

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/348787924>

Onderzoek naar bevoeiing als beheermaatregel voor behoud en herstel van basenrijke trilvenen

Technical Report · December 2020

DOI: 10.13140/RG.2.2.17431.60329

CITATIONS

0

READS

237

5 authors, including:



Camiel Aggenbach
University of Antwerp

42 PUBLICATIONS 244 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Casper Cusell
University of Amsterdam

36 PUBLICATIONS 215 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gijs van Dijk
B-WARE Research Centre

86 PUBLICATIONS 586 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Annemieke Kooijman
University of Amsterdam

153 PUBLICATIONS 3,467 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Wet heathland and bog restoration in the Netherlands [View project](#)



hydro-ecological research Zwartee Beek, University Groningen [View project](#)



Kennisnetwerk OBN

Onderzoek naar bevoeiing als
beheermaatregel voor behoud en
herstel van basenrijke trilvenen

Eindrapportage



Onderzoek naar bevoeding als beheermaatregel voor behoud en herstel van basenrijke trilvenen

Drs. C.J.S. Aggenbach - KWR
Dr. D.G. Cirkel - KWR
Dr. C. Cusell - Witteveen & Bos
Dr. G. Van Dijk - Onderzoekscentrum B-Ware
Dr. A.M. Kooijman - Universiteit van Amsterdam

KWR



Witteveen + Bos



UNIVERSITEIT VAN AMSTERDAM

©2020 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nummer 2020/OBN241-LZ
OBN-2015-68-LZ
Driebergen, 2020

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Evt. co-financiers noemen.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Aggenbach, C.J.S., D.G. Cirkel, C. Cusell, G. van Dijk, A.M. Kooijman, 2020. **Onderzoek naar bevoeiing als beheermaatregel voor behoud en herstel van basenrijke trilvenen.** Rapport nummer 2020/OBN241-LZ, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling	Drs. C.J.S. Aggenbach - KWR Dr. D.G. Cirkel - KWR Dr. C. Cusell - Witteveen & Bos Dr. G. Van Dijk - Onderzoekscentrum B-Ware Dr. A.M. Kooijman - Universiteit van Amsterdam
Foto voorkant	Bevoeiingsexperiment Wieden. Fotograaf: Camiel Aggenbach
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen Telefoon: 0343-745250 E-mail: info@vbne.nl

Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. Om deze doelen te realiseren ontwikkelt en verspreidt het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

De laagveenmoerassen van laag-Nederland zijn belangrijke gebieden voor het voorkomen van basenrijke trilveenvegetaties met kleine zeggen en slaapmossen, die behoren tot het habitatype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen).

De goed ontwikkelde vormen van het habitatype basenrijke trilvenen kenmerken zich door een hoge verscheidenheid aan zeldzame plantensoorten. Sturend in de successie en de patronen is de mate van isolatie van het basenrijke oppervlakte- of grondwater. Het lukt beheerders niet om een langzame ontwikkeling te behouden, waarin voor alle soorten voldoende tijd is om zich te vestigen. Voorkomens van dit habitatsubtype zijn dan ook zeldzaam en gaan nog steeds achteruit. Het is bekend dat goede trilvenen alleen voorkomen waar regelmatig basenrijk water boven maaiveld staat. Het behoud van de basenrijkdom in de bodem is van doorslaggevend belang. Indien verzuring en eutrofiëring niet 'gebufferd' worden door aanvoer van basen verschuift de vegetatiesamenstelling naar door veenmossen gedomineerde kraggen.

Het bevoeien met schoon, basenrijk oppervlaktewater is een kansrijke maatregel om de buffercapaciteit van het habitatsubtype te behouden en te herstellen. Het was echter onbekend hoe deze maatregel ingezet moet worden voor een goed resultaat.

Het onderzoek geeft inzicht in hoe inundaties het functioneren van trilvenen in laagveenmoerassen van laag Nederland beïnvloedt. Daarnaast is bepaald in welke situaties bevoeiing kansrijk is voor behoud en herstel van habitatype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen). Hiervoor worden in deze rapportage praktische beheeradviezen gegeven.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams
Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoud

Samenvatting	7
Summary	13
1. Inleiding	19
1.1 Achtergrond	19
Invloed van bevoeiing op de basenrijkdom van de bodemtoplaag	19
1.2 Doel van het onderzoek	22
1.3 Onderzoeksvragen	22
1.4 Leeswijzer	23
2. Verkenning theoretische bevoeiingsbehoefte en bevoeiingsduur	25
2.1 Achtergrond en werkwijze	25
2.2 Vaststelling van de effectieve bevoeiingshoeveelheid	26
2.3 Oppervlaktewaterkwaliteit trilvenen en aanvoer bij bevoeiing	28
2.4 Berekening benodigde aanvoer voor instandhouding en herstel van de basenverzadiging	31
2.5 Belasting met nutriënten	35
2.6 Conclusies	38
3. Analyse referentiesituaties	41
3.1 Aanpak	41
3.2 Basenrijkdom	44
3.3 Nutriënten	47
3.4 Conclusies	55
4. Bevoeiingsexperiment Wieden	57
4.1 Opzet experiment	57
4.1.1 Bevoeiingssysteem	57
4.1.2 Gerealiseerde bevoeiingsdebieten	59
4.1.3 Meetmethoden	63
4.2 Resultaten	65
4.2.1 Waterstandsdynamiek	65
4.2.2 Verandering relatieve maaiveldhoogte kragge	71
4.2.3 Diepteprofielen van EGV in de raaien	72
4.2.4 Ontwikkeling bodemchemie	93
4.2.5 Analyse verandering stofvoorraden	102
4.2.6 Ontwikkeling vegetatie	105
4.2.7 Transplantatie-experiment met Rood schorpioenmos	119

4.3	Discussie en conclusies	120
5.	Synthese en aanbevelingen	129
5.1	Referentielocaties met overstroming van oppervlaktewater	129
5.2	Debiet en duur van bevoeiing	130
5.3	Bevoeiingsmethode en invloed van inundatiediepte	133
5.4	Chemische effecten van bevoeiing	134
5.5	Aanbevelingen voor bevoeiing van kraggeverlandingen	144
5.6	Kennislacunes en vervolgonderzoek	145
6.	Literatuur	147
	Bijlage 1. Vegetatie-opnamen van de referentielocaties in rietteeltpercelen	150
	Bijlage 2. Reeksen van waterstand en maaiveldhoogte in het bevoeiingsexperiment in de Wieden	151
	Bijlage 3. Grafieken trends nutriënten in de bodem in bevoeiingsexperiment Wieden	159

Samenvatting

Inleiding

De laagveenmoerassen van laag-Nederland zijn belangrijke gebieden voor het voorkomen van basenrijke trilveenvegetaties met kleine zeggen en slaapmossen, die behoren tot het habitatype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen). Een groot deel van dit habitatype komt voor in kraggenverlandingen. Een dominante trend in de successie van trilveenverlanding is dat gedurende de ontwikkeling van de kragge de invloed van basenrijk oppervlakte- of grondwater afneemt en die van regenwater toeneemt. Dit leidt in veel gevallen tot verzuring, waardoor het habitatype binnen een tijdbestek van enkele decennia kan worden vervangen door veenmos en haarmos gedomineerde vegetaties. De hoge zuur- en stikstofdepositie heeft deze vegetatiesuccessie versneld. In potentie zou kunstmatige overstroming met basenrijk en nutriëntarm oppervlaktewater een kansrijke beheersmaatregel zijn voor afremmen van de successie van bestaande basenrijke trilveenvegetaties naar verder verzuurde stadia en voor het herstel van basenrijke trilvenen vanuit reeds sterker verzuurde stadia. Nog onduidelijk is op welke wijze en waar deze maatregel effectief kan worden ingezet.

Potentiele effecten van bevloeiing

In verzuurde kraggen heeft de bodemtoplaag een lage basenverzadiging gekregen door de uitloging van calcium. Bij aanvoer van calcium- en bicarbonaatrijk water zorgt kationuitwisseling voor toename van de basenverzadiging en daarmee de bodem-pH. Hoe lager de basenverzadiging en hoe groter de kationadsorptiecapaciteit is, hoe meer calcium moet worden aangevoerd. Bevloeiing leidt ook tot extra aanvoer van nutriënten (P, N, K) en door allerlei processen kan de beschikbaarheid van deze nutriënten worden beïnvloed. De effecten van bevloeiing op de nutriëntenhuishouding zijn daardoor onzeker. Aanvoer van sulfaat houdend oppervlaktewater kan in een zuurstofarme bodem met een lagere redoxpotentiaal leiden tot de vorming van vrije sulfiden en ijzersulfiden. Dit kan ook zorgen tot verhoogde afbraak van veen. De vorming van sulfiden zorgt voor opbouw van verzuringscapaciteit, wat een risico geeft voor sterke verzuring bij lage waterstanden. Hoge concentraties van vrije sulfiden kunnen ook toxisch zijn voor planten. Bevloeiing kan tevens een sterk effect hebben op het waterstandsregime en daarmee de vegetatieveranderen.

Doel onderzoek

1. Meer inzicht krijgen in hoe inundaties het functioneren van trilvenen in laagveenmoerassen van laag Nederland beïnvloedt.
2. Onderzoeken op welke wijze behoud en herstel van het habitatype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen) door bevloeiing met basenrijk oppervlaktewater mogelijk is.

Onderzoeksvragen

1. Wat is de oorzaak en het karakter van de inundaties met basenrijk water in de referentiesituaties en hoe beïnvloeden die bodem- en waterchemie en vegetatiesamenstelling?
2. Welke waterkwaliteit is geschikt om via bevloeiing trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
3. Wat is het lange-termijn perspectief van bevloeiing voor herstel en behoud van basenrijke trilvenen?
4. In welke periode dient bevloed te worden om trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
5. Hoe lang dient de periode te duren waarin bevloed moet worden om trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
6. Welke inundatiediepte dient te worden nagestreefd bij het inzetten van bevloeiing als maatregel om trilveenvegetatie in stand te houden of te herstellen?

Aanpak

Het onderzoek bestaat uit drie onderdelen:

1. Een verkenning van de theoretische bevoeiingsbehoefte voor uiteenlopende laagveenmoerasgebieden in laag Nederland op basis van stofbalansberekeningen uit gaande van de lokale waterkwaliteit en drie verschillende verzuringsstadia (H2).
2. Onderzoek aan de water- en bodemchemie en vegetatie van referentielocaties in langdurig bevoeide rietteeltpercelen en de Wobberibben met invloed van inundatie met basenrijk oppervlaktewater (H3).
3. Experimenteel onderzoek met bevoeiing gedurende het voorjaar en de zomer in twee percelen met kraggen in de Wieden gedurende vier jaar (H4). In beide percelen werd de effecten op de hydrochemie en bodemchemie van de kraggentoplaag en de vegetatie onderzocht in gradiënten van trilveenvegetatie naar veenmosrietland. Basenrijk oppervlaktewater werd aangevoerd met een slang met gaatjes (dripslang). De effecten op beide vegetatietypen werden onderzocht in minitransecten van 4 m lengte loodrecht op de slang.

Op basis van de onderzoeksresultaten worden in een synthese de onderzoeksvragen beantwoord en worden aanbevelingen voor bevoeiing van verzuurde kraggenverlandingen gegeven (H5). De belangrijkste bevindingen uit de synthese zijn hieronder samengevat.

Referentielocaties met overstroming van oppervlaktewater

Het onderzoek aan referentielocaties (H2) heeft plaatsgevonden in een aantal bevoeide rietteeltpercelen in de Wieden en Weerribben, waarin delen sterk bevoeid worden met oppervlaktewater en andere delen niet of minder. Daarnaast zijn delen van het trilveencomplex de Stobbenribben (Weerribben) onderzocht, dat deels wordt beïnvloed door periodieke toestroming met oppervlaktewater. Met metingen aan hydrochemie, bodemchemie en een beschrijving van de vegetatie is voor deze locaties gekeken hoe inundatie met oppervlaktewater de kraggen beïnvloedt. De pH en basenrijkdom van rietteeltpercelen worden sterk bepaald door de invloed van oppervlaktewater. Deze zijn hoog op locaties met een sterke invloed van basenrijk oppervlaktewater en laag op locaties die geïsoleerd liggen t.o.v. het oppervlaktewater. De zuurgraadindicaties van de aangetroffen mossen correleren redelijk met de zuurgraad in de bodem en het bodemvocht. Bevoeiing met oppervlaktewater lijkt geen eenduidige invloed te hebben op de nutriëntenchemie in de rietteeltpercelen. Sterke invloed van bevoeiingswater gaat op een deel van de meetlocaties wel samen met relatief hoge gehalten van nitraat en ammonium in de bodem. De soortensamenstelling van de moslaag vertoont geen duidelijke relatie met verschillen in de nutriëntengehalten. De accumulatie van P in de bodem is sterk positief gecorreleerd met het Fe-gehalte van de bodem. De hogere ijzergehalten in de bevoeide rietlanden zijn vermoedelijk het gevolg van de aanvoer van ijzerhoudend oppervlaktewater vanuit de omringende polders. De sterke correlatie tussen de P-totaal en Fe concentraties in het oppervlaktewater dat de referentielocaties beïnvloedt, duidt er op dat aanvoer van fosfaat samen kan hangen met aanvoer van zwevende deeltjes met veel ijzer. De locaties met een relatief hoog gehalte aan P-totaal in de bodem worden deels gedomineerd door de eutrafente mossoort Gewoon puntmos. Bevoeiing kan het risico met zich meebrengen dat door aanvoer van fosfaat de P-beschikbaarheid voor de vegetatie toeneemt en daarmee P-limitatie kan worden opgeheven.

Debiet en duur van bevoeiing

Een van de belangrijke vragen in dit onderzoek is hoe lang de periode van bevoeien moet duren om de basenrijkdom van trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen. De theoretische bevoeiingsbehoefte is gekwantificeerd op basis van stofbalansberekeningen, waarmee bepaald wordt hoeveel bevoeiingswater moet wegzijgen om in de bodem te zorgen voor een hoge basenrijkdom (H2). De analyse is uitgevoerd voor uiteenlopende situaties in Nederlandse laagveenmoerassen, op basis van gemeten calcium concentraties in het lokale oppervlaktewater. Deze analyse is gedaan met de aanname dat een watervolume gelijk aan het

neerslagverdampingstekort plus 10% extra de kragge kan indringen (ca. 1.000 mm voor een heel jaar). De berekeningen zijn uitgevoerd voor herstel van een hoge basenrijkdom (Ca-verzadiging van 85%) bij licht verzuurde venen (Ca-verzadiging van 65%), matig verzuurde venen (Ca-verzadiging van 35%) en sterk verzuurde venen (Ca-verzadiging van 5%). Er is hierbij tevens rekening gehouden met extra aanvoer van calcium voor onderhoud ter compensatie van verzuring door atmosferische depositie, veengroei en afvoer van maaisel. Uit de analyse blijkt dat de benodigde hoeveelheid oppervlaktewater en hersteltijd van een basenrijke toplaag in verzuurde kraggen sterk afhankelijk is van de mate van verzuring in de uitgangssituatie en de calciumconcentratie van het lokale oppervlaktewater. Stofbalansberekeningen op basis van bevoeiing gedurende het hele jaar gaven de volgende hersteltijden voor uiteenlopende laagveenmoerasgebieden: in licht verzuurde kraggen: 1-6 jaar (max. 11-15 jaar), in matig verzuurde kraggen: 3-12 jaar (max. 22-31 jaar); in sterk verzuurde kraggen: 4-16 jaar (max. 29-41 jaar).

De berekende hersteltijden bieden op zichzelf perspectief voor toepassing van bevoeiing in de beheerpraktijk. Voldoende hoge Ca-concentraties ($>1000 \mu\text{mol/l} = 40.8 \text{ mg/l}$) zijn belangrijk voor het realiseren van relatief korte bevoeiingsduren. In de berekeningen hebben veenvorming en verzurende depositie een groot aandeel in de hoeveelheid bevoeiing die nodig is voor onderhoud. Om de bevoeiingsduur in te perken zou met veel hogere jaarlijkse waterfluxen gewerkt kunnen worden dan in de rekeningen vanuit is gegaan, waarbij wel de vraag is of zeer hoge infiltratiesnelheden van oppervlaktewater op perceelschaal gerealiseerd kunnen worden. De hogere bevoeiingsfluxen zouden overigens ook betekenen dat de jaarlijkse belasting met nutriënten en sulfaat ook sterk toenemen. Een hogere belasting met ammonium, nitraat en fosfaat kan dan een acuut probleem worden voor de instandhouding van een lage productiviteit.

Bevoeiingsmethode en invloed van inundatiediepte

Een belangrijke vraag is welke inundatiediepte dient te worden nagestreefd bij het inzetten van bevoeiing als maatregel om trilveenvegetatie in stand te houden of te herstellen. De inundatiediepte van basenrijk oppervlaktewater is een belangrijke factor voor de moslaag. In de bevoeide referentielocaties in rietteeltpercelen (H3) inundeert het basenrijke bevoeiingswater de kragge. Hier ging bevoeiing of wel overstroming met oppervlaktewater samen met een hoge basenrijkdom van de bodem en het porievocht in de toplaag. De moslaag werd hier gedomineerd door Gewoon puntmos en/of Rood schorpioenmos. In het experiment in de Wieden (H4) stroomde het bevoeiingswater uit een geperforeerde slang en zakte snel door de moslaag heen en verspreidde zich vervolgens in de toplaag van het veen verder lateraal over een afstand tot enkele meters. Dit zorgde voor een verhoging van de basenrijkdom van toplaag van het veen, maar dit had nauwelijks effect op de gezamenlijke bedekking van veenmossen en die van de basenminnende trilveenmossoorten nam niet toe. Geïntroduceerde plukken Rood schorpioenmos kwijnden weg door sterke concurrentie van veenmossen. Dus bij toevoer van basenrijk oppervlaktewater zonder inundatie van de moslaag, blijft een veenmosrijke vegetatie in stand en treedt nauwelijks herstel van trilveenvegetatie op.

Een belangrijke factor voor de geringe reactie van de moslaag van verzuurde kraggenverlandingen bij bevoeiing met de dripslang-methode is dat het basenrijke bevoeiingswater niet of nauwelijks in contact komt met de levende delen van veenmossen. Uit recent onderzoek blijkt dat veenmossoorten wel afsterven als enkele weken worden geïnundeerd met HCO_3^- -rijk water. Kenmerkende basenminnende mossen van trilvenen zouden hiervan kunnen profiteren omdat én basenrijke condities zijn ontstaan én de concurrentie door snelgroeiende veenmossen is uitgeschakeld. Wanneer geïnundeerd wordt met basenrijk en nutriëntenarm (P arm en NH_4 -arm) oppervlaktewater kan dit perspectief bieden om veenmosrietland te veranderen in trilveenvegetatie met een groot aandeel van kenmerkende trilveenmossoorten als Schorpioenmossen en Goudsterrenmos. De vraag is dan hoe lang de inundatieduur moet zijn, of die duur ook afhankelijk is van de bicarbonaatconcentratie en in hoeverre verandering van de vegetatie in veldsituaties optreedt.

Chemische effecten van bevloeiing

Bij bevloeiing is de vraag welke waterkwaliteit geschikt is om trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?

Basenrijkdom (calcium, bicarbonaat): In de laagveenmoerassen die voor de analyse in H2 zijn gebruikt, varieert de Ca-concentratie van ca. 500 tot 2000 $\mu\text{mol/l}$. Een hoge Ca-concentratie is van belang om het aantal jaren dat bevoeid moet worden beperkt te houden (zie boven). In het bevoeiingsexperiment in de Wieden (H4) zorgde vier bevoeiingsseizoenen er voor dat poriewater Ca- en HCO_3^- -concentraties in de trilveenzone nabij (2-4 m) de bevoeiingsslang stegen naar niveaus in goed ontwikkelde Nederlandse mesotrofe trilvenen. Dit gold ook voor plots in veenmosrietland direct naast de bevoeiingsslang (1 m), maar niet voor plots verder verwijderd van de slang. De verschillen in ruimtelijke effecten tussen beide vegetatiezones hebben te maken met verschillen in de basenverzadiging in de uitgangssituatie. In de trilveenvegetatie was de basenverzadiging voor de bevloeiing al hoog, waardoor het bevoeiingswater dat verder weg stroomt nog basenrijk is. In het veenmosrietland was voor de bevloeiing de basenverzadiging laag, waardoor een aanzienlijke deel van de calcium in het porievocht dicht bij het aanvoerpunt al wordt geadsorbeerd. Bovengenoemde gemeten veranderingen in basenrijkdom traden op gedurende 3 tot 4 jaar bij een bevoeiingsdebiet ca. 1100 mm/j voor de zone van 1 m aan weerszijde van de bevoeiingsslang. Dat betekent dat met een relatief beperkt bevoeiingsdebiet op een korte termijn een merkbare verhoging van de basenrijkdom van het porievocht kan worden gerealiseerd in licht-verzuurde trilveenvegetatie en sterker verzuurde veenmosrietlanden.

Stikstof (nitraat en ammonium): In de onderzochte laagveenmoerassen variëren de gemiddelde concentraties van minerale stikstof ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) in het oppervlaktewater van 7 tot 35 $\mu\text{mol/l}$ (H2+3). Die van het oppervlaktewater dat gebruikt werd in het bevoeiingsexperiment in de Wieden zat laag in deze range (ca. 10 $\mu\text{mol/l}$; H4). De gemeten porievochtconcentraties in de bodemtoplaag van dit experiment zijn laag en liggen in de range van mesotroof trilveen in Nederland. In vergelijking tot het porievocht van mesotrofe trilvenen bevat het oppervlaktewater te hoge stikstofconcentraties, maar van de meeste aangevoerde stikstof weinig is terug te vinden in het poriewater in de wortelzone door vermoedelijk omzetting in de veenbodem en opname door de vegetatie. Uit de verkenning van de theoretische bevoeiingsbehoefte (H2) en het bevoeiingsexperiment (H4) blijkt dat de belasting met minerale stikstof door bevloeiing voor de meeste van deze gebieden relatief laag uitpakt (1-2.5 kg N/ha/j) en laag is in vergelijking met de huidige atmosferische depositie en de afvoer door maaien. In sommige gebieden kan de belasting aanzienlijk zijn (7 kg N/ha/j). Het merendeel van de stikstofbelasting door bevloeiing bestaat uit ammonium, wat een probleem kan zijn voor trilveenvegetatie. In de meeste gevallen zal de aanvoer van minerale stikstof geen groot knelpunt vormen zo lang de NO_3 en NH_4 concentraties in het oppervlaktewater voldoende laag zijn. De actueel hoge depositie van gereduceerde stikstof in de Nederlandse situatie is echter wel een groot probleem voor trilveen- en veenmosrietlandvegetatie en deze overschrijdt sterk de aanvoerflux door bevloeiing.

Fosfor/ fosfaat: Binnen laagveenmoerassen kan de orthofosfaat-concentratie in het oppervlaktewater sterk verschillen (0.3-1.9 $\mu\text{mol/l}$, H2). De recente metingen van P-totaal in oppervlaktewater nabij de onderzochte referentielocaties zaten in de range van 0.6-1.2 $\mu\text{mol/l}$ (H3) en die in het Wieden experiment bedroeg 0.2-0.7 $\mu\text{mol/l}$ (H4). Binnen laagveenmoerassen met in de zomer aanvoer van oppervlaktewater kunnen grote ruimtelijke verschillen in de orthofosfaat en P-totaal concentratie optreden. Nabij inlaatpunten voor oppervlaktewater is de concentratie veelal (te) hoog, terwijl dieper in de gebieden de concentraties aanvaardbare niveaus kunnen bereiken door verdunning, opname van fosfaat door organismen en bezinking van ijzerhydroxiden- en organische deeltjes met hieraan geadsorbeerd fosfaat. Aanvoer van P via het oppervlaktewater lijkt sterk geassocieerd te zijn met aanvoer van Fe, terwijl dit niet het geval voor de aanvoer van Ca. Het P-totaal en Fe-totaal gehalte in de kraggetoplaag van referentielocaties (H3) en het

bevloeiingsexperiment (H4) zijn sterk met elkaar positief gecorreleerd, wat duidt op een link tussen aanvoer van fosfaat en ijzerrijke zwevende deeltjes in het oppervlaktewater.

In het algemeen wordt de biomassaproductie van soortenrijke trilveenvegetaties in kraggeverlandingen en in grondwatergevoede venen gelimiteerd door P. In de onderzochte bevloeiende rietlanden (H2) en ook in een deel van de plots met trilveenvegetatie van het bevloeiingsexperiment (H4), liggen de P-totaal gehalten van de bodemtoplaag dicht tegen de grenswaarde aan van 3.3 mmol/l, waarboven de vegetatie vermoedelijk niet meer wordt gelimiteerd door P. De extra aanvoer van fosfaat door bevloeiing vergroot niet alleen de P-totaal voorraad van de bodem, maar ook juist de anorganische fosfaatfractie die kan bijdragen aan een betere P-beschikbaarheid. Daarom kan aanvoer van fosfor door bevloeiing op een langere termijn een risico vormen voor behoud van fosfaatarme condities, zeker in P-gelimiteerde systemen als trilvenen. Dat risico is groter naar mate langer wordt bevloeid. In de Wieden en Weerribben is in de haarvaten van het oppervlaktewatersysteem de P-totaal concentratie van het oppervlaktewater zo laag dat bevloeiing hier op een korte termijn weinig risico geeft voor mesotrofe trilveenvegetatie. In andere gebieden met een hogere P-totaal concentratie kan er wel op een kortere termijn een risico voor eutrofiering aanwezig zijn.

Kalium (K): Kalium is een nutriënt dat in bepaalde situaties co-limiterend kan zijn voor de productiviteit van de vegetatie. Dit is vastgesteld voor trilveenvegetaties met een hoge P-beschikbaarheid voor de vegetatie. Wanneer er sprake is van zo'n beperking dan zal bevloeiing die K-beperking opheffen als gevolg van een hoge K-belasting. In het Wieden-experiment bedroeg de aanvoer een veelvoud van de K-voorraad in de bodemtoplaag (factor 5 tot 10). Absoluut gezien was die aanvoer hoog (38-43 kg/ha*j), en overschrijdt die ruim de afvoer door maaien. Of toevoer van kalium relevant is voor de productiviteit van mesotrofe trilvenen is zeer de vraag omdat voor als nog K-beperking in trilveenvegetatie alleen bij een hoge productiviteit is vastgesteld. Voor mossen van trilveenvegetatie kan toevoer van kalium een voordeel zijn, omdat dit mogelijk toxische effecten van een hoge atmosferische depositie van gereduceerde stikstof zou kunnen tegengaan.

Sulfaat: De sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater varieert sterk tussen laagveenmoerasgebieden (125-950 $\mu\text{mol/l}$; H2+3+4) en zijn hoger dan die in het porievocht in de bodemtoplaag van mesotrofe trilvenen in Nederland. De belasting met zwavel op basis van de theoretische bevloeiingsbehoefte (H2) bedraagt 50 tot 120 kg S/ha*j in het bevloeiingsexperiment in de Wieden 44-61 kg S/ha*j. Zulke belastingen zijn veel hoger dan de actuele atmosferische depositie (ca. 14 kg S/ha*j). Deze hoge toevoer kan potentieel een risico vormen voor afbraak van veen, mobilisatie van fosfaat en sulfide-toxiciteit voor planten. Het ruimtelijk patroon van de porievochtconcentratie van sulfaat in de miniraaian van het Wieden experiment (H4) duiden dan ook op aanvoer van sulfaat via bevloeiing en het optreden van sulfaatreductie op enige afstand (ca. 1-3 m) van de bevloeiingsslang. De poriewater S concentraties zijn in de eerste meter naast de bevloeiingsslang ook hoger dan die in goed ontwikkelde Nederlandse trilvenen. Hier werd geen stijging, maar juist een daling van de porievocht P-concentratie gemeten en was dus na vier jaar toevoer van sulfaathoudend oppervlaktewater nog geen aanwijzing voor P-mobilisatie in de kraggetoplaag. Mogelijk reduceert de meeste aangevoerde sulfaat dieper in de kraggen, maar door het ontbreken van chemische metingen op grotere diepte is onduidelijk of dieper in de kraggen verhoogde afbraak en P-mobilisatie optreedt.

Aanbevelingen voor bevloeiing van kraggeverlandingen

Herstel van hoge basenrijkdom: Met bevloeiing met oppervlaktewater is het goed mogelijk om veel calcium en bicarbonaat aan te voeren, zodat binnen afzienbare termijn verzuurde kraggen een hoge basenverzadiging kunnen krijgen en een afname van de basenverzadiging door verzurende depositie, veengroei en maaibeheer kan worden voorkomen.

Bevloeiing is daarmee een maatregel die effectief is en tevens een van de weinige opties om de grootschalige verzuring en versnelde successie van kraggeverlandingen in laagveenmoerassen te beperken en deels ongedaan te maken.

Doorbreken veenmosdominantie met inundatie: Om de veenmos dominantie in verzuurde successiestadia te doorbreken is zeer vermoedelijk inundatie met bicarbonaatrijk oppervlaktewater van het levende deel van de moslaag nodig. Dit pleit ervoor om bevoeiingsexperimenten te gaan uit te voeren waarbij de moslaag gedurende een periode van het jaar wordt geïnundeerd wordt met Ca-rijk, HCO_3^- -rijk en nutriëntenarm oppervlaktewater en daarbij de (lange termijn) effecten op de vegetatie te monitoren.

Bevoeiingsduur en (potentiele) stofbelastingen: De benodigde duur van bevoeien (aantal jaren) kan vooraf grof worden geschat met stofbalansberekeningen op basis van lokale data van waterchemie, bodemchemie en enkele aannames over infiltratiecapaciteit, zuurdepositie, veenaccumulatie en afvoer van basen door maaibeheer. Alhoewel aan zulke berekeningen allerlei onzekerheden kleven, kan het wel met relatief weinig inspanningen helpen bij de onderbouwing van waar en hoe te bevoeien (duur bevoeiing per jaar, tijd van het jaar) en voorkomen dat op voorhand ineffectieve projecten worden gestart. Hoe lang exact herstel van de basenrijkdom duurt in concrete situaties, zal de praktijk en monitoring moeten uitwijzen. Met de stofbalansberekeningen is het ook mogelijk om te rekenen aan de belasting met minerale stikstof ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), fosfaat/ P-totaal en sulfaat als gevolg van bevoeiing en daarmee een inschatting te verkrijgen op nadelige bijeffecten.

Chemische samenstelling van bevoeiingswater: Bij het kiezen van locaties is van belang om te letten op een geschikte chemische samenstelling van het oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de bevoeiing. Geschikt oppervlaktewater heeft een lage Cl-concentratie, een hoge concentratie van Ca en HCO_3^- en lage concentraties van NO_3 , NH_4 , ortho- PO_4 , P-totaal en Fe-totaal. Een hoge Ca-concentratie ($>1000 \mu\text{mol/l} = 40.8 \text{ mg/l}$) zorgt voor een lagere benodigd bevoeiingsdebiet en daarmee voor een relatief korte bevoeiingsperiode. Dat draagt ook bij aan het beperken van de belasting met nutriënten- en sulfaat. Voor de keuze van bevoeiingslocaties en de bevoeiingsperiode in het jaar is van belang om het ruimtelijke patroon van de waterkwaliteit te analyseren en ook te kijken naar het seizoensmatig verloop van stofconcentraties.

Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

- Of door bevoeiing met inundatie de veenmosdominantie kan worden opgeheven en herstel van trilveenmossen optreedt;
- Hoe veel van de aangevoerde stoffen accumuleren in de kraggen;
- Tijdsduur van herstel van een hoge basenrijkdom door bevoeiing in diverse praktijksituaties;
- Hoe snel aanvoer van fosfaat door bevoeiing leidt tot een te hoge fosfaatbeschikbaarheid voor trilveenvegetatie en hoe die fosfaatbeschikbaarheid exact door ijzer en calcium in de bodem wordt gereguleerd;
- Hoe een hoge sulfaatbelasting door bevoeiing doorwerkt in afbraak van veen en de fosfaatbeschikbaarheid;
- Of met aanvullend vegetatiebeheer in bevoeide kraggen de veenmosdominantie kan worden doorbroken.

