het geval, omdat daar op dat moment zomer-droogte werd gesimuleerd. Na de inundatie waren de Ca-concentraties in het bodemvocht verhoogd van 28 mg l^{-1} naar 44 mg l^{-1}, wat overeenkomt met de waarden die dit onderzoek gesteld zijn om schorpioenmosveen langdurig in stand te houden. Ook interne productie van bicarbonaat als gevolg van reductieprocessen speelde een rol. Het kolomexperiment suggereert dat de alkalinisering in de zomer hoger is dan in de winter. Het is echter wel waarschijnlijk dat de alkaliniteit als gevolg van reductieprocessen slechts tijdelijk verhoogd is, en weer afneemt als de waterstand gezakt is. De hogere Ca-concentraties zijn echter niet veroorzaakt door redoxprocessen, en kunnen bijdragen aan langduriger verhoging van de buffercapaciteit.

Om de mogelijke positieve effecten van overstroming in de zomer nader te toetsten, wordt de praktijkproef met flexibel peilbeheer in de komende jaren uitgebreid met zomerinundaties. Maar ook nu al is duidelijk dat overstroming in de zomer kan helpen bij het op peil houden van de buffercapaciteit, wat een van de belangrijkste randvoorwaarden is voor het in stand houden van basenrijke trilvenen. Het is in ieder geval positief dat de Ca-concentraties in de zomer ca. tweemaal zo hoog zijn als in de winter, en dat nutriënt-concentraties in de zomer relatief laag zijn door de hoge biologische activiteit en de beperkte afspoeling van landbouwgronden. Om dit in de praktijk te kunnen uitvoeren, is het wellicht niet eens nodig om het huidige peilbesluit aan te passen. Door pas water uit de boezem te pompen op het moment dat

de neerslag valt, en door hierbij de bovengrens van het peil aan te houden, kan de waterstand in de boezem incidenteel zover stijgen dat inundatie met of vanuit het oppervlaktewater mogelijk is.

Neemt de P-mobilisatie toe?

Hogere waterstanden leidden in de praktijkproef binnen korte tijd tot een verlaging van de redoxpotentiaal door het optreden van reductieprocessen. In theorie kunnen deze reductieprocessen leiden tot een toename van de P-beschikbaarheid door P-mobilisatie vanuit Fe-gebonden fosfor, en tot de productie van toxische concentraties aan ammonium en sulfide. In het veld is echter geen P-mobilisatie waargenomen. Dit komt mogelijk doordat een overstromingsduur van een week kort is. In het kolomexperiment is wel P-mobilisatie waargenomen, maar pas na een paar weken, en alleen in kolommen met Geel schorpioenmos. In bodems met Rood schorpioenmos, waar fosfor sterk limiterend is voor de vegetatie, trad helemaal geen P-mobilisatie op. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat bodems met Geel schorpioenmos hogere P-concentraties bevatten, en duidelijk lagere Fe/P en Ca/P ratio's hebben. Hoge waterstanden kunnen dus tot P-mobilisatie leiden, maar alleen in venen met relatief veel fosfor in de bodem, en alleen bij langdurige overstroming.

Ontstaan er verhoogde ammonium- en sulfidenconcentraties?

Toxiciteit van sulfide speelt in De Wieden en De Weerribben waarschijnlijk nauwelijks een rol. In de praktijkproef bleven de sulfidenconcentraties zeer laag, zelfs bij hoge waterstanden, en in de kolomproef trad sulfidevorming alleen op in behandelingen met toevoeging van 1000 µmol l^{-1} sulfaat. Deze concentraties komen in De Wieden en De Weerribben niet voor, ook niet na inlaat van 'gebiedsvreemd' water vanuit het IJsselmeer.

Ammonium kan in theorie wel een probleem zijn. In de praktijkproef werden geen verhoogde NH_4-concentraties gevonden, maar dat kan komen door de geringe overstromingsduur van een week. In het kolomexperiment stegen de NH_4-concentraties min of meer continu bij hoge waterstanden. Na zeven maanden waren de NH_4-concentraties opgelopen tot ca. 250 µmol l^{-1}. Volgens de literatuur zijn deze concentraties te hoog voor basenrijke mossoorten, maar de vitaliteit van de mosplanten bleek nog prima te zijn. Daarnaast is zeven maanden van inundatie wel een heel erg lange periode. Bij kortere overstromingsduur zullen NH_4-concentraties waarschijnlijk wel oplopen, maar niet tot toxische waarden. Dat betekent in de praktijk dat toxiciteitsrisico's als gevolg van inundatie wel meevallen, vooral omdat de overstromingsduur in werkelijkheid relatief kort zal zijn.

Verlaging van de waterstand in de zomer

Volgens het oppervlaktewatermodel SOBEK heeft de voorgestelde kort durende peilverlaging van 5 cm in de zomer geen effect op de chemische samenstelling van het oppervlaktewater. Een van de gedachtes achter het invoeren van een meer flexibel peilbeheer was het reduceren van de inlaat van sulfaat- en fosforrijk water uit het IJsselmeer in droge perioden. De aanvoer van sulfaat en fosfor vanuit gemaal Stroink lijkt met ca. 6 en 1% echter betrekkelijk gering, hoewel dit in zeer droge zomers wel kan oplopen, vooral voor sulfaat. Mogelijk is het vaker inlaten van dit 'gebiedsvreemde' water tijdens droge periodes in het voorjaar en de zomer minder slecht dan de verdrogingsprocessen die bij peilverlagingen kunnen optreden.

Zakt het peil in de kragge?

Bij de peilverlaging in de zomer speelt de vraag of dit daadwerkelijk leidt tot lagere waterstanden in het veen. In vak 60 van De Weerribben was dit in beperkte mate het geval. De veenmosvenen dreven gedeeltelijk mee omlaag, waardoor de peilverlaging in de kragge beperkt bleef tot enkele centimeters. Dit leidde in de bovenste 10 cm van de bodem niet tot veranderingen in de pH en nutriëntconcentraties. In het Kiersche Wiede gooide het weer roet in het eten. Hier daalde het peil in de kraggen niet tijdens de slootpeilverlagingen in 2009 en 2010, doordat er tijdens de meetperiode veel neerslag viel, waardoor het waterpeil in de kragge zelfs steeg. In 2011 leidde de peilverlaging in het Kiersche Wiede wel tot lagere waterstanden in de kraggen, maar ook toen werden er geen veranderingen in pH en nutriëntconcentraties gemeten. Dit kwam mogelijk doordat de periode te kort was. Bovendien viel er ook aan het einde van de peilverlaging in 2011 veel neerslag.

Treedt er verzuring op door oxidatieprocessen?

Hoewel er in 2011 geen verzuring optrad tijdens de waterstand verlagingen in het Kiersche Wiede, kan een peilverlaging wel degelijk forse gevolgen hebben. Redoxmetingen geven aan dat de redoxpotentiaal heel snel reageert op peilverlagingen. In zowel het kolomexperiment als het verdrogingsexperiment daalde de pH met ongeveer een halve eenheid. In basenrijke trilvenen met een hoge buffercapaciteit en een pH van boven de 6,5 hoeft dat geen probleem te zijn, omdat de lagere pH nog steeds hoog genoeg is. Bovendien is de verlaging waarschijnlijk van tijdelijk aard, en zal de pH weer toenemen door reductieprocessen zodra de waterstand hoger wordt. In trilvenen waar de pH als gevolg van een lage buffercapaciteit al relatief laag is, zal de verlaging waarschijnlijk ook tijdelijk zijn. Bij pH-waarden van rond de 5 is er echter minder bicarbonaat aanwezig voor de pH-buffering, en kan een peilverlaging tijdelijk voor betere vestigingscondities voor veenmos zorgen.

Nemen de mineralisatie en nutriëntbeschikbaarheid toe?

Lagere waterstanden leiden in eerste instantie tot verhoogde toetreding van zuurstof, waardoor afbraakprocessen over het algemeen sneller gaan verlopen. Dat effect is getoetst in zowel het kolomexperiment als in het verdrogingsexperiment. Daarnaast is in het verdrogingsexperiment ook gekeken naar het effect van uitdroging en vochtbeperkingen, wat tijdens langdurige perioden van droogte kan voorkomen, zoals in de nazomer van 2003 en het voorjaar van 2011.

Toetreding van zuurstof leidt tot een duidelijke toename van de C- en N-mineralisatie, maar alleen in basenrijke schorpioenmosvenen en niet in veenmosvenen. In het kolomexperiment leidden lage waterstanden tot een duidelijke toename van de NO_3-concentraties in schorpioenmosvenen. Bij zuurstoftoetreding namen de respiratie en vooral de netto N-mineralisatie alleen toe in natte schorpioenmosvenen. In veenmosveen lijkt toetreding van zuurstof echter geen enkel effect te hebben op de afbraak. Veenmosveen is slecht afbreekbaar en zuurstoftoetreding lijkt dat nauwelijks te veranderen.

In ieder geval neemt de N-beschikbaarheid tijdens de eerste paar weken van zuurstoftoetreding niet toe in veenmosvenen. Aan de andere kant is de netto N-mineralisatie in veenmosveen ook onder zuurstofarme condities al betrekkelijk hoog. Dit komt waarschijnlijk door verschillen in de N-behoefte van de microbiële populatie. In veenmosveen is de microbiële N-immobilisatie relatief laag, waardoor de hoeveelheid die er netto voor de vegetatie overblijft

relatief groot is, ondanks een lage afbraaksnelheid. In schorpioenmosvenen is dit precies andersom. Onder normale zuurstofarme condities is de afbraaksnelheid in schorpioenmosvenen relatief hoog, maar leidt een hoge microbiële N-behoefte tot een relatief lage netto N-mineralisatie. Het lijkt gezien de hogere respiratie in schorpioenmosvenen misschien vreemd dat de netto N-mineralisatie hier lager is dan in veenmosvenen, maar dit is in het verleden al een aantal keer eerder gemeten. De lage netto N-mineralisatie in zuurstofarm schorpioenmosveen wordt niet alleen veroorzaakt door zuurstofgebrek, maar ook door de relatief grote microbiële N-behoefte.

Basenrijk schorpioenmosvenen hebben van nature dus niet alleen een lage beschikbaarheid van fosfor, maar ook van stikstof. Als er door waterstandsverlaging echter meer zuurstof bij komt, dan gaan de microbiële activiteit en afbraaksnelheid waarschijnlijk gelijk omhoog. De hoeveelheid stikstof die extra beschikbaar komt, hangt echter af van de duur van de verdroging, en kan meevallen bij kortere perioden. Bij zuurstoftoetreding komt in ieder geval weinig extra fosfor vrij. Dit komt waarschijnlijk door de oxidatie van ijzer, en de versterking van de redoxgevoelige P-binding. Helaas zijn basenrijke schorpioenmosvenen, net als veenmosvenen, wel erg gevoelig voor uitdroging en vochtgebrek. Uitdroging, zoals bij langdurig verlaagde waterstanden, leidt tot een sterke toename van de P-beschikbaarheid in beide veentypen.

Langdurig verlaagde waterstanden in venen, zoals in de droge nazomer van 2003 en het droge voorjaar van 2011 optraden, lijken dan ook ongunstig, omdat het kan leiden tot verhoogde afbraak en sterk verhoogde netto N-mineralisatie in de schorpioenmosvenen. Als de moslaag echt verdroogt, en vocht een beperkende factor wordt, is het probleem waarschijnlijk veel groter, omdat dan relatief grote hoeveelheden fosfor kunnen vrijkomen. Het is misschien dan ook aan te raden om tijdens langdurige droge periodes al wat eerder water in te laten vanuit het Vollenhovermeer. De bijdrage van gemaal Stroink aan de totale P en S-aanvoeren blijkt immers beperkt te zijn, en lijkt vooral lokaal van aard.

Conclusies en aanbevelingen

Het invoeren van een meer flexibel peil is op zichzelf een goed idee. Tijdelijk verhoogde waterstanden en overstroming van basenrijke trilvenen lijken zeer belangrijk bij het in stand houden van voldoende buffercapaciteit. Het heeft voor de natuur echter weinig zin om een meer flexibel peil volgens de plannen van het Waterschap Reest en Wieden uit te voeren. Inundatie in de winter leidt niet tot verhoging van de buffercapaciteit. Dit komt mogelijk door de korte periode van inundatie, maar waarschijnlijk ook door de lage verdamping waardoor weinig infiltratie kan optreden in de reeds waterverzadigde kraggen. Daarnaast is het nadelig dat Ca-concentraties in het oppervlaktewater laag zijn tijdens de winter. Een langere inundatieduur valt te overwegen, maar kan op fosforrijke locaties leiden tot P-mobilisatie. Het lijkt verstandiger om zomerinundaties te gaan toepassen. In de zomer zijn de Ca-concentraties in het boezemwater ongeveer verdubbeld, terwijl de nutriëntconcentraties lager zijn. Bovendien is er door de hogere verdamping meer ruimte om het basenrijke water ook daadwerkelijk in de wortelzone te laten doordringen.

Verlaagde waterstanden vormen een fors risico, vooral voor basenrijke schorpioenmosvenen. Het leidt tot daling van de pH, wat voor echt basenrijke trilvenen geen probleem hoeft te zijn, maar in relatief basenarme trilvenen kan zorgen voor betere vestigingscondities van veenmos. Daarnaast is het aannemelijk dat er eutrofiering optreedt. Van nature is de N-beschikbaarheid relatief laag in schorpioenmosvenen door de zuurstofarme condities en als

gevolg van de hoge microbiële N-behoefte. Bij toetreding van zuurstof worden de afbraakprocessen in schorpioenmosveen echter flink versneld, waardoor de netto N-mineralisatie sterk toeneemt. Dit hoeft niet tot grote problemen te leiden in de P-gelimiteerde trilvenen, maar het zal waarschijnlijk wel leiden tot extra N-uitspoeling naar de oppervlaktewateren. In veenmosveen is de netto N-mineralisatie al van nature hoog, door de lage microbiële N-behoefte. Bij toetreding van zuurstof neemt de N-mineralisatie echter niet verder toe, omdat de afbraak behalve door zuurstof ook geremd wordt door het slecht afbreekbare fenolrijke materiaal. Tijdens langdurige uitdroging van schorpioenmosveen en veenmosveen neemt tevens de P-beschikbaarheid toe, en dit kan in de P-gelimiteerde schorpioenmosvenen direct tot problemen leiden. Het lijkt dan ook onverstandig om langdurige peilverlaging toe te staan. Het lijkt verstandiger om tijdens langdurige droge periodes het peil niet te ver te laten zakken, zeker nu het inlaatwater uit het Vollenhovermeer qua waterkwaliteit redelijk op orde lijkt te zijn in het voorjaar en de zomer.

12.4 Hydrologische invloed

Vraag 4: Welke betekenis hebben de grondwaterstromen en de huidige wegzijging voor de verschillende habitattypen?

Zoals aangegeven in de offerte is er geen uitgebreid onderzoek gedaan naar grondwaterstromen en wegzijging zelf. In plaats daarvan is gebruik gemaakt van historisch en recent onderzoek in de Stobbenribben. Dit is het grootste schorpioenmostrilveen in Nationaal Park Weerribben-Wieden en is gelegen in een gebied met hoge wegzijging. Door onderzoek naar veranderingen in de loop van de afgelopen 40 jaar was het mogelijk om meer grip te krijgen op de rol van de hoge wegzijging. Daarnaast zijn de Stobbenribben vergeleken met acht andere schorpioenmostrilvenen in De Wieden en De Weerribben, die gelegen zijn in gebieden met hoge en lage wegzijging. De wegzijging varieerde van enkele meters per jaar nabij de diep ontwaterde polders aan de randen van de boezem tot minder dan een halve meter in de centrale delen.

Het is zeer waarschijnlijk dat de hoge wegzijging in de Stobbenribben een belangrijke factor is voor de instroom van basenrijk water, zelfs als deze vooral via de oppervlakte plaatsvindt. Een hoge wegzijging is, gezien de matige ontwikkelingen in andere venen met een hoge wegzijging als de Wobberibben en het Wiedegat, op zich echter geen garantie voor het behoud van basenrijke schorpioenmostrilvenen. Ook de ligging en vorm van de petgaten spelen een rol. Daarnaast is overstroming met boezemwater vanuit de naastliggende sloot mogelijk ook van belang. In ondiepe petgaten met vaste venen, zoals de Veldweg, Eelkema en de Kikkerlanden heeft overstroming met slootwater geleid tot behoud en herstel van schorpioenmos-vegetaties. In drijvende venen was de heersende opvatting dat de kragge mee zou bewegen met de waterstand en inundatie niet mogelijk zou zijn, maar overstroming met boezemwater treedt waarschijnlijk ook in drijvende schorpioenmoskraggen op, en is mogelijk ook hier van belang voor het behoud en herstel van de unieke schorpioenmosvegetatie.

Conclusies en aanbevelingen

Hoge wegzijging kan tot hoge instroom van basenrijk water leiden, maar is gezien de ontwikkelingen in Wobberibben en Wiedegat geen garantie voor het behoud van schorpioenmostrilveen. Voor de meeste vaste kraggen en drijvende trilvenen in De Wieden en De Weerribben lijkt te gelden dat het basenrijk water niet alleen van onderuit de kraggen worden aangevoerd. In veel van deze situaties lijken alternatieve aanvoermechanismen van basenrijk water nodig. Deze kunnen gestimuleerd worden door beheer:

- Bij hoge waterstanden raken vrijwel alle schorpioenmostrilvenen in het gebied geïnundeerd met basenrijk water, vooral als de waterstand hoger is dan het huidige maximum. Bij vaste kraggen leiden de hoge waterstanden tot overstroming met oppervlaktewater. Ook bij drijvende kraggen lijkt overstroming op te treden. Hoe vaak en bij welke waterstanden dit optreedt, moet in vervolgonderzoek verder worden uitgezocht. De inundaties zijn in de zomer effectiever dan in de winter, omdat de Ca-concentraties in de zomer hoger zijn, en er ook daadwerkelijk infiltratie naar diepere lagen kan optreden door de grotere verdamping.
- Verlaging van de oever kan mogelijk de kans op overstromingen vergroten. Dit zou verder onderzocht moeten worden.
- Begreppeling kan lokaal tot een vergrote instroom van basenrijk oppervlaktewater leiden, zoals blijkt uit een aantal succesvolle ingrepen in De Wieden. Er zijn echter ook locaties waar begreppeling (nog) niet succesvol is, zoals in de Bollemaat, of slechts tot een beperkte uitbreiding van schorpioenmos leidt, zoals bij het Maatje. Hoewel een aantal bepalende factoren bekend zijn, zal dit nog beter onderzocht moeten worden.
- Het ligt voor de hand dat tijdelijke actieve bevloeiing ook tot aanrijking van de buffercapaciteit kan leiden, vooral als dit in de zomer wordt gedaan. Het is echter duidelijk dat veel van de huidig bevloeide locaties niet op grote schaal begroeid zijn met schorpioenmossen. Hoewel dit nog goed uitgezocht dient te worden, lijkt het erop dat een langdurig bevloeid rietland en een incidenteel overstroomd trilveen niet helemaal vergelijkbaar zijn. Bij langdurige bevloeiing wordt de rietgroei sterk bevorderd, inclusief de groei van de wortelmat. Ook wordt bevloeiing vaak toegepast in percelen met een veenmosbedekking, waar restpopulaties van Rood schorpioenmos mogelijk niet (meer) voorkomen. Ten slotte zal de redoxtoestand aan de oppervlakte veranderen door langdurige bevloeiing, en spelen het vrijkomen van ammonium, sulfide en/of fosfaat dan mogelijk een rol. Dit alles moet nader worden onderzocht.
- Mogelijk kan plaggen van de toplaag ook helpen om het contact met basenrijk water te verbeteren. Het afgelopen decennium heeft dit in De Wieden geleid tot een uitbreiding van het areaal aan trilvenen, maar de efficiëntie van plaggen is erg klein, aangezien slechts 3-10% van het geplagde areaal wordt omgezet in trilveen. Uit eerder uitgevoerd onderzoek blijkt dat plaggen meestal alleen maar leidt tot het verder opdrijven van de afgeplagde kraggen waardoor een snelle vestiging van veenmossen optreedt.

Voor al deze maatregelen geldt sowieso dat ze alleen effectief zullen zijn als het slootwater basenrijk is en weinig nutriënten bevat. Zo lijkt de plaatselijke uitbreiding van schorpioenmosvegetaties in de Stobbenribben waarschijnlijk ten dele het gevolg te zijn van inundaties, maar deze uitbreiding is zeker ook te danken aan de verbetering van de waterkwaliteit in de jaren ’80 en ‘90.