Summary

Introduction

The peatlands in the lower parts of the Netherlands are important for the occurrence of rich fen vegetation with small sedges and brown mosses, which belong to habitat type H7140 Transition mires and quaking bogs. A major part of the rich fens occur on floating vegetation mats in base-rich terrestrialisation mires (quaking mires). A dominant trend in the succession of quaking mires is that, as the floating mat develops, the influence of base-rich surface water or groundwater decreases and that of rainwater increases. In many cases this leads to acidification, whereby the rich fen can be replaced by *Sphagnum* and *Polytrichum* moss-dominated vegetation within a few decades. This succession has been accelerated by atmospheric acid and nitrogen deposition. Artificial flooding with base-rich and nutrient-poor surface water could potentially be a useful management measure to slow down the succession of existing base-rich fens to acidified stages; and for the recovery of rich fens from already more acidified stages. However, it is still unclear how and where this measure could be effective.

Potential effects of flooding

In acidified quaking mires, the base saturation in the topsoil has become low due to calcium leaching. Supplying calcium- and bicarbonate-rich water will increase the base saturation and soil pH through cation exchange. The lower the base saturation and the larger the cation adsorption capacity, the more calcium must be supplied. Flooding also leads to an extra input of nutrients (P, N, K). The availability of these nutrients in the soil is influenced by a variety of processes, and therefore the effects of artificial flooding on the nutrient availability are uncertain. In oxygen-poor soils with a low redox potential, supply of sulphate-rich surface water can lead to the formation of free sulphides and iron sulphides. The formation of sulphides causes a build-up of acidification capacity, leading to a risk of strong acidification when water levels drop. High concentrations of free sulphides can also be directly toxic to plants. Moreover sulphate input can accelerate anaerobic decomposition of the peat. Besides these chemical effects, the changes in water level regime by flooding may also affect the vegetation.

Research aims

1. To gain more insight into how inundation influences the functioning of the habitat type H7140 Transition mires and quaking bogs in peatlands of the lower parts of the Netherlands.
2. Investigate how artificial flooding with base-rich surface water can contribute to a good conservation status and restoration of habitat H7140A Transition mires and quaking bogs (rich fens).

Research questions

1. What is the cause and character of flooding events with base-rich water in reference situations and how do these events influence soil and water chemistry and vegetation composition?
2. Which water chemistry is suitable for maintaining and restoring rich fen vegetation by flooding?
3. What is the long-term potential of artificial flooding for the recovery and maintenance of rich fens?
4. In which period of the year should flooding be applied to maintain and restore rich fens?
5. How long should the period of flooding be to maintain and restore rich fens?
6. What inundation depth should be aimed for when using flooding as a measure to maintain or restore rich fens?

Approach

The research consists of three components:

1. An exploration of the theoretical flooding requirements for various peatland areas in the lower parts of the Netherlands, using solid balance calculations based on the chemistry of the local surface water and three acidification stages of the quaking mire (ch.2).
2. Research into the water and soil chemistry and vegetation of reference locations in structurally flooded reed cultivation parcels; and a quaking mire complex in the Wobberibben area, which is influenced by inundation with base-rich surface water (ch.3).
3. Experimental research with flooding in spring and summer in two parcels with quaking mire in the Wieden peatland area over a period of four years (ch.4). In both parcels, the effects on the water and soil chemistry of the topsoil of the floating mat and the vegetation were investigated in gradients from rich fen (small sedge-brown moss vegetation) to poor fen (peat moss-reed vegetation). Base-rich surface water was supplied with a perforated hose (drip hose). The effects on both vegetation types were examined in mini-transects of 4 m perpendicular to the hose.

Based on the research results, the research questions were answered in a synthesis and recommendations were made for artificial flooding of acidified quaking mires (ch.5). The main findings from the synthesis are summarised below.

Reference locations with surface water flooding

The research at the reference locations (ch.2) took place in a number of artificially flooded reed cultivation parcels in the Wieden and Weerribben peatland areas, in which parts are frequently flooded with surface water and other parts are not or less flooded. In addition, sites in the Stobbenribben quaking mire complex (part of the Weerribben) were investigated, which either are or are not influenced by a periodic influx of surface water. For these locations, measurements of water and soil chemistry in the topsoil and a description of the vegetation were used to investigate how inundation with surface water influences the quaking mires.

In the reed cultivation plots, influence of surface water strongly determines the pH and base richness. These are high at locations with a strong influx of base-rich surface water and low at locations isolated from the surface water. The acidity indications of the observed moss species correlate reasonably well with the soil and soil moisture acidity. Flooding with surface water appears to have an ambiguous influence on the nutrient chemistry in reed cultivation plots. At some of the sites, a strong influence of flooding water does coincide with relatively high levels of soil nitrate and ammonium. However, the species composition of the moss layer does not show a clear relationship with differences in nutrient contents. The accumulation of P in the soil is strongly positively correlated with the soil Fe content. The higher iron levels in the flooded reed beds probably result from the supply of iron-containing surface water from surrounding polders. The strong correlation between the P-total and Fe-total concentrations in the flooding water at the reference locations indicates that the supply of phosphate can be related to an influx of iron-containing suspended particles. The locations with a relatively high content of P-total in the soil are partly dominated by the nutrient-demanding moss species *Calliergonella cuspidata*. Flooding can therefore entail the risk that the supply of phosphate increases the P availability for the vegetation and thereby switches off the P limitation.

Flow rate and duration of flooding

One of the main questions of this research is how long flooding is needed to maintain and restore a high base status of quaking mires. The theoretical flooding requirement has been quantified based on chemical balance calculations, which determine how much surface water needs to infiltrate into the soil to maintain a high base richness (ch.2). The analysis was carried out for various situations in peatland areas of the lower parts of the Netherlands, based on measured calcium concentrations of the local surface water.

This analysis is based on the assumption that a water volume equal to the precipitation evaporation deficit plus an extra 10% can infiltrate into the quaking mire (approx. 1,000 mm for a whole year). The calculations are based on to restore a high base richness (Ca saturation of 85%) in slightly acidified quaking mires (Ca saturation of 65%), moderately acidified mires (Ca saturation of 35%) and highly acidified mires (Ca saturation of 5%). The additional Ca requirement for maintenance, to compensate for acidification by atmospheric deposition, peat growth and removal of mowed vegetation, has also been accounted for. The analysis shows that the required amount of surface water and recovery time of a base-rich top layer in acidified quacking mires is strongly dependent on the degree of acidification in the starting situation and the calcium concentration of the local surface water. Solid balance calculations based on flooding throughout the year gave the following recovery times for a range of peatland areas: in slightly acidified quacking mires: 1-6 years (max. 11-15 years), in moderately acidified mires: 3-12 years (max. 22-31 year); in highly acidified mires: 4-16 years (max. 29-41 years).

The calculated recovery times offer perspective for the application of artificial flooding in management practice. Sufficiently high Ca concentrations in the flooding water ($>1000 \mu\text{mol/l} = 40.8 \text{ mg/l}$) are important to allow the flooding duration to be limited. In the calculations, peat formation and acidifying deposition contribute strongly to the amount of flooding that is required for maintenance. To limit the flooding duration, much higher annual water fluxes could be used than assumed in the calculations, although the question is whether such high infiltration rates of surface water can be realised at a parcel scale. The higher water fluxes would also mean that the annual nutrient and sulphate loads are strongly increased. A higher loading of ammonium, nitrate and phosphate could then become an acute problem for the maintenance of low productivity.

Flooding method and influence of flooding depth

An important question is which inundation depth should be aimed for when flooding is used as a measure to maintain or restore rich fens. The inundation depth of base-rich surface water is an important factor for the development of the moss layer. At the flooded reference locations in reed cultivation plots (ch.3), the base-rich irrigation water inundates the quaking mire. Here irrigation or flooding with surface water was associated with a high base richness in the topsoil and pore water. The moss layer at this site was dominated by *Calliergonella cuspidata* and/or *Scorpidium scorpioides*. In the experiment in the Wieden (ch.4), the irrigation water flowed from a perforated hose, then rapidly percolated through the moss layer and spread laterally in the top layer of the peat over a distance of up to several meters. This resulted in an increase in the base richness of the topsoil, but had hardly any effect on the cover of peat mosses and base-loving rich fen moss species. Introduced fragments of *Scorpidium scorpioides* performed poorly due to strong competition of *Sphagnum* mosses. Thus, when base-rich surface water is supplied without inundation of the moss layer, a peat moss-rich vegetation type remains and recovery of rich fen vegetation hardly occurs.

The poor response of the moss layer of acidified vegetation mats to drip hose irrigation is explained by the lack of contact between the base-rich irrigation water and the living parts of peat mosses. Recent research shows that *Sphagnum* species die when inundated with HCO_3^- -rich water for a few weeks. Characteristic base-loving mosses of rich fens could benefit from this because both base-rich conditions are restored and competition by fast-growing peat mosses is switched off. Thus, flooding with base-rich and nutrient-poor surface water (low NH_4 and P) can offer a perspective to change peat moss dominated poor fen into a rich fen vegetation with characteristic rich fen moss species such as *Scorpidium* mosses and *Campylium stellatum*. The question then is how long the inundation duration should be, whether that duration also depends on the bicarbonate concentration and to what extent changes in the vegetation occur in field situations.

Chemical effects of flooding

When artificial flooding is applied, the question is which water quality is suitable for maintaining and restoring rich fen vegetation.

Base richness (calcium, bicarbonate): In the peatland areas used for the analysis in ch.2, the Ca concentration varies from about 500 to 2000 $\mu\text{mol/l}$. A high Ca concentration is important to limit the number of years over which flooding is needed (see above). In the irrigation experiment in the Wieden (ch.4), four irrigation seasons were sufficient to raise pore water Ca and HCO_3 concentrations in the zone near the irrigation hose (2-4 m) to levels observed in well-developed Dutch mesotrophic rich fens. This also applied to locations with peat moss-reed vegetation directly next to the irrigation hose (1 m), but not further away from the hose. These different spatial effects between the two vegetation types are related to differences in the base saturation in the initial situation. In the rich fen, the base saturation was already high before irrigation, so that the irrigation water remained base-rich further from the hose. In the peat moss-reed vegetation, the base saturation was low before irrigation, so that a significant portion of the calcium in the pore water was already adsorbed close to the entry point. The abovementioned changes in base status occurred during 3 to 4 years at an irrigation flow rate of approx. 1100 mm/y over a width of 1 m on either side of the irrigation hose. This means that with a relatively limited irrigation rate, a noticeable increase in the base richness of the pore water can be realised on a short term in slightly acidified rich fen vegetation and stronger acidified peat moss-reed vegetation.

Nitrogen (nitrate, ammonium): In the studied peatland areas, the average concentrations of mineral nitrogen ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) in the surface water varies from 7 to 35 $\mu\text{mol/l}$ (ch.2, 3). The surface water used in the irrigation experiment in the Wieden was in the lower part of this range (approx. 10 $\mu\text{mol/l}$; ch.4). The measured pore water N concentrations in the topsoil of this experiment are also low and lie within the range of mesotrophic rich fens in the Netherlands. The surface water does contain too high nitrogen concentrations compared to the pore water of mesotrophic rich fens. However, little of this input is found back in the pore water of the root zone, presumably due to conversion in the peat soil and uptake by the vegetation. The exploration of the theoretical flooding requirement (ch.2) and the irrigation experiment (ch.4) indicates that flooding has a limited contribution to the mineral nitrogen load (1-2.5 kg N/ha/y) compared to the current atmospheric deposition and removal by mowing. In some areas the N-load by flooding can be significant (7 kg N/ha/y). In addition, most of the nitrogen load from flooding consists of ammonium, which can be problematic for rich fen vegetation. In most cases, the supply of mineral nitrogen will not be a major bottleneck as long as the NO_3 and NH_4 concentrations in the surface water are sufficiently low. The supply flux through flooding is strongly exceeded by the current high atmospheric deposition of reduced nitrogen in the Dutch situation, which remains a major problem for both rich fens and poor fens.

Phosphorus / phosphate: Within peatland areas the surface water orthophosphate concentration can vary strongly (0.3-1.9 $\mu\text{mol/l}$, ch.2). The recent measurements of total-P in surface water near the investigated reference locations were in the range of 0.6-1.2 $\mu\text{mol/l}$ (ch.3); those in the Wieden experiment were 0.2-0.7 $\mu\text{mol/l}$ (ch.4). Peatland areas with supply of external surface water in summer can develop large spatial differences in orthophosphate and total P concentrations. Close to surface water inlet points, the concentration is often (too) high for rich fens, while deeper in the areas the concentrations can reach acceptable levels due to dilution, absorption by organisms and sedimentation of iron hydroxides and organic particles with adsorbed phosphate. The supply of P by the surface water appears to be strongly associated with the supply of Fe, while this is not the case for the supply of Ca. The P-total and Fe-total content in the top layer of the reference quaking mires (ch.3) and the irrigation experiment (ch.4) were strongly positively correlated, suggesting that the supply of phosphate is linked to iron-rich suspended particles in the surface water.

In general, the biomass production of species-rich rich fen in quaking mires and in groundwater-fed mires is limited by P availability. In the studied flooded reed cultivation parcels (ch.3) as well as in some of the plots with rich fen vegetation in the irrigation experiment (ch.4), the total-P level of the soil top layer is close to the critical value of 3.3 mmol/l, above which the vegetation is probably no longer P-limited. The extra supply of phosphate through flooding not only increases the P-total

stock of the soil, but especially increases the inorganic phosphate fraction, which can contribute to a higher P availability. A supply of phosphorus through flooding can therefore pose a risk for the preservation of low-phosphate conditions in the longer term, especially in P-limited rich fens. That risk will increase when the inundation duration is longer. In the Wieden and Weerribben peatland areas, the P-total concentration in the capillaries of the surface water system is so low that flooding poses little risk for mesotrophic rich fens in the short term. In other areas with a higher P-total concentration, there may be a short-term risk of eutrophication.

Potassium (K): Potassium is a nutrient that, in certain situations, can be co-limiting for vegetation productivity. This has been found to be the case for rich fen vegetation with a high P availability. When there is such a K limitation, this will be switched off by the high K load provided by flooding. In the Wieden experiment, the supply amounted to a multiple of the K stock in the topsoil (factor 5 to 10). Also in absolute terms, the supply was high (38-43 kg/ha/y), by far exceeding the removal by mowing. Whether the supply of potassium is relevant for the productivity of mesotrophic quaking mires is questionable, because K limitation in rich fen vegetation has only been shown at high productivity levels. For rich fen mosses, the supply of potassium could also be an advantage, because it could counteract the potentially toxic effects of atmospheric deposition of reduced nitrogen.

Sulphate: The sulphate concentration of the surface water varies widely between peatland areas (125-950 $\mu\text{mol/l}$; ch.2-4) and is higher than the concentrations observed in topsoil pore water of mesotrophic rich fens in the Netherlands. The theoretical flooding requirement (ch.2) would pose a sulphur load of 50 to 120 kg S/ha/y; for the irrigation experiment in the Wieden this is 44-61 kg S/ha/y. These loads are much higher than the current atmospheric deposition (approx. 14 kg S/ha/y). This high supply can potentially pose a risk through elevated peat decomposition, phosphate mobilisation and sulphide toxicity to plants. The spatial pattern of the sulphate concentration in the pore water in the mini-transects of the Wieden experiment (ch.4) also points to a supply of sulphate by irrigation and the occurrence of sulphate reduction at some distance (approx. 1-3 m) from the irrigation hose. The pore water S concentrations in the first meter from the irrigation hose are higher than those in well-developed Dutch rich fens. Here, a decrease rather than an increase was measured in the pore water P concentration, and so after four years of irrigation with sulphate-containing surface water there was still no indication of P-mobilization in the topsoil. Possibly most of the supplied sulphate is reduced deeper in the peat layer, but due to the lack of chemical measurements at greater depth it is unclear whether increased decomposition and P mobilisation occurs here.

Recommendations for flooding of quaking mires

Restoration of a high base status: Flooding with surface water makes it possible to supply large amounts of calcium and bicarbonate, so that acidified quaking mires can obtain a high base saturation within a manageable time period, and a decrease in base saturation through acidifying deposition, peat growth and mowing management can be prevented. Flooding is therefore an effective measure and one of the few options available for limiting and partly reversing the large-scale acidification and accelerated succession of quaking mires in peatland areas in the lower parts of the Netherlands.

Terminating peat moss dominance through inundation: To stop peat moss dominance in acidified succession stages, it is very likely necessary to inundate the living part of the moss layer with bicarbonate-rich surface water. This argues in favour of conducting flooding experiments in which the moss layer is inundated with Ca-rich, HCO_3^- -rich and nutrient-poor surface water during part of the year, while monitoring the (long-term) effects on the vegetation.

Flooding periods and (potential) solid loads: The required flooding time (number of years) can be estimated roughly in advance with chemical balance calculations based on local surface water and soil chemistry data and some assumptions on infiltration capacity, acid deposition, peat accumulation and base cation removal through mowing management. Although there are many uncertainties involved in such calculations, they can help to decide with relatively little effort where and how to flood (flooding duration per year, time of year) and prevent projects likely to be ineffective in advance. How long it takes for the base richness to recover in concrete situations has to be shown by practice and monitoring. With the solid balance calculations it is also possible to calculate the loads of mineral nitrogen ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), phosphate/ P-total and sulphate resulting from flooding, and thus obtain an estimate of adverse side effects.

Chemical composition of flooding water: When selecting locations for flooding, it is important to ensure that the chemical composition of the surface water is suitable. Suitable surface water has a low Cl concentration, a high concentration of Ca and HCO_3 and low concentrations of NO_3 , NH_4 , ortho- PO_4 , P-total and Fe-total. When Ca concentrations are high ($> 1000 \mu\text{mol/l} = 40.8 \text{ mg/l}$) the required infiltration rate is low and the flooding period can be relatively short. This also contributes to limited nutrient and sulphate loads. The choice of flooding locations and the flooding period in the year should therefore depend on the spatial pattern of the water quality and the seasonal variations in solid concentrations.

Recommendations for follow-up research

- Whether flooding can be able to terminate peat moss dominance and allow recovery of rich fen moss species;
- How much of the supplied substances accumulate in the quaking mires;
- Required time for recovery of a high base status through flooding in various concrete situations;
- How fast the supply of phosphate through flooding causes a too high phosphate availability for rich fen vegetation; and how exactly this availability is regulated by iron and calcium in the soil;
- How a high sulphate load through flooding affects peat decomposition and phosphate availability;
- Whether additional vegetation management in flooded vegetation mats can terminate peat moss dominance.

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

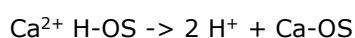
Verzuring in kraggenverlandingen en bevoeiing

De laagveenmoerassen van laag-Nederland zijn belangrijke gebieden voor het voorkomen van basenrijke trilveenvegetaties met kleine zeggen en slaapmossen, die behoren tot het habitatype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen). Een groot deel van dit habitatype komt voor in kraggenverlandingen. Een dominante trend in de successie van trilveenverlanding is dat gedurende de ontwikkeling van de kragge de invloed van basenrijk oppervlakte- of grondwater afneemt en die van regenwater toeneemt (o.a. Sjörs 1950). Dit leidt in veel gevallen tot verzuring (o.a. Van Wirdum 1991), waardoor het habitatype in het algemeen binnen een tijdbestek van enkele decennia kan worden vervangen door veenmos en haarmos gedomineerde vegetaties (o.a. Paulissen et al. 2014). De hoge zuur- en stikstofdepositie heeft deze vegetatiesuccessie versneld gedurende de afgelopen decennia (Gorham et al. 1987; Kooijman & Bakker 1995; Sjörs & Gunnarsson 2002) en beïnvloedt deze met de huidige stikstofdepositie nog steeds (Van Diggelen et al. 2018). In potentie zou kunstmatige overstroming met basenrijk en nutriëntarm oppervlaktewater een effectieve beheersmaatregel zijn voor afremmen van de successie van bestaande basenrijke trilveenvegetaties naar verder verzuurde stadia en voor het herstel van basenrijke trilvenen vanuit reeds sterker verzuurde stadia (Kooijman et al. 2016). In recent uitgevoerd OBN-onderzoek (Cusell et al. 2013; Mettrop et al. 2015) is gekeken of dit kan worden bereikt met een flexibeler peilbeheer. Daarbij speelt echter een belangrijk praktisch probleem dat kraggen kunnen gaan opdrijven bij hogere oppervlaktewaterpeilen. Het probleem van opdrijvende kraggen zou kunnen worden overwonnen door de kraggen met basenrijk oppervlaktewater te bevoeien. De werkhypothese voor dit onderzoek is dat bevoeiing een kansrijke maatregel is voor het habitatype H7140A (trilvenen), maar dat nog onduidelijk is op welke wijze en waar deze maatregel effectief kan worden ingezet.

Invloed van bevoeiing op de basenrijkdom van de bodemtoplaag

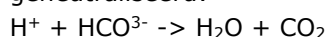
In kraggebodems wordt de bodem pH sterk gereguleerd door de basenverzadiging van het kationadsorptiecomplex. Zuurbuffering door kalk is vermoedelijk minder belangrijk omdat de zuurgraad zo laag is dat kalk afwezig is. Het kationadsorptiecomplex bestaat uit plekken op bodemdeeltjes met een negatieve lading. Positief geladen ionen (kationen) kunnen hieraan adsorberen. Hoe groter het aandeel van basische kationen (Ca, Mg, Na, K) in de totale hoeveelheid geadsorbeerde kationen, hoe hoger de bodem-pH is. Het aandeel van basische kationen op het adsorptiecomplex wordt aangeduid met de basenverzadiging. In Nederlandse zoete ecosystemen is calcium het dominante basische kation op het kationadsorptiecomplex. Een hoge bodem pH gaat dan samen met een hoge Ca-bezetting. Bij een lage bodem pH is het aandeel van zuur reagerende kationen (vooral H^+ , NH_4^+ , en Al^{3+}) hoog. Voor kraggeverlandingen is vooral het aandeel van H^+ en in mindere mate NH_4^+ van belang.

Het oppervlaktewater in laagveenmoerassen is veelal (matig) basenrijk. Bij inundatie van oppervlaktewater van kraggen gaat dit basenrijke oppervlaktewater de bodemtoplaag indringen. In verzuurde bodems leidt dat tot een verhoging van de Ca^{2+} - en HCO_3^- concentratie in het porievocht. Door deze verandering gaat kationuitwisseling plaatsvinden tussen het porievocht en het kationadsorptiecomplex op de bodemdeeltjes. De belangrijkste uitwisselreactie is:



waarbij: Ca-OS is geadsorbeerd Ca^{2+} kation aan organische stof (OS),

Vervolgens wordt in het porievocht het gedesorbeerde zuur (H^+) door reactie met bicarbonaat geneutraliseerd:



Wegens deze reactie draagt een hoge HCO_3^- -concentratie in het bevoeiingswater bij aan een gunstig evenwicht voor calcium-adsorptie. Aanvoer van én calcium én bicarbonaat zorgt dan voor een snelle adsorptie van calcium.

De hoeveelheid basische kationen die moet worden aangevoerd hangt niet alleen af van de basenverzadiging van de bodem, maar ook van de kationadsorptie-capaciteit (CEC, in meq/kg DG). Hoe groter de CEC is, hoe meer aanvoer van basische kationen nodig is om een hoge basenverzadiging te bereiken. In veenbodems draagt hoofdzakelijk het organische materiaal bij aan de kationadsorptie-capaciteit (CEC, in meq/kg DG). Kleimineralen, die een hoge CEC hebben, zijn van gering belang voor de CEC van de bodem, omdat kraggebodems doorgaans arm aan kleimineralen zijn. De CEC van veenbodems is verder afhankelijk van de humificatiegraad van het veen. Weinig gehumificeerd veen heeft een lage en sterk gehumificeerd veen juist een hogere CEC. Hoe hoger de CEC is hoe meer basische kationen geadsorbeerd zijn. De voorraad van basische kationen op het adsorptiecomplex is sterk bepalend voor het zuur bufferend-vermogen van de bodem. Dus hoe hoger de CEC en de basenverzadiging des te meer zuur de bodem kan neutraliseren.

Samenvattend: toevoer van basenrijk oppervlaktewater zal in verzuurde kraggebodems leiden tot een toename van de Ca-bezetting van het kationenadsorptiecomplex en dat heeft twee belangrijke effecten: 1) de pH van de bodem wordt hoger en 2) het zuur bufferend vermogen neemt toe.

Andere chemische effecten van bevoeiing de chemie van kraggentoplaag

Bevoeiing met basenrijk oppervlaktewater heeft niet alleen effect op de basenhuishouding, maar ook op de nutriëntenhuishouding, zwavelhuishouding en afbraak van organische stof. Allereerst zorgt de toevoer van bevoeiingswater voor aanvoer van allerlei stoffen die als ion zijn opgelost of gebonden zijn aan vaste deeltjes die met het bevoeiingswater worden meegevoerd. De volgende stoffen zijn voor de toestand van trilveenvegetaties van belang:

- fosfor (P): als opgelost fosfaat (PO_4^{3-}) in het water, fosfaat geadsorbeerd aan zwevende vaste deeltjes, fosfor (P) in organische verbindingen van deeltjes
- stikstof (N): opgeloste nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+ , stikstof (N) gebonden in zwevende vaste deeltjes; NH_4^+ geadsorbeerd aan zwevende deeltjes
- ijzer (Fe): opgelost en gebonden aan zwevende vaste deeltjes
- kalium (K^+): vooral als opgeloste ion;
- sulfaat (SO_4^{2+}): vooral als opgeloste ion.

Aanvoer van deze stoffen kan allereerst leiden tot accumulatie van P, N, K en S. Daarnaast kan door allerlei processen de beschikbaarheid van de belangrijke nutriënten P, N en K worden beïnvloed. Of dat voor trilveenvegetatie gunstig doorwerkt door een geringere beschikbaarheid van nutriënten, of juist ongunstig door een betere beschikbaarheid, hangt af van diverse factoren.

Fosfaat accumuleert doorgaans gemakkelijk in bodems. Een hoog Ca- en/of Fe-gehalte van de bodem bevordert de binding van fosfaat, evenals de gelijktijdige aanvoer van Ca en Fe met het bevoeiingswater. Hoe accumulatie van fosfaat doorwerkt in de P-beschikbaarheid voor de vegetatie is lastig in te schatten, omdat de regulatie van fosfaatbeschikbaarheid voor planten complex is. Voor mossen kan de opgeloste orthofosfaat, nitraat en ammonium in het bevoeiingswater direct doorwerken op de beschikbaarheid, omdat deze plantengenen wortels hebben en in direct contact komen met dit water. Minerale N (NO_3^- en NH_4^+) in het porievocht is ook gemakkelijk opneembaar voor planten. Extra aanvoer kan dan de beschikbaarheid van N vergroten. Het kwantitatieve effect op de N-beschikbaarheid hangt echter onder andere ook af van de hoeveelheid geadsorbeerde NH_4^+ in de bodem (deze pool is vele malen groter dan de pool in het porievocht), de stikstof-mineralisatie (NH_4^+ die netto vrijkomt bij afbraak van organische stof), denitrificatie (omzetting van NO_3^- in stikstofgas (N_2)) en de atmosferische N-depositie.

Stikstofmineralisatie kan door allerlei chemische effecten van aanvoer van bevoeiingswater worden beïnvloed. NO_3^- wordt in anaerobe organische veenbodems snel gedenitrificeerd tot N_2 . Aanvoer van K kan relevant zijn voor trilvenen waarin co-limitatie van K voor de productiviteit optreedt. Dit kan het geval zijn in langdurig gemaaide begroeiingen op veen waarvan de bodem door afvoer van maaisel sterk is uitgeput voor K.

Aanvoer van sulfaat kan in een zuurstofarme bodem met een lagere redoxpotentiaal leiden tot de vorming van vrije sulfiden (HS^- , H_2S) en ijzersulfiden (FeS , FeS_2). Bij reductie van sulfaat vindt anaerobe afbraak van organische stof plaats. Daarbij wordt HCO_3^- gevormd en neemt de pH toe. Deze alkalinisatie kan ook de adsorptie van calcium bevorderen (zie boven). Bij een geringe beschikbaarheid van reactief ijzer kunnen de concentraties van vrije sulfiden hoog worden en zorgen voor toxiciteitseffecten op planten. Als veel reactief ijzer aanwezig reageren de gevormde vrije sulfiden tot ijzersulfiden. Toxiciteitseffecten treden dan niet op, maar er kan dan wel desorptie van fosfaat optreden dat aan ijzer was gebonden. Daardoor kan interne P-eutrofiering optreden. Bij de vorming van de ijzersulfiden neemt de verzuringscapaciteit van de bodem toe. Als bij een tijdelijke lage waterstand de sulfidenrijke bodemhorizont aeroob wordt, gaan de ijzersulfiden namelijk oxideren. Daarbij wordt zuur gevormd. Of de bodem dan sterk verzuurt hangt af van de balans tussen de zuurbuftercapaciteit (die vooral wordt bepaald door de hoeveelheid basische kationen op het adsorptiecomplex) en de verzuringscapaciteit (die sterk bepaald wordt door de hoeveelheid geaccumuleerde sulfiden).

Effecten op waterstandsregime

Bevoeiing werkt door op het waterstandsregime in kraggen. Als door bevoeiing water wordt opgezet heeft dat invloed op de vegetatie. Wanneer de vegetatie onder water komt te staan kunnen planten en mossen geen kooldioxide en zuurstof meer opnemen uit de atmosfeer. Hierdoor wordt de fotosynthese verlaagd en kunnen planten ook last krijgen van zuurstofstress. Hoe deze effecten exact doorwerken op de vegetatie is afhankelijk van de duur, het moment in het jaar en diepte van de inundatie. Omdat trilveenvegetatie voor een groot deel uit semi-terrestrische plantensoorten bestaat zal deze niet goed bestand zijn tegen langdurige of permanente diepe inundatie. Ondiepe inundatie heeft minder impact op vaatplanten, zolang de bladeren boven de waterstand zitten, maar kan wel nog sterk doorwerken de moslaag. Inundatie van kraggen heeft ook invloed op het verloop van de redoxpotentiaal van de bodem en kan daarmee van invloed zijn op afbraak, mineralisatie en redoxreacties. De invloed op het waterstandsregime werkt daardoor ook door op de beschikbaarheid van nutriënten. Hoe exact hangt af van meerdere factoren, waarbij de geochemische toestand van de kragge ook sterk bepalend is.

Evaluatie van bevoeiingseffecten

Uit het bovenstaande blijkt dat bevoeien als maatregel voor behoud en herstel van basenrijke trilveenvegetatie niet alleen doorwerkt op de basenhuishouding, maar ook op de nutriëntenhuishouding en het waterstandsregime. Al deze veranderingen zijn bepalend voor het herstelsucces van trilveenvegetatie. Relevante criteria om de effectiviteit voor behoud en herstel van trilveenvegetatie te evalueren zijn daarom: 1) herstel van basenrijke condities in de bodemtoplaag, 2) het realiseren of handhaven van een lage N en P-beschikbaarheid, 3) een geschikt waterstandsregime voor trilveenvegetatie, 4) het terugkeren of betere kwaliteit van een trilveenvegetatie met kenmerkende soorten.

1.2 Doel van het onderzoek

De doel van het gevraagde onderzoek is als volgt geformuleerd:

"Het doel van het onderzoek is om de rol van inundaties in trilvenen beter te begrijpen en vast te stellen of en hoe de N2000-doelen met behulp van bevoeien haalbaar zijn. De rol die stikstofdepositie en stikstofaanvoer en andere nutriënten spelen is hierbij van belang. Het uiteindelijke doel is een effectief en kostenefficiënt beheer van kraggeverlandingen met als resultaat behoud en herstel van het habitattype H7140A "basenrijke trilvenen". "

Dit doel kan als volgt nader worden omschreven:

1. Meer inzicht krijgen in hoe inundaties het functioneren van trilvenen in laagveenmoerassen van laag Nederland beïnvloedt.
2. Onderzoeken op welke wijze behoud en herstel van het habitattype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen) door bevoeiing met basenrijk oppervlaktewater mogelijk is.
3. Het formuleren van effectief en kostenefficiënt beheer van kraggeverlandingen.

Binnen het beschikbare onderzoeksbudget zijn de eerste twee doelen verwezenlijkt. Met dit onderzoek is bepaald in welke situaties bevoeiing kansrijk is voor behoud en herstel van habitattype H7140A Overgangs- en trilvenen (trilvenen). Hiervoor worden in deze rapportage ook praktische beheeradviezen gegeven.

De realisatie van het derde doel is beperkt tot de inzet van bevoeiing als beheer- en herstelmaatregel, maar wordt in dit OBN-onderzoek niet uitgewerkt voor het totale beheer van kraggeverlandingen.

1.3 Onderzoeksvragen

De volgende onderzoeksvragen beantwoorden:

1. Wat is de oorzaak en het karakter van de inundaties met basenrijk water in de referentiesituaties en hoe beïnvloeden die bodem- en waterchemie en vegetatiesamenstelling?
2. Welke waterkwaliteit is geschikt om via bevoeien trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
3. Wat is het lange-termijn perspectief van bevoeiing voor herstel en behoud van basenrijke trilvenen?
4. In welke periode dient bevoeid te worden om trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
5. Hoe lang dient de periode te duren waarin bevoeid moet worden om trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen?
6. Welke inundatiediepte dient te worden nagestreefd bij het inzetten van bevoeiing als maatregel om trilveenvegetatie in stand te houden of te herstellen?

Oorspronkelijk was de bedoeling om ook de vraag " Welke referentiesituatie(s), naast De Stobbenribben, zijn nodig om een representatief beeld te krijgen van de invloed van inundaties op de ontwikkeling van trilvenen?" te beantwoorden. Beantwoording van deze vraag is afgefallen door de geringe beschikbaarheid van geschikte data en de strakke projectplanning aan het begin van het project wat uitvoering van zinvol veldwerk onmogelijk maakte.

1.4 Leeswijzer

Het onderzoek bestaat uit vier onderdelen die in de volgende hoofdstukken zijn uitgewerkt:

- Hoofdstuk 2: Een verkenning van de theoretische bevoeiingsbehoefte voor uiteenlopende laagveenmoerasgebieden in laag Nederland. Op basis van de verzuringstoestand van kraggenverlandingen, de lokale waterkwaliteit en de gewenste basenrijkdom van de bodem toplaag is met een stofbalans-aanpak geanalyseerd hoeveel bevoeiing nodig is voor herstel van basenrijke trilvenen. Dat geeft voor uiteenlopende situaties in laagveenmoerasgebieden indicatief inzicht in de benodigde bevoeiingshoeveelheid, bevoeiingsduur en de effecten op de input van nutriënten en zwavel.
- Hoofdstuk 3: Onderzoek aan de water- en bodemchemie en vegetatie van referentielocaties met invloed van inundatie met basenrijk oppervlaktewater. Daarvoor zijn bevoeide rietteeltpercelen in de Wieden en Weerribben en enkele locaties in de stobbenribben onderzocht. Dit geeft inzicht hoe inundatie met oppervlaktewater doorwerkt op de basenrijkdom, nutriëntenrijkdom en vegetatie.
- Hoofdstuk 4: Experimentele onderzoek met bevoeiing in twee percelen met kraggen de Wieden gedurende 2016-2019. In een experiment met een gecontroleerde toevoer van basenrijk oppervlaktewater tijdens het groeiseizoen is onderzocht wat daarvan de effecten zijn op waterstandsregime, basenrijkdom, nutriëntentoestand en vegetatie. De effecten zijn onderzocht in ruimtelijke gradiënten van licht verzuurde trilveenvegetatie naar veenmosrietland.
- Hoofdstuk 5: Synthese met beantwoording van de onderzoeksvragen en aanbevelingen voor bevoeiing van verzuurde kraggenverlandingen op basis van de drie deelonderzoeken.

2. Verkenning theoretische bevoeiingsbehoefte en bevoeiingsduur

2.1 Achtergrond en werkwijze

In dit hoofdstuk wordt verkend of op basis van de huidige chemische samenstelling van het oppervlaktewater en de bodemchemische condities in de toplaag van kraggen, bevoeiing een mogelijke optie is voor de beheerpraktijk. Een criterium voor haalbaarheid in de praktijk is dat met de hoeveelheden infiltreerbaar oppervlaktewater een hoge basenrijkdom in stand kan worden gehouden en dat in verzuurde kraggen binnen een afzienbare termijn (<25 jaar) herstel van een hoge basenrijkdom mogelijk is.

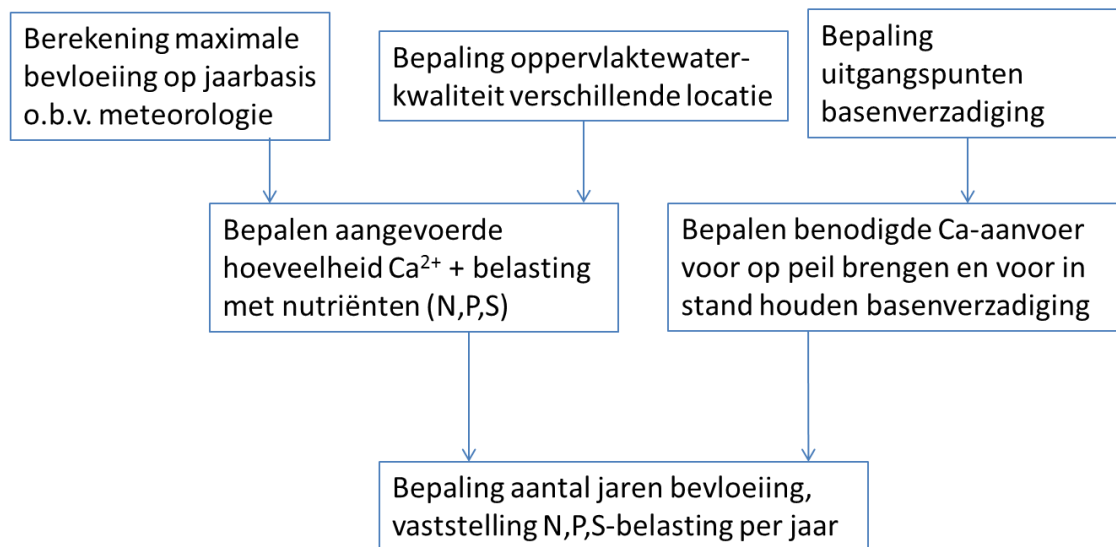
Belangrijke vragen om te beantwoorden zijn:

1. Wat is de initiële basenverzadiging van de bodemtoplaag in kraggen
2. Hoeveel water kan infiltreren gegeven de meteorologische condities (neerslag, verdamping).
3. Hoeveel oppervlaktewater moet aangevoerd worden om de basenverzadiging op peil te brengen en/of op een hoog niveau te behouden.
4. Hoe lang moet bevoeid worden om deze hoeveelheid aan te voeren.
5. Hoe groot is de hiermee samenvallende belasting met nutriënten uit het bevoeiingswater.

Alvorens met bevoeiingsexperimenten te beginnen is daarom een overzicht opgesteld van de oppervlaktewaterkwaliteit in diverse relevante laagveenmoerasgebieden in Nederland. Het gaat hierbij om gebieden waar nog trilvenen, of hieraan verwante vegetaties voorkomen of in het (recente) verleden voorkwamen. Hierbij zijn tevens, voor zover mogelijk fysische en bodemchemische eigenschappen van de kraggen in de gebieden verzameld. Op basis van deze gegevens is getracht om een indicatieve initiële basenverzadiging te berekenen voor de verschillende gebieden.

Op basis van neerslag en verdampingsgegevens een effectieve jaarlijkse bevoeiingshoeveelheid berekend die kan infiltreren in de kragge. In combinatie met de oppervlaktewaterkwaliteit is hiermee de jaarlijks aangevoerde hoeveelheid basen en de belasting met nutriënten per gebied opgesteld.

Door de aanvoer te vergelijken met de benodigde aanvoer voor het op peil brengen en in stand houden van de basenverzadiging kan vervolgens het aantal jaren bevoeiing en de hiermee gepaard gaande aanvoer van nutriënten worden vastgesteld. In Figuur 2-1 is de aanpak schematisch weergegeven.



Figuur 2-1: Schema voor het kwantificeren van de bevloeingsbehoefte en het benodigde aantal jaren bevloeiing op basis van de benodigde aanvoer van calcium (Ca^{2+}) voor het op peil brengen en/of op een hoog peil houden van de basenverzadiging van het veen. Parallel wordt tevens de potentiële aanvoer van nutriënten en zwavel (S) gekwantificeerd.

Figure 2-1: Flowchart for quantifying the irrigation requirement and the duration of irrigation required, based on the required supply of calcium (Ca^{2+}) to increase and/or maintain the base saturation of the peat at a high level. In parallel, the potential supply of nutrients and sulphur (S) is also quantified.

2.2 Vaststelling van de effectieve bevloeingshoeveelheid

Voor het berekenen van de effectieve bevloeingshoeveelheid over de tijd is opvulling van het maximale dagelijkse neerslagtekort als uitgangspunt genomen. Voor de bepaling hiervan is gebruik gemaakt van langjarige reeksen voor neerslag en Makkink-verdamping van meteostation Eelde. Gezien de natte omstandigheden en de hierop aangepaste vegetatie is aangenomen dat de actuele verdamping van de vegetatie overeenkomt met de potentiële (Makkink) verdamping.

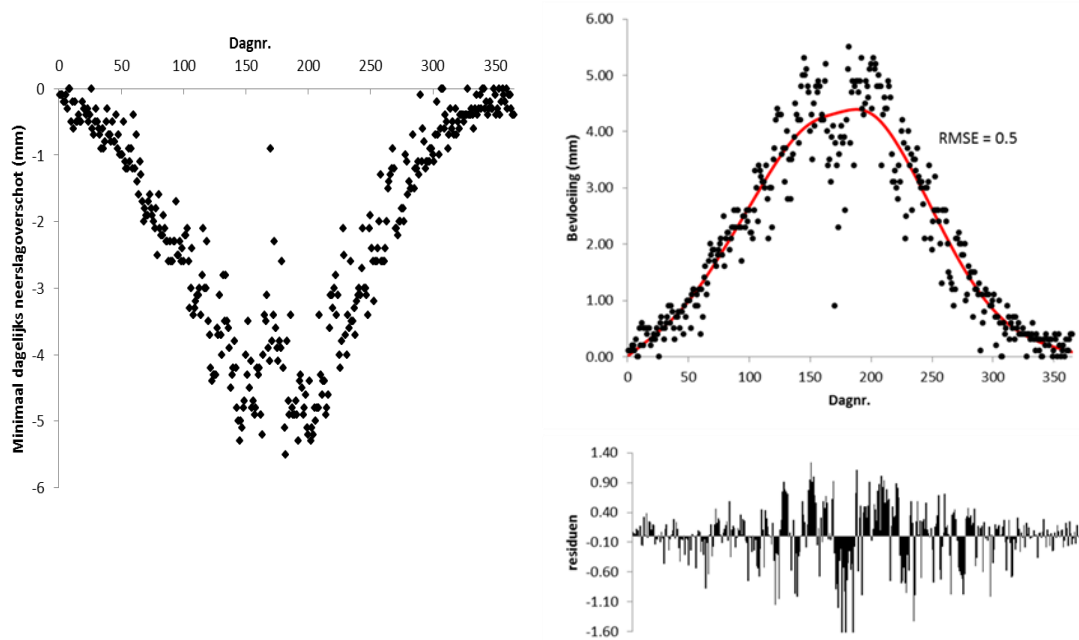
Er is voor deze (simpele) aanpak gekozen omdat het vooraf erg moeilijk is in te schatten hoeveel water zal infiltreren of oppervlakkig zal af- en/of aanstromen. Het opvullen van het neerslagtekort lijkt hierbij een veilige aanpak omdat in periodes met een significant neerslagtekort de vegetatie flink zal transpireren en aangevoerd water in de bodem/moslaag zal kunnen doordringen. Grotere hoeveelheden hebben waarschijnlijk geen zin omdat dit water na verzadiging van het profiel over het oppervlak zal afstromen en niet de bodem in zal dringen. Daarom zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Verdamping op basis van 25 jaar (1990-2015) op KNMI station Eelde gemeten neerslag en Makkink verdamping;
- Potentiële verdampende van korte vegetatie = Makkink verdamping;
- Selectie van maximaal dagelijks neerslagtekort in deze periode (hierbij zijn dagelijkse neerslagoverschotten steeds op 0 gezet);
- Uitgangspunt: altijd voldoende wateraanvoeren om neerslagtekort op te kunnen vangen.

Het berekende minimale dagelijkse neerslagoverschot is weergegeven in Figuur 2-2. Door de inverse van deze waarden te nemen wordt het maximale dagelijkse neerslagtekort verkregen, wat vervolgens op basis van de eerdere overwegingen gelijkgesteld is aan de maximale dagelijkse bevloeingsbehoefte.

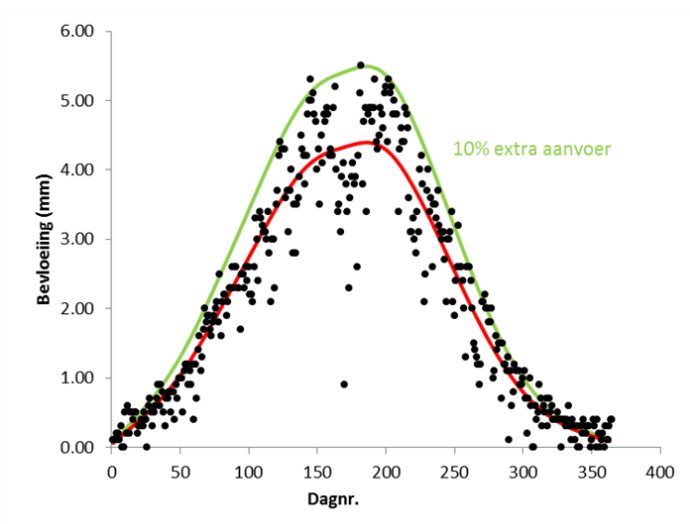
Door de puntenwolk is vervolgens met het programma Past (Hammer 2019) een continue lijn gefit (smoothing spline) en zijn de residuen ten opzichte van deze lijn bepaald (Figuur 2-2). Opvallend is dat de grootste afwijkingen naar beneden zich in de zomer rond dagnummer 170 bevinden en de afwijkingen naar boven in de periodes daar kort voor en kort na. Mogelijk wordt dit veroorzaakt doordat de puntenwolk is samengesteld uit specifieke droge periodes die in de periode van 25 jaar zijn voorgekomen. Om te allen tijde voldoende water aan te voeren is er voor gekozen om de gefitte aanvoer met 10% op te hogen (Figuur 2-3 en Figuur 2-4).

In nattere zomers zal hierdoor oppervlakkige afstroming optreden, maar zo wordt in ieder geval gegarandeerd dat in droge periodes voldoende water wordt aangevoerd. De jaarlijks aan te voeren hoeveelheid water bedraagt hiermee (op basis van 10% extra aanvoer) 987 l/m² (= 987 mm). De effectieve bevoeiingshoeveelheid is dus relatief beperkt (dezelfde orde grootte als de neerslag) en met eenvoudige pompen op zonne-energie in het veld realiseerbaar.



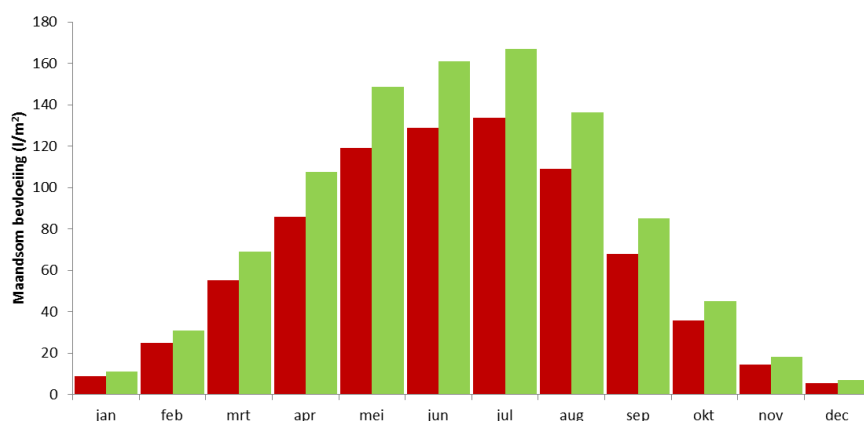
Figuur 2-2: Links: berekende minimale dagelijkse neerslagtekort in mm op basis van 25 jaar neerslag en Makkink-verdamping gemeten op KNMI-station Eelde. Een negatieve waarde betreft een neerslagtekort. Rechts: benodigde aanvoer om het tekort aan te vullen. De rode lijn is het gefitte verloop in de tijd. De grafiek rechts onder geeft de residuen van de gefitte lijn.

Figure 2-2: Left: minimum daily precipitation deficit in mm, calculated based on 25 years of precipitation and reference evapotranspiration measured at KNMI station Eelde. A negative value is a precipitation deficit. Right: necessary water supply to balance the deficit. Red line: fitted curve with residuals shown in the bottom-right panel.



Figuur 2-3: Benodigde aanvoer van bevoeiingswater (punten en rode lijn) op basis van het neerslagtekort over 25 jaar gemeten op KNMI-station Eelde. Om te allen tijde voldoende water aan te voeren is de gefitte benodigde aanvoer (rode lijn) met 10% opgehoogd (groene lijn).

Figure 2-3: Required supply of irrigation water (points and red line) based on the precipitation deficit measured over 25 years at KNMI station Eelde. To supply sufficient water at all times, the fitted requirement (red) has been increased by 10% (green).



Figuur 2-4: Maandsommen noodzakelijke bevloeiing (l/m^2) op basis van de gefitte lijn in figuur 2.3 (rood) en op basis van 10% extra aanvoer (groen).

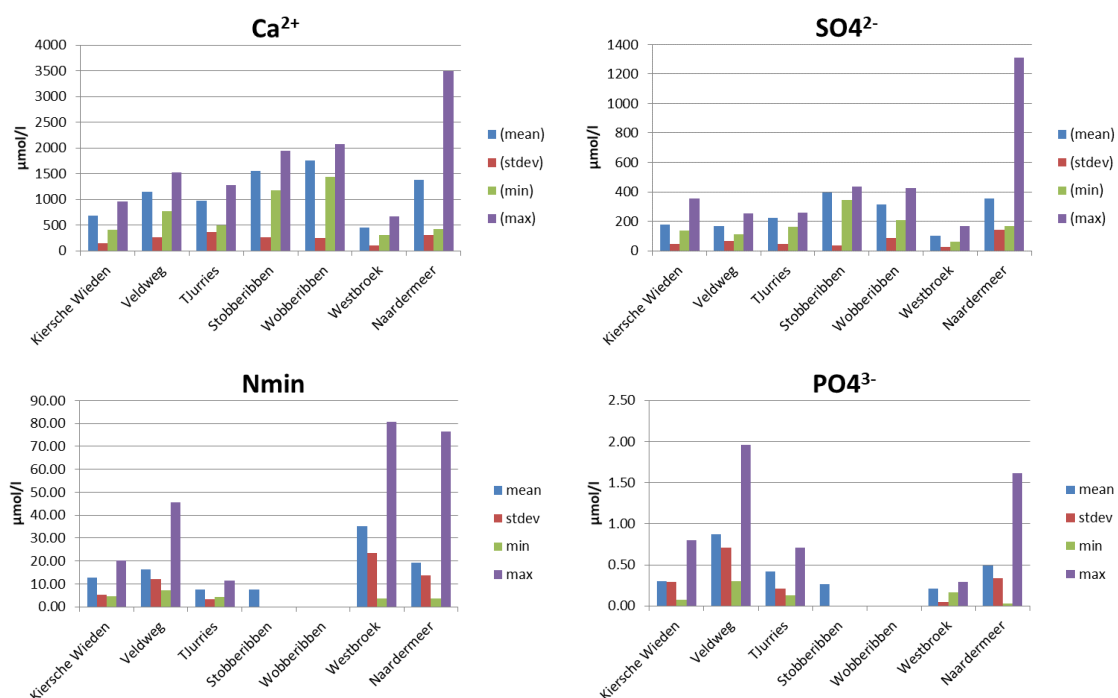
Figure 2-4: Monthly sums of required irrigation (l/m^2) based on the fitted curve in figure 2.3 (red) and based on 10% extra supply (green).

2.3 Oppervlaktewaterkwaliteit trilvenen en aanvoer bij bevloeiing

In de analyse is de oppervlaktewaterkwaliteit meegenomen die gemeten is nabij de volgende trilvenen en kragteverlandingen: Kiersche Wieden, Veldweg, Tjurries, Stobbenribben, Wobberribben, Westbroek en het Naardermeer. De meeste van deze gebieden betreffen (vrijwel) zoete laagveenmoerassen.

De lengte van de tijdreeksen en de beschikbare parameters bleken sterk te variëren. Zo is in de Wobberribben en Stobbenribben door o.a. Van Wirdum en Schouwenberg (1997), Schouwenberg & Van Wirdum (1998), Schouwenberg (2000), Kemmers et al. (2002), Cusell et al. (2013) en Kooijman et al. (2016) uitgebreid gemeten en gerekend aan kationen en basenverzadiging. Gegevens over nutriënten bleken hier echter veel beperkter beschikbaar. Uitgebreide informatie maar kortere meetreeksen zijn beschikbaar van Kiersche Wieden (Cusell et al. 2013; Mettrop et al. 2015), Veldweg (Cusell et al. 2013; Mettrop et al. 2015) en Tjurries (Loeb et al. 2016). Voor Westbroek (meetpunt PMW069) en het Naardermeer (meetpunt NAP020) is gebruik gemaakt van metingen door Waternet. Uit de beschikbare tijdreeksen is vervolgens de gemiddelde oppervlaktewaterconcentratie, de standaarddeviatie en het minimum en maximum berekend. De resultaten voor calcium, sulfaat, mineraal stikstof ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$) en orthofosfaat zijn weergegeven in Figuur 2-5. Voor de Stobbenribben en Wobberribben waren geen relevante meetreeksen van fosfaat en minerale stikstof beschikbaar. Er is gebruik gemaakt van data uit begin jaren '80 (data Kooijman, 1984). Deze gegevens zijn dus genomen voordat er maatregelen zijn genomen om de waterkwaliteit te verbeteren. Hoe representatief deze gegevens zijn voor de huidige oppervlaktewaterkwaliteit is onduidelijk. In de verdere analyse is van deze waarden uitgegaan.

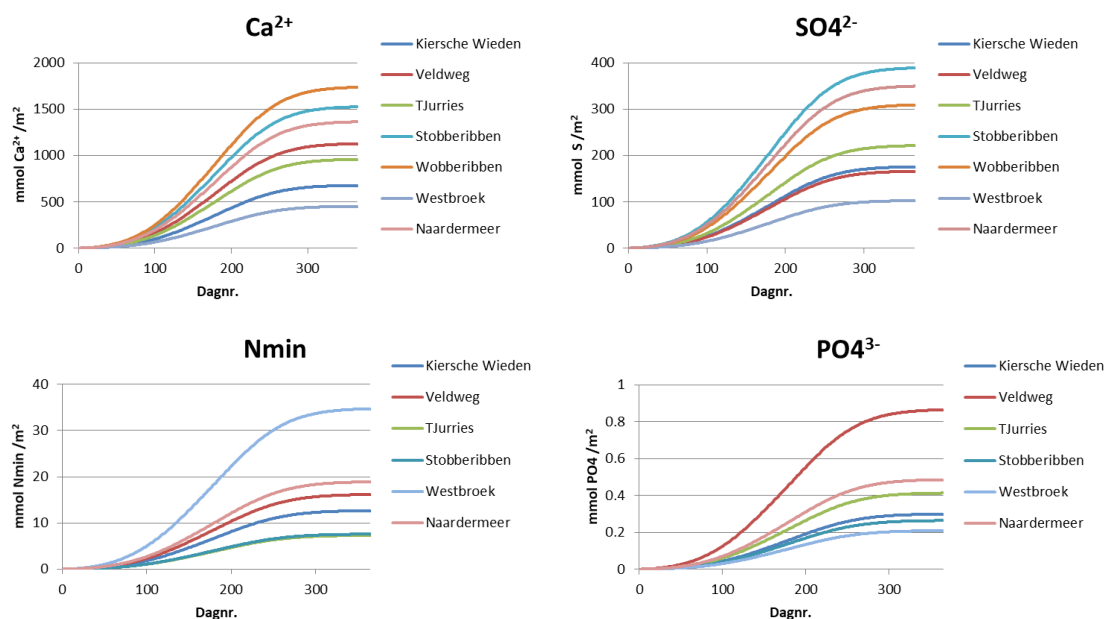
Uit een vergelijking van de beschouwde gebieden blijkt dat de calciumconcentraties in het oppervlaktewater verhoudingsgewijs laag zijn in de Kiersche Wieden en in het bijzonder in Westbroek. De calciumconcentratie in het oppervlaktewater komt goed overeen met door Koerselman, (1990) gepubliceerde gemiddelde waarden. Wel moet opgemerkt worden dat lokaal door opwellend grondwater de calciumconcentratie in dit gebied wat hoger kan zijn. Koerselman vond bijvoorbeeld ongeveer twee keer zo hoge waarden in het door hem onderzochte kwelvenntje. Oppervlaktewater met hoge calciumconcentraties wordt gevonden de Stobbenribben en de Wobberribben. Sulfaatconcentraties zijn hoog in het Naardermeer met incidenteel zeer hoge uitschieters. Verhoudingsgewijs hoge stikstofconcentraties worden aangetroffen in Westbroek en in mindere mate bij het Naardermeer en de Veldweg. De mediane orthofosfaat concentratie is het hoogst in de Veldweg. Uit meetgegevens van de Stobbenribben en Naardermeer blijkt dat de P-totaal concentratie een factor 6-7 hoger kan liggen dan P-PO_4 concentratie. Voor bevoeiing is de P-totaal concentratie van belang voor de belasting, omdat bijvoorbeeld aan zwevende deeltjes gebonden P direct bij de planten terecht komt en beschikbaar kan komen.



Figuur 2-5: Calcium, sulfaat, N-mineraal (N_{min}) en orthofosfaat in het oppervlaktewater van 7 gebieden met kraggevormende vegetaties.

Figure 2-5: Calcium, sulphate, mineral N (N_{min}) and orthophosphate in the surface water of 7 areas with quaking mires.

Door de gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater (Figuur 2-5) te combineren met de in paragraaf 2.2 berekende effectieve bevloeiingshoeveelheid kan de cumulatieve jaarlijkse belasting van de kragge met stoffen door bevloeiing worden berekend. In Figuur 2-6 is de belasting per vierkante meter weergegeven. Uit de figuur blijkt dat bij bevloeiing met oppervlaktewater in de Wobberibben al binnen een jaar een flinke hoeveelheid calcium per vierkante meter kan worden aangevoerd. Bij eenzelfde bevloeiingshoeveelheid is de aangevoerde hoeveelheid calcium in Westbroek meer dan een factor 4 lager. Bovendien zal bevloeiing in Westbroek met de aangehouden oppervlaktewaterconcentraties gepaard gaan met een jaarlijkse belasting van 35 mmol/m² N-mineraal. De Veldweg kent bij bevloeiing een relatief hoge orthofosfaat belasting. De monsters bij Veldweg zijn echter genomen uit de Hoofdvaart (Kerkgracht), op relatief korte afstand van het gemaal. Bij bevloeiing ligt het voor de hand om gebruik te maken van de nabijgelegen sloot die een langere aanvoerweg kent, en daarmee lagere nutriëntengehaltes (Cusell et al. 2013). Als P-PO₄ waarden onderling worden vergeleken, dan springt de Veldweg er negatief uit. Omgerekend naar kg P-PO₄/ha kan de belasting in deze gebieden bij jaarrond bevloeiing oplopen tot meer dan 0.5 kg P-PO₄/ha/jr. Bij de overige gebieden ligt deze belasting aanzienlijk lager met waarden rond 0.1 kg P-PO₄/ha/jr (Figuur 2-10).



Figuur 2-6: De aangevoerde stoffen (calcium, sulfaat, mineraal stikstof en orthofosfaat) door bevloeiing gedurende 1 jaar (per m² cumulatief), uitgaande van de in paragraaf 2.2 berekende bevloeiingshoeveelheid.

Figure 2-6: Loads of supplied substances (calcium, sulphate, mineral nitrogen and orthophosphate) by flooding over 1 year (cumulative per m²), based on the irrigation quantities calculated in section 2.2.

2.4 Berekening benodigde aanvoer voor instandhouding en herstel van de basenverzadiging

Uitgangspunten

De basenverzadiging op het adsorptiecomplex wordt bepaald door de hoeveelheid geadsorbeerde basische kationen (Ca, Mg, K, Na) ten opzichte van de totale hoeveelheid geadsorbeerde kationen. In zoete terrestrische ecosystemen is calcium vaak het dominante kation. In het oppervlaktewater van laagveenmoerasgebieden kan naast calcium ook natrium een belangrijk kation zijn als gevolg van (vroegere) invloed van brak water. In gebieden met brakwaterinvloed zou natrium in theorie ook een belangrijke rol kunnen spelen voor de basenverzadiging. Een check op recente bodemchemische gegevens van kraggenverlandingen laat zien dat het aandeel van geadsorbeerde Ca^{2+} in de totale adsorbeerde hoeveelheid basische kationen ($\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}+\text{Na})$; concentraties in meq/kg) in de Wieden waar het oppervlaktewater een relatief lage Na concentratie heeft 67 % (meq/meq) bedraagt (data hoofdstuk 4). Het aandeel van geadsorbeerde Na^+ ($\text{Na}/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}+\text{Na})$ in meq/kg) bedraagt hier 8 % (meq/meq). In het Naardermeer waar de Na-concentratie in het oppervlaktewater hoger is bedraagt het aandeel van geabsorbeerde Ca^{2+} en Na^+ respectievelijk 66 en 12 % (meq/meq) (data B-Ware).

Voor berekening van de benodigde aanvoer van basische kationen om in een verzuurde kraggebodem om de basenverzadiging van het kation-adsorptiecomplex op peil te brengen en te houden, is het daarom mogelijk om uit te gaan van de hoeveelheid aangevoerde calcium. In de stofbalansberekening voor herstel van de basenverzadiging wordt daarom uitgegaan van dominantie van protonen en calciumionen op het adsorptiecomplex.

Er zijn vier uitgangssituaties voor de basenverzadiging van een kragge onderscheiden:

1. Niet verzuurd, onder invloed van oppervlaktewater: 80 – 90 % Ca-verzadiging
2. Licht verzuurd, beperkte invloed oppervlaktewater: 50 – 60% Ca-verzadiging
3. Verzuurd, weinig invloed oppervlaktewater: 20 – 30% Ca-verzadiging
4. Sterk verzuurd, geen invloed van oppervlaktewater: 5% Ca-verzadiging

Als streefwaarde voor basenrijke trilveenvegetatie is gekozen voor een Ca-verzadiging van 85%. Voor herstel van de basenverzadiging van een sterk verzuurde bodem moet de Ca-basenverzadiging dan worden verhoogd van 5 naar 85% (verschil 80%). Voor een verzuurde bodem is een verschuiving van 35 naar 85 % (verschil 60%) nodig en voor een licht verzuurde bodem van 55 naar 85 % (verschil 30%).

Voor de CEC van de toplaag van kraggen wordt uitgegaan 755 mmol+/kg gebaseerd op metingen van Van Wirdum & Schouwenberg (1997) en Kemmers et al. (2000). Omdat er weinig verschil is tussen de CEC van veen van slaapmossen (bruinveen) en veenmossen wordt één waarde gehanteerd. Op basis van de CEC en bulkdichtheid van het veen is de CEC voor de bovenste 25 cm van de bodem per oppervlakte-eenheid berekend. Voor de bulkdichtheid wordt uitgegaan van 0.080 kg ds/l voor slaapmosveen en 0.058 kg ds/l voor veenmosveen op basis van Van Wirdum & Schouwenberg (1997), Schouwenberg & Van Wirdum (1998) en data van Van Dijk (2015). Omrekening geeft dan een CEC van 14401 en 10346 mmol+/m² voor respectievelijk slaapmos- en veenmosveen.