12.5 Algemene conclusies en aanbevelingen voor het beheer

Het Nationaal Park Weerribben-Wieden is gezien de bedreigde soorten en Natura 2000 habitats die er nog voorkomen het belangrijkste laagveengebied in Nederland. Het is ook het enige gebied waar basenrijke trilvenen (H7140A) nog over een vrij grote oppervlakte in goed ontwikkelde vorm aanwezig zijn. Dat brengt een bijzondere verantwoordelijkheid met zich mee. In deze paragraaf worden de algemene conclusies en beheersaanbevelingen die uit dit onderzoek volgen nog eens op een rij gezet. Het gaat hierbij om maatregelen die de waterkwaliteit verder moeten verbeteren, maar ook om het tijdelijk toelaten van hogere waterstanden in de zomer. Het is een samenhangend pakket van aanbevelingen.

Toestaan van hogere zomerpeilen

Gezien het feit dat de ontwikkeling van nieuwe basenrijke trilvenen zeer zeldzaam is, is het nog steeds van groot belang om de bestaande trilvenen zo goed mogelijk te behouden en te herstellen. Een essentiële voorwaarde hierbij is het in stand houden van voldoende buffercapaciteit, die ook eventuele atmosferische depositie kan neutraliseren. Hieraan kunnen incidentele inundaties met basenrijk en schoon water een belangrijke bijdrage leveren. Inundatie kan beter in de zomer dan in de winter plaatsvinden, omdat de infiltratie dan hoger is door de hogere verdamping, de Ca-concentraties in het slootwater ca. twee keer zo hoog zijn, en de nutriëntconcentraties relatief laag zijn. Het maakt niet zo veel uit of deze inundaties door wateraanvoer onder de kragge optreden, of door overstroming vanuit het oppervlaktewater. Voor beide processen lijken hoge waterstanden noodzakelijk te zijn.

Hoge waterstanden in de zomer kunnen worden bereikt in perioden met hoge neerslag, die gezien de klimaatsverandering steeds algemener lijken te worden. Binnen het huidige waterbesluit is het mogelijk om hogere waterstanden te bevorderen. Dit gebeurt door pas water uit de boezem te pompen op het moment dat de neerslag valt, en door hierbij de bovengrens van het peil aan te houden. Het lijkt echter nog beter om gedurende korte perioden hogere waterstanden dan in het huidige peilbesluit toe te laten, zoals bedoeld in het plan voor een meer flexibel peilbeheer, maar dan in de zomer.

Vermijden van langdurige droogte

Langdurige droogte en verlaagde waterstanden zijn een serieus risico voor basenrijke trilvenen. Door een grotere toetreding van zuurstof treedt oxidatie en verzuring op, waardoor de pH met een halve eenheid daalt. Dat hoeft overigens geen probleem te zijn als de buffercapaciteit door inundatie in de zomer op peil gehouden wordt. Korte perioden van droogte hoeven geen probleem te zijn, maar op de langere termijn is er een serieus risico op verhoogde veenafbraak en mineralisatie van stikstof, vooral in venen met schorpioenmos. Een ander probleem is de verhoogde P-beschikbaarheid bij langdurige uitdroging.

Langdurig verlaagde waterpeilen moeten dus worden vermeden. Mogelijk moet er zelfs over nagedacht worden om tijdens dergelijke droge periodes water vanuit het Vollenhovenmeer in te laten, ook als de waterpeilen in de boezem daar nog niet om vragen. Op die manier kan het boezempeil nabij de bovengrens van het huidige waterbesluit gehandhaafd worden, en niet nabij

de ondergrens. De bijdrage van gemaal Stroink aan de P-belasting is sowieso minimaal, en de inlaat van sulfaatrijk water kan in de buurt van de inlaat misschien tot te hoge SO_4-concentraties leiden, maar niet in de gebieden met petgaten en trilvenen. De sulfaatproblematiek is, op gebieden bij de westelijke gemalen na, sowieso niet zo groot in De Wieden en De Weerribben.

Verlaging van de P-belasting

Volgens de normen zijn de PO_4-concentraties in de boezem op veel locaties in orde, maar de totaal P-concentraties en de P-belasting zijn lokaal nog hoog. Ook treedt een forse accumulatie van fosfor in de boezem op. Voor de basenrijke trilvenen is een lage P-beschikbaarheid een essentiële factor. Zeker als inundatie in de zomer meer wordt toegelaten, moet het oppervlaktewater in de aanvoerende sloot schoon genoeg zijn. In verlandingsvegetaties duidt de lage N/P ratio in de vegetatie op een te hoge P-beschikbaarheid, waardoor de ontwikkeling wellicht meteen doorschiet naar veenmosrijke stadia voordat Rood schorpioenmos een kans heeft gekregen.

Verlaging van de P-belasting kan worden bereikt door de P-aanvoer vanuit vijf grote polders (Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule), flink te verminderen. Deze polders dragen voor 49% bij aan de totale P-belasting. Een probleem hierbij is dat deze polders ook zorgen voor 50% van de Ca-aanvoer, en derhalve niet geheel afgekoppeld kunnen worden. Er moet dus worden gewerkt naar een oplossing waarbij de P-belasting omlaag gaat, maar de Ca-aanvoer op peil blijft. Er kan onder andere gedacht worden aan brongerichte maatregelen, zoals het verminderen van de bemesting. Verder kan er gedacht worden aan het plaatsen van defosfateringsinstallaties bij de vijf genoemde polders. Uit een eerder uitgevoerde doorberekening blijkt dat defosfatering op deze locaties inderdaad tot een flinke verlaging van de P-aanvoer kan leiden, maar dat het wel een kostbare maatregel is. Daarnaast kunnen er inrichtingsmaatregelen in de polders zelf worden uitgevoerd die de nutriëntbelasting verlagen. Opties waar aan gedacht zou kunnen worden, zijn het omzetten van landbouwgrond in natuurgebied, zoals rietmoeras, en het gebruik van natuurlijke defosfatering in nieuw te maken waterbassins die binnen de polders worden aangelegd. Door gebruik te maken van het natuurlijk aanwezig ijzer in de diepe polders, waar veel ijzer wordt aangevoerd met het kwelwater, kan de P-belasting worden verlaagd.

Verlaging van de N-belasting

Volgens de normen is de N-belasting te hoog in De Wieden en De Weerribben. Ook vindt er een forse N-accumulatie in de boezem plaats. De helft van de N-aanvoer is afkomstig van atmosferische N-depositie, die voor de semi-terrestrische habitattypen sowieso te hoog is. Basenrijke trilvenen hebben van nature een lage N-beschikbaarheid, en ook de buffercapaciteit lijkt extra onder druk te staan door de extra verzuring als gevolg van de hoge atmosferische depositie. In grote delen van de boezem is stikstof een zogenaamd beperkende factor, gezien de lage N/P ratio's in de vegetatie. Dat zegt echter vooral dat de P-beschikbaarheid relatief gezien nog veel hoger is dan de N-beschikbaarheid, waardoor elk beetje (extra) stikstof kan worden gebruikt voor de groei van (water)planten.

Ook bij verlaging van de N-belasting kan worden gedacht aan de vijf grote polders (Giethoorn, Wetering, Gelderingen, Halfweg en Braommeule), die 23% van de totale N-aanvoer leveren. Ook hierbij geldt dat de N-aanvoer omlaag moet, maar de Ca-aanvoer behouden moet blijven. Het aanleggen van rietmoerassen in de polders en het bevorderen van de denitrificatie in de polders door hogere waterstanden toe te staan zijn mogelijke oplossingen die verder onderzocht dienen te worden. Daarnaast is een verdere reductie van de atmosferische N-depositie zeer gewenst.

Op peil houden van de Ca-aanvoer

Voor de handhaving van schorpioenmostrilvenen moeten de bicarbonaat en Ca-concentraties in het oppervlaktewater van de boezem voldoende hoog zijn. Het lijkt er op dat de Ca-concentratie in de Nederlandse situatie, waarin sprake is van een hoge atmosferische depositie, gedurende een gedeelte van het jaar boven de 50 mg l^{-1} moet liggen. Op dit moment zijn er redelijk wat locaties in de boezem die aan deze eis voldoen, met name in de zomer. Vooral voor de wat geïsoleerdere stukken van De Wieden geldt echter wel dat de Ca-concentraties deze grenswaarde maar net halen. Het is dus van belang dat de huidige Ca-aanvoer gehandhaafd wordt, of zelfs vergroot wordt. Aangezien de polders bij de huidige inrichting van het gebied voor ca. 80% van de Ca-aanvoer verantwoordelijk zijn, waarbij de vier diepe polders (Giethoorn, Wetering, Gelderingen en Halfweg) verantwoordelijk zijn voor 50% van de totale Ca-aanvoer, is het geen optie om deze polders (volledig) af te sluiten van de boezem. Er moet naar maatregelen worden gezocht die de aanvoer van stikstof en fosfor verlagen, maar de Ca-aanvoer behouden of vergroten.

13 Dankwoord

Een onderzoek als dit kan alleen slagen met de hulp van vele anderen (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, Maarten Bresjer, Henk-Pieter Sterk, Tessa Neijmeijer, Emiel van Zanten, Job Sloot, Leo Hoitinga, Ton van Wijk, Piet Wartenbergh, Bert de Leeuw, Leen de Lange, Frans van der Wielen, Joke Westerveld, Richard van Heck, Guido van Reenen, Thijs de Boer, Ellard Hunting, Chiara Cerli, Boris Jansen, Emiel van Loon, John van Boxel, Bas van Geel, Harm van der Geest, Michel Vorenhout, Karsten Kalbitz, Koos Verstraten, Henry Hooghiemstra (UvA); Maarten Vliex, Niki de Lange, Deef van Houdt, Ruud van Hintum, Jop van Beuningen, Mark Saris, Roy Peters, Martin Versteeg, Germa Verheggen, Jelle Eygensteyn, Jeroen Geurts, Christian Fritz, Leon van den Berg, Philippine Vergeer, Sarah Harpenslager, Jan Roelofs (RU Nijmegen); Rick Kuiperij, Roy Guijt, Paul van der Ven, Johan Moermans, Moni Poelen, Emiel Brouwer, Roland Bobbink, Alfons Smolders (B-ware); Judith Sarneel (NIOO); Boudewijn Beltman (UU); Jan-Erik Plantinga, Wout Bijkerk, Klaas van der Veen (A&W); Mirjam Bloemerts, Rikje van de Weert (ARCADIS); Henk de Vries (de Vlinderstichting); Emile Nat (Waterproef); Hans Backx (UA); Rob van Leeuwen, Bas van Dalen en Tanja Mook-Cusell. Ook willen we Geert van Wirdum (Deltares) bedanken voor zijn inzet. De discussies die we de afgelopen jaren hebben gevoerd, waren leerzaam en nuttig.