Voor berekening van de benodigde calciumaanvoer zijn twee situaties van belang:

1. **Onderhoud:** de hoeveelheid aanvoer van calcium die nodig is om uitloging als gevolg van verzurende depositie, de afvoer van basische kationen door maaibeheer en de 'aanwas' van het kationadsorptiecomplex door veengroei te compenseren. Veengroei zorgt voor de toename van adsorptie sites waarop nog geen calcium is geadsorbeerd. Om deze nieuwe adsorptiesites te bezetten met calcium is ook aanvoer van calcium nodig.

Zuur dat als gevolg van atmosferische depositie wordt aangevoerd wisselt uit met geadsorbeerd calcium. Om te voorkomen dat de basenverzadiging daalt, moet calcium op het adsorptiecomplex worden aangevuld. Maaibeheer zorgt voor afvoer van basen in de afgevoerde biomassa. Deze afvoer moet ook met aanvoer van basen via oppervlaktewater worden gecompenseerd.

2. **Herstel+onderhoud:** wanneer de basenverzadiging te laag is voor basenrijke trilveenvegetatie, is de aanvoer van calcium nodig om de calciumverzadiging te verhogen naar 85%.

De benodigde aanvoer is berekend voor **alleen onderhoud** en voor **herstel+onderhoud**.

Als uitgangspunt voor de verzurende depositie is de lokale zuurdepositie van de gebieden gebruikt op basis van de modelering met OPS voor het jaar 2017 (data RIVM). Deze heeft een range van 1700 tot 2250 mol zuur/ha/ jr = 170 tot 225 mmol zuur/m²/jr. In Westbroek en Naardermeer is de zuurdepositie relatief hoog (resp. 225 en 213 mmol zuur/m²/jr). Deze getallen betreffen de potentieel verzurende capaciteit van de atmosferische depositie. In werkelijkheid kan er afhankelijk van de chemische omzettingsreactie de werkelijke zuurvorming geringer zijn.

Voor afvoer van basische kationen is uitgegaan van metingen in grondwatergevoede venen met zeggen/ slaapmos-vegetatie in Nederland, België en Oost-Duitsland (data Universiteit Antwerpen). De voorraden van Ca en Mg in de bovengrondse vaatplantbiomassa bedragen gemiddeld resp. 2.50 en 0.82 g/m². Afvoer van deze voorraden komt overeen met een afvoer van 96 mmol+/m²/j basische kationen.

Voor de veengroei is 0.75 cm/jr genomen Deze waarde is gebaseerd op Schouwenberg & Van Wirdum (1998), die deze waarden inschatten op basis van expert judgement. Faber et al. (2016) hebben gekeken naar diktegroei op basis van paleontologisch onderzoek en vonden een diktegroei van 0.5 cm/jr voor trilveen in de Stobbenribben, 0.67 cm/jr voor veenmosveen in Westbroek en 1.0 cm/jr voor veenmosveen in de Stobbenribben. Het product van de veengroei, de bulkdichtheid en de CEC geeft dan de jaarlijkse toename van de CEC door veengroei. Deze bedraagt dan voor slaapmosveen 455 mmol+/m²/jr en voor veenmosveen 327 mmol+/m²/jr. De bijdrage van veengroei heeft echter grote onzekerheden. De stofbalansberekening wordt uitgevoerd voor de toplaag en maar een deel van de veengroei vind ook plaats door wortels onder de toplaag van 25 cm dikte. Verder kan sterke afbraak van de veen in de toplaag weer leiden tot afname van de CEC daar.

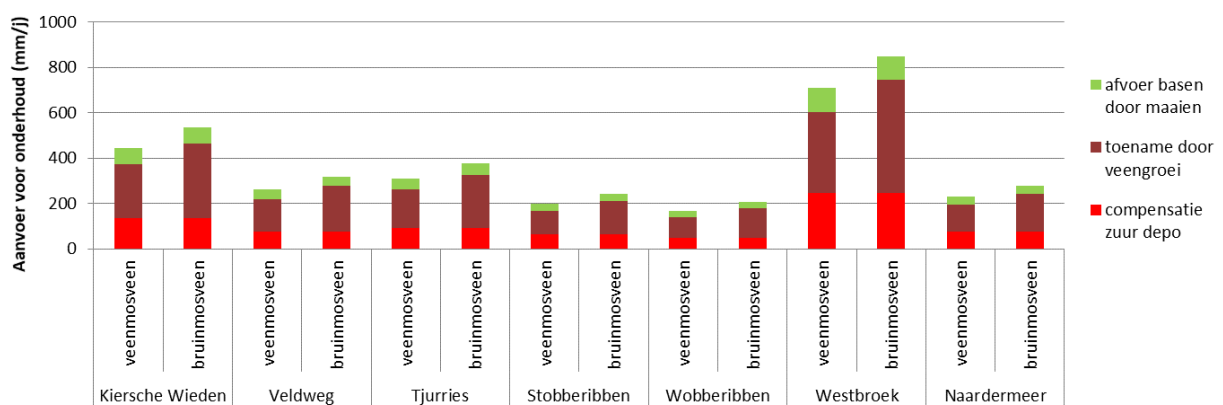
Om te toetsen of de aanname van 0.75 cm accumulatie van veen per jaar realistisch is, is deze getoetst aan de door Koerselman (1990) bepaalde productiviteit van een trilveen. Hierbij gebruik makend van de in bovenstaande genoemde bulkdichtheden resulteert een veengroei van 0.75 cm/jr in een droge stof productie van respectievelijk 0.43 en 0.60 kg/m²/jr voor veenmosveen en slaapmosveen. Dit komt overeen met respectievelijk 0.22 en 0.30 kg C/m²/jr. Omgerekend naar P en N is deze productiviteit redelijk in lijn met de door Koerselman (1990) gevonden waarden, maar ook met door Richardson & Marchall (1986) gevonden waarden. De genoemde accumulatiesnelheden liggen echter in de hoge range van, of iets boven, paleontologisch onderzoek dat gebaseerd is op lange-termijn koolstofaccumulatiesnelheden in laagvenen (0.006 tot 0.200 kg/m²/jr; Succow & Joosten 2001, Holmquist & MacDonald 2014). Wegens de onzekerheden over de bijdrage van veengroei aan toename van de CEC is voor de berekening van de benodigde bevoeiingsduur een scenario met en een zonder veengroei doorgerekend.

Vertaald naar de gebieden ontstaat dan als het hele jaar wordt bevoeid het beeld voor de bevoeiingshoeveelheid voor onderhoud zoals weergegeven in Figuur 2-7. De verschillen tussen de gebieden worden hierbij vooral bepaald door de calciumconcentratie van het oppervlaktewater en in beperkte mate door verschillen in zuurdepositie.

Vooral in Westbroek en in mindere mate de Kiersche Wieden is voor alleen 'onderhoud' van de basenverzadiging al een flinke bevoeiingshoeveelheid nodig. Zichtbaar dat het aandeel van toename van de CEC door veengroei in benodigde aanvoer van Ca door bevoeiing overal groot is (50-63%). Die van compensatie van de zuurdepositie is variabel (24-35%) met het hoogste aandeel in Westbroek en Naardermeer waar de zuurdepositie het hoogst is. Compensatie van het verlies van basen door maaien heeft maar een gering aandeel (12-16%).

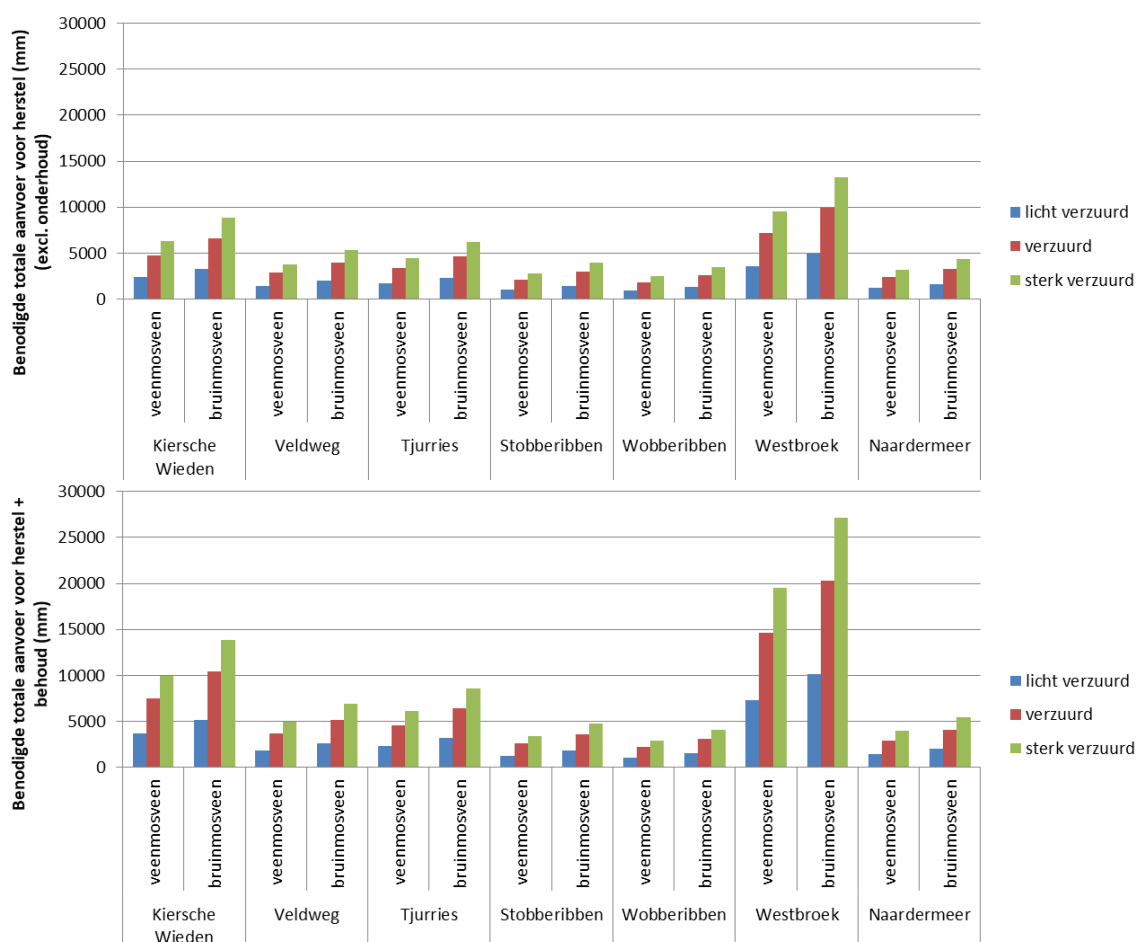
In Figuur 2-8 is vervolgens de benodigde bevoeiing voor alleen 'herstel' en 'herstel+behoud' bepaald, uitgaande van drie uitgangssituaties (licht verzuurd, verzuurd en sterk verzuurd). Gezien de relatief lage calciumconcentraties in het oppervlaktewater is de bevoeiingsbehoefte het grootst in Westbroek. Door veranderingen in het patroon van grondwaterstroming is de calciumconcentratie van het oppervlaktewater hier erg laag geworden, wat leidt tot uitzonderlijk hoge hoeveelheden bevoeiingswater, zeker wanneer ook aanvoer voor behoud wordt meegerekend. De hoge zuurdepositie in dit gebied vergroot nog extra de benodigde hoeveelheid. Voor herstel werkt de Ca-concentratie lineair door, maar als ook behoud wordt meegerekend, is er een niet lineair effect van de Ca-concentratie op de vereiste bevoeiingshoeveelheid. Bij lage Ca-concentraties blijft er jaarlijks maar weinig van de aangevoerde calcium over omdat het grootste deel nodig is voor het compenseren van verzurende processen. Dit leidt dan tot een toename van de benodigde bevoeiingsduur. Door dit effect loopt in Westbroek de vereiste bevoeiingshoeveelheid op tot extreem hoge waarde wanneer behoud wordt meegerekend. Bij een hoge Ca-concentratie van het oppervlaktewater zijn de effecten van het meerekenen van behoud op de bevoeiingshoeveelheid minder groot.

Vervolgens is het aantal jaren berekend dat nodig is om de basenverzadiging weer op peil te krijgen waarbij ook de 'onderhouds' bevoeiing is verdisconteerd (Figuur 2-9). Er is een berekening uitgevoerd die wel en een die geen rekening houdt met de toename van de CEC door veengroei. Hieruit blijkt dat een licht verzuurde toestand in de meeste gebieden binnen enkele jaren continue bevoeien, is op te krikken naar een hoge basenverzadiging. Uitzondering hierop is Westbroek waar zelfs vanuit de licht verzuurde toestand 5 jaar (zonder veengroei) en 10 jaar (met veengroei) bevoeien nodig is voor herstel van de basenverzadiging. Vanuit een sterk verzuurde toestand is in de gebieden Stobberribben, Wobberribben en Naardermeer rond de 3-5 jaar bevoeiing nodig voor voldoende verhoging van de basenverzadiging. In andere gebieden bedraagt dat meer, met Westbroek als uitschieter naar 15 jaar of hoger jaar. Het wel of niet meewegen van de toename van de CEC door veengroei heeft vooral in dit gebied een groot effect op de tijdsduur. Het meerekenen van veengroei zorgt daar in combinatie de lage basenrijkdom van het oppervlaktewater dat er jaarlijks maar weinig van de aangevoerde basen over blijft voor herstel. Voor de andere gebieden, waar de Ca-concentratie van het oppervlaktewater hoger is, zorgt het meewegen van veengroei voor enkele jaren extra bevoeiingsduur. Dan is er jaarlijks nog veel van de aangevoerde calcium over voor herstel.



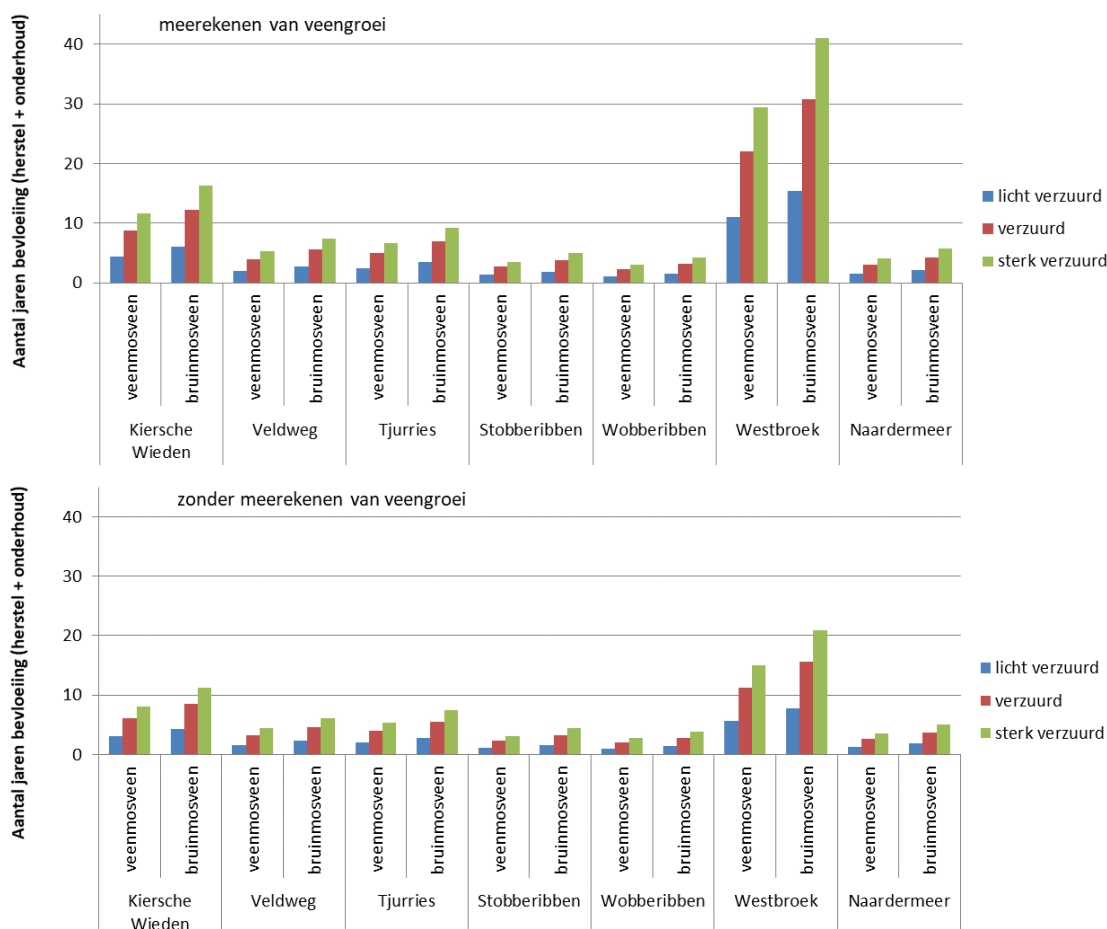
Figuur 2-7: Benodigde jaarlijkse aanvoer van oppervlaktewater ($\text{mm/j} = \text{l/m}^2/\text{j}$) om de basenverzadiging in stand te houden ('onderhoud') met onderscheid voor de bijdrage van afvoer van basen door maaien, toename CEC door veenvorming en zuurdepositie.

Figure 2-7: Required annual surface water supply ($\text{mm/y} = \text{l/m}^2/\text{y}$) to maintain base saturation ("maintenance"), subdivided into the amounts needed for compensating base loss through mowing (green), increased CEC due to peat formation (brown) and acid deposition (red).



Figuur 2-8: Benodigde totale aanvoer van oppervlaktewater ($\text{mm} = \text{l/m}^2$) om de basenverzadiging op peil te brengen gegeven de drie te verbeteren uitgangssituaties ('herstel'). Boven voor alleen herstel van een hoge basenrijkdom en onder voor herstel en behoud.

Figure 2-8: Required total surface water supply ($\text{mm} = \text{l/m}^2$) to bring the base saturation to the required level, given the three different starting situations (blue= weakly acidified; red=moderately acidified; green=strongly acidified; 'veenmossen'=peat moss peat; 'bruinmossen'=brown moss peat). Upper panel: requirement for recovery of high base richness only; lower panel: requirement for recovery and maintenance.



Figuur 2-9: Benodigde bevoeiingsduur met oppervlaktewater (jaren) om de basenverzadiging op peil te brengen gegeven de drie te verbeteren uitgangssituaties voor verzuringstoestand. Er wordt uitgegaan van bevoeiing gedurende het hele jaar. De grafiek boven houdt rekening met de toename van de kationadsorptiecapaciteit door veengroei. Voor de grafiek onder wordt geen rekening gehouden met veengroei.

Figure 2-9: Required flooding time with surface water (years) to bring the base saturation up to the required level, given the three different starting situations (blue=weakly acidified; red=moderately acidified; green=strongly acidified; 'veenmossen'=peat moss peat; 'bruinmossen'=brown moss peat). Flooding is assumed throughout the year. Upper graph: accounting for the increase in cation adsorption capacity due to peat growth. Lower graph: peat growth not accounted for.

2.5 Belasting met nutriënten

Als wordt bevoeid met oppervlaktewater komen de in het oppervlaktewater aanwezige nutriënten vrijwel direct in de wortelzone terecht. Hierdoor kan eutrofiëring optreden. Om deze reden is voor de beschouwde gebieden de aan de aanvoer gerelateerde jaarlijkse belasting met N en P berekend voor jaarrond bevoeiing (Figuur 2-10). De waarden zijn uitgedrukt in kg/ha/jr om eenvoudig te vergelijken met andere bronnen zoals atmosferische depositie.

In het merendeel van de onderzochte gebieden bedraagt de aanvoer van stikstof bij jaarrond bevoeiing 1 a 2 kg N/ha/jr (Figuur 2-10). Afwijkend in deze zijn het Naardermeer en vooral Westbroek, waar in het laatste gebied de belasting kan oplopen tot een aanzienlijke hoeveelheid van 5 kg N /ha/jr.

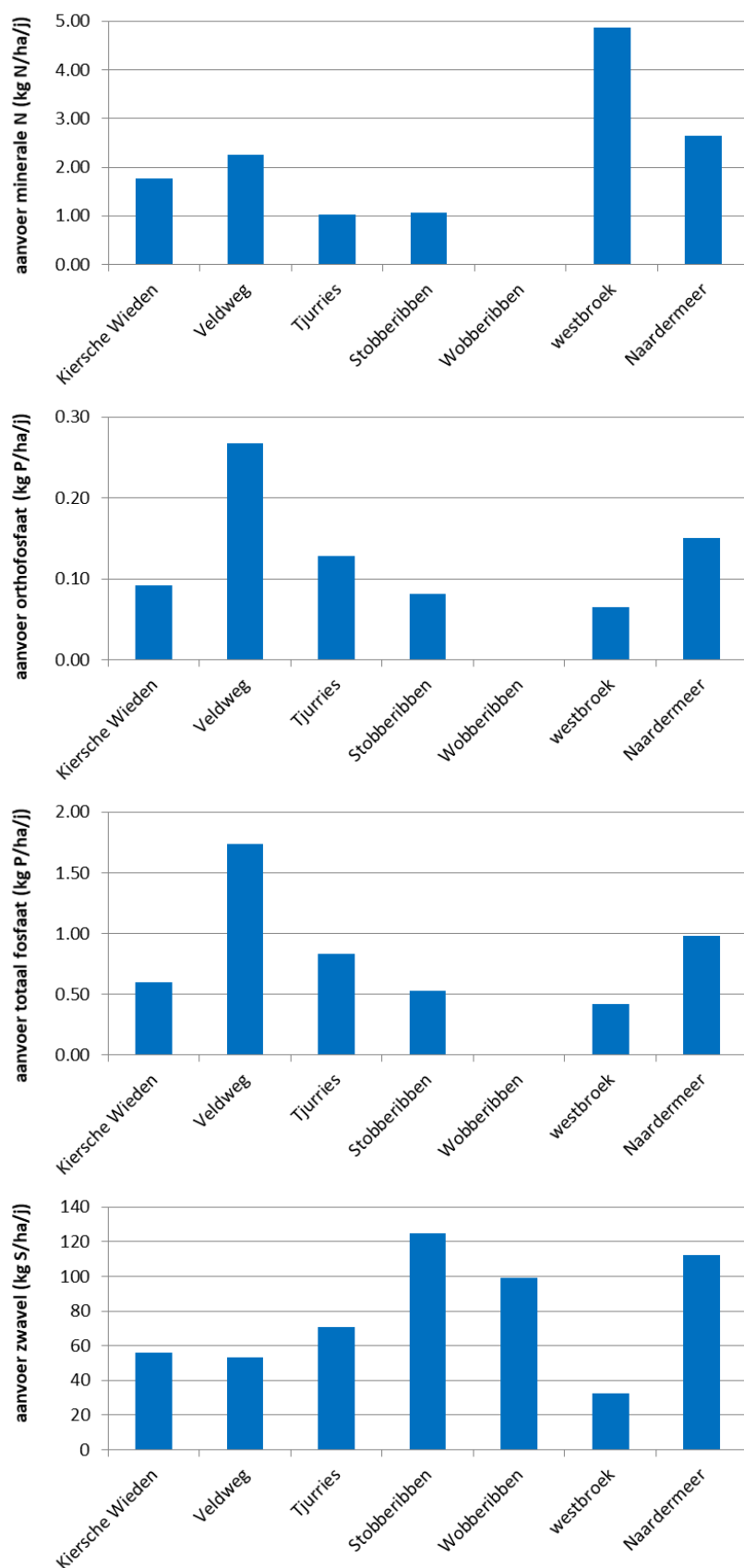
Deze waarden bedragen ca. 7 tot 30 % van de huidige atmosferische N-depositie in deze gebieden en bevoeiing levert daarmee een niet te verwaarlozen bijdrage aan de stikstofbalans.

De belasting met orthofosfaat varieert tussen 0.06 en 0.27 kg P/ha/jr. De hoogste belasting treedt op in de Veldweg. De belasting met P-totaal concentraties zijn beperkt beschikbaar van de onderzochte gebieden. Uit meetgegevens van de Stobbenribben en Naardermeer blijkt dat de P-totaal concentratie een factor 6-7 hoger kan liggen dan P-PO₄ concentratie. Daarom is de P-totaal belasting berekend door de orthofosfaat concentratie met factor 6.5 te verhogen (Figuur 2-10, derde grafiek). De fosfaatbelastingen zijn dan hoog in alle gebieden (>0.4 kg P/ha/jr). Bij laterale aanvoer van oppervlaktewater of aanvoer van onderaf, zal de kragge ook belast worden met fosfaat. Groot verschil met de bevoeiing is dat in het laatste geval het water direct in de wortelzone en levende moslaag terecht komt.

Als de N- en P-belasting wordt vergeleken met de door Koerselman (1990) opgestelde nutriëntenbalans van twee trilvenen (Westbroek en Molenpolder, Tabel 2-1) blijkt dat de aanvoer van N via bevoeiing voor alle gebieden m.u.v. van Westbroek en het Naardermeer ongeveer gelijk is aan de laterale aanvoer in het Westbroek trilveen. De aanvoer van orthofosfaat via bevoeiing is bij alle gebieden m.u.v. de Veldweg ongeveer gelijk aan de laterale instroom in het Westbroek trilveen. Wanneer die vergelijking wordt gemaakt voor de P-totaal aanvoer dan is deze vele malen hoger dan de aanvoer in Westbroek. De trilvenen in polder Westbroek zijn inmiddels niet meer in een goede conditie. In hoeverre de door Koerselman in 1990 berekende belastingen duurzame instandhouding waarborgen is dan ook zeer de vraag. Voorzichtigheid is derhalve geboden.

De belasting met zwavel varieert voor de gebieden ca. 30 tot 120 kg S/ha/j (Figuur 2-10, 4e grafiek). De hoogste belastingen treden op in de Stobbenribben, Wobberribben en Naardermeer. Dat is een hoge belasting en ook vele malen hoger dan de huidige atmosferische S-depositie.

Opgemerkt wordt dat binnen laagveenmoerasgebieden grote verschillen in nutriëntengehalte van het oppervlaktewater aanwezig kunnen zijn door bezinking van zwevend stof, omzetting, retentie in de bodem en opname door planten/ algen en verdunning met regenwater. Een analyse op van de potentiële nutriëntenbelasting moet daarom altijd gemaakt worden op basis van lokale hydrochemische gegevens van het oppervlaktewater. Voor een definitief oordeel over de risico's van bevoeiing t.a.v. nutriënten is dus adequate lokale informatie nodig.



Figuur 2-10: Jaarlijkse stikstof-, orthofosfaat-, en totaal-fosfaat en zwavelbelasting bij jaarrond bevoeiing met lokaal oppervlaktewater voor de drie te verbeteren uitgangssituaties voor verzuringstoestand. De berekening houdt rekening behoud van een hoge basenverzadiging (extra

aanvoer van bevoeiingswater voor de toename van de kationenadsorptiecapaciteit door veengroei, afvoer van basen door maaien en zuurdepositie).

Figure 2-10: Annual nitrogen, orthophosphate, total phosphate and sulphur load resulting from year-round flooding with local surface water. The calculation takes into account the extra supply needed for maintenance (compensate for increase in cation adsorption capacity through peat growth, and removal of bases through mowing and acid deposition).

Tabel 2-1: Nutriëntenbalans trilvenen in kg/ha/jr Westbroek en Molenpolder (Koerselman, 1990).

Tabel 2-1: Nutrient balance for quaking mires in Westbroek en Molenpolder in kg/ha/yr (Koerselman, 1990).

	N		P	
	Westbroek	Molenpolder	Westbroek	Molenpolder
INPUT				
Neerslag	42	43.7	0.69	0.54
Kwel	19.6		0.5	
Laterale aanvoer	1.3	7.3	0.08	0.52
N ₂ fixatie	12.7	2.1		
SOM:	75.6	53.1	1.27	1.06
OUTPUT				
Denitrificatie	1.1	1.4		
Laterale afvoer	20.9	9.3	0.66	0.95
Wegzijging	0.3	1	0.02	0.09
Maaibeheer	65.9	37.6	5.58	3.92
SOM:	88.2	49.3	6.26	4.96
NETTO	-12.6	3.8	-4.99	-3.9
(% van input)	-17%	7%	-393%	-368%

2.6 Conclusies

De toegepaste analyse op basis van een stofbalansbenadering geeft een indicatie voor de benodigde bevoeiingsbehoefte en -duur voor herstel en behoud van een hoge basenrijkdom van de kraggetoplaag. de effecten op de basenhuishouding. Ook geeft het indicatie voor de belasting van stikstof, orthofosfaat, totaal-fosfaat en zwavel die optreedt bij bevoeiing. De gepresenteerde resultaten in de analyse geven naar verwachting een goed beeld van relatieve verschillen tussen scenario's. Benadrukt wordt dat het belangrijk is de berekende bevoeiingsduur niet al te precies te interpreteren en vooral te letten op relatieve verschillen tussen de scenario's.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor jaarrondbevoeiing met als uitgangspunt dat het neerslagtekort + 10% extra van bevoeiingswater in de kragge kan infiltreren. Met de uitgangspunten die voor berekening van het neerslagtekort zijn gebruikt zou dan ca. 1000 mm/j kunnen infiltreren. Gedurende april t/m september kan ca. 800 mm/j indringen. Effectieve bevoeiing kan vooral in gedurende het voorjaar en de zomer plaatsvinden. Bij bevoeiing in het winterhalfjaar (oktober-maart) kan maar ca. 200 mm water inzijgen en zouden benodigde bevoeiingsduren veel hoger zijn dan is berekend voor jaarond bevoeiing. Omdat in de praktijk doorgaans niet het hele jaar wordt of kan worden bevoeid, zullen de benodigde bevoeiingsduren hoger uitvallen dan is berekend.

Er is uitgerekend hoeveel bevloeiing nodig is om verzuring door atmosferische zuurdepositie, toename de CEC van door veengroei en afvoer van basische kationen door maaien te voorkomen (bevloeiing voor 'behoud'). Deze hoeveelheid varieert sterk (150-850 mm/j) en die variatie wordt sterk bepaald door de calciumconcentratie van het bevoeiingswater (meer bevloeiing nodig) bij lagere Ca-concentratie) en in mindere mate door variatie in zuurdepositie in de gebieden. In de meeste gebieden bedraagt de benodigde bevloeiing voor behoud ca. 100-300 mm/j. Daardoor blijft er bij jaarrond bevoeien nog veel infiltreerbaar bevoeiingswater (700-900 mm/j) over voor herstel van een hoge Ca-verzadiging. De aanvulling van basen op het adsorptiecomplex van nieuw veen bepaald voor een aanzienlijk deel de bevloeiing die nodig is voor 'behoud'.

Onzekerheden in de snelheid van veenaccumulatie en hoe veengroei door werkt op de toename van de CEC in de bodemtoplaag, heeft dus groot effect op deze berekening. Mogelijk is de bijdrage van veengroei aan toename van de CEC overschat. Onzekerheden in de veengroeisnelheid werken voor de bevoeiingsduur voor herstel van een hoge basenrijkdom + behoud alleen sterk door voor gebieden met een lage Ca-concentratie van het oppervlaktewater. In gebieden met een hoge Ca-concentratie is dat effect gering (enkele jaren bevoeiingsduur). De jaarlijkse zuurbelasting die gebruikt is in dit onderzoek is een worst-case benadering. Hoe de totale zuurbelasting in werkelijkheid is, is afhankelijk van het lokale ruimtelijke patroon van de ruwheid van de vegetatie (bepaald waar NH_x neerslaat), veranderingen in de ruwheid door successie van trilveenkraggen en toekomstige trends van verzurende depositie. De werkelijke jaarlijkse zuurbelasting van de toekomstige situatie is daarmee behoorlijk onzeker.

In deze verkennende berekening is uitgegaan van gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater waarmee bevoeid kan worden. De waterkwaliteit in laagveenmoerasgebieden is echter sterk variabel in ruimte en tijd. Zo is bijvoorbeeld in Westbroek gekozen voor meetpunt halverwege het gebied met een verhoudingsgewijs lange reeks. Mogelijk is op ander plaatsen de waterkwaliteit minder slecht en zijn meer mogelijkheden voor bevloeiing. In de Wieden treden verder grote ruimtelijke verschillen op in calciumgehalte en dan vooral in de winter (Cusell et al. 2014). Het is daarom van belang vooraf aan bevloeiing de lokale hydrochemie van het oppervlaktewater in beeld te krijgen en daarbij een monsterreeks te analyseren gedurende in het beoogde bevoeiingsseizoen.

Op basis van de uitgevoerde scenario berekeningen kunnen we vaststellen:

Basenhuishouding:

- Bevloeiing met oppervlaktewater kan in de meeste laagveenmoerasgebieden op een afzienbare termijn een hoge basenrijkdom herstellen. Bij jaarrond bevloeiing bedraagt de bevoeiingsduur voor herstel+onderhoud in licht verzuurde kraggen 1-6 jr (uitschieters naar 11-15 jr), in verzuurde kraggen 3-12 jr (uitschieters naar 22-31 jr) en in sterk verzuurde kraggen 4-16 jr (uitschieters naar 29-41 jr). Hoge uitschieters worden veroorzaakt door een laag Ca-concentratie van het oppervlaktewater.
- De herstelltijden voor de meeste laagveenmoerasgebieden bieden perspectief voor toepassing van bevloeiing in de beheerpraktijk. Alleen bij een lage Ca-concentratie van het oppervlaktewater worden herstelltijden erg hoog (decennia) zeker als ook rekening wordt gehouden met aanvoer van calcium die nodig is om verzurende processen door zuurdepositie, veengroei en maaibeheer te compenseren
- Voor 'onderhoud' van de basenhuishouding die verzuring door atmosferische depositie, veengroei en maaien tegengaat is een bevoeiingsflux nodig van meestal 100-300 mm/j. Dit is minder dan de maximaal haalbare jaarlijkse infiltratie (ca. 1000 mm) en de infiltratie gedurende de periode april-september: 800 mm. De extra aanvoer van calcium die nodig is om nieuw veen op te laden naar een hoge basenverzadiging draagt het sterkst bij aan de bevoeiingsbehoefte voor behoud.
- Verschillen in calciumconcentratie van het oppervlaktewater tussen en binnen laagveenmoerasgebieden zijn groot. Deze verschillen werken niet-lineair door in de

bevloeingsflux voor onderhoud en de tijdsduur voor herstel. Bij een lage Ca-concentratie is het overgrote deel van de jaarlijks infiltreerbare bevoeiingshoeveelheid nodig voor behoud. Dit verhoogt de benodigde tijdsduur extra bovenop het lineaire effect van de Ca-concentratie op de hoeveelheid die nodig is voor herstel. Dit geeft aan dat bij een lage Ca-concentratie van het oppervlaktewater ($< 500 \mu\text{mol/l}$) herstel van verzuurde kragge met bevoeiing in minder haalbare optie is.

Nutriëntenbelasting:

- Er zijn grote verschillen de minerale N, P en SO_4^{2-} concentratie van het oppervlaktewater tussen de gebieden, maar ook binnen de gebieden en over de tijd. Verschillen in concentraties werken lineair door op de stofbelasting.
- De aanvoer van ammonium en nitraat kan een klein tot mogelijk sterk effect hebben op totale N-balans. Deze waarden bedragen ca. 7 tot 30 % van de huidige atmosferische N-depositie in deze gebieden en levert daarmee een niet te verwaarlozen bijdrage aan de stikstofbalans.
- Voor de P-belasting maakt het veel uit of wordt gekeken naar die van orthofosfaat-belasting of van P-totaal. De belasting met orthofosfaat varieert tussen 0.06 en 0.27 kg P/ha/jr en die met P-totaal 0.4-1.7 kg P/ha/jr. Omdat de P-totaal belasting is geëxtrapoleerd uit de orthofosfaat belasting (factor 6.5) is de totaal-P belasting onzeker. De hoge P-totaal belasting vormt een risico voor eutrofiering van kraggenvegetaties. De biomassaproductie van soortenrijke trilveenvegetaties in kraggeverlandingen en ook in grondwatergevoede venen is gelimiteerd door P. Daarop duiden hoge N/P-ratio's in de bovengrondse biomassa (Cusell et al. 2014; Emsens et al. 2016a, van Diggelen et al. 2018).
- Binnen laagveenmoerassen kan de P-concentratie in het oppervlaktewater sterk verschillen. Nabij inlaatpunten is de concentratie veelal (te) hoog, terwijl dieper in de gebieden de concentraties aanvaardbare niveaus bereiken door verdunning, opname van fosfaat door organismen en bezinking van deeltjes waaraan fosfaat is gebonden.
- Een vraag is of bevoeiing een daadwerkelijk hogere N- en P-belasting zal opleveren dan laterale instroom of instroom van oppervlaktewater via de onderkant van de kragge zoals die van 'nature' in kraggenverlandingen plaatsvindt. Groot verschil is dat bij bevoeiing directe blootstelling van de moslaag aan het nutriëntenhoudende bevoeiingswater optreedt, terwijl bij de andere vormen van aanvoer eerst transport door de kragge plaatsvindt. Nitraat (door denitrificatie) en fosfaat (bv door bezinken van gesuspendeerde deeltjes, opname door micro-organismen, chemische sorptie/ binding) kunnen dan uit het toestromende poriewater kan verdwijnen.

Zwavelhuishouding:

- De belasting met zwavel is erg hoog (ca. 30 tot 120 kg S/ha/j) en is vele malen hoger dan de gemiddelde atmosferische S-depositie in Nederland (4.9 kg S/ha/j)
- Bij reductie van veel sulfaat kan een sterke toevoer van bevoeiingswater mogelijk leiden tot verhoogde afbraak van veen, sulfidentoxiciteit voor planten en mobilisatie van aan ijzerhydroxiden geadsorbeerd fosfaat.

Resumerend: bevoeiing kan tot snel herstel en behoud van een hoge basenrijkdom leiden, maar kan nadelig zijn als gevolg van verhoogde belasting met minerale stikstof (nitraat+ammonium), fosfor en zwavel.

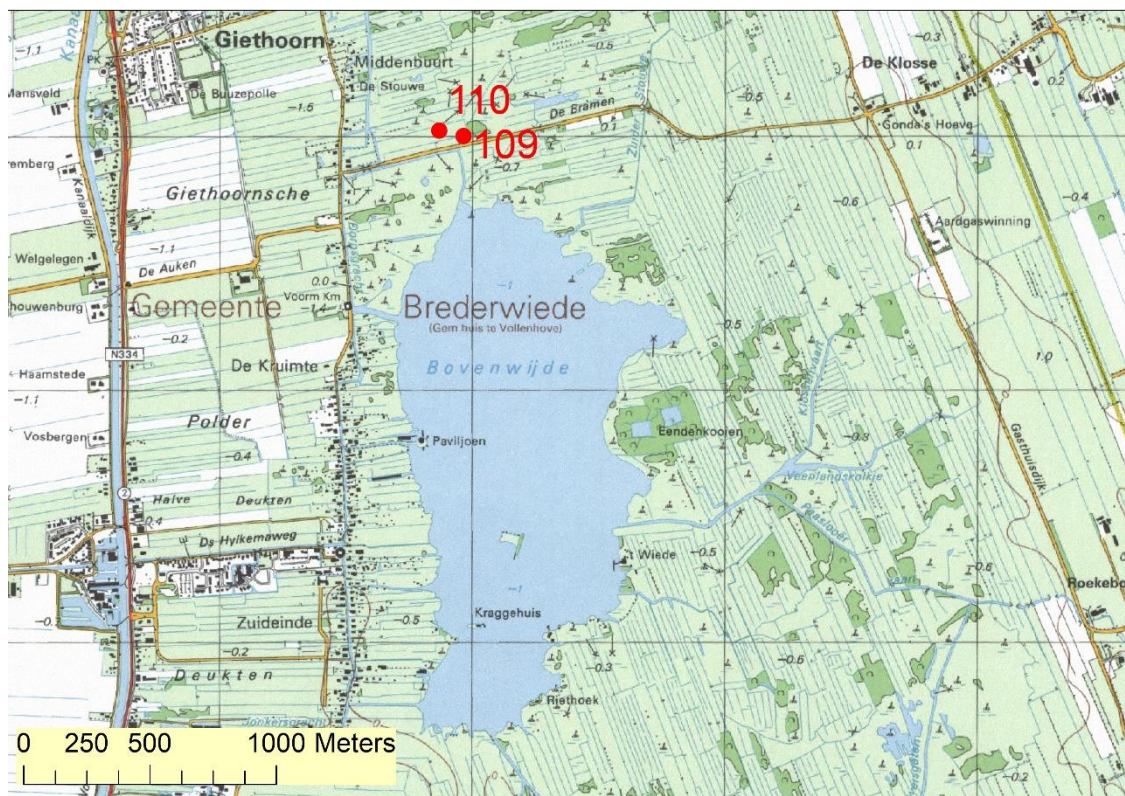
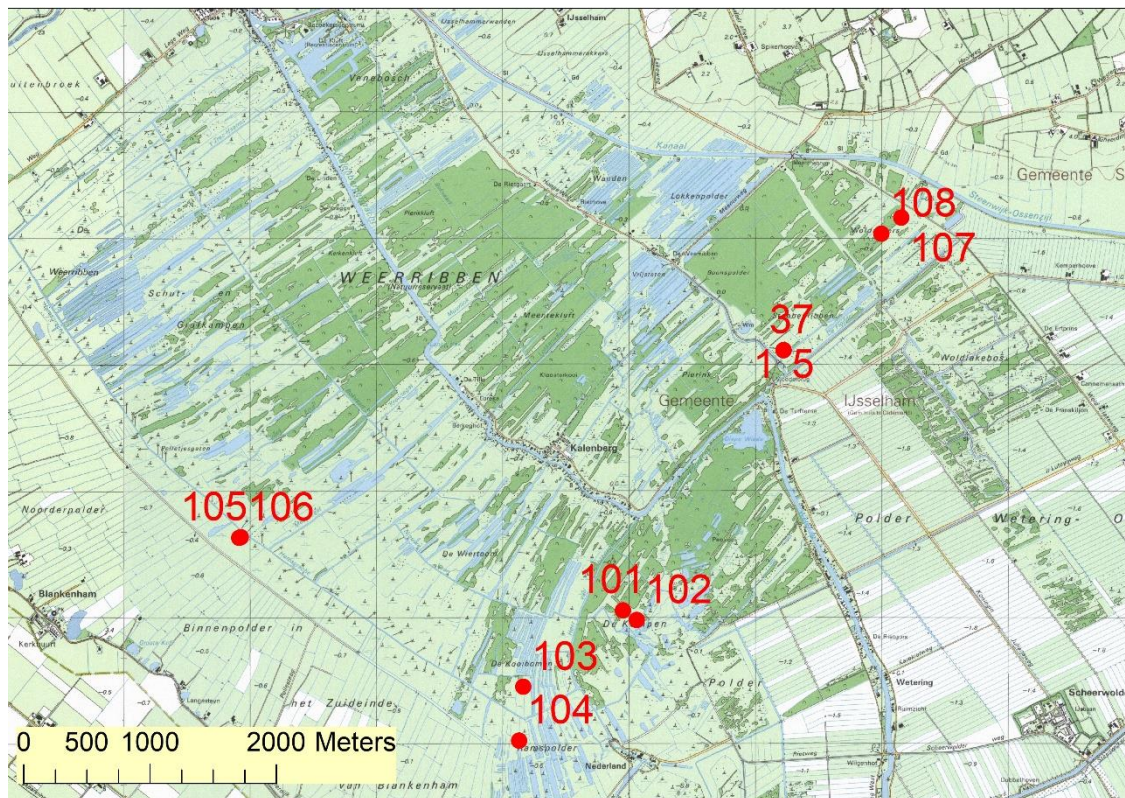
3. Analyse referentiesituaties

3.1 Aanpak

Doel van dit onderzoeksonderdeel is om meer inzicht te verkrijgen in het functioneren van actuele referenties met basenrijke trilveenvegetatie waarvan verondersteld wordt dat er (periodiek) bevoeiing optreedt. Omdat bevoeide percelen voor rietteelt nauwelijks zijn onderzocht, zijn in de Wieden en Weerribben tien locaties geselecteerd. In Tabel 3-1 wordt een overzicht gegeven van deze locaties met een indicatie van het vegetatietype en de mate waarin er invloed is van oppervlaktewater. In Figuur 3-1 wordt de ligging in de Weerribben en Wieden gegeven. Van deze locaties werden zeven sterk beïnvloed door bevoeiingswater en de overige drie betrof meer geïsoleerde locaties met relatief weinig invloed van bevoeiingswater. Daarnaast zijn vier trilveen locaties gekozen in de Stobbenribben (Weerribben): twee daarvan worden vermoedelijk sterk beïnvloed door oppervlaktewater a.g.v. periodieke overstroming en twee daarvan hebben vermoedelijk reeds langdurig geen of weinig invloed van oppervlaktewater. Alhoewel er in de Stobbenribben geen sprake is van actieve bevoeiing, zijn deze locaties toch meegenomen omdat hier waarschijnlijk sprake is van verschillen in intensiteit van 'natuurlijke' bevoeiing via overstromingen. De locaties zijn op 3-11-2015 en 23-11-2015 bezocht. Op elke locatie is de vegetatie beschreven (soorten met Tansley schaal), zijn porievochtmonsters met macro-rhizons en bodemonsters genomen van de bovenste 10 cm van de kragge (zonder de levende moslaag). Tevens is dichtbij kraggen locaties oppervlaktewater bemonsterd dat mogelijkerwijs kan toestromen. De oppervlaktewatermonsters zijn niet gefilterd. De geanalyseerde variabelen staan respectievelijk in Tabel 4-2 en Tabel 4-3. De patronen in de vegetatie en chemie zijn geïnterpreteerd in relatie tot de invloed van het oppervlaktewater. In de vegetatieopnames is alleen gekeken naar de samenstelling van de moslaag omdat de vegetatie-opnames zijn uitgevoerd in de winter en mossen sterk reageren op de chemische samenstelling van het water in de toplaag. Relaties zijn wegens het geringe aantal locaties niet statistisch getoetst, maar alleen 'op het oog' beoordeeld.

Tabel 3-1: Overzicht van de onderzochte referentielocaties.**Tabel 3-1: Overview of the studied reference locations.**

Code	Gebied	Vegetatie	Waterhuishouding	X	Y
1	Stobbenribben in Weerribben	trilveen	langdurig geen of weinig invloed van oppervlaktewater	195228	332121
3	Stobbenribben in Weerribben	trilveen	sterk beïnvloed door oppervlaktewater; aanvoer opp.water via verfijnd slotensysteem	195228	332121
5	Stobbenribben in Weerribben	trilveen	sterk beïnvloed door oppervlaktewater; aanvoer opp.water via verfijnd slotensysteem	195228	332121
7	Stobbenribben in Weerribben	trilveen	langdurig geen of weinig invloed van oppervlaktewater	195228	332121
101	Weerribben	riet	bevloed: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via middelgrote vaart	193955	531064
102	Weerribben	veenmos-rietland	bevloed: locatie geïsoleerd ligging en daardoor geringe invloed van overstroming met oppervlaktewater aanvoer opp.water via middelgrote vaart	194065	530986
103	Weerribben	riet	bevloed: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	193166	530458
104	Weerribben	veenmos-rietland	bevloed: locatie geïsoleerd ligging en daardoor geringe invloed van overstroming met oppervlaktewater; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	193134	530034
105	Weerribben	riet	bevloed: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	190931	531642
106	Weerribben	veenmos-rietland	bevloed: locatie geïsoleerd ligging en daardoor geringe invloed van overstroming met oppervlaktewater; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	190917	531637
107	Weerribben	trilveen met veel Gewoon puntmos	bevloed rietland: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via verfijnd slotensysteem	196159	534170
108	Weerribben	trilveen met veel Gewoon puntmos	bevloed rietland: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via verfijnd slotensysteem	196002	534044
109	Wieden		bevloed rietland: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	202970	528008
110	Wieden		bevloed rietland: locatie met sterke invloed bevoeiing; aanvoer opp.water via redelijk grote vaart	202874	528029

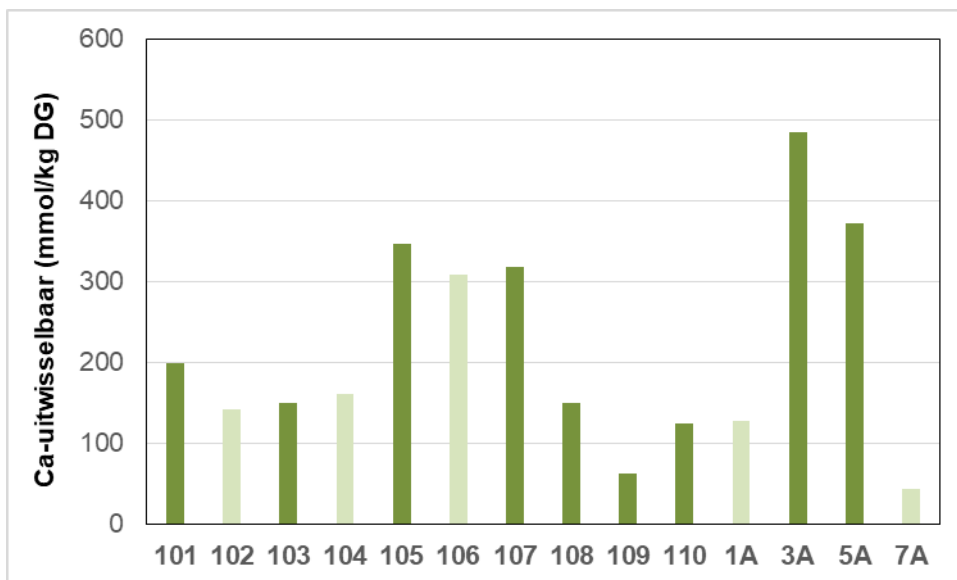


Figuur 3-1: Ligging van de onderzochte referentielocaties. Boven locaties in de Weerribben en onder locaties in de Wieden.

Figure 3-1: Location of the studied reference locations. Top: locations in the Weerribben nature area; bottom: locations in the Wieden area.

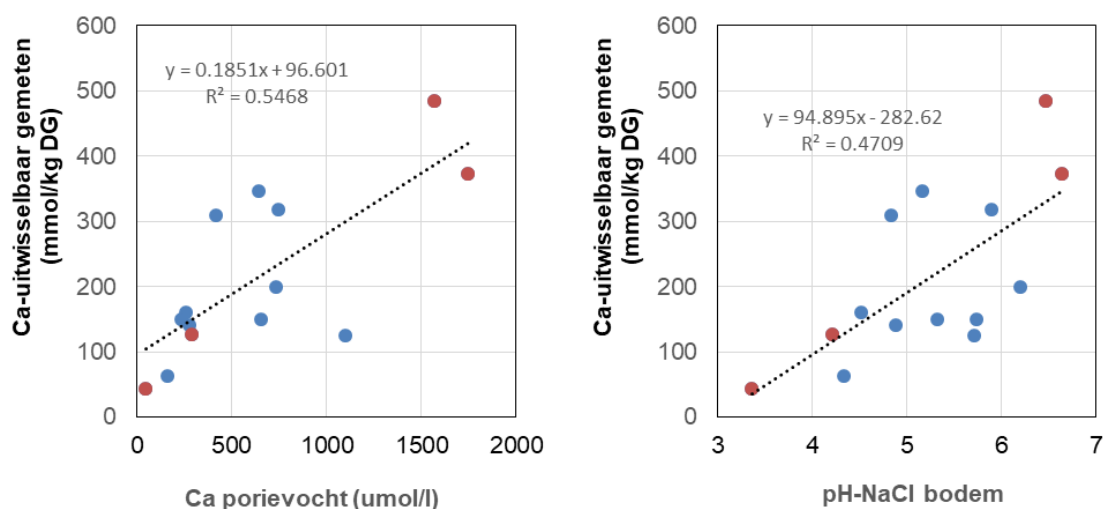
3.2 Basenrijkdom

Het gehalte uitwisselbare calcium is variabel en vertoont in de rietlanden geen duidelijke relatie met de invloed van oppervlaktewater (Figuur 3-2). Dit is wel het geval voor de Stobbenribben (locaties 1, 3, 5 en 7). Het gemeten uitwisselbare Ca gehalte is vergeleken met de Ca-concentratie van het porievocht (Figuur 3-3). Er is een matige positieve relatie tussen beiden. Er is ook een matig positieve relatie met de bodem pH (Figuur 3-3). De pH van het porievocht in de toplaag varieert tussen 5.1 en 7.3 en de pH-NaCl tussen 3.4 en 6.6.



Figuur 3-2: Gemeten concentratie uitwisselbaar calcium in de verschillende bodems van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van basenrijk oppervlaktewater.

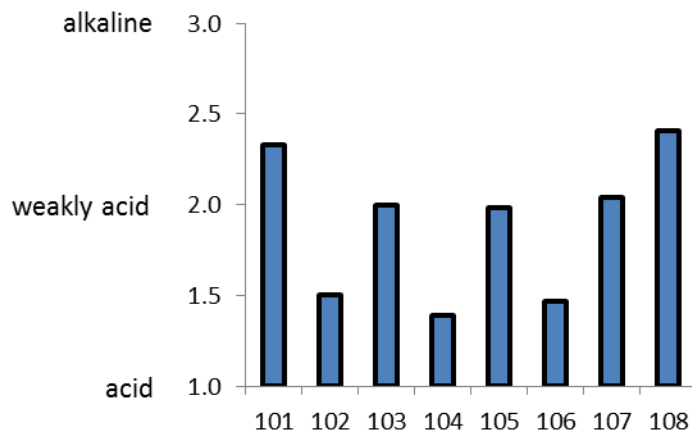
Figure 3-2: Measured concentration of exchangeable calcium in the soils at the reference locations. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of base-rich surface water.



Figuur 3-3: De relatie Ca-uitwisselbaar in de bodemtoplaag met de Ca-concentratie in het porievocht (links) en met pH van de bodem in NaCl-extract (rechts) van de referentielocaties. Rode punten zijn locaties in de Stobbenribben en blauwe punten zijn locaties in rietlanden.

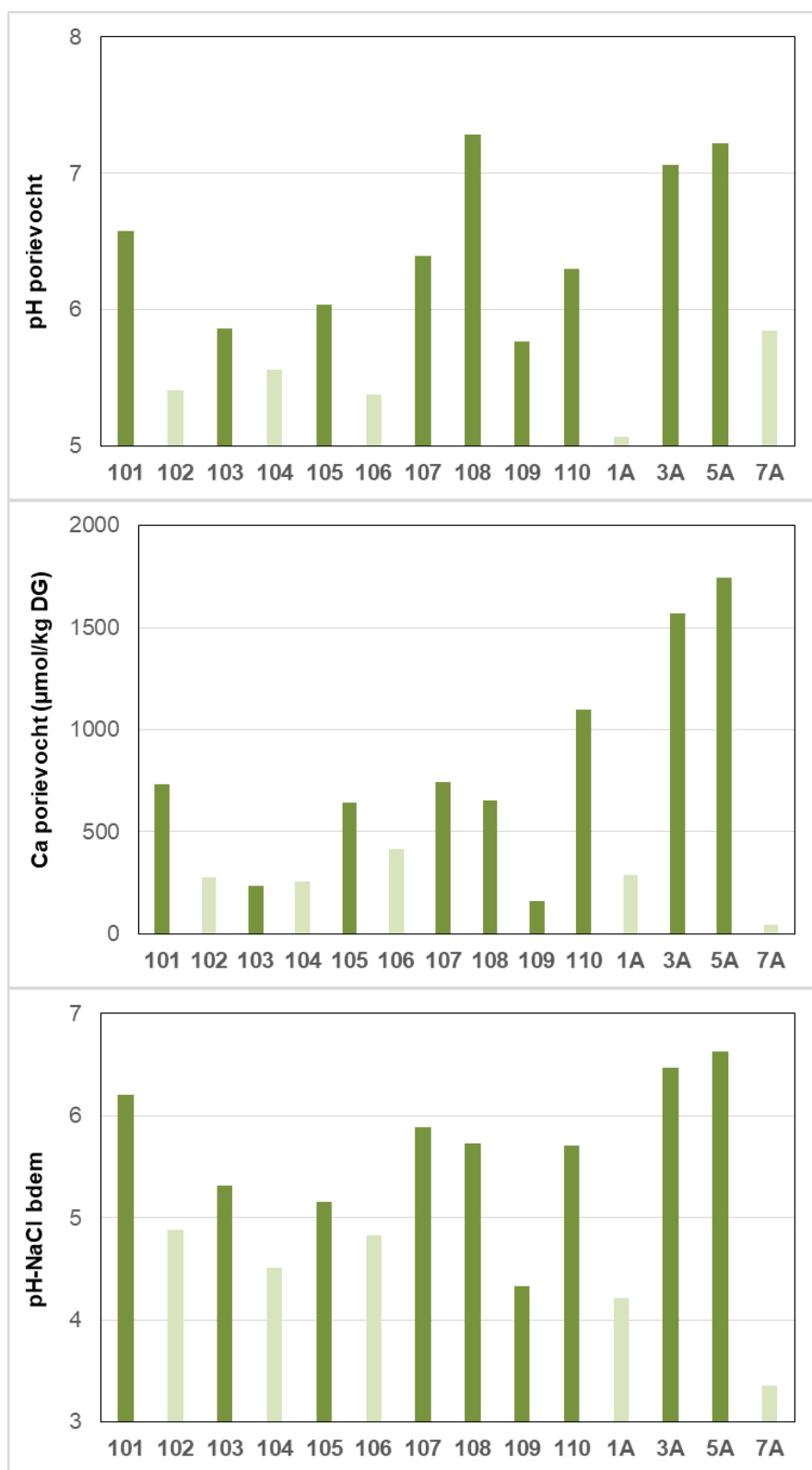
Figure 3-3: Relation between exchangeable Ca in the topsoil with pore water Ca concentration (left); and with the soil pH in NaCl extract (right) at the reference sites. Red points are locations in the Stobbenribben and blue points are locations in reed beds.

Voor de referentielocaties is op basis van de aangetroffen mossoorten (Bijlage 1) de indicatiewaarde voor zuurgraad uitgerekend volgens het systeem van Witte & Runhaar (2007). Hierbij is alleen gebruik gemaakt van de mossoorten, omdat dieper wortelende soorten (mogelijk) niet representatief zijn voor de (oppervlakkige) invloed van de bevoeiing. De mossoorten indiceren voor de door oppervlaktewater beïnvloede plots dat er minimaal sprake is van zwak zure condities (locaties 103, 105 en 107) en van zeer basenrijke condities op de referentielocaties 101 en 108 (Figuur 3-4). De moslaag op de geïsoleerde plots (locaties 102, 104, 106) indiceert zure condities. De indicatie van de mossen komt goed overeen met de pH van het porievocht en redelijk goed met de Ca-concentratie van het porievocht (Figuur 3-5), maar niet met de hoeveelheid Ca-uitwisselbaar in de bodem (Figuur 3-5). Bij een relatief hoge pH in het porievocht (6.0-7.3) komen de volgende mossoorten voor: *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergon giganteum*, hoge abundantie van *Calliergonella cuspidata* en *Campylium stellatum*. *Scorpidium scorpioides* komt voor in de range van 5.8-6.6. Bij een relatief hoge pH komt verder *Sphagnum contortum* voor. *S. recurvum* var. *brevifolium* en *S. palustre* zijn beperkt tot plekken met een lage pH (5.3-5.5).



Figuur 3-4: Op basis van de mossoorten geschatte indicatorwaarden voor zuurgraad (Witte & Runhaar 2007) van de referentielocaties.

Figure 3-4: Estimated acidity indicator values based on observed moss species (Witte & Runhaar 2007) at the reference sites.



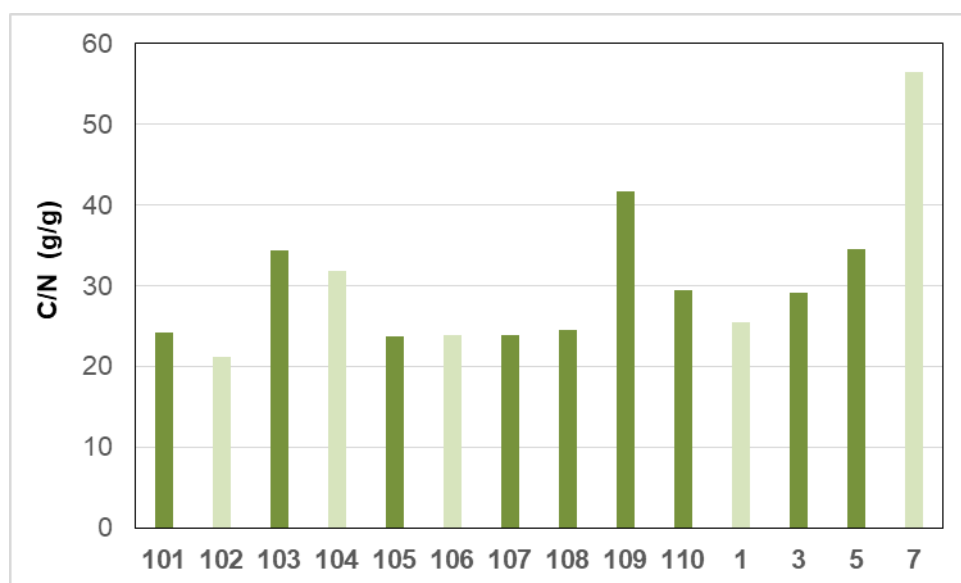
Figuur 3-5: De Ca-concentratie en pH van het porievocht en de pH-NaCl van de bodemtoplaag van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van basenrijk oppervlaktewater.

Figure 3-5: Ca concentration and pH of the pore water and pH-NaCl of the topsoil at the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of base-rich surface water.