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 informatie en enthousiaste inzet: Geert Kooijman, Jeroen Bredenbeek, Philip Scheepers, Jan Spijkerman, Bert Oosterhof, Frankwin Scheve, Arjan Versprille, Arie Peters, Piet Neijmeijer, Henk Hut, Kees van Eerde, Jan Holtland, Piet de Boer (Staatsbosbeheer); Bart de Haan, Rosalie Martens, Arko Lassche, Nicko Straathof, Menno van Zuijen, Harm Piek, Jos Meijer, Willem Miedema, Sylvia Meijer (Natuurmonumenten); Inez Hamel, Zwannie Visser, Annie Venema, Henk Lomulder, Johan Schadenberg, Albert Drewes, Dwight de Vries, Toin Lambrechts, Ruud Bomert, dhr. Spijkervet (Waterschap Reest en Wieden).

Tevens willen we Anne Reichgelt, Carleen Weebers, Jos Jansen, Mark Brunsveld, Wim Wiersinga (Bosschap) en Gerard Grimberg (Ministerie van Economische Zaken) bedanken voor de organisatorische hulp en hun begripvolle medewerking bij het afronden van de rapportage. Natuurlijk willen we ook alle leden van het DT "Laagveen- en Zeekleilandschap" bedanken voor de boeiende en behulpzame discussies die we de afgelopen jaren hebben gevoerd onder leiding van Jos Schouwenaars en Kees van Vliet. Ook de jaarlijkse besprekingen met beheerders, die Philip Scheepers als vertegenwoordiger van Staatsbosbeheer organiseerde, hebben een grote bijdrage geleverd aan dit onderzoek. Al jullie aanwijzingen zijn van groot belang geweest voor het uitgevoerde onderzoek.

Ten slotte willen we de geldverstrekkers voor dit onderzoek bedanken. Zonder de bijdrage van het ministerie van Economische Zaken, de provincie Overijssel en het Waterschap Reest en Wieden hadden we dit boeiende en belangrijke onderzoek nooit kunnen uitvoeren.

Literatuurlijst

Aerts, R. (1997) Atmospheric nitrogen deposition affects potential denitrification and N_2O emission from peat soils in the Netherlands. *Soil Biology and Biochemistry*, **29**: 1153-1156.

Aerts, R., Verhoeven, J.T.A. & Whigham, D.F. (1999) Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology*, **80**: 2170-2181.

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.

ARCADIS (2004a) *Boezem in Noordwest Overijssel: trends in fosfaatbalansen en effectiviteit van maatregelen.* Rapport 110302/001051/LB, ARCADIS, Apeldoorn.

ARCADIS (2004b) *Modellering NW-Overijssel*. Rapport 110302/001007/HB, ARCADIS, Apeldoorn.

ARCADIS (2004c) *Monitoring inlaat NW-Overijssel 2003*. Rapport 110302/000845/HB, ARCADIS, Apeldoorn.

ARCADIS (2008) *Waterkwaliteit boezem Noordwest-Overijssel.* 110315.000228/GF, ARCADIS, Apeldoorn.

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.

Bååth, E. & Anderson, T.H. (2003) Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**: 955-963.

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.

Bakker, S.A., Berg, N.J. van den & Speleers, B.P. (1994) Vegetation transitions of floating wetlands in a complex of turbaries between 1937 and 1989 as determined from aerial photographs with GIS. *Vegetatio*, **114**: 161-167.

Balirwa, J.S. (1993) *A study of the Hydrology and Nutrient Status in North West Overijssel (The Netherlands).* MSc-thesis E.E. 99, IHE-Delft en Zuiveringschap West-Overijssel, Zwolle.

Barendregt, A., Beltman, B., Schouwenberg, E. & van Wirdum, G. (2004) *Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie op trilvenen (Noord-Holland, Utrecht en Noordwest Overijssel)*. Expertisecentrum LNV.

Barkman, J.J., Doing, H. & Segal, S. (1964) Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica*, **13**: 394-419.

Bayley, S.E., Thormann, M.N. & Szumigalski, A.R. (2005) Nitrogen mineralization and decomposition in western boreal bog and fen peat. *Ecoscience*, **12**: 455-465.

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.

Beltman, B., Broek, T. van den, Barendregt, A., Bootsma, A.C., Grootjans, A.P. (2001) Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. *Ecological Engineering*, **17**: 21-31.

Belyea, L.R. (1996) Separating the effects of litter quality and microenvironment on decomposition rates in a patterned peatland. *Oikos*, **77**: 529-539.

Berendse, F., Bobbink, R. & Rouwenhorst, G. (1989) A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. II. Litter decomposition and nutrient mineralization. *Oecologia*, **78**: 338-348.

Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Visser, W. de (1994) A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. *Journal of Applied Ecology*, **31**: 40-48.

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.

Bergmans,W. (1975) *Synoekologisch onderzoek in enige suksessiereeksen in het C.R.M. reservaat De Weerribben (N.W.-Overijssel)*. Rapport 16, Hugo de Vries laboratorium, Amsterdam.

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*. Rapport DK nr. 2009/dk104-O, Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.

Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (1988) *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

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.

Borren, W., Klein, J., Rozemeijer, J., Hendriks, D. & Wirdum, G. van (2012) *Flexpeil Hydrologie deelrapport C: Modellering en analyse.* Rapport 1202707-001-BGS-0005, Deltares, Utrecht.

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.

Boyer, M.L.H. & Wheeler, B.D. (1989) Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. *Journal of Ecology*, **77**: 597-609.

Braak, C.J.F. ter (1986) Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, **67**: 1167-1179.

Bredenbeek, P., Gerrits, P., Loon, V. van (1979) *Vegetatiekartering van de Stobbenribben in het natuurreservaat "De Weerribben" te Ossenzijl (N.W.-Overijssel)*. Stichting Opleiding Leraren, Utrecht.

Breemen, N. van (1995) How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**: 270-275.

Bresjer, M.J. (2013) *The influence of base-rich water distribution on rich fen development in the Wieden-Weerribben area in The Netherlands*. BSc-thesis at the University of Amsterdam, Amsterdam.

Bridgham, S.D., Updegraff, K. & Pastor, J. (1998) Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology*, **79**: 1545-1561.

Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. & Jenkinson, D.S. (1985) Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**(6): 837-842.

Burgin, A.J. & Hamilton, S.K. (2007) Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**: 89-96.

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.

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.

Cusell, C., Vries, H.H. de & Kooijman, A.M. (2009) *Experimenteel peilregiem en de grote vuurvlinder. Meetresultaten 2008-2009.* Rapport VS2009.42, De Vlinderstichting, Wageningen.

Cusell, C., Lamers, L.P.M., Wirdum, G. van & Kooijman, A.M. (2013a) Impacts of water level fluctuation on mesotrophic rich fens: acidification vs. eutrophication. *Journal of Applied Ecology*, **50**: 998-1009.

Cusell, C., Kooijman, A.M., Lamers, L.P.M. & Wirdum, G. van (2013b) *Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen.* Rapport 2013/OBN171-LZ, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Directie Kennis en Innovatie, Den Haag.

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, Madison.

Dobben, H.F. van, Bobbink, R., Bal, D. & Hinsberg, A. van (2008) *Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000.* Rapport 2397, Alterra, Wageningen.

Dorland, R. van, Jansen, B., Sandt, K. van der, Hove, B. van, Jacobs, C. & Swart, R. (2011) *Staat van het klimaat 2010: actueel onderzoek en beleid nader verklaard*. PCCC, Wageningen.

Doorn, A. van, Hardeveld, H. van & Nederlof, L. (2012) Toepassing dynamisch peilbeheer vereist innovaties. *H20,* **18**: 29-31.

Droogers, P. (2009) *Verbetering bepaling actuele verdamping voor het strategisch waterbeheer*. Rapport 2009-11, STOWA, Utrecht.

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., Picek, 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*. Academic Press, London.

Fenner, N. & Freeman, C. (2011) Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*, **4**: 895-900.

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.

Freeman, C., Lock, M.A. & Reynolds, B. (1993) Fluxes of CO_2, CH_4, and N_2O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climatic change. *Biogeochemistry*, **19**: 51-60.

Freeman, C., Ostle, N.J. & Kang, H. (2001) An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature*, **409**: 149.

Freeman, C., Ostle, N.J., Fenner, N. & Kang, H. (2004) Regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**: 1663-1667.

Geel, B. van, Lange, L. de & Wiegers, J. (1984) Reconstruction and interpretation of the local vegetational succession of a Lateglacial deposit from Usselo (The Netherlands), based on the analysis of micro- and macrofossils. *Acta Botanica Neerlandica*, **33**: 535-546.

Geilvoet, A.J. (2009*) Operationele kosten, investeringskosten en overige consequenties van defosfateren in De Weerribben en De Wieden*. Rapport MP51-1/liga/005, Witteveen+Bos, Deventer.

Gemerden, H. van (1984) The sulfide affinity of phototrophic bacteria in relation to the location of elemental sulfur. *Archives of Microbiology,* **139**: 289-294.

Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2008) Sediment Fe:PO_4 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.

Glatzel, S., Kalbitz, K., Dalva, M. & Moore, T. (2003) Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma*, **113**: 397-411.

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 quacking 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*. Rapport 369, A&W, Veenwouden.

Grootjans, A.P., Schipper, P.C. & Windt, H.J. van der (1985) Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. Calthion palustris stands. *Oecologia Plantarum*, **6**: 403-417.

Grootjans, A.P., Adema, E.B., Bleuten, W., Joosten, H., Madaras, M. & Janakova, M. (2006) Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science*, **9**: 175-184.

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*. Rapport 500125003, Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.

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.

Haren, R. van Oldenborgh, G.J. van, Lenderink, G. Collins, M. & Hazeleger W. (2013) SST and circulation trend biases cause an underestimation of European precipitation trends. *Climate Dynamics,* **40**: 1-20.

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.

Heerdt, G.N.J. ter, Geurts, J.J.M., Immers, A., Colin, M., Olijhoek, P., Yedema, E., Baars, E. & Voort, J.W. (2012) *IJzersuppletie in Laagveenplassen*. Rapport 2012-43, STOWA, Utrecht.

Hill, M.O. (1979) *TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, New York.

Howard-Williams, C. (1985) Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology,* **15**: 391-431.

Jaarsma, N., Klinge, M. & Lamers, L.P.M. (2008) *Van helder naar troebel... en weer terug*. Rapport 2008-04, STOWA, Utrecht.

Jager, T.D., Veen, K. van der & Bijkerk, W. (2011a) *Monitoring plaggen en vrijstellen drijftillen in De Wieden*. Rapport 1667, A&W, Veenwouden.

Jager, T.D., Veen, K. van der & Bijkerk, W. (2011b) *Monitoring Kiersche Wiede*. Rapport 1639, A&W, Veenwouden.

Janse, J.H. (2005) *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen.

Janse, J.H., Senerpont Domis, L.N. de, Scheffer, M., Lijklema, L., Liere, L. van, Klinge, M. & Mooij, W.M. (2008) Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologica*, **38**: 203-219.

Jansen, A.J.M., Bekker, R.M., Bobbink, R., Bouwman, J.H., Loeb, R., Dobben, H. van, Duinen, G.A. van & Wallis de Vries, M.F. (2010) *De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rodelijstsoorten: De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland*. Rapport DKI nr. 2010/dk137-O, Ministerie van LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.

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

Jensen, H.S, Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992) Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, **235/236**: 731-743.

Kalbitz, K., Popp, P., Geyer, W. & Hanschmann, G. (1997) β-HCH mobilization in polluted wetland soils as influenced by dissolved organic matter. *Science of the Total Environment*, **204**: 37-48.

Kiwa Water Research & EGG (2007) *Knelpunten- en kansenanalyse 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., Caluwe, H. de & Kieskamp, W.M. (1989) Denitrification and dinitrogen fixation in two quacking fens in the Vechtplassen area, the Netherlands. *Biogeochemistry*, **8**: 153-165.

Koerselman, W., Bakker, S.A. & Blom, M. (1990) Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology*, **78**: 428-442.

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. *Biogeochemistry*, **20**: 63-81.

Kooijman, A.M. (*1985*) *Een onderzoek naar de nutrientenhuishouding van een trilveen in de Weerribben.* MSc-thesis at the University Utrecht, Utrecht.

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

Kooijman, A.M. (1993a) *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. (1993b) Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens I. Field studies. *Lindbergia*, **18**: 78-84.

Kooijman, A.M. (1993c) On the ecological amplitude of four mire bryophytes; a reciprocal transplant experiment. *Lindbergia*, **18**: 19-24.

Kooijman, A.M. (2012) 'Poor rich fen mosses': atmospheric N-deposition and P-eutrophication in base-rich fens. *Lindbergia*, **35**: 42-52.

Kooijman, A.M. & Hedenäs, L. (1991) Differentiation in habitat requirements within the genus *Scorpidium*, especially between *S. revolvens* and *S. cossonii*. *Journal of Bryology*, **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. & Bakker, C. (1995) Species replacement in the bryophyte Layer in mires: The role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. *Journal of Ecology*, **83**: 1-8.

Kooijman, A.M. & Westhoff, V. (1995) Variation in habitat factors and species composition of Scorpidium scorpioides communities in NW-Europe. *Vegetatio*, **117**: 13-150.

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., Kooijman-Schouten, M.M. & Martinez-Hernandez, G.B. (2008) Alternative strategies to sustain N-fertility in acid and calcaric beech forests: low microbial N-demand versus high biological activity. *Basic and Applied Ecology*, **9**: 410-421.

Kooijman, A.M., Lubbers, I & Til, M. van (2009a) Iron-rich dune grasslands: Relations between soil organic matter and sorption of Fe and P. *Environmental Pollution*, **157**: 3158-3165.

Kooijman, A.M., Mourik, J.M. van & Schilder, M.L.M. (2009b) The relationship between N mineralization or microbial biomass N with micromorphological properties in beech forest soils with different texture and pH. *Biology and Fertility of Soils*, **45**: 449-459.

Kooijman, G. (2001) *Initiële hoogveenvorming op drijvende vegetaties in De Weerribben en het Haaksbergerveen - Groei en hydrochemie van de standplaats van vijf veenmossoorten*. MSc-thesis at the Radboud University Nijmegen, Nijmegen.

Koopmans, G.F., Chardon, W.J., Ehlert, P.A.I., Dolfing, J., Suurs, R.A.A., Oenema, O. & Riemsdijk, W.H. van (2004a) Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality*, **33**: 965–975.

Koopmans, G.F., Chardon, W.J., Oenema, O. & Riemsdijk, W.H. van (2004b) Uitmijning biedt perspectief om uitspoeling van fosfaat uit zwaar bemeste landbouwgronden te verminderen. *H2O*, **37**: 15–18.

Koops, J.G., Oenema, O. & Beusichem, M.L. van (1996) Denitrification in the top and sub soil of grassland on peat soils. *Plant and Soil*, **184**: 1-10.

Kros, J., Haan, B.J. de, Bobbink, R., Jaarsveld, J.A. van, Roelofs, J.G.M. & Vries, W. de (2008) *Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur*. Rapport 1698, Alterra, Wageningen.

Kuiper, P. & Kuiper, C. (1958) Verlandingsvegetaties in Noordwest-Overijssel. *Kruipnieuws*, **20**: 1-19.

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. (1998) Sulphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology*, **32**: 199-205.

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.P.M., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002) The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia*, **478**: 107-130.

Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2005) Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H2O*, **38**: 28–30.

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.* Rapport DK nr. 2006/057-O, Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.

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.* Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, Ministerie van LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.

Lamers, L.P.M., Schep, S., Geurts, J.J.M. & Smolders, A.J.P. (2012a) Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O*, **45**: 29-31.

Lamers, L.P.M., Diggelen, J.M.H. van, Camp, H.J.M. op den, Visser, E.J.W., Lucassen, E.C.H.E.T., Vile, M.A., Jetten, M.S.M., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2012b) Microbial transformations of nitrogen, sulfur, and iron dictate vegetation composition in wetlands: a review. *Frontiers in Microbiology*, **3**: 156.

Lange, N. de (2011) *Ecohydrology of The Weerribben - Using a SOBEK-model to simulate the hydrology and chemical composition of the surface water in a Dutch wetland system*. MSc-thesis at the Radboud University Nijmegen, Nijmegen.

Leeuwen, R. van (2009) *Vegetatie-onderzoek in relatie van het onderzoek "Natura 2000 Kennislacunes in de Wieden & de Weerribben": Tussentijdse rapportage 2009*.

Leeuwen, R. van (2010) *Vegetatie-onderzoek in relatie van het onderzoek "Natura 2000 Kennislacunes in de Wieden & de Weerribben": Tussentijdse rapportage 2010*.

Leeuwen, R. van (2012) *Vegetatie-onderzoek in relatie van het onderzoek "Natura 2000 Kennislacunes in de Wieden & de Weerribben": Tussentijdse rapportage 2012*.

Leferink, M. & Fluit, N. van der (2011) *Inrichtingsplan WILG Scheerwolde*. Rapport van DLG, Zwolle.

Lepš, J. & Šmilauer (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco*. Cambridge University Press, Cambridge.

Liebner,S., Zeyer, J., Wagner, D., Schubert, C., Pfeiffer, E.-M. & Knoblauch, C. (2011) Methane oxidation associated with submerged brown mosses reduces methane emissions from Siberian polygonal tundra. *Journal of Ecology*, **99**: 914-922.

Liere, L. van, Janse, J.H. & Arts, G.H.P. (2007) Setting critical nutrient values for ditches using the eutrophication model PCDitch. *Aquatic Ecology*, **41**: 443-449.

Lindsay, W.L. & Moreno, E.C. (1966) Phosphate phase equilibria in soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, **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 and 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.

Lijklema, L. (1980) Eutrophication: the role of sediments. *Aquatic Ecology*, **14**: 98-105.

Marschner, H. (1986) *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London.

Martynova, M.V. (2008) Impact of the chemical composition of bottom sediments on internal phosphorus load. *Water Resources*, **35**: 339-345.

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.

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

Molen, D.T. van der & Boers, P.C.M. (1994) Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia*, **275/276**: 379-389.

Molen, D.T. van der & Pot, R. (2007) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water*. Rapport 2007-32, STOWA, Utrecht.

Moore, T.R. (1989) Plant production, decomposition, and carbon effflux in a subartctic patterned fen. *Arctic and Alpine Research*, **21**: 156-162.

Nusch, E.A. & Palme, G. (1975) Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. *Gwf-Wasser/Abwasser*, **116**: 562-565.

O'Connell, M. (1981) The phytosociology and ecology of Scragh Bog, Co. Westmeath. *New Phytologist*, **87**: 139-187.

Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., Aul, R.P. & Bryant, P. (1998) The effects of water table manipulation and elevated temperature on the net CO_2 flux of wet sedge tundra ecosystems. *Global Change Biology*, **4**: 77-90.

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., Davidsson, T.E., Kiehl, K. & Leonardson, L. (2002) Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil*, **243**: 119-130.

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.

Osté, L., Harezlak, V. & Bloemerts, M. (2012) *Baggernut, Watersysteemanalyse en Slibdiagnose voor de Schutsloterwijde*. Rapport 076433684:B, Deltares & ARCADIS, Delft.

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, Heerdt, G.N.J. ter, Bakkum, R., Smolders, A.J.P., Jaarsma, N.G., Brederveld, R.J. & Lamers, L.P.M (2012) *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutrienten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutrientenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). Eindrapportage 2012*. Rapport 2012.18, B-ware Research Centre, Nijmegen.

Pommer, A.K. (2011) *Assessing the spatio-temporal dynamics of vegetation and abiotic conditions in relation to nature management – A restoration and conservation study from the Weerribben-Wieden, Overijssel*. MSc-thesis at the University of Amsterdam, Amsterdam.

Ponnamperuma, F.N. (1972) The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, **24**: 29–96.

Ponnamperuma, F.N. (1984) Effects of flooding on soils. In: T.T. Kozlowski (ed.) *Flooding and plant growth*. Academic Press, Orlando.

Pott, R. (1992) *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. UTB (Ulmer-Verlag), Stuttgart.

Raeymaekers, G. (1978) *Een vegetatiekundig onderzoek in verband met de waterhuishouding van enige kraggegebieden in het Natuurmonument "De Wieden" (N.W.-Overijssel)*. Rapport 14, Hugo de Vries laboratorium, Amsterdam.

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

Rajan, S.S.S. (1978) Sulfate Adsorbed on Hydrous Alumina, Ligands Displaced, and Changes in Surface Charge. *Soil Science Society of America Journal*, **42:** 39-44.

Reddy, K.R., DeBusk, W.F., DeLaune, R.D. & Koch, M.S. (1993) Long-term nutrient accumulation in the Everglades. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 1147-1155.

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.

Richardson, C.J. (1985) Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, **228**: 1424-1427.

Richardson, C.J. & Marshall, P.E. (1986) Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecological Monographs,* **56**: 279-302.