3.3 Nutriënten

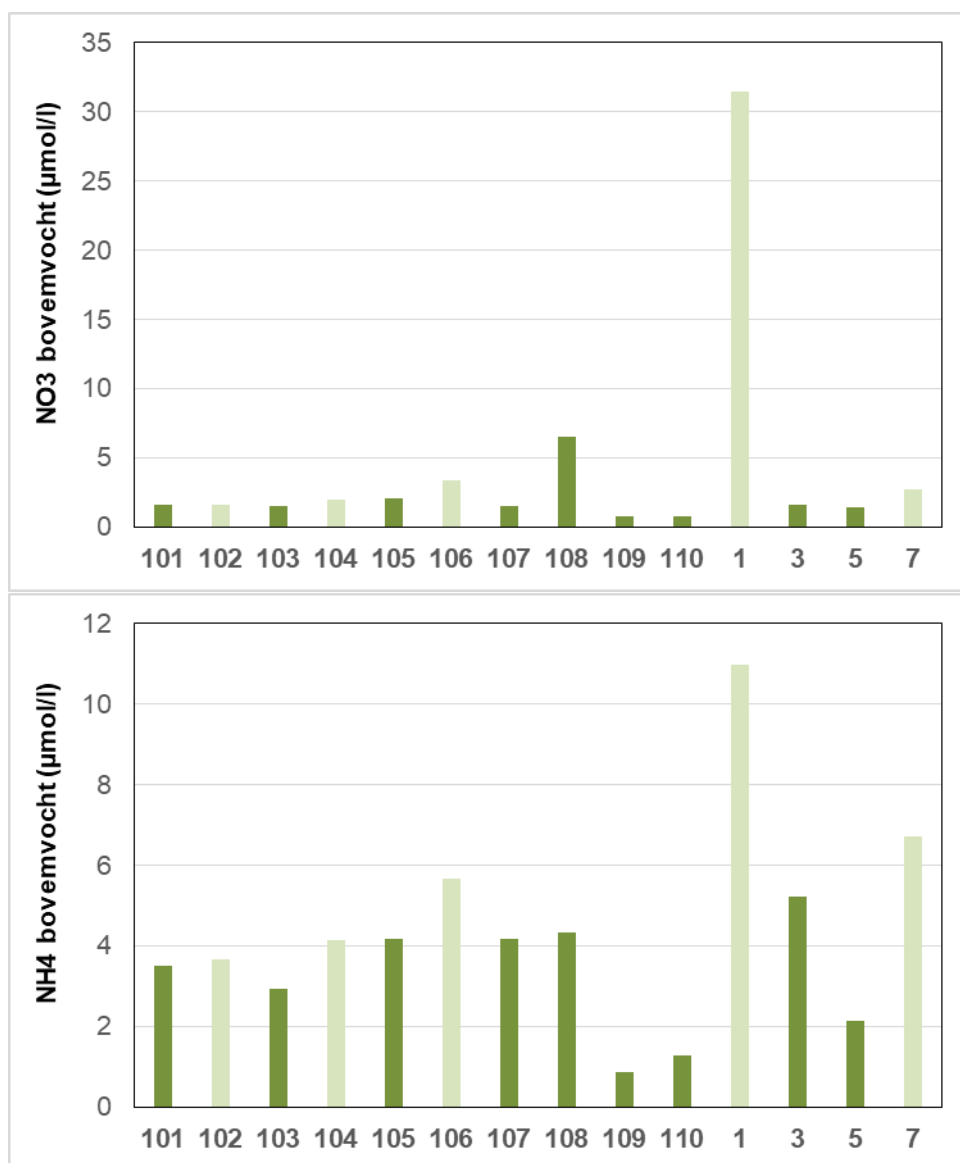
De C/N ratio, de verhouding tussen koolstof en stikstof, in de toplaag van de bodem is in de bevoeide rietlanden niet duidelijk afwijkend van de Stobbenribben of niet/minder bevoeide rietlanden (Figuur 3-6). Wel is de toplaag van één van beide veenmosrietlandlocaties in de Stobbenribben (locatie 7) duidelijk armer aan stikstof dan de andere plots. In de plots met sterke invloed van oppervlaktewater in de Stobbenribben (locaties 3 en 5) en in de bevoeide rietlanden zijn de concentraties aan nitraat en ammonium in het bodemvocht eveneens vergelijkbaar (Figuur 3-7). Wanneer de bevoeide locaties worden vergeleken met nabijgelegen niet bevoeide locaties dan lijkt de ammoniumconcentratie in de niet bevoeide locaties net iets hoger te zijn, waarbij vanwege het beperkte aantal locaties geen statistische toetsing is uitgevoerd. De C/N ratio van de bodem en de nitraatconcentratie van het porievocht laten duidelijk geen enkele relatie zien met de mate van invloed van oppervlaktewater. Opvallend afwijkend zijn de duidelijk verhoogde concentraties ammonium en nitraat bij de veenmosrietlandlocatie 1 in de Stobbenribben. Omdat het om een éénmalige meting gaat, zijn hieraan vooralsnog geen verdere conclusies te verbinden.

Voor nitraat en ammonium in het NaCl-extract van de bodemtoplaag is het patroon anders. Een deel van de sterk bevoeide locaties hebben hogere concentraties aan ammonium en nitraat dan de andere sterk en weinig bevoeide locaties (Figuur 3-8). Voor nitraat is dat alleen het geval in de Stobbenribben en voor ammonium zowel in de Stobbenribben als bevoeide rietlandpercelen.



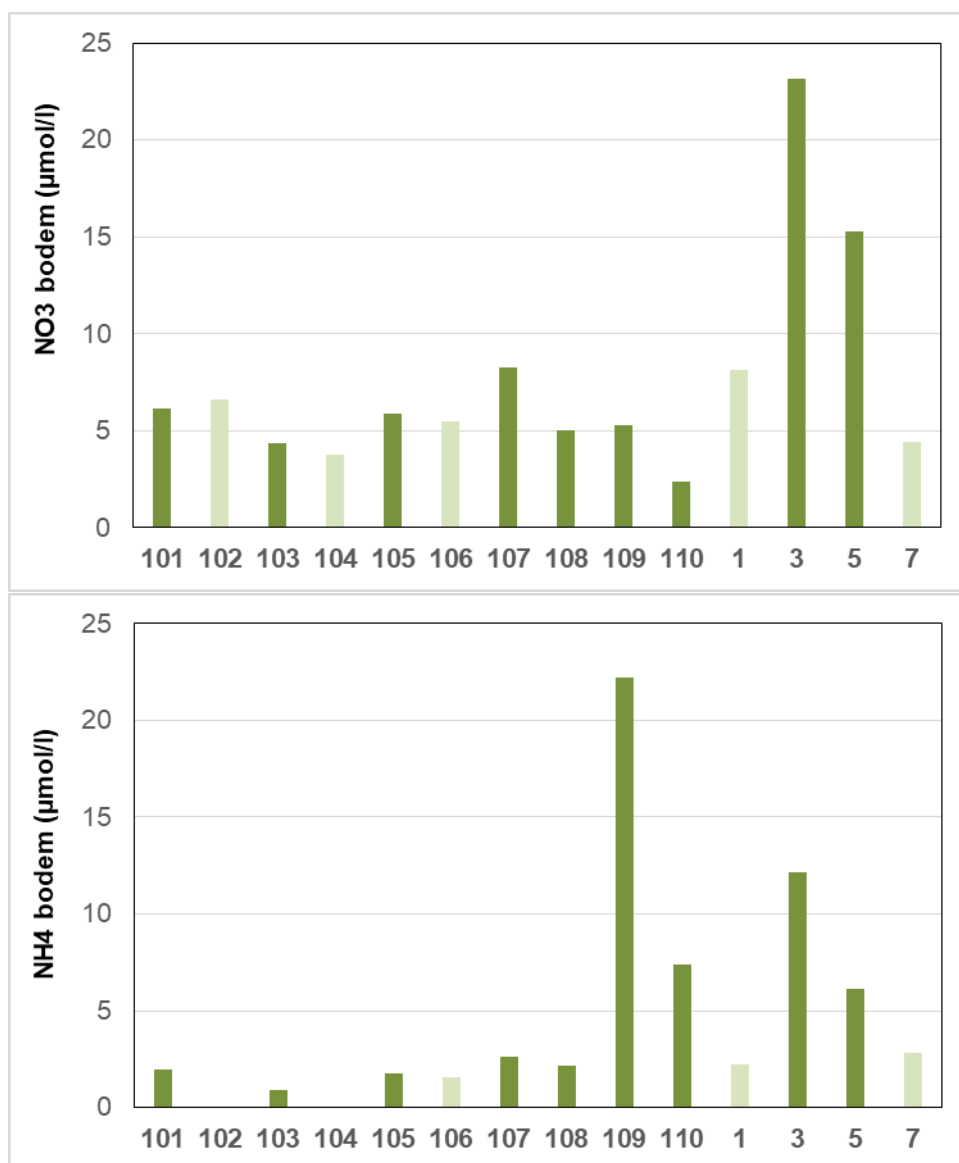
Figuur 3-6: De C/N-ratio van de bodemtoplaag van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlaktewater.

Figure 3-6: Topsoil C/N ratio of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of surface water.



Figuur 3-7: Nitraat- en ammoniumconcentraties in het bodemvocht van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlaktewater.

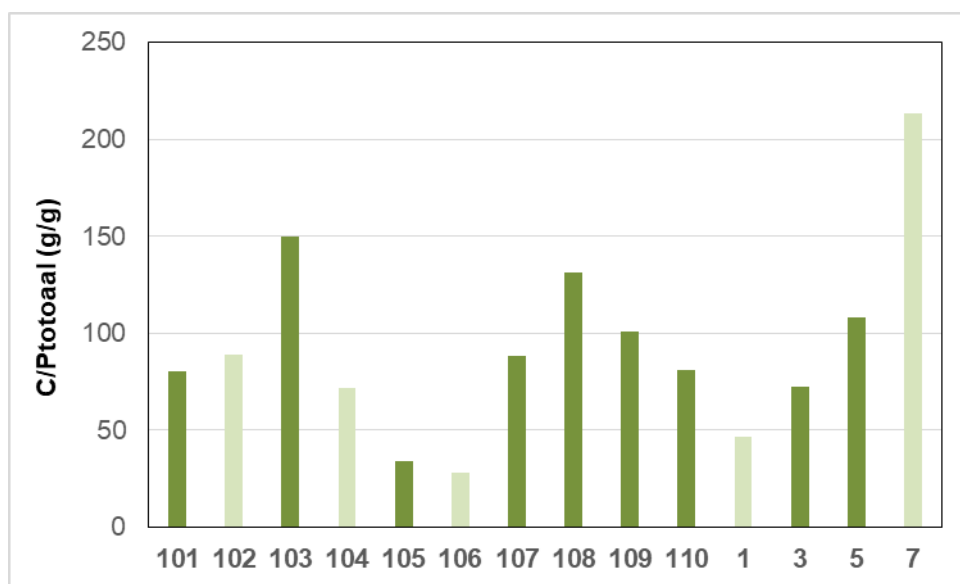
Figure 3-8: Soil moisture nitrate and ammonium concentrations of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of surface water.



Figuur 3-8: Nitraat en ammonium in het NaCl-extract van de bodemtoplaag van de referentielocatie. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlaktewater.

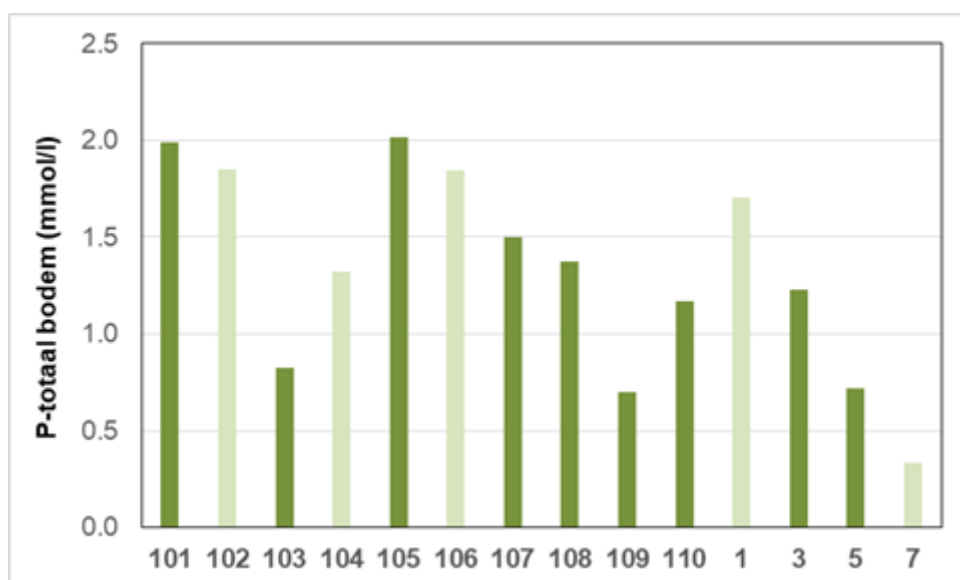
Figure 3-9: Nitrate and ammonium in the NaCl extract of the topsoil of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of surface water.

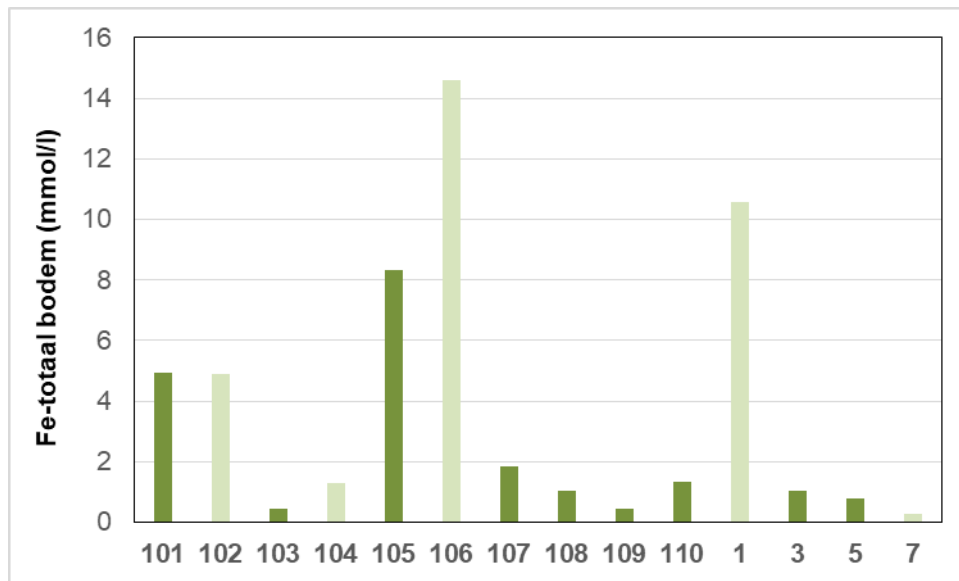
In tegenstelling tot variabelen voor stikstof zijn er wel opvallende verschillen in de hoeveelheid fosfor. De C/P_{totaal} verhouding en het totaal P gehalte per liter bodem zijn variabel, waarbij er geen duidelijke relatie is met de mate van invloed van oppervlaktewater. Dit geldt zowel voor de bevoelde rietlandpercelen als voor de locaties in de Stobbenribben (Figuur 3-9 en Figuur 3-10). De laagste C/P ratio en het hoogste P-totaal gehalte zijn gemeten in de bevoelde rietpercelen, maar de verschillen zijn klein. Locatie 7 in de Stobbenribben heeft de hoogste C/P ratio en het laagste P-totaal gehalte.



Figuur 3-9: C/P-totaal van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor een sterke invloed van oppervlaktewater.

Figure 3-9: C/P-total ratio of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent a strong influence of surface water.



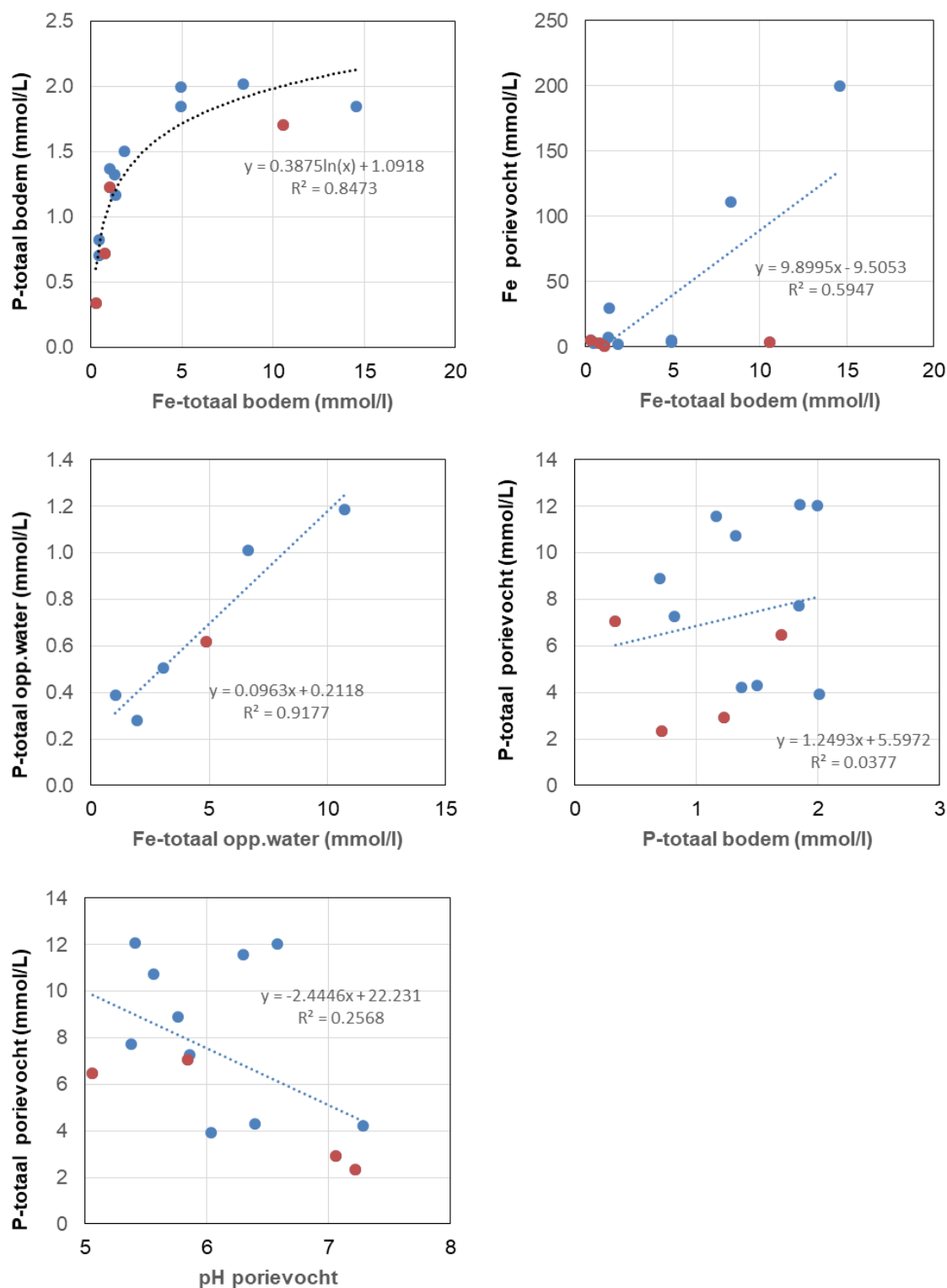


Figuur 3-10: P-totaal en Fe-totaal in het bodemmateriaal van de referentieloaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, terwijl de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlakte water.

Figure 3-10: P-total and Fe-total in soil material of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, while the dark green bars represent strong influence of surface water.

Het Fe-totaal gehalte van de bodem is sterk variabel. Er is geen duidelijke relatie met de invloed van oppervlaktewater (Figuur 3-10). Er is wel een sterke niet-lineaire relatie met de P-totaal concentraties (Figuur 3-11; linksboven), die mogelijk wijst op binding van P aan ijzer(hydr)oxide of ijzer-organische stofcomplexen. Deze relatie is zowel aanwezig voor de bevoeide percelen als voor de locaties van de Stobbenribben. Het ijzergehalte in het bij de bevoeide rietlanden aangevoerde oppervlaktewater varieert tussen 1 en 10.7 $\mu\text{mol/l}$ en het P-totaal gehalte 0.4 en 1.4 $\mu\text{mol/l}$. Beide concentraties in het oppervlaktewater vlakbij de meetlocaties zijn sterk met elkaar gecorreleerd ($r^2 = 0.92$; Figuur 3-11; linksonder). De correlatie van de P-totaal en Ca concentratie zijn hier gering ($r^2 = 0.25$; resultaten niet getoond). Concentraties van P-totaal in het porievocht variëren van 4 tot 12 $\mu\text{mol/l}$ zonder een duidelijke relatie met de invloed van oppervlaktewater of de totaal P-concentratie in de bodem (Figuur 3-11; rechtsonder). Er zijn ook sterke geen verbanden gevonden met de Fe-totaal en Ca-totaal gehalten en het P-totaal en Ca-gehalten in de bodem (resultaten niet getoond). Hoge concentraties van P-totaal in het porievocht vertonen ook geen duidelijke relatie met de pH (Figuur 3-11, onderste grafiek).

Er is nog specifiek gekeken of er een relatie is tussen de P-totaal en Fe-totaal concentratie dat in de winter van 2016 is gemeten in het oppervlaktewater nabij de bemonsterde rietvelden/trilvenen en het P-totaal en Fe-totaal gehalte in de bodemtoplaag (Tabel 3-2). De P-totaal en Fe-totaal concentraties in het oppervlaktewater variëren in geringe mate en deze variatie vertoont nauwelijks een samenhang met de concentraties van deze elementen in de bodemtoplaag.



Figuur 3-11: De relaties van Fe en P-totaal in bodem, porievocht en oppervlaktewater (vier grafieken boven) en de relatie van de P-totaal concentratie met de pH van het porievocht van de referentielocaties. Rode punten zijn locaties in de Stobbenribben en blauwe punten zijn locaties in rietlanden.

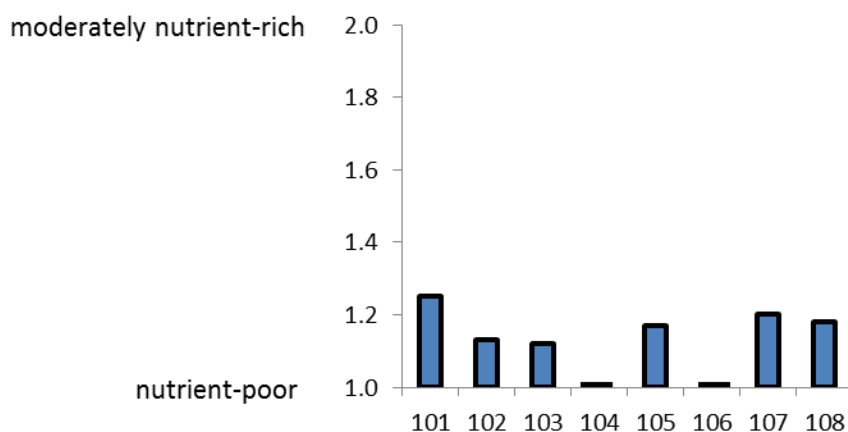
Figure 3-11: Relationships between Fe and P-total in soil, pore water and surface water (four upper panels); and the relationship between the P-total concentration with the pore water pH at the reference sites. Red points are locations in the Stobbenribben and blue points are locations in reed cultivation fields.

Tabel 3-2: P-totaal en Fe totaal concentraties in het porievocht en de bodem van de referentielocaties en in het oppervlaktewater vlakbij die locaties.

Tabel 3-2: P-total and Fe-total concentrations in the pore water and the soil at the reference sites and in the surface water near these sites.

Bodem/ porievoc ht	Invloed opp. water	Oppervlakte water bij bodem/ porievocht	Oppwater	Bodem	Oppwater	Bodem
			P-totaal	P-totaal	Fe-totaal	Fe-totaal
			µmol/l	mmol/l	µmol/l	mmol/l
101	sterk	101 & 102	0.4	1.99	1.0	4.94
102	zwak			1.85		4.92
103	sterk	103 & 104	1.0	0.82	6.6	0.46
104	zwak			1.32		1.31
105	sterk	105 & 106	1.2	2.01	10.7	8.34
106	zwak			1.85		14.59
107	sterk	107 & 108	0.3	1.50	1.9	1.84
108	sterk			1.37		1.06
109	sterk	109 & 110	0.5	0.70	3.0	0.43
110	sterk			1.17		1.34
1	zwak	301	0.6	1.70	4.9	10.56
3	sterk			1.23		1.05
5	sterk			0.72		0.77
7	zwak			0.34		0.28

Op basis van de in de plots voorkomende mossoorten zijn indicatiewaarden voor voedselrijkdom afgeleid volgens Witte & Runhaar (2007). Bij locaties 104 en 106 indiceert de mosvegetatie (Figuur 3-12) voedselarme condities wat samengaat met een hoge bedekking van *Sphagnum recurvum* var. *brevifolium* en *S. palustre* (Figuur 3-12). Dit betreft van het oppervlaktewater geïsoleerde locaties. De mosvegetatie van Plot 101, 107, 108 en in mindere mate 105 duidt met een dominantie van *Calliergonella cuspidata* op rijkere condities die alleen optreden op locaties met een sterke invloed van oppervlaktewater. De indicatiewaarden voor voedselrijkdom vertoont geen relatie met het gemeten P-totaal, NO₃ en NH₄ gehalte van de bodem en ook niet met de concentraties van P-totaal, NO₃ en NH₄ van het bodemvocht. Trilveenmossoorten van nutriëntenarme condities zoals *Scorpidium scorpioides* en *Campylium stellatum* vertonen ook geen relatie met beide variabelen.

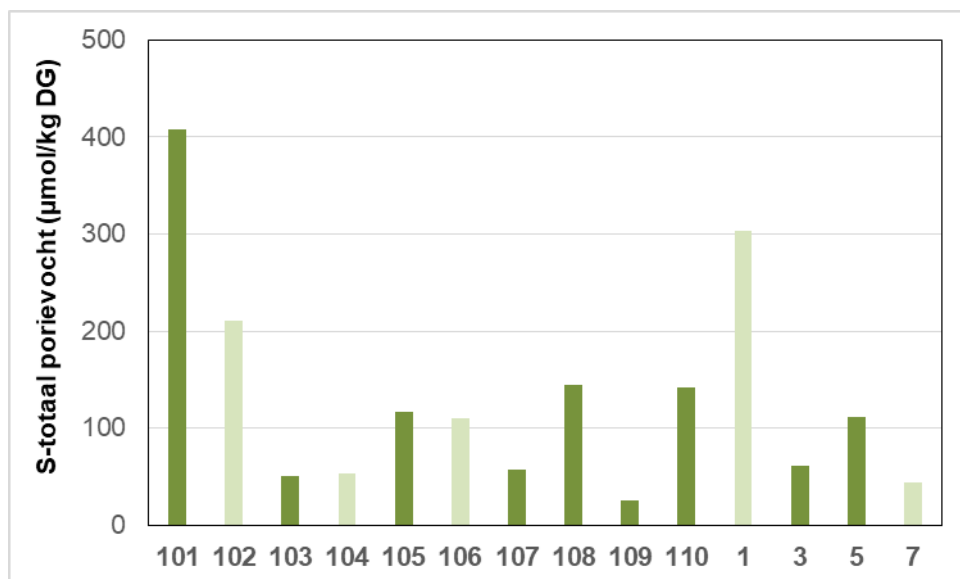


Figuur 3-12: Op basis van de mossoorten geschatte indicatorwaarden (Runhaar) voor voedselrijkdom voor de referentielocaties 101 tot 108.

Figure 3-12: Estimated nutrient richness indicator values based on observed moss species (*Runhaar*) for reference sites 101 to 108.

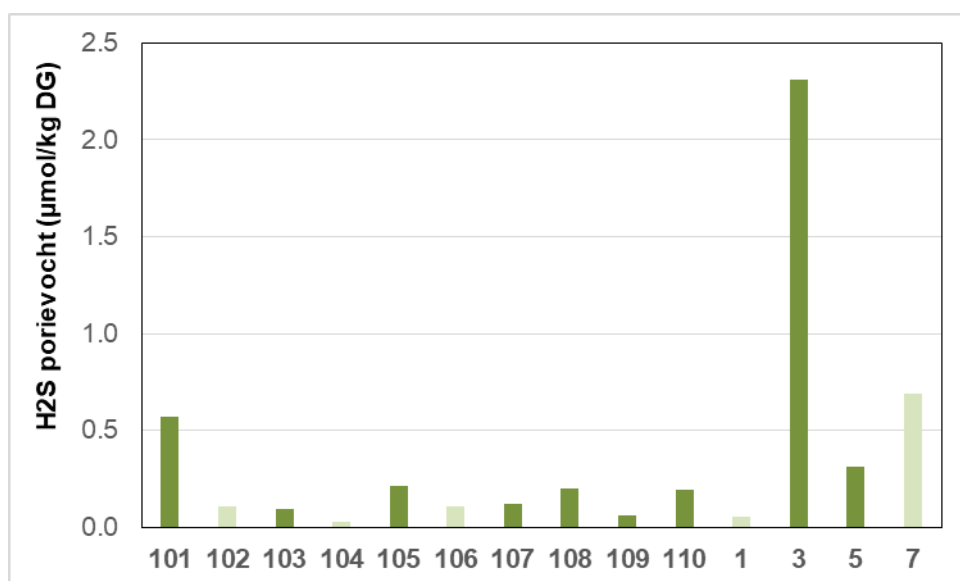
Zwavel

Het S-totaal gehalte van de bodem is sterk variabel zonder dat er een relatie is met de hoeveelheid oppervlaktewater die toestroomt (Figuur 3-13). Het S-totaal gehalte heeft geen relatie met Fe-totaal gehalte in de bodem ($r^2 = 0.01$). Door de reductie van het aangevoerde sulfaat (concentraties tussen 101 en 288.1 $\mu\text{mol/l}$ in het oppervlaktewater) ontstaat op een paar plekken een (wat) verhoogde concentratie aan reactieve sulfiden (Figuur 3-14). Relatief hoge H_2S concentraties zijn gemeten op locaties 101 en 3.



Figuur 3-13: S-totaal in het bodemvocht van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlaktewater.

Figure 3-13: Soil water S-total concentration of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, the dark green bars represent a strong influence of surface water.



Figuur 3-14: H_2S (in $\mu\text{mol/l}$) in het bodemvocht van de referentielocaties. De lichtgroene balken betreffen geïsoleerde locaties, die daardoor geringe invloed van basenrijk oppervlaktewater ervaren, de donkergroene balken staan voor sterke invloed van oppervlaktewater.

Figure 3-14: Soil water H_2S (in $\mu\text{mol/l}$) concentration of the reference sites. The light green bars represent isolated locations with little influence of base-rich surface water, the dark green bars represent a strong influence of surface water.

3.4 Conclusies

De mate waarin aanvoer en inundatie met basenrijk met basenrijk oppervlaktewater plaatsvindt, weerspiegelt zich sterk in het patroon van de zuurgraad en Ca-concentratie van het porievocht en de bodem-pH in de toplaag van de kraggen. Op locaties met sterke invloed van basenrijk oppervlaktewater in bevoeide rietlanden en de Stobbenribben zijn de pH en vaak ook de Ca-concentratie van het porievocht en de bodem-pH hoog. Op locaties met zwakke invloed van het oppervlaktewater zijn deze waarden juist laag. Deze verschillen in zuurgraad weerspiegelen zich ook sterk in de samenstelling van de moslaag met op basenrijke locaties een hoge bedekking van *Calliergonella cuspidata* en het voorkomen van basenminnende trilveenmossoorten als *Scorpidium scorpioides*. Op basenarme, zure locaties overheersen veenmossen. Het gemeten gehalte aan uitwisselbaar calcium in de bodemtoplaag vertoont matige positieve correlatie met de Ca-concentratie in het porievocht en de bodem-pH. Dit doet vermoeden dat de basenverzadiging van de geanalyseerde meetpunten in beperkte mate de pH reguleert. Opvallend was dat het gehalte uitwisselbaar calcium in de bevoeide percelen geen en in de Stobbenribben wel een positieve relatie had met de mate van invloed van basenrijk oppervlaktewater. Waarom deze relatie afwezig is in bevoeide percelen, is onduidelijk.

De mate van toestroming van oppervlaktewater had geen effect op de C/N ratio van de bodemtoplaag en de porievochtconcentraties van nitraat en ammonium. Sterke invloed van bevoeiingswater gaat op een deel van de meetlocaties wel samen met relatief hoge gehalten van nitraat en ammonium in de bodem. Dit was zowel het geval in de Stobbenribben als in bevoeide rietlandpercelen (in die laatste groep waren alleen de ammoniumconcentraties hoger). Dit duidt er mogelijk op dat sterke invloed van oppervlaktewater op een deel van de locaties leidt tot een betere stikstofbeschikbaarheid.

De C/P ratio en het P-totaal gehalte van de bodemtoplaag zijn variabel zonder een duidelijke relatie te vertonen met het actuele patroon van invloed van oppervlaktewater dat wordt aangevoerd. Locaties die momenteel sterk door oppervlaktewater worden gevoed hebben namelijk een sterk variabele C/P ratio en P-totaal gehalte. P-totaal en Fe-totaal gehalte in de bodem hadden geen relatie met de P en Fe concentratie in het nabijgelegen oppervlaktewater. Er is wel een sterke positieve relatie van P-totaal met Fe-totaal in de bodem, die mogelijk wijst op binding van PO_4 aan ijzer(hydr)oxide of ijzer-organische stofcomplexen. Dit kan er ook op duiden dat de aanvoer van ijzerhoudende deeltjes met het toestromende oppervlaktewater van belang is voor accumulatie van anorganisch fosfaat in de bodem, maar dit kan niet worden bevestigd op basis van het beperkte aantal monsters dat is genomen in het voorliggende onderzoek. De zeer sterke correlatie tussen de P-totaal en Fe concentratie in het oppervlaktewater duidt er op dat gesuspendeerde deeltjes een rol kunnen spelen in de aanvoer van fosfaat tot in de haarvaten van het laagveenmoerassysteem. Een andere mogelijkheid is dat door aanvoer van ijzer het fosfaat dat intern vrijkomt door mineralisatie beter in de bodem kan worden gebonden. Opvallend is dat de relatie tussen het P en Fe gehalte van de bodemtoplaag niet lineair is, want boven een Fe gehalte van 5 mmol/l neemt P-totaal namelijk nauwelijks meer toe. De soortensamenstelling van de moslaag vertoont geen relatie met P-totaal in het porievocht en de bodem.