Rienks, W.A., Gerritsen, A.L. & Meulenkamp, W.J.H. (2002) *Behoud veenweidegebied - een ruimtelijke verkenning*. Rapport 563. Alterra, Wageningen.

Robertson, G.P. & Groffman, P.M. (2007) Nitrogen transformations. In: E.A. Paul (ed.) *Soil Microbiology, Biochemistry, and Ecology*. Springer, New York.

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.

Sarneel, J.M. (2010) *Colonisation processes in riparian fen vegetation*. PhD-thesis, Utrecht University, Utrecht.

Sarneel, J.M., Hidding, B. Leeuwen, C. van, Veen, G.F., Paassen, J. van, Huig, N. & Bakker, E.S. (2012) *Effecten van waterpeilfluctuatie op vegetatie.* Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Wageningen.

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.

Scheffer, M. (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.

Scheffer, R.A., Logtestijn, R.S.P & Verhoeven, J.T.A. (2001) Decomposition of Carex and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species. *Oikos*, **92**: 44-54.

Schipper, P.C. (1993) Het belang van oude opnamen bij de indeling van de Fonteinkruidenklasse. *Nieuwsbrief voor het project 'Oude Vegetatiegegevens'*, **3**: 15-20.

Schipper, P.C. (1994) Veranderingen in de tijd in het Stratiotetum*. Nieuwsbrief voor het project 'Oude Vegetatiegegevens'*, **2**: 17-23.

Schoumans, O.F., Groenendijk, P., Renaud, L. & Bolt, F.J.E. van der (2008) *Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater – Vergelijking tussen landbouw- en natuurgebieden*. Rapport 1700, Alterra, Wageningen.

Schouwenberg, E.P.A.G. (1994) *Basenverzadiging in trilvenen in De Weerribben*. Rapport 083. DLO-instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Schouwenberg, E.P.A.G. (2000) *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de Weerribben. Monitoring van kraggenvenen in de periode 1997-2000.* Rapport 69, Alterra, Wageningen.

Schouwenberg, E.P.A.G. & Wirdum, G. van (1997) *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben. Monitoring van kraggenvenen in de periode 1991-1996*. Rapport 317, DLO-Instituut voor Bos- en Natuurontwikkeling, Wageningen.

Schouwenberg, E.P.A.G. & Wirdum, G. van (1998) *Basenverzadiging van natte schraallanden: Deterministisch onderzoek naar de relatie tussen hydrologie, bodem en vegetatie*. Rapport 8, Sdu Uitgeverij, Den Haag.

Schwertmann, U. (1964) The differentiation of iron oxides in soil by extraction with ammonium oxalate solution. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*, **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.

Segal, S. & Groenhart, M.C. (1967) Het Zuideindigerwiede, een uniek verlandsgebied. *Gorteria* **3**: 165-181.

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

Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Hartog, C. den (1996a). Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie*, **136**: 327–342.

Smolders, A.J.P., Hartog, C. den, Gestel, C.B.L. van & Roelofs, J.G.M. (1996b) The effects of ammonium on growth, accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorus deficient *Stratiotes aloides* plants. *Aquatic botany*, **53**: 85-96.

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.

Smolders, A.J.P., Loermans, J. & Lamers, L.P.M. (2012) *Effecten van flexibel peilbeheer op bodemprocessen en waterkwaliteit*. Rapport 2012.51, B-ware Research Centre, Nijmegen.

Snepvangers, J., Barendrecht, W. & Minnema, B. (2007*)* *MIPWA, Methodiekontwikkeling voor Interactieve Planvorming ten behoeve van Waterbeheer.* Rapport 2007-U-R0972/A, TNO, Utrecht.

Snowden, R.E.D. & Wheeler, B.D. (1993) Iron toxicity to fen plant species. *Journal of Ecology*, **81**: 35-46.

Soudzilovskaia, N.A., Cornelissen, J.H.C., During, H.J., Logtestijn, R.S.P. van, Lang, S.I. & Aerts, R. (2010) Similar cation exchange capacities among bryophyte species refute a presumed mechanism of peatland acidification. *Ecology*, **91**: 2716-2726.

Štechová, 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.

Štechová, T., Kucera, J. & Šmilauer, P. (2012) Factors affecting population size and vitality of Hamatocaulis vernicosus (Mitt.) Hedenäs (Calliergonaceae, Musci). *Wetlands Ecology and Management*, **20**: 329-339.

Sterk, H.P. (2013) *The influence of base-rich water and mineral soil depth on peat layer thickness and moss distribution of rich-fens in the Wieden-Weerribben area, the Netherlands*. BSc-thesis at the University of Amsterdam, Amsterdam.

Strickland, M.S. & Rousk, J. (2010) Considering fungal:bacterial dominance in soils - Methods, controls, and ecosystem implications. Review. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 1385-1395.

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

Tietema, A. & Wessel, W.W. (1992) Gross nitrogen transformations in the organic layer of acid forest ecosystems subjected to increased atmospheric nitrogen input. *Soil Biology and Biochemistry*, **24**: 943-950.

Tietema, E. & Weerd, H. van de (2012) *Baggernut, Opschaling Wieden*. Rapport 076452476:0.15, ARCADIS, Apeldoorn.

Toberman, H., Evans, C.D., Freeman, C., Fenner, N., White, M., Emmett, B.A. & Artz, R.R.E. (2008) Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland *Calluna* heathland. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 1519-1532.

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.

Touber, L. (1973) *Hydrologisch onderzoek in enige verlande petgaten in het C.R.M.-Reservaat "De Weerribben", N.W.-Overijssel*. Rapport 3, Hugo de Vries laboratorium, Amsterdam.

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.

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*. Rapport 2007.02, Bureau van Tweel, Zwolle.

Vance, E.D., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, **19**: 703-707.

Veer, R. van 't, Geel, B. van, Pals, J.P. & Smeerdijk, D. van (2000) *Fossiele plantengemeenschappen als referentiekader voor moderne moerasontwikkeling.* In: J. Schaminée & R. van 't Veer (ed.) *'100 jaar op de knieën', de geschiedenis van de plantensociologie in Nederland*. Opulus Press, KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Vegt, J.J. (1978) *Verdamping, berging en indringing van boezemwater in het moerasgebied "De Weerribben"*.RIN, Leersum.

Velthof, G.L., Brader, A.B. & Oenema, O. (1996) Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant and soil*, **181**: 263-274.

Verhoeven, J.T.A. (1986) Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany*, **25**: 117-138.

Verhoeven, J.T.A., Kooijman, A.M. & Wirdum, G. van (1988) Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire. *Biogeochemistry*, **6**: 31-43.

Verhoeven, J.T.A., Maltby, E. & Schmitz, M.B. (1990) Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology*, **78**: 713-726.

Verhoeven, J.T.A. & Toth, E. (1995) Decomposition of Carex and *Sphagnum* litter in fens: effect of litter quality and inhibition by living tissue homogenates. *Soil Biology and Biochemistry*, **27**: 271-275.

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 and Evolution,* **11**: 494-497.

Vliex, M. (2012) *Improving phosphorus binding capacity in iron rich sediments*. MSc-thesis at the Radboud University Nijmegen, Nijmegen.

Vorenhout, M., Geest, H.G. van der & Hunting, E.R. (2011) An improved datalogger and novel probes for continuous redox measurements in wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **91**: 801-810.

Vries, D. de (2011) *Watersysteemrapportage 2010*. Intern rapport van het Waterschap Reest en Wieden, Meppel.

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*. Intern rapport van het Waterschap Reest en Wieden, Meppel.

Webb, M.R. & Pullin, A.S. (1996) Larval survival in populations of the large copper butterfly Lycaena dispar batavus. *Ecography*, **19**: 279-286.

Webb, M.R. & Pullin, A.S. (1998) Effects of submergence by winter floods on diapausing caterpillars of a wetland butterfly, Lycaena dispar batavus. *Ecological Entomology*, **23**: 69-99.

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.

Whalen, S.C. & Reeburgh, W.S. (1990) Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature*, **346**: 160-162.

Wheeler, B.D., AL-Farraj, M.M. & Cook, R.E.D. (1985) Iron toxicity to plants in base-rich wetlands: comparitive effects on the distribution and growth of *Epilobium hirsutum* L. and *Juncus subnodulus* Schrank. *New Phytologist*, **100**: 653-669.

Wijngaart, T. van der, Heerdt, G. ter, Bakkum, R., Berg, L. van der, Brederveld, B., Geurts, J., Jaarsma, N., Lamers, L., Osté, L., Poelen, M., Smolders, F. & Weerd, R. van de (2012) *Baggernut, maatregelen baggeren en nutriënten – Overkoepelend rapport*. Rapport 2012-40, STOWA, Utrecht.

Weeda, E.J., Schaminée, J.H.J. & Duuren, L. van (2000). *Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland.* KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Wirdum, G. van (1973) *Het verband tussen de successie en enige veranderingen in de eigenschappen van het water in de Weerribben*. Samenvatting van een voordracht gehouden op de 81e dag voor het vegetatie-onderzoek van de Koninklijke Nederlandse Botanische Vereniging op 19-12-1972 te Wageningen. Jaarboek KNBV 1972: 49-52.

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.G.M. Roelofs (ed.) *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Wirdum, G. van (1993) An ecosystems approach to base-rich freshwater wetlands, with special reference to fenlands. *Hydrobiologia*, **265**: 129-153.