Ondanks de positieve relatie van P en Fe in de bodem en de mogelijke rol daarin van aanvoer van oppervlaktewater, vertoont het P-totaal en Fe-totaal gehalte geen relatie met de mate van invloed van oppervlaktewater in de huidige situatie. Hier voor zijn de volgende verklaringen mogelijk:

1. In het verleden was het patroon van invloed van oppervlaktewater anders dan nu het geval is;
2. De tijdsduur waarin locaties beïnvloed werden door oppervlaktewater, verschilt sterk en daarmee de cumulatieve belasting met P;
3. Verschillen in P-concentratie van het aangevoerde oppervlaktewater. Dit verschilde sterk van plek tot plek (zie tevens Cusell et al. 2019). Daardoor was de belasting van plekken met fosfaat sterk verschillend.

Samenvattend: er is een ruimtelijke relatie tussen enerzijds invloed van oppervlaktewater met pH en basenrijkdom van het porievocht en de soortensamenstelling van de moslaag. De moslaag indiceert een hogere basenrijkdom en deels ook nutriëntenrijkdom bij sterke invloed van oppervlaktewater. De nutriënten en concentraties in het porievocht vertonen geen en in de bodem slechts beperkt alleen voor de minerale vormen van stikstof een relatie met invloed van oppervlaktewater.

4. Bevloeiingsexperiment Wieden

4.1 Opzet experiment

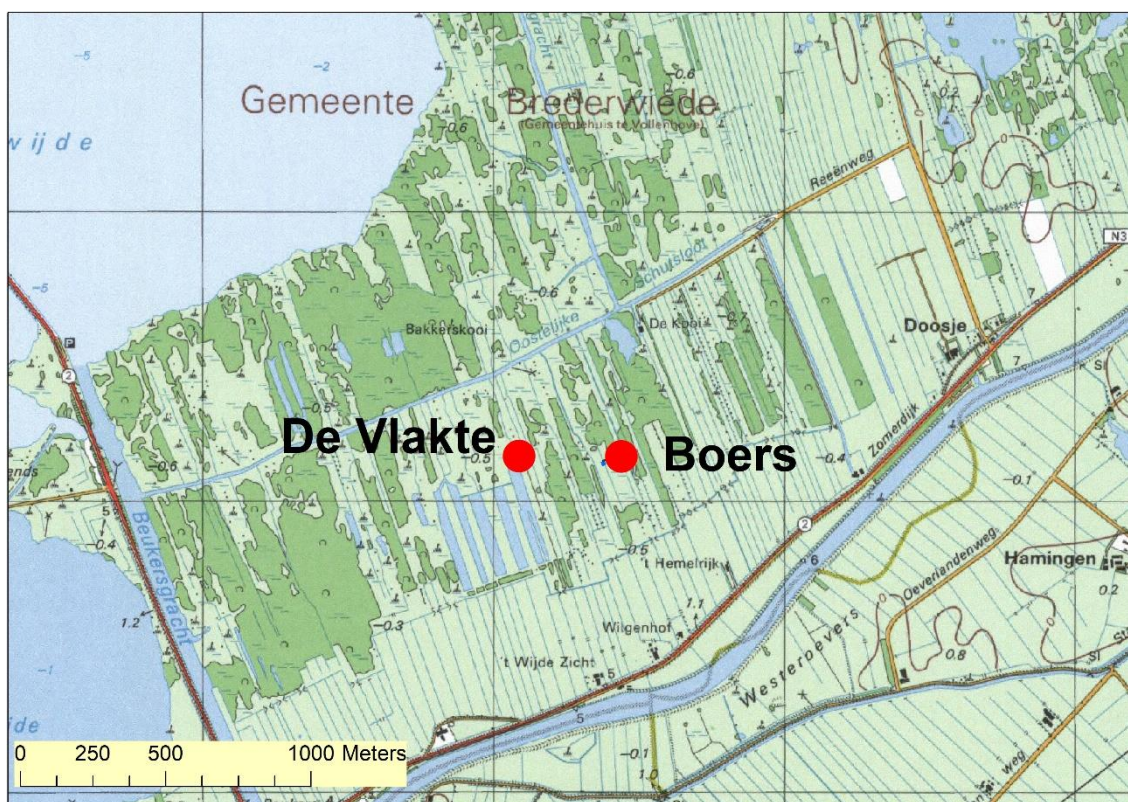
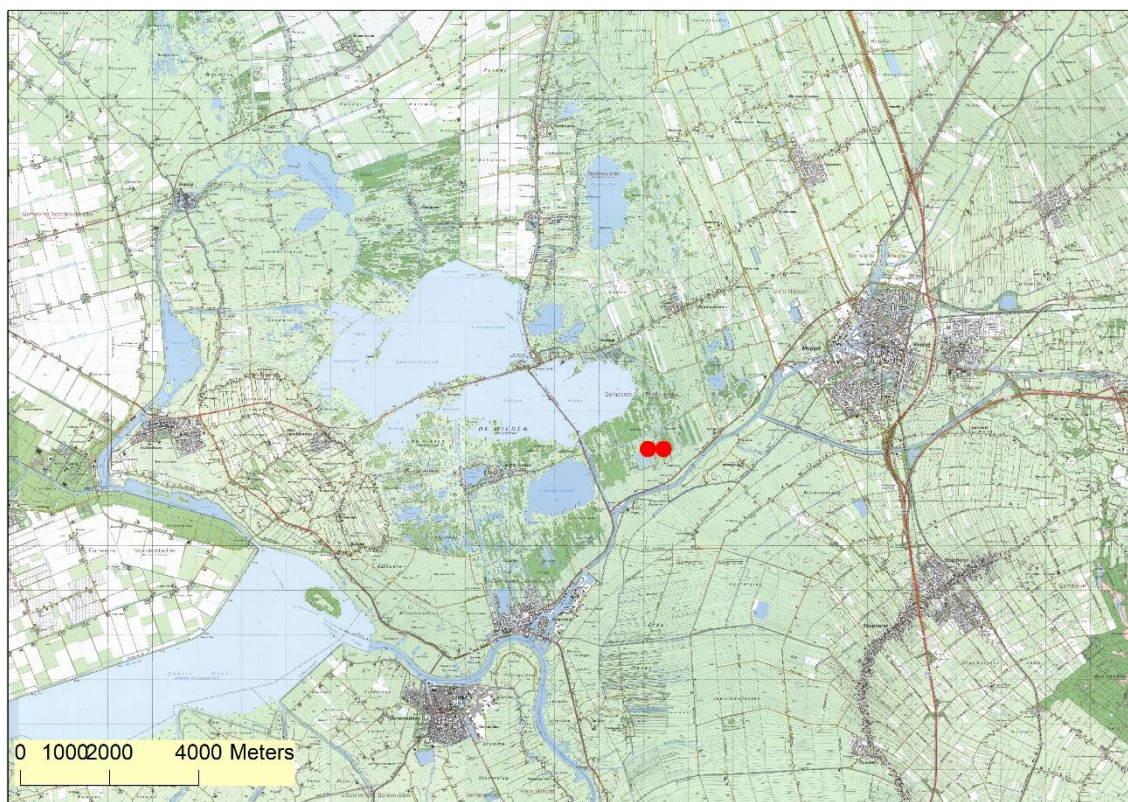
Doel van dit experiment is om vast te stellen in hoeverre bevloeiing leidt tot herstel van de basenhuishouding van verzuurde kraggen, welke invloed dat heeft op de nutriëntenhuishouding en of herstel van trilveenvegetatie optreedt. Bij dit experiment is gekozen om aanvoer van oppervlaktewater te realiseren met een pomp en slang met drippers. Het betrof een slang waar op regelmatig afstand langzaam water liep uit gaatjes. Reden om voor zo'n systeem te kiezen was dat hiermee de watertoevoer nauwkeurig kan worden gedoceerd en ook het debiet kan worden gemeten. Daarmee is het ook mogelijk om voor het experiment stofbalansen door te rekenen. Deze opzet wijkt sterk af van bevloeiing waarbij met dammetjes opgepompt water op de kragge wordt geïnundeerd. Met het druppelsysteem zorgt de watertoevoer niet voor inundatie van de vegetatie, bij wateropzetten met hulp van dammetjes wel.

Onderzoekslocaties

Het onderzoek heeft plaatsgevonden in twee percelen met kraggen in de Wieden. Het betrof de percelen "De Vlake" en "Boers" (Figuur 4-1), waarin op een afstand van 15 tot 25 meter een gradiënten van relatief basenrijk trilveen naar veenmosrietland voorkwamen. Deze gradiënten zijn gebruikt om de effecten van oppervlaktewater te kunnen onderzoeken in licht verzuurd trilveen en in sterker verzuurd veenmosrietland.

4.1.1 Bevloeiingssysteem

De opzet op beide percelen bestond voor elk van deze percelen uit een pompinstallatie die twee bevloeiingsunits (A en B) voedt (Figuur 4-2). Elke unit bestaat uit twee parallelle slangen die in eerste instantie beide via één uiteinde gevoed werden met water. De slangen waren geplaatst op het maaiveld en werden later deels overgroeid door de moslaag. Via een pomp en transportslang werd water uit een aangrenzende sloot naar deze slangen gepompt. De pomp bestond uit een Poortman Solar plas/draspomp type 15. In het begin draaide de pomp gedurende het bevloeiingsseizoen dagelijks 1 uur tussen 13:00 en 14:00 en stroomde het water via drippers uit de slang. Omdat in 2016 het debiet laag bleef, is vanaf 10 september 2016 de pompduur naar verhoogd naar 2 uur/dag voor de Vlake (gedurende 13:00-15:00) en naar 1.5 uur/dag voor Boers (gedurende 13:00-14:30). Omdat hierna gedurende de laatste periode van het bevloeiingsseizoen de geplande hoeveelheid nog steeds niet werd bereikt, is vanaf het begin van het bevloeiingsseizoen in 2017 bevoeid via gaten in de slang. Daartoe werd bij elke unit bij één slang met een interval van 1 meter een dripper verwijderd. Beide parallelle slangen werden aan het uiteinde met elkaar verbonden zodat de slang met gaten aan beide uiteinde onder druk kon worden gehouden. Tevens werd de nafilter bij de pomp verwijderd omdat deze last had van verstopping door kalkafzetting (als gevolg van ontgassing door onderdruk). In het seizoen van 2017 bleef het debiet van De Vlake aanvankelijk laag als gevolg van sterke verstopping van het microdoek dat om de aanvoerfilter in de sloot zat. De verstopping werd veroorzaakt door organisch materiaal dat in de sloot werd opgewerveld door passerende boten. Daarom is op 1 oktober 2017 het microdoek verwijderd. Dit is iets later (29 oktober 2017, einde vloeiseizoen 2017) ook gedaan bij Boers. De verwijdering van de microdoek filters en de nafilten heeft als bijeffect dat meer organisch materiaal kan worden aangevoerd met het bevloeiingswater.



Figuur 4-1: Ligging van de twee percelen voor het experiment. Boven: overzichtskaart van de Wieden. Onder: detailkaart met ligging van beide percelen.

Figure 4-1: Location of the two parcels used for the experiment. Top: overview map of the Wieden. Bottom: detailed map showing the location of both parcels.

Gepland bevoeiingsdebiet

De proefopzet was er op gericht om het (maximale) neerslagtekort in het groeiseizoen ruim te compenseren met aangevoerd oppervlaktewater in een strook van 2 m breed rond de slang (dus 1 m breed aan weerszijde van de slang), en daarmee het basenrijke trilveen (TV) in stand te houden. Voor het te compenseren neerslagtekort is gebruik gemaakt van de berekening in paragraaf 2.2 en dit betreft aanvulling van de referentieverdamping+10% in de periode april tot en met september (987 mm/jr). In de zomer kan het neerslagtekort oplopen tot ruim 5 mm/d. Op basis van verkennende berekeningen werd uitgegaan van een minimaal benodigde hoeveelheid irrigatiewater van ca. 100 liter/m²/maand (3.3 liter/m²/d) in het begin en einde van het groeiseizoen, tot 170 liter/m²/maand (5.7 liter/m²/d) in juli. Omwille van eenvoud werd er met een constant maximaal debiet gerekend van 170 liter/m²/maand voor het gehele groeiseizoen (ca. April-September). Voor locatie De Vlake (units A en B elk 25 m lang) resulteerde dit (uitgaande van een beïnvloede strook van 2 meter breed) in een te irrigeren oppervlak ca. 50 m² voor zowel unit A als B. Dit komt overeen met een irrigatiebehoefte van respectievelijk 285 liter per dag tijdens de irrigatieperiode voor elke unit. Gepland werd om deze hoeveelheid dagelijks in een uur aan te voeren. Dit resulteerde in een maximaal benodigd pompdebiet van 285 + 285 = 570 liter per uur. Hierbij werd de pomp dagelijks 1 uur aangezet en voorzag de pomp beide units van water.

Voor locatie Boers resulteerde de berekening (uitgaande van een beïnvloede strook van 2 meter breed en een lengte van 15 m) in een tweetal te irrigeren oppervlakken van ca. 30 m². Dit komt overeen met een irrigatiebehoefte van 171 liter per dag per unit tijdens de irrigatieperiode. Deze hoeveelheid werden gepland dagelijks in 1 uur opgebracht te worden, wat resulteerde in een maximaal benodigd pompdebiet van 171 + 171 = 342 liter per uur. Hierbij werd de pomp dagelijks 1 uur aangezet.

In 2016 werden deze geplande debieten echter niet gehaald door verstoppingen van filters. Daarom werden aan de installatie aanpassingen verricht die boven bij '**Bevoeiingsinstallatie**' zijn beschreven. Naast technische tegenvallers is het debiet ook verhoogd omdat vermoed werd dat het bevoeiingswater zich nauwelijks verspreidde rond de irrigatieslang. Daarom is besloten om vanaf begin 2017 met een veel hoger debiet te bevoeien. (zie '**Gerealiseerde bevoeiingsdebieten**')

4.1.2 Gerealiseerde bevoeiingsdebieten

In Tabel 4-1 worden de bevoeiingsdebieten weergegeven voor de jaren 2016 t/m 2019 die voor elke bevoeiingsunit zijn gemeten met een watermeter. De bevoeiingsduren waren in deze vier jaren vergelijkbaar in de range van 146-177 d. In 2016 werd het geplande debiet, dat gelijk is aan aanvulling van de referentieverdamping+10% (= 987 mm/jr) in een strook van 1 m breed, niet gehaald. Door verstopping van de pompfilter was het pompdebiet toen te laag (ca. de helft van gepland). Na aanpassingen van de pompinstallaties nam het debiet daarna toe, maar er werd nog niet overal het geplande debiet gehaald (alleen in bevoeiingsunit A van Boers). In 2018 en 2019 werd het geplande debiet wel ruim gehaald (factor 1.2 tot 2.2). In 2018 waren de debieten extra hoog (factor 2 tot 4 boven het geplande debiet). Het bevoeiingsdebiet van unit B in Boers had een relatief laag debiet en dit werd veroorzaakt door meer drukverlies a.g.v. de lange aanvoerslang (langste van alle units).

Tabel 4-1: Gerealiseerde bevoeiingsdebieten in bevoeiingsunits van De Vlake en Boers. De oorspronkelijke geplande debieten worden ook weergegeven en gaan uit van 5 mm aanvulling van bevoeiingswater in een strook van 1 m breed aan weerszijde van de bevoeiingsslang. Rode arcering betreft waarden onder het geplande debiet en groene daarboven.

Tabel 4-1: Realised irrigation fluxes in irrigation units at locations De Vlake and Boers. The planned flow rates, assuming a 5 mm water supply in a zone of 1 m on either side of the irrigation hose, are also shown. Red shading: values below the planned flow; green: above planned flow.

Bevoeiings-seizoen	Periode	bevoeiings-duur (d)	Vlakte A (= west-streng)	Vlakte B (=oost-streng)	Boers A (oost-streng)	Boers B (=west-streng)
oppervlakte met infiltratie bevoeiingswater (m ²); strook van 1 m aan weerszijde bevoeiingsslang)			50	50	30	30
debieten (l/d)						
gepland			285	285	171	171
2016	20160628 t/m 20161128	153	203	152	145	151
2017	20170605 t/m 20171029	146	439	406	458	256
2018	20180430 t/m 20181018	169	1198	1000	716	453
2019	20190429 t/m 20191023	177	1063	883	675	390
infiltratie bevoeiingswater gedurende bevoeiingsperiode in strook van 2 m breed (mm)						
effectieve bevoeiingshoeveelheid (= referentieverdamping +10 %)			987	987	987	987
2016	20160628 t/m 20161128	153	311	233	370	384
2017	20170605 t/m 20171029	146	642	592	1115	622
2018	20180430 t/m 20181018	169	2025	1690	2016	1276
2019	20190429 t/m 20191023	177	1882	1563	1991	1149
infiltratie bevoeiingswater (mm/d)						
gepland			5.5	5.5	5.5	5.5
2016	20160628 t/m 20161128	153	2.0	1.5	2.4	2.5
2017	20170605 t/m 20171029	146	4.4	4.1	7.6	4.3
2018	20180430 t/m 20181018	169	12.0	10.0	11.9	7.5
2019	20190429 t/m 20191023	177	10.6	8.8	11.3	6.5

Opzet meetnet

In Figuur 4-3 wordt de opzet van het meetnet in samenhang met het bevoeiingssysteem weergegeven.

In elk perceel zijn twee bevoeiingsunits (A en B). Een unit bestaat uit een bevoeiingsslang waar via gaatjes water uit stroomt. De slang loopt noord-zuid van een zone met trilveenvegetatie (TV) naar een zone met veenmosrietland (VM), en is geplaatst op het maaiveld, en werd later deels door mossen overgroeid. In beide vegetatiezones van elke unit is een raai dwars op de bevoeiingsslang geïnstalleerd. De raai bestaat uit 4 monsterlocaties voor hydrochemie, EGV-profiel en bodemchemie. Deze 4 plots hebben een oplopende afstand vanaf de slang van 1, 2, 3, 4 m. In elke raai is ook een transect van 8 plots van 0.5*0.5 m aanwezig voor opname van de vegetatie. Daarnaast is in beide vegetatiezones een referentielocatie (ref TV en ref VM) aanwezig buiten het bereik van de bevoeiing. In elke referentielocatie zijn ook metingen aan de hydrochemie en bodemchemie verricht en is ook een vegetatieplot van 0.5*0.5 aanwezig.

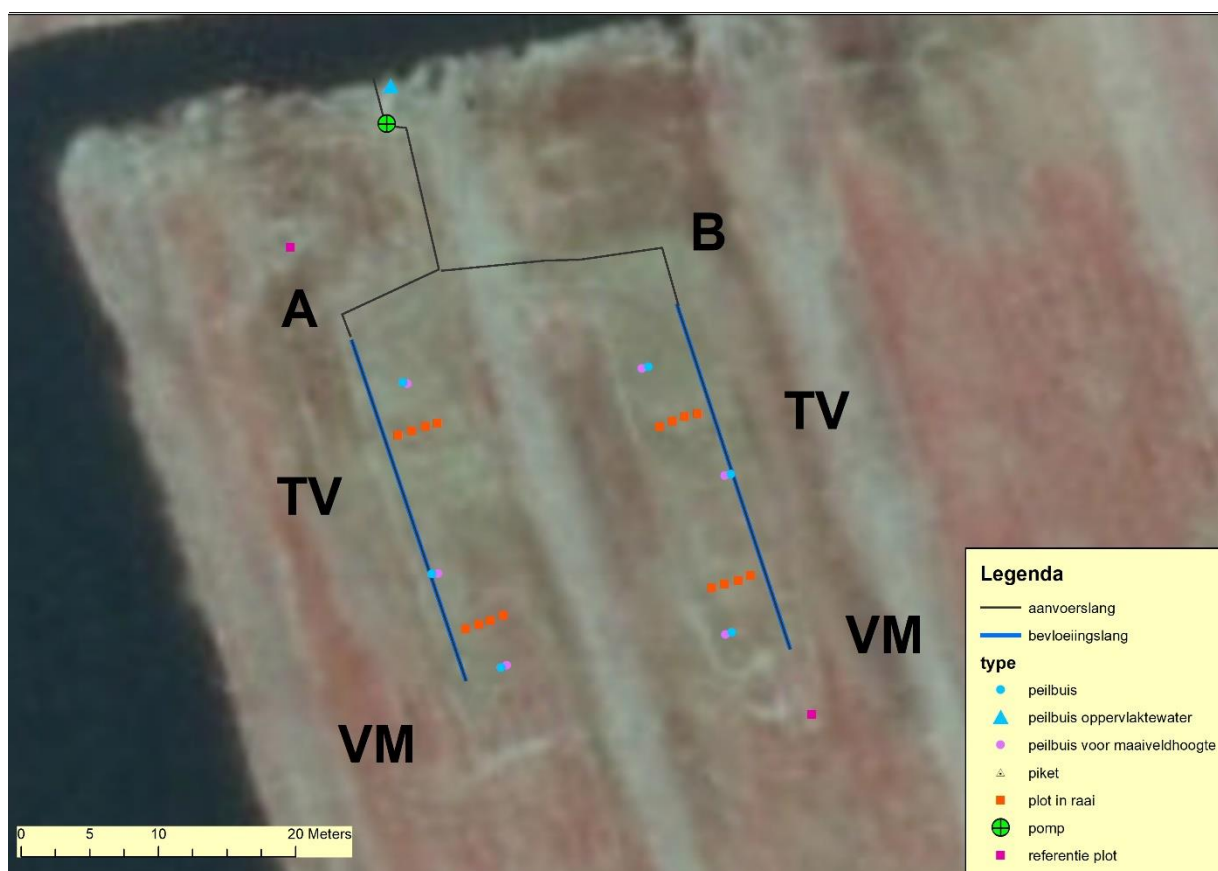
Elk perceel heeft een meetlocatie voor het oppervlaktewaterpeil en elke bevoeiingsunit heeft drie locaties waar gepaard de freatische stand en maaiveldhoogte van de kragge werd gemeten.

Meetprogramma

Metingen aan grondwaterchemie en vegetatie zijn verricht op de tijdstippen volgens onderstaande tabel:

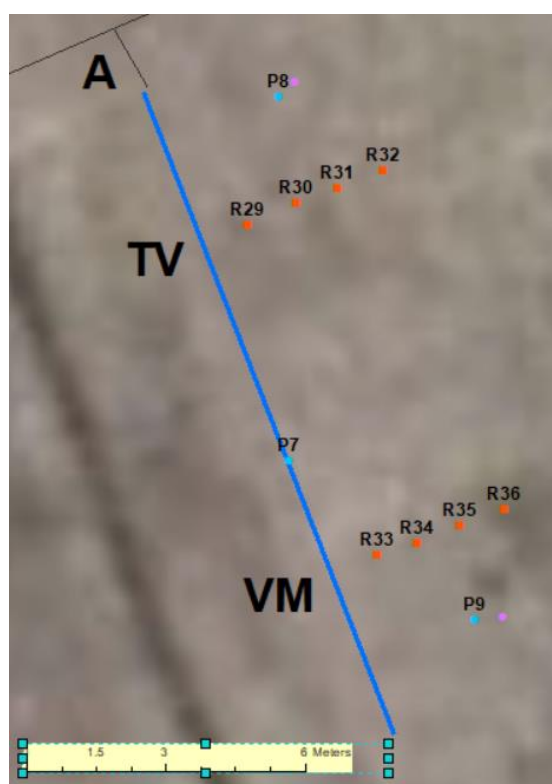
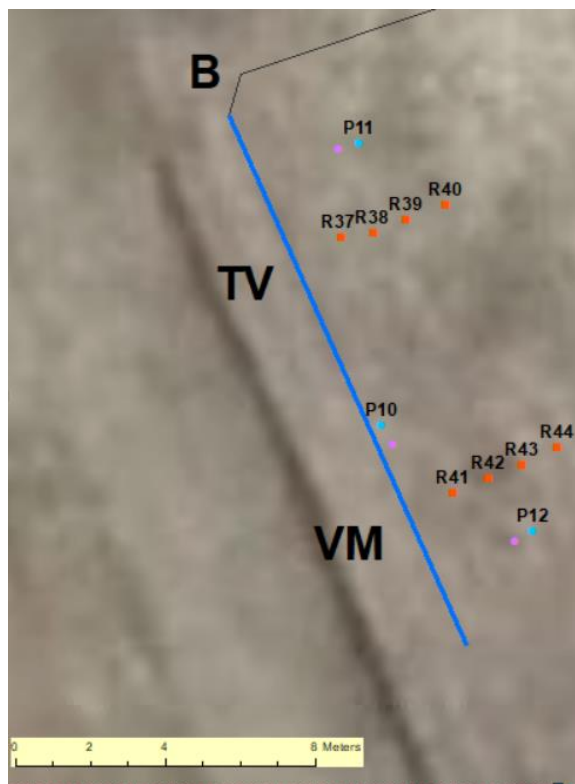
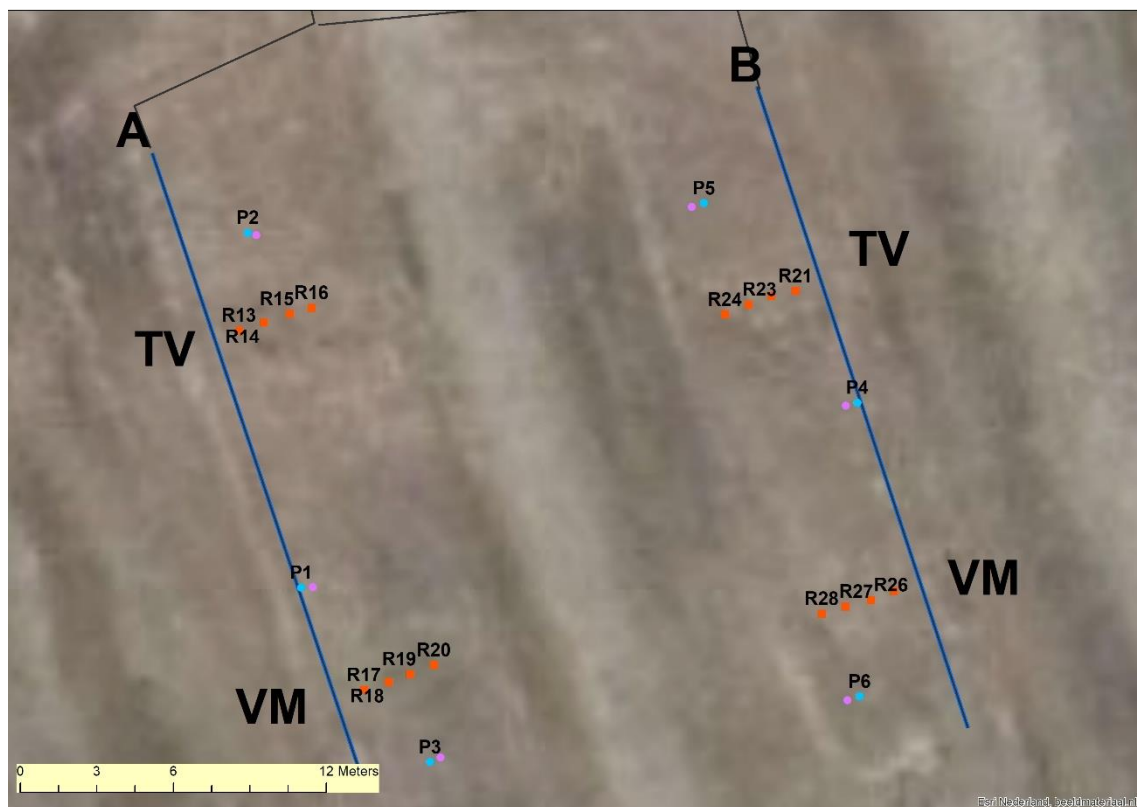
Datum	Hydrochemie	Bodemchemie	Vegetatie
14 april 2016: vooraf aan start bevoeiing	Ja	Ja	
6-7 juni 2016: vooraf aan start bevoeiing			Ja
17 juli 2017: tijdens het tweede bevoeiingsjaar	Ja		Ja
26 juni 2018: tijdens het derde bevoeiingsjaar	Ja	Ja	Ja

Metingen van waterstanden en maaiveldhoogte zijn gestart in de periode half april - eind juni 2016 en liepen tot en met oktober 2019.



Figuur 4-2: Overzicht van de bevoeiing en het meetnet in de percelen De Vlake (boven) en Boers (onder). In elk perceel zijn twee bevoeiingsunits (A en B). Een unit bestaat uit een bevoeiingsslang waar via gaatjes water uit stroomt. De slang loopt noord-zuid van een zone met trilveenvegetatie (TV) naar een zone met veenmosrietland (VM). In beide vegetatiezones van elke unit is er een raai van 4 meetlocaties voor chemie aanwezig dwars op de bevoeiingsslang aanwezig. Daarnaast is in beide vegetatiezones een referentielocatie aanwezig buiten de beïnvloeding van de bevoeiing.

Figure 4-2: Overview of the irrigation system and the monitoring network at parcels De Vlake (top) and Boers (bottom). There are two irrigation units (A and B) in each parcel. A unit consists of a perforated irrigation hose. The hose runs north-south from a zone with rich fen vegetation (TV) to a zone with Sphagnum—reed vegetation (VM). Both vegetation zones of each unit have a transect with 4 measurement locations for chemistry placed perpendicular to the irrigation hose. In addition, both vegetation zones have a reference location outside the influence of the irrigation system.



Figuur 4-3: Detailkaarten van de bevoeiing en het meetnet in de percelen De Vlake (boven) en Boers (onder). Zie Figuur 4-2 voor de legenda. In elk perceel zijn twee bevoeiingsunits (A en B). Een unit bestaat uit een bevoeiingsslang waar via gaatjes water uit stroomt. De slang loopt noord-zuid van een zone met trilveenvegetatie (TV) naar een zone met veenmosrietland (VM). In beide vegetatiezones van elke unit is er een raai dwars op de bevoeiingsslang aanwezig. Daarnaast is in beide vegetatiezones een referentielocatie aanwezig buiten de beïnvloeding van de bevoeiing.

Figure 4-3: Detail maps of the irrigation system and the monitoring network at locations De Vlake (top) and Boers (bottom); see Figure 4-2 for legend. There are two irrigation units (A and B) in each parcel. A unit consists of a perforated irrigation hose. The hose runs north-south from a zone with rich fen vegetation (TV) to a zone with Sphagnum—reed vegetation (VM). Both vegetation zones of each unit have a transect with 4 measurement locations for chemistry placed perpendicular to the irrigation hose. In addition, both vegetation zones have a reference location outside the influence of the irrigation system.

4.1.3 Meetmethoden

Waterstanden en maaiveldhoogte

Elk perceel had een meetlocatie voor het oppervlaktewaterpeil en elke bevoeiingsunit drie locaties waar gepaard de waterstand en de maaiveldhoogte van de kragge werd gemeten. Voor meting van de oppervlaktewaterstand waren filterbuizen geïnstalleerd in de sloot grenzend aan de kragge, die waren gefixeerd in de minerale ondergrond met een stang. De drie meetlocaties voor waterstand en maaiveldhoogte in de kragge lagen respectievelijk in de zone met trilveenvegetatie (TV), de overgangszone (TV/VM) en de zone met veenmosrietland (VM) (zie Figuur 4-3). De peilbuizen voor meting van de freatische stand bestonden uit een filter van 0.5 m boven tot 0.5 m onder maaiveld en waren met een betonijzer gefixeerd in de zandondergrond. Metingen van maaiveldhoogte vonden plaats met filterbuizen van 0.5 m boven tot 0.5 m onder maaiveld. Deze waren met ankers in de toplaag van de kragge gefixeerd, waardoor deze filterbuizen met de kragge konden meebewegen. Elke filterbuis had een automatische drukopnemer (aanvankelijk alleen minidivers, en later ook deels Keller DCX18/22 ECO). De gepaarde meetopstelling van een freatische peilbuis en filter voor maaiveldhoogte maakte het mogelijk om de maaiveldfluctuatie te volgen. Top en maaiveldhoogte van de peilbuizen zijn op 13 april 2016 ingemeten met een RTK-GPS.