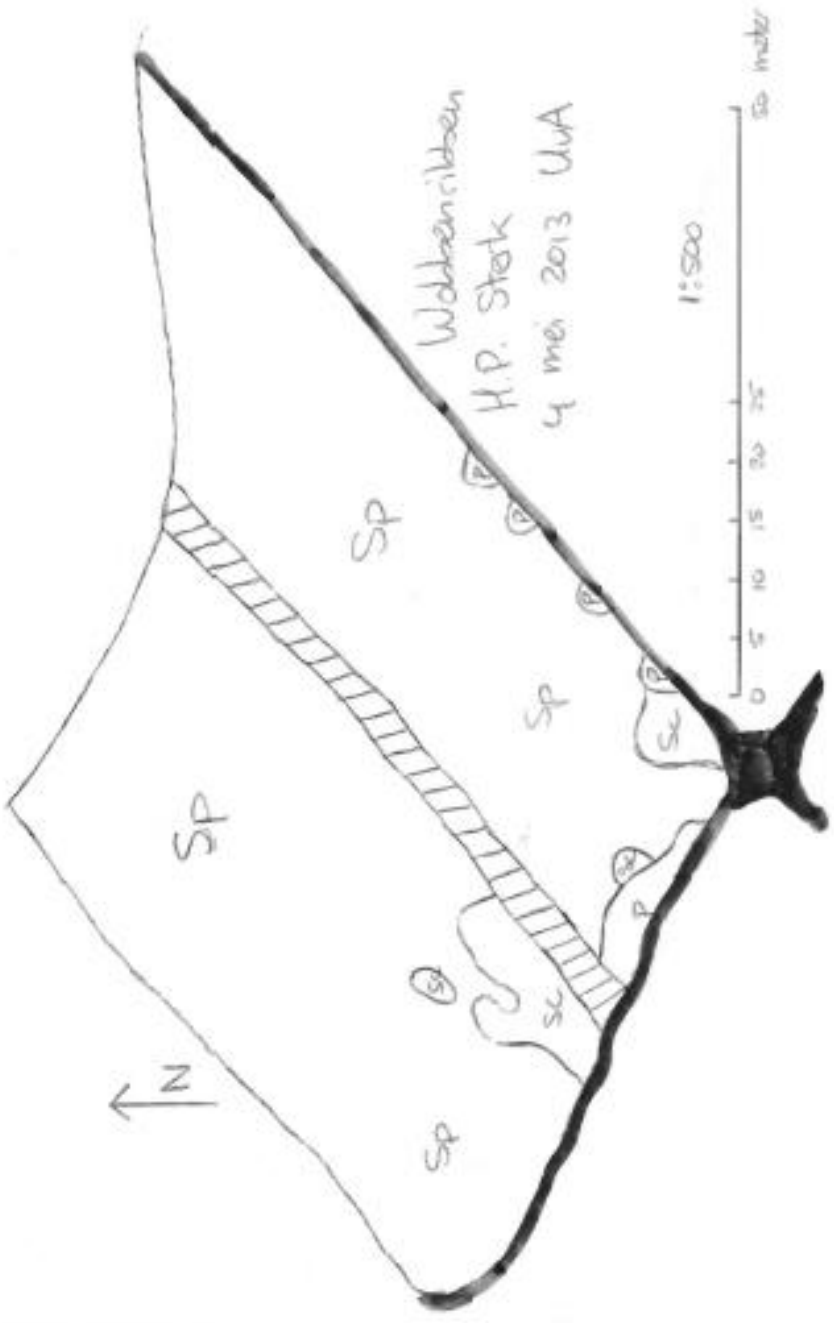
Wirdum, G. van, Held, A.J. den & Schmitz, M. (1992) Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (ed.) *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

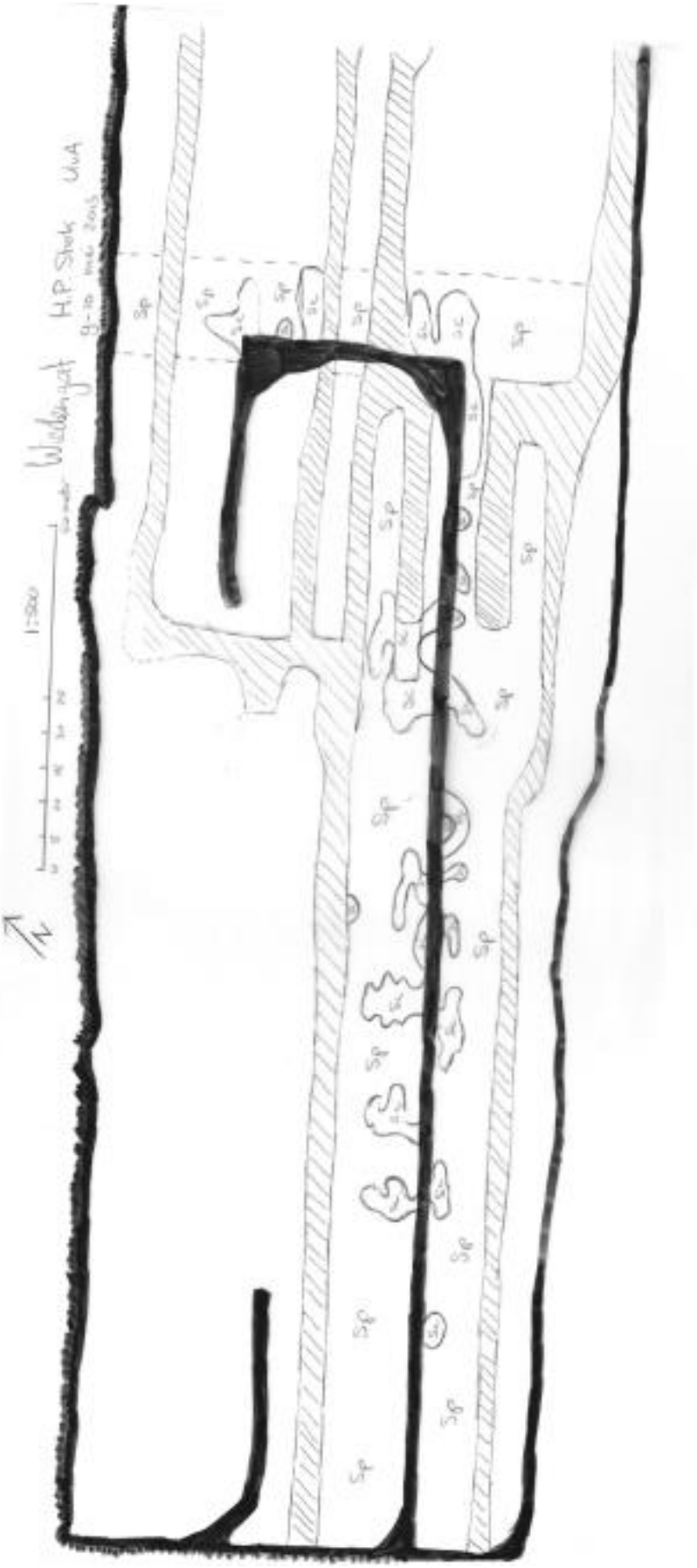
Wu, J., Joergensen., R.G., Pommerening, B., Chaussod, R. & Brookes, P.C. (1990) Measuremt of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry*, **22**: 1167-1169.

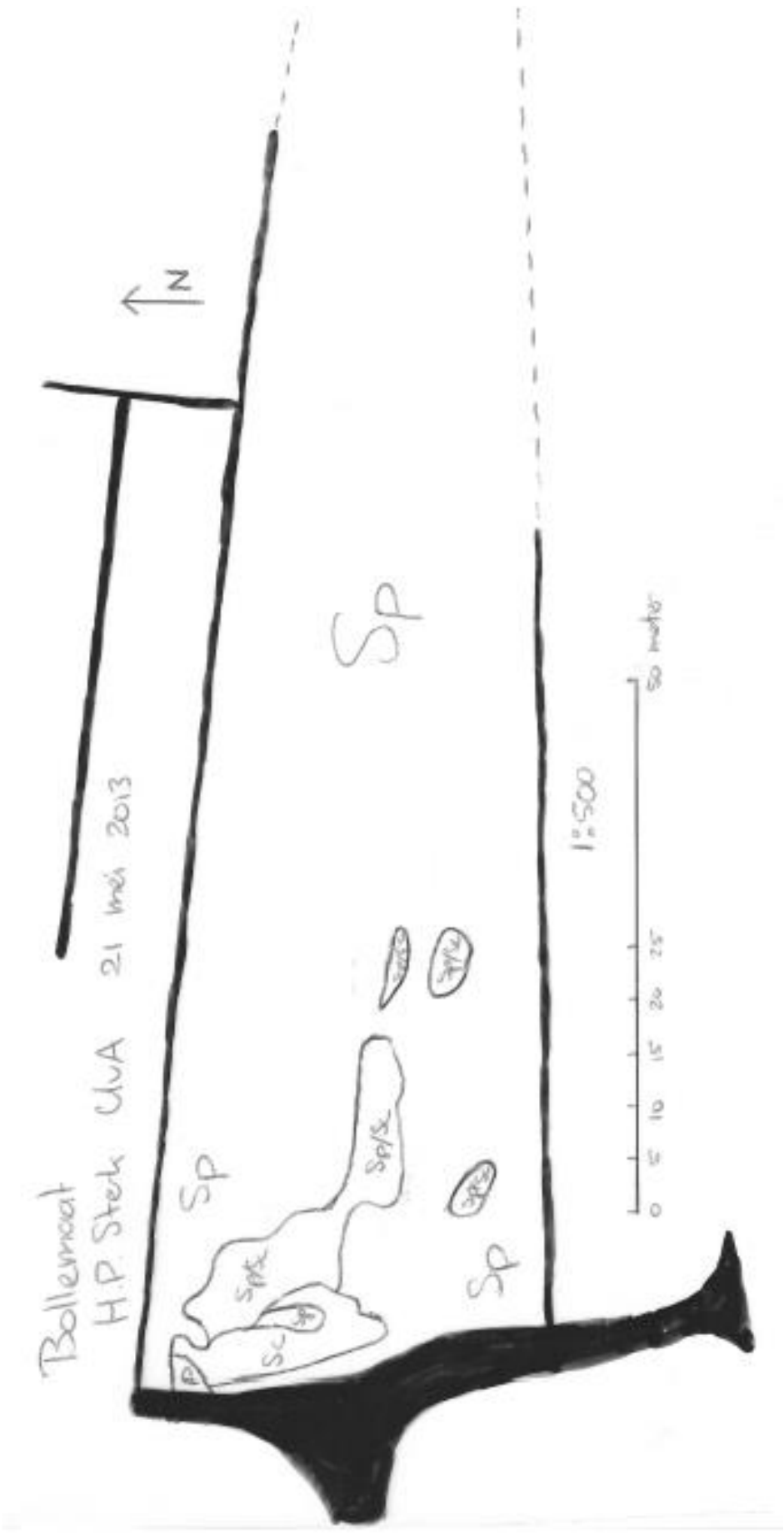
Zee, S.E.A.T.M. van der & Riemsdijk, W.H. van (1988) Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality*, **17**: 35-41.

Zon-van Wagtendonk, A.M. van (1965) *Vegetatiekartering van een gedeelte van het natuurreservaat "de Weerribben" te Oldemarkt (NW-Overijssel)*. Rapport 16, Hugo de Vries laboratorium, Amsterdam.

Bijlage 1: Schorpioenmossen en veenmossen in 8 trilvenen in De Wieden en De Weerribben

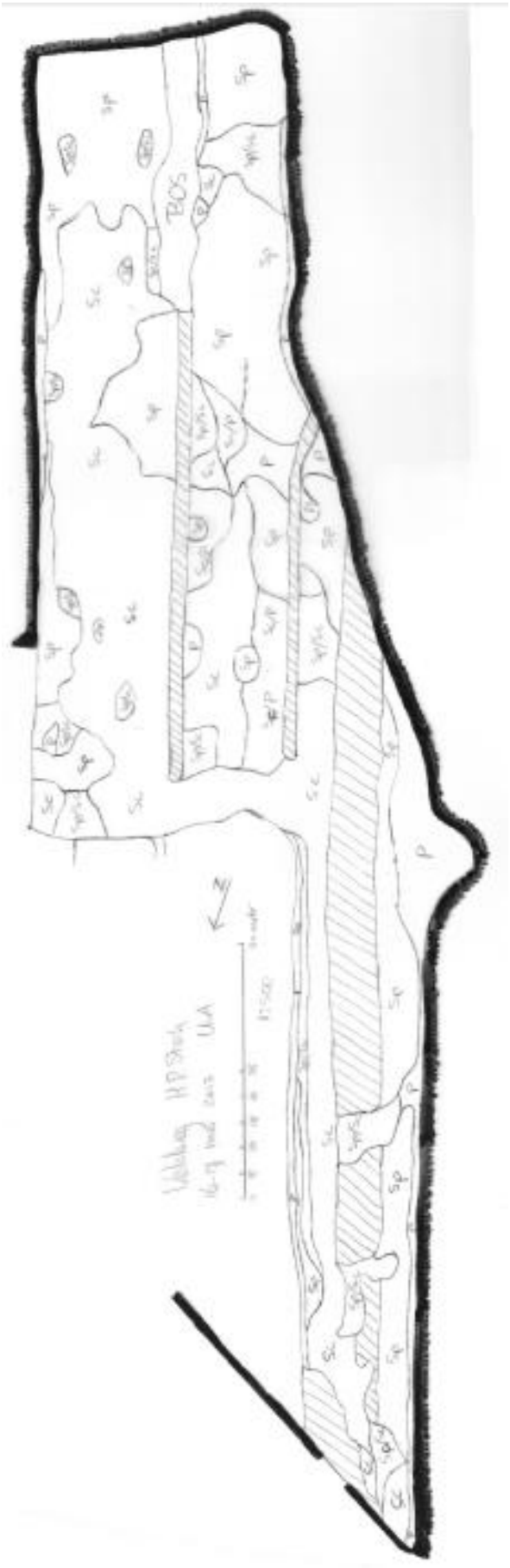


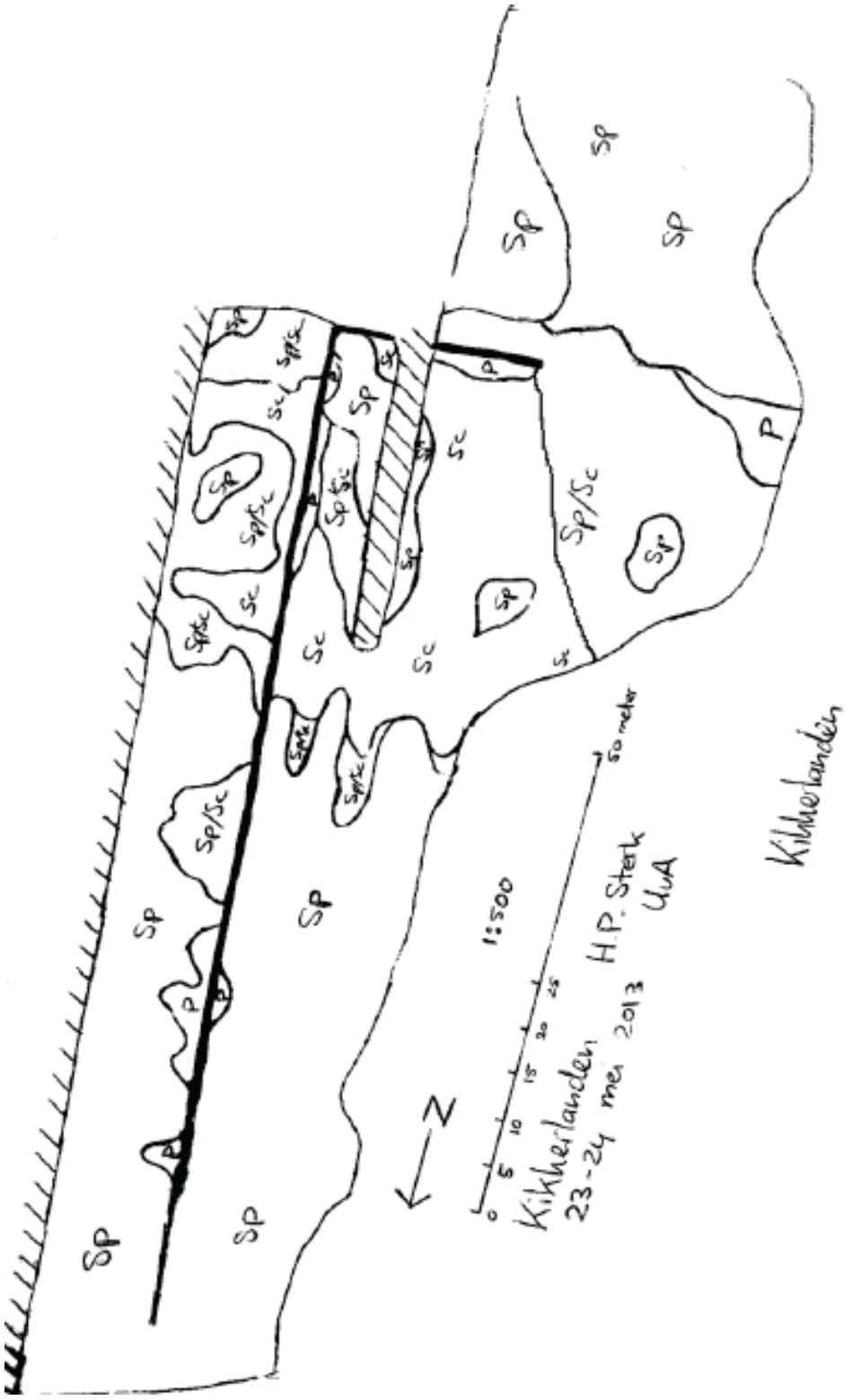

Wedergat
H.P. Stok
UvA
1:500

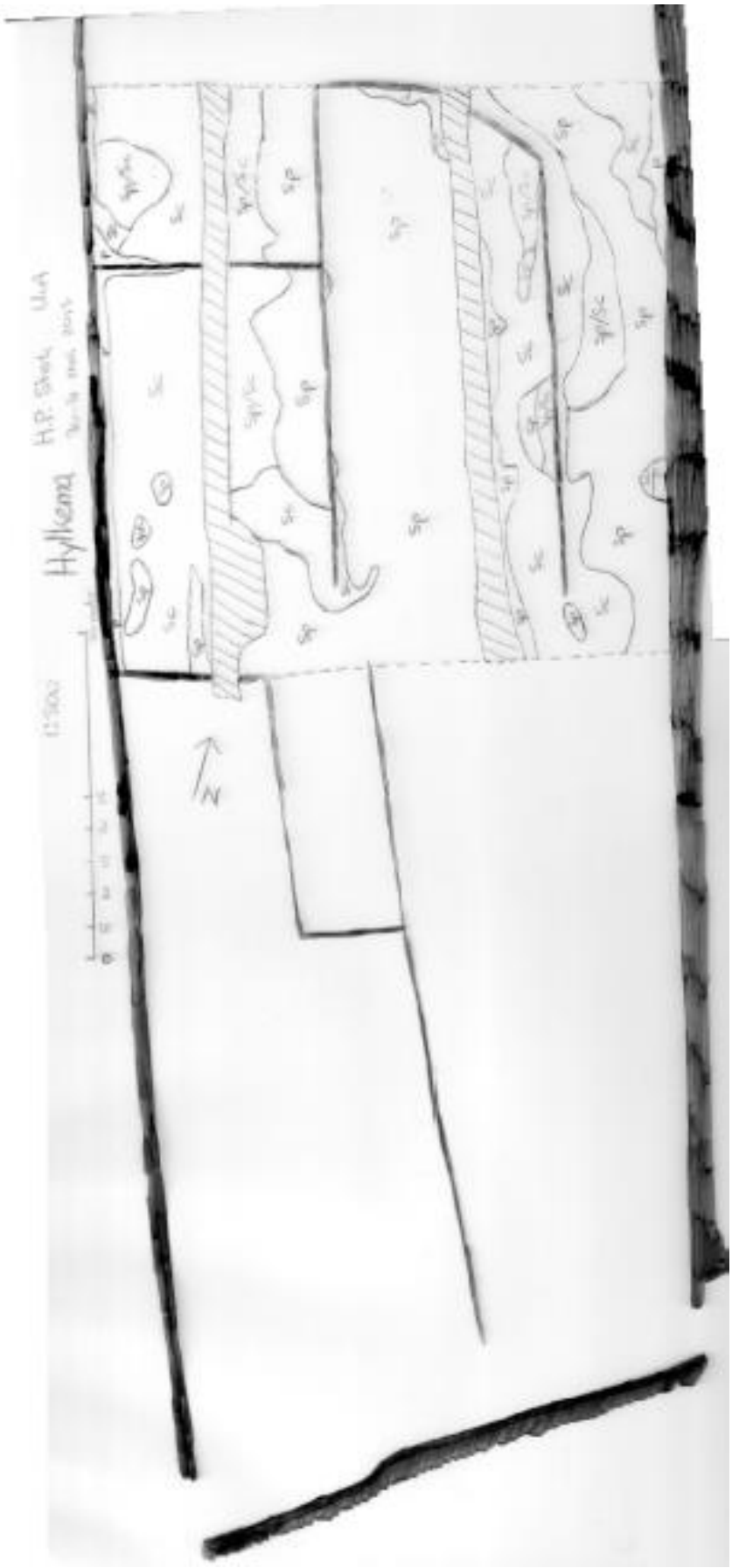

Bollemaat
H.P. Stek UvA 21 mei 2013
N
Sp
Sp
Sp
Sp/Sc
Sp/Sc
Sc
1:500
0 5 10 15 20 25 50 meter

1:500
Sp
Bos
P

1:5000
Sp




Sp
Sc
Sp/Sc
P
Sr
1:500
0 5 10 15 20 25 50 meter
Kikkerlanden
23-24 mei 2013
H.P. Sterk
UvA
Kikkerlanden


Hylkema
1:500
N