De meting van de waterstanden en maaiveldhoogten startte deels half april 2016 en deels eind juni 2016 en liep door tot en met oktober 2019. Deels konden metingen pas eind juni 2016 starten wegens beperkte beschikbaarheid van drukopnemers. Diverse meetlocaties voor freatische stand en maaiveldhoogte hadden uitval van minidivers. Er waren helaas onvoldoende reserveloggers beschikbaar om alle uitgevallen loggers te vervangen. Vanaf april 2019 konden uitgevallen meetlocaties worden voorzien van Keller-loggers. Drukmetingen werden gecorrigeerd voor luchtdruk (uurmetingen van meteostation Hoogetveen) en periodieke handmatige metingen van de waterstand. Uit de freatische waterstand t.o.v. NAP en de waterstand van de peilbuis voor maaiveldhoogte werd de maaiveldhoogte t.o.v. NAP berekend. Bij controle van de drukmetingen bleek de logger die het oppervlaktepeil bij Boers mat (S2) grote meetfouten vertoonde. Daarom worden voor de resultaten voor Boers de metingen van het oppervlaktewaterpeil van De Vlake gebruikt. Voor de interpretatie werden waterstand- en maaiveldmetingen ook vergeleken met het neerslag- verdampingoverschot/ tekort (PREC-EVAP). Hiervoor zijn dagwaarden gebruikt van neerslag en referentieverdamping (Makkink) van meteostation Hoogetveen. PREC-EVAP is berekend door de neerslag te verminderen met de referentieverdamping.

EGV -profielen

Diepteprofielen van het EGV zijn met een prikstok gemeten (WTW EGV meter) in de raaien van 4 m lengte in de TV- en VM-zone van elke bevoeiingsunit. Omdat de minitransecten dwars op de bevoeiingsslang stonden is met de diepteprofielen van de EGV metingen inzichtelijk te maken hoe het bevoeiingswater de kragge indringt. De meetraai had in 2016 en 2017 5 locaties (interval 1 m; positie in het centrum van elke gridcel voor vegetatie-opname) in 2018 en 2019 zijn de raaien verfijnd en is er elke halve meter gemeten. Op elke locatie werd gemeten op 10, 20, 30, etc. tot 140 cm diepte (let wel: enkele jaren is dieper in het veenprofiel niet elke 10 cm, maar elke 20 cm een meting verricht). Wegens erg droge zomers was het voor enkele plots niet mogelijk een meting te doen van de bovenste 10 cm. De bevoeiingsslang lag in de raai op ca. 0.5 vanaf het begin van de raai. Het uiteinde van de raai zat daardoor op 3.5 m afstand van de slang. Zowel in De Vlake als Boers werden EGV-profielen op dezelfde wijze doorgemeten op een referentielocatie met

trilveenvegetatie (ref TV) en een met veenmosrietland (ref VM). Deze referenties werden niet beïnvloed door de bevoeiing.

Hydrochemie

Op vier locaties in elke raai en de referentielocatie zijn porievocht monsters genomen met poreuze keramische cups op 5 tot 10 cm diepte. Voorafgaand aan bemonstering zijn de cups extra gespoeld en zijn ze twee weken voor de eerste bemonstering geplaatst. Daarnaast is er bij elke bemonstering eerst met minimaal 10 ml bodemporiewater gespoeld alvorens een monster verzameld is. Door het de kleine poriegrootte van de keramische cups worden fijne vaste deeltjes grotendeels gefilterd. Bij het innamepunt van oppervlaktewater van elk perceel zijn ook oppervlaktewatermonsters genomen. Deze monsters zijn vooraf aan de analyse niet gefilterd.

Recent heeft B-Ware 30 ongefilterde oppervlaktewatermonsters uit de Wieden en Weerribben zowel door het laboratorium Aqualysis laten analyseren op totaal P (met vooraf aan de analyse een destructie) als zelf de P-concentratie gemeten met ICP. Een vergelijking van de twee metingen laat een sterke relatie zien ($r^2 = 0.97$). De lineaire regressie heeft een verwaarloosbare offset en een helling die nagenoeg gelijk is aan 1 ($P_{\text{tot}} = 1.0063 * P_{\text{ICP}}$). Om deze reden zijn de ICP metingen van P een goede maat voor de P-totaal concentratie in de oppervlaktewatermonsters.

Tabel 4-2: Overzicht van de gemeten chemische variabelen in oppervlaktewater- en porievochtmonsters.

Tabel 4-2: Overview of measured chemical variables in surface water and pore water samples.

Variabele	Voorbehandeling	Meetmethode
pH		pH electrode
EGV		EGV electrode
Totaalanalyses van: Al, Cl, Fe, Ca, K, Mg, Na, Mn, P, S, Si, Sr, Zn	aangezuurd met 0,1 ml (65%) HNO ₃	ICP
K ⁺ , Na ⁺	invriezen	Vlamfotometrisch met auto-analyzer voor watermonsters
Cl ⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ²⁻	invriezen	Colorimetrisch met auto-analyzer
CO ₂ , CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ (TIC)	geen	Bepaling TIC met infraroodsensor: berekening CO ₂ , CO ₃ ²⁻ en HCO ₃ ⁻ uit TIC en pH
vrije sulfiden en CH ₄	aanzuren met HCl	gemeten in headspace met gaschromatograaf

Bodemchemie

In 2016 (voorafgaand aan de bevoeiing) en in 2018 (tijdens het 3e bevoeiingsseizoen) zijn bodemmonsters van de toplaag genomen ten einde veranderingen in basen- en nutriëntenchemie te volgen. Dit betrof in 2016 per transect twee bodemmonsters (de locatie die het dichtst bij de bevoeiingsslang en die het verst weg lag, respectievelijk 1 en 4 m afstand) plus twee monsters voor elk perceel bij de referentielocaties. In 2018 zijn in alle plots bodemmonsters verzameld.

Bodemmonsters zijn gestoken op 0-10 cm diepte, telkens in blokken van 10x10x10 cm. De helft van het hiermee verkregen monster is gebruikt voor chemische analyse en de andere helft voor bepaling van de bulkdichtheid. Levende mossen zijn uit de monsters verwijderd, bij veenmossen betekent dit dat de bovenste cm's levende moslaag (incl. capitulum) niet meegenomen is. In Tabel 4-3 worden de gemeten variabelen en analysemethoden opgesomd.

Tabel 4-3: Overzicht van de gemeten fysische en bodemchemische variabelen in bodemonsters.
Tabel 4-3: Overview of measured physical and soil chemical variables in soil samples.

Parameters	Meetmethode
droge bulkdichtheid (BD)	volume monster 10*10*10 cm gravimetrisch
organisch stofgehalte (OM _{550-4h})	thermogravimetrisch (4 uur gloeien bij 550°C)
N-totaal, C-totaal	pyrolyse met CN-analyser
Totaalanalysen van: Al, Cl, Fe, Ca, K, Mg, Na, Mn, P, S, Si, Sr, Zn	destructie met salpeterzuur en waterstofperoxide, analyse elementen met ICP
in 1M NaCl-extract: pH, NH ₄ , NO ₃	bepaling in 1M NaCl waterextract met bepaling van elementen op ICP, NH ₄ - en NO ₃ -bepaling colorimetrisch met auto-analyzer
in Cl ₂ Sr-extract: Al, Ca, Fe, Mg, Mn, NH ₄ , H, K, Na	extractie met 0.1 M ScCl ₂ op vers monster bepaling elementen met ICP; NH ₄ -bepaling colorimetrisch met auto-analyzer; H-bepaling met titratie met 0.01 M NaOH tot pH 8.35

Vegetatie

In alle raaien en referentielocaties is de vegetatie opgenomen in een grid bestaande uit 8 plots van 0.5*0.5 m. Hierin zijn opgenomen: de bedekking van de totale moslaag (percentage), de bedekking van de totale kruidlaag (percentage) en de bedekking van de afzonderlijke mos- en plantensoorten (Braun-Blanquet). Er is bij de uitwerking gekeken naar de bedekking en trends van de moslaag, kruidlaag, ecologische soortgroepen en van afzonderlijke soorten. Teneinde de belangrijkste trends samen te vatten, is ook gekeken naar de gezamenlijke bedekking van mossoorten die kenmerkend zijn voor trilveenvegetaties, voor veenmosrietland en voor voedselrijke rietlanden. Dit is ook gedaan voor de gezamenlijke bedekking van vaatplanten die kenmerkend zijn voor deze vegetatietypen.

Introductie-experiment met Rood schorpioenmos

Parallel aan de transecten, en net buiten het gridraaster voor het volgen van de spontane ontwikkeling van de vegetatie, zijn in een transect van vier locaties plukken van Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) ingebracht in PVC-ringen met een diameter van ca. 3 cm. Aan de ingebrachte mossen zijn aanvullende metingen uitgevoerd om de groei en vitaliteit te volgen. De ontwikkeling is gevolgd met oppervlakte- en lengtemeting aan de ingebrachte mosplukken. De vitaliteit is gevolgd met fluorescentie-metingen m.b.v. een junior PAM. De mosringen zijn ingebracht in mei 2017 en opgehaald in juli 2018 voor metingen van de groei en vitaliteit. Het inbrengen heeft plaatsgevonden in het tweede jaar van het experiment: na het eerste bevoeiingsseizoen en aan het begin van het tweede bevoeiingsseizoen. De mossen hebben zich dus gedurende 14 maanden kunnen ontwikkelen. Gedurende deze 14 maanden is een gedeelte van de PVC-ringen met schorpioenmos overgroeid met veenmossen. In al deze situaties waarin het schorpioenmos overgroeid is met veenmossen waren de schorpioenmossen afgestorven.

4.2 Resultaten

4.2.1 Waterstandsdynamiek

De meetreeksen van waterstand en maaiveldhoogte worden per bevoeiingsunit of meetlocatie weergegeven in grafieken die zijn opgenomen in Bijlage 2. Oppervlaktewaterpeil en waterstanden in de kragge ten opzichte van NAP zijn per bevoeiingsunit weer gegeven in Figuur 4-4. De bijlage bevat ook grafieken van 1) waterstanden in de kragge ten opzichte van het oppervlaktewaterpeil,

2) waterstanden in de kragge ten opzichte van maaiveld en 3) waterstanden in de kragge en maaiveldhoogte ten opzichte van NAP. Waterstanden t.o.v. maaiveld betreft het maaiveld bij installatie van de peilbuizen. Door sterke groei van veenmossen is in werkelijkheid het maaiveld hoger geworden. (zie paragraaf 4.2.2).

In diverse grafieken is ook het neerslag-verdampingspatroon (PREC-EVAP) met dagwaarden en het 15-daags voortschrijdend gemiddelde weergegeven (in mm/d). Tevens is de bevoeiingsperiode en het gemiddelde bevoeiingsdebiet van een bevoeiingsperiode (in mm/d) opgenomen. De waterstand en maaiveldhoogte worden op de linker y-as weergegeven; PREC-EVAP en bevoeiingsdebiet op de rechter y-as.

Samenvattend

De bevoeiing heeft geen traceerbare invloed op de waterstand en veroorzaakt daarmee ook geen inundatie van maaiveld. Dit komt doordat in het experiment slechts een gering deel van kraggenpercelen werd bevoeid en daardoor een verwaarloosbaar effect heeft op de waterbalans op perceelschaal. De waterstanddynamiek in de kragge wordt sterk bepaald door het neerslagoverschot/tekort en de fluctuaties van het oppervlaktewaterpeil. Maaiveldfluctuaties verlopen sterk synchroon met de waterstand in de kragge met een geringere amplitude. De maaiveldfluctuaties dempen hierdoor de waterstandsfluctuaties t.o.v. maaiveld. In periode met een hoog neerslag-overschot zitten de standen boven het oppervlaktewaterpeil en gedurende periode met een tekort daaronder. Dit betekent dat in natte periode porievocht de kragge uitstroomt en in droge periode juist oppervlaktewater de kragge dringt. In één bevoeiingsunit van Boers zijn er indicaties dat bij een lage waterstanden in de kragge, de kragge periodiek werd gevoed met oppervlaktewater uit een greppel.

Hieronder worden de ontwikkeling in detail besproken.

Dynamiek waterstanden in de kragge

In elke bevoeiingsunit verlopen waterstanden t.o.v. NAP in de kragge van de drie meetlocaties grotendeels synchroon (Figuur 4-4). In drie bevoeiingsunits (De Vlake B en Boers A+B) is de waterstand in de VM-zone vaak hoger (ca. 5-7 cm) dan die in de TV- en TV/VM-zone. In droge perioden is dat juist andersom. In unit A van de Vlake is de waterstand van de VM zone juist lager (3-12 cm) dan die in de andere twee zones. Het oppervlaktewaterpeil is in de herfst-winter relatief laag en in voorjaar - zomer grotendeels relatief hoog (peilverschil ca. 10 cm). Tijdens de zomer kan waterstand ca. 1 tot 3 maanden uitzakken.

De waterstanden in de kragge worden zowel bepaald door de oppervlaktewaterstand als de neerslag-verdamping (PREC-EVAP). Bij een gering neerslagoverschot en -tekort volgt de waterstand in de kragge in sterke mate het oppervlaktewaterpeil of zakt daar onder (Figuur 4-4). Dat is het geval in de perioden begin sept-half oktober 2016, begin april-begin juli 2017, augustus 2017, begin mei-half september 2018 en mei-september 2019. De mate waarin de waterstanden in de kragge uitzakken onder het oppervlaktewaterpeil verschilt per droge periode: gering in de nazomer van 2016 en nazomer van 2017, matig in de voorzomer van 2017 en zomer van 2019 en sterk in de extreem droge zomer van 2018. Wanneer de waterstanden in de kragge worden omgerekend naar standen t.o.v. het oppervlaktewaterpeil (Bijlage 2) is ook duidelijk te zien dat in periodes met een hoog neerslag-overschot de standen boven het oppervlaktewaterpeil zitten en gedurende periode met een tekort daaronder zakken. Zichtbaar is ook dat in de winter van 2016/2017 (relatief gering neerslagoverschot) de waterstanden minder hoog zijn dan in de natte winter van 2017/2018 (hoog overschot). In droge perioden zakt de waterstand van de VM locaties vaak dieper uit t.o.v. het oppervlaktewater dan twee andere zones.

Beide units in De Vlake en unit A in Boers reageren sterker op het neerslagoverschot/tekort dan unit B in Boers. In de droge zomer van 2018 treden bij unit B in Boers een tweetal grotere pieken

op, terwijl dat niet het geval is in unit A van Boers. Deze twee pieken vallen samen met geringe pieken in het oppervlaktewaterpeil en de waterstand in de kragge nadert dan het peilniveau van het oppervlaktewaterpeil (Figuur 4-5). Het verschil in reactie tussen de bevoeiingsunits kan te maken hebben met de aanwezigheid van een greppel vlakbij unit B. Dit duidt op periodieke aanvoer op van oppervlaktewater via die greppel naar de kragge in periode met een lage waterstand in de kragge.

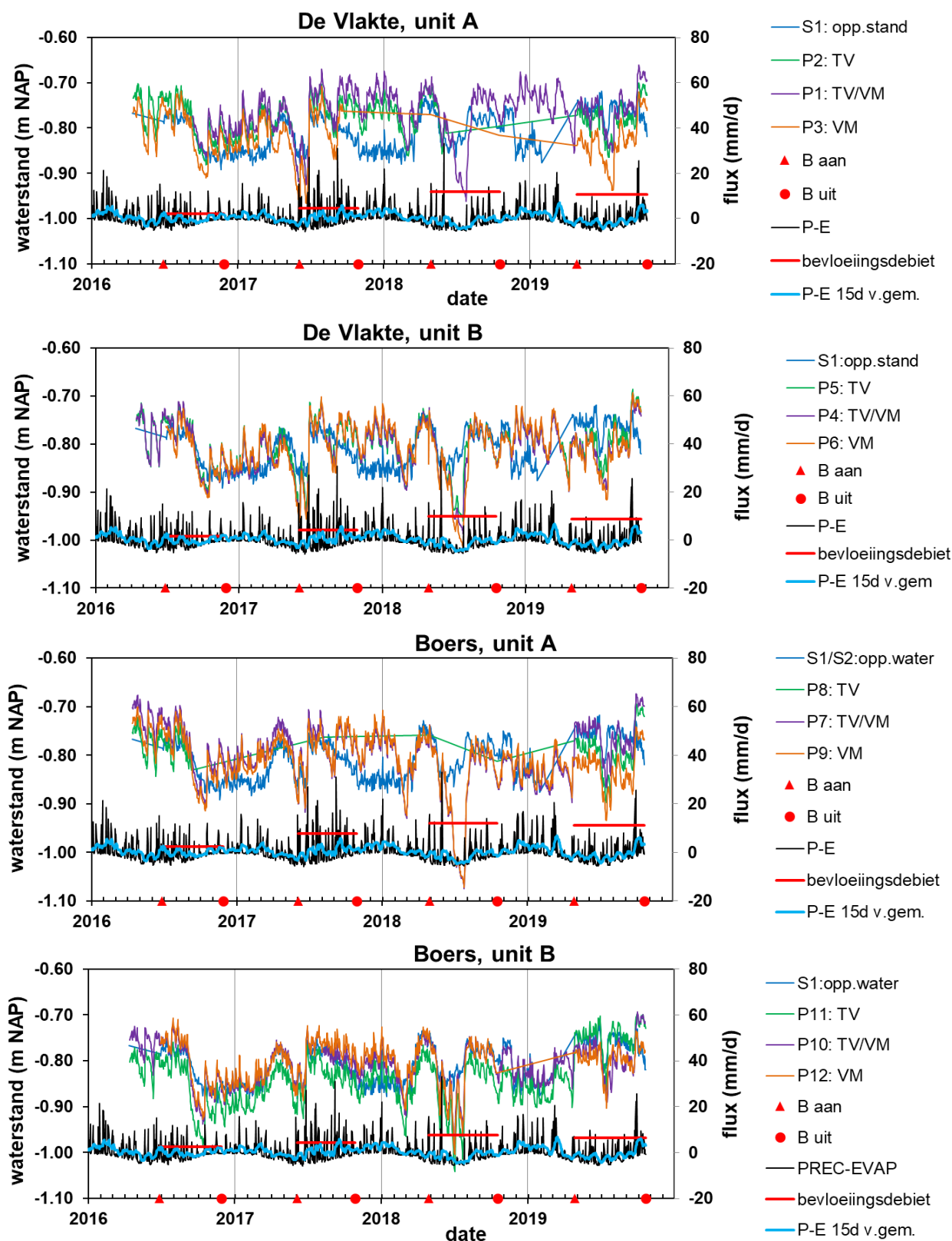
Waterstanden t.o.v. maaiveld hebben een vergelijkbaar patroon als standen t.o.v. NAP en volgen zowel het oppervlaktewaterpeil als PREC-EVAP. Daling en stijging van de kragge heeft echter een dempende invloed op de waterstandfluctuatie t.o.v. maaiveld. In de TV zone van unit A+B van De vlakte en unit B van Boers zit de waterstand gedurende de natte perioden dicht rond maaiveld (5 cm boven tot 5 cm onder maaiveld). De fluctuaties zijn hier vergelijkbaar. In De Vlakte is de waterstandsfluctuatie in de TV zone iets groter dan in de TV/VM en VM zone als gevolg van een geringere maaiveldfluctuatie in de TV zone (zie onder). Bij unit A van Boers zit de waterstand in de TV zone ca. 5 cm onder maaiveld en zijn de fluctuaties in de natte periode geringer dan elders. In de zones TV/VM en VM van Boers zakken de waterstanden verder onder maaiveld (max. 25-30 cm) dan in dezelfde zones van de Vlakte (max 15-20 cm). Dit heeft te maken met een geringere maaiveldfluctuatie in betreffende zones van Boers (zie onder).

Invloed bevoeiing op waterstanden in de kragge

Om na te gaan of bevoeiing invloed heeft op de waterstand in de kraggen is gekeken of in periode met bevoeiing de waterstand hoger was dan daarvoor en na en of er inundatie optrad (Figuur 4-6). In de grafieken zijn de bevoeiingsperiode weergegeven, het gemiddelde bevoeiingsdebiet (in mm/d) per bevoeiingsperiode en PREC-EVAP (dagwaarden als voortschrijdend gemiddelde over 15 dagen in mm/d). Het bevoeiingsdebiet is berekend in mm/d voor een zone van 1 m breed aan weerszijde van de bevoeiingsslang. Allereerst is zichtbaar dat het bevoeiingsdebiet hoger is dan het voortschrijdend 15-daags gemiddeld van PREC-EVAP en in de loop van de drie jaren hoger wordt. Aanvang en stoppen van de bevoeiing heeft echter geen zichtbaar effect op de waterstand. Vaak treedt er ook geen inundatie op tijdens bevoeiingsperiode. Een verklaring hiervoor is dat de bevoeiing maar een kleine deel van het kraggesysteem voedt. Neerslag en verdamping treden overal op en hebben daardoor wel een sterke invloed op de waterstand in de kragge. Ondanks dat het bevoeiingsdebiet lokaal veel hoger is dan het neerslagoverschot, heeft het daardoor toch geen merkbare invloed op de waterstand. Dat betekent dat het aangevoerde oppervlaktewater snel wegzakt in de kragge als gevolg van een hoge porositeit.

Maaiveldfluctuaties

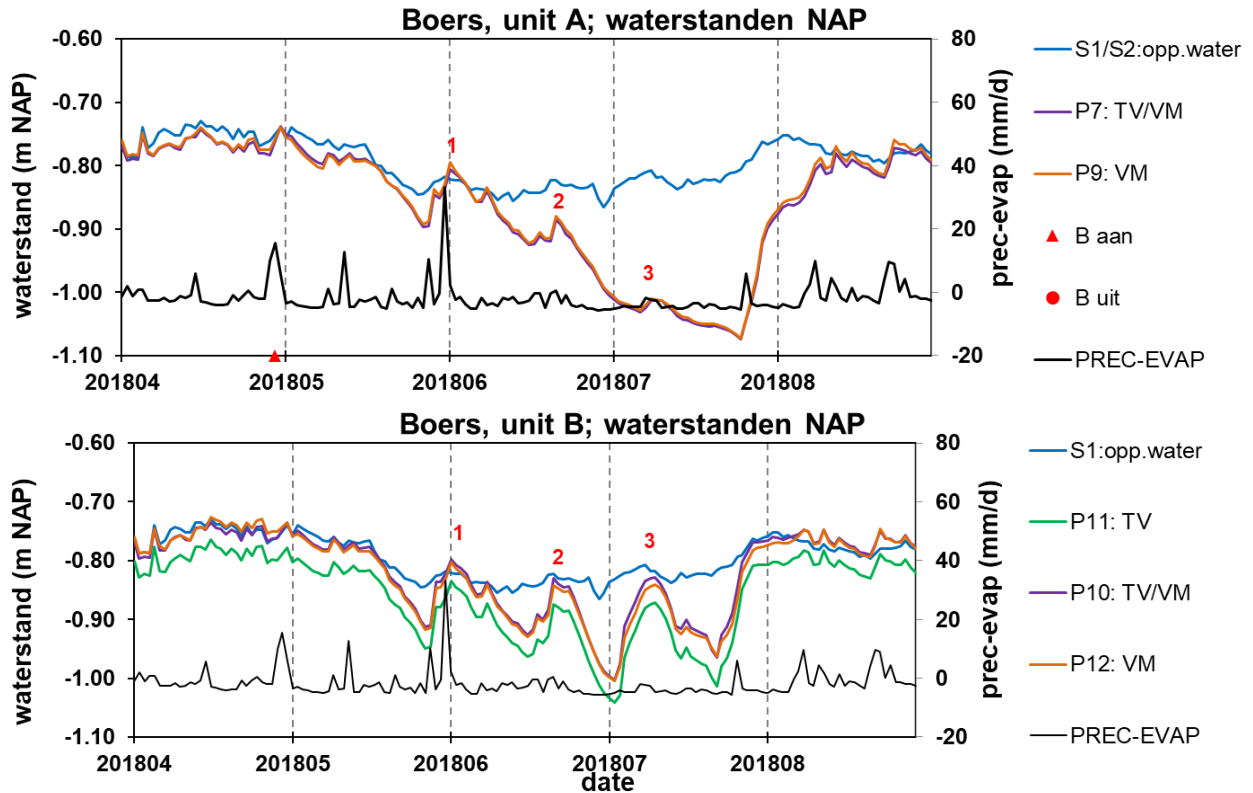
Omdat kraggen deels drijven in het water of op een detrituslaag is de maaiveldhoogte daarvan niet stabiel. De maaiveldhoogte is sterk gecorreleerd met de waterstand in de kragge, zij het dat de fluctuatie van het maaiveld geringer is dan die van de waterstand. Een duidelijk dynamiek van de maaiveldhoogte treedt op in alle zones van De Vlakte en in de TV zone van Boers. Bij waterstandspieken in natte periode beweegt het maaiveld omhoog. In droge periode met een lage waterstand zakt het maaiveld mee. Waterstandspieken werken daarbij sterker door dan diepe uitzakkingen van de waterstand. In De Vlakte is de maaiveldfluctuatie in de TV/VM en VM zone groter dan in de TV zone. In Boers is juist het omgekeerde het geval. In de TV/VM en VM zone van Boers werken pieken in de waterstand van de kragge nauwelijks door in de maaiveldhoogte. De maaiveldsfluctuaties in de TV zone zijn voor De Vlakte en Boers vergelijkbaar. In de TV/VM zone van Boers (unit A) treden zowel een opvallende daling op van het maaiveld op als en stijging (unit B).



Figuur 4-4: Verloop van standen oppervlaktewater (S.) en water in de kragge (P.) t.o.v. NAP. Tevens wordt het verloop van neerslag-verdampingoverschot (zwart per dag en blauw 15-daags voortschrijdend gemiddelde) weergegeven en het gemiddelde bevoeiingsdebiet per bevoeiingsperiode weergegeven. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland. Bevoeiingsperiode: B aan = start bevoeiing, B uit = stoppen bevoeiing.

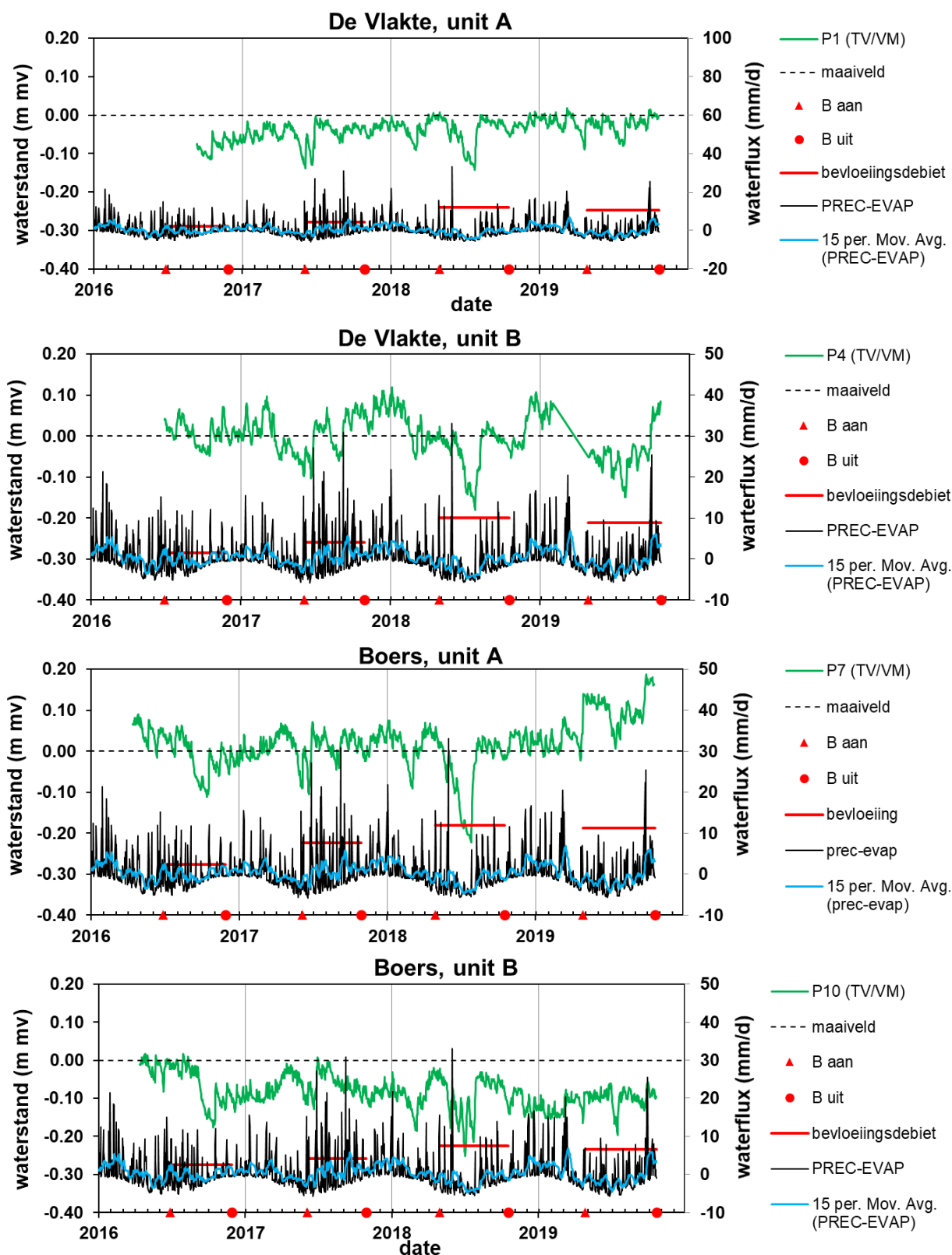
Figure 4-4: Timeseries of surface water level (S.) and water level in the quaking mire (P.) relative to NAP. Precipitation-evapotranspiration surplus (black = daily, blue = 15 d moving average) and average irrigation flow

rate per irrigation period are also shown. TV=rich fen vegetation; TV/VM=intermediary; VM=Sphagnum-reed vegetation. B aan= irrigation started, B uit= irrigation stopped.



Figuur 4-5: Verschil in waterstandspieken van de waterstand in de kraggen in perceel Boers gedurende de zomer van 2018. Een drietal waterstandspieken worden aangegeven met de rode nummers. Piek 1 wordt in beide bevoeiingsunits veroorzaakt door neerslag. In bevoeiingsunit A zijn de pieken 2 en 3 gering, terwijl in bevoeiingsunit B de pieken groot zijn. De pieken 2 en 3 vallen samen met een piek van het oppervlaktewaterpeil en er is dan geen duidelijke neerslagpiek.

Figure 4-5: Differences in water level peaks in the vegetation mats in the two irrigation units of the Boers parcel during summer 2018. S=surface water level; P=water levels in the vegetation mats. Three water level peaks are indicated by red numbers. Peak 1 in both irrigation units is caused by a precipitation events. In irrigation unit A peaks 2 and 3 are small, while the peaks are large in irrigation unit B. Peaks 2 and 3 coincide with a peak in the surface water level without clear precipitation events.



Figuur 4-6: Verloop van de waterstand t.o.v. maaiveld in de kragge, en het bevoeiingsdebiet met het verloop van het neerslag-verdamping (PREC-EVAP). De linker y-as is de waterstand en de rechter y-as de waterflux (voor het bevoeiingsdebiet en PREC-EVAP). Voor elke bevoeiingsunit is van de drie waterstandsreeksen in de kragge alleen die van de peilbuis in de overgang trilveen/veenmosrietland-zone weergegeven.

Figure 4-6: Timeseries of the water level relative to ground level in the quaking mire (green); irrigation flow rate (red) and net precipitation (PREC-EVAP). The left y-axis is the water level and the right y-axis is the water flux (for the irrigation flux and PREC-EVAP). For each irrigation unit, only the series of the transition zone rich fen/Sphagnum-reed is shown.

4.2.2 Verandering relatieve maaiveldhoogte kragge

Met behulp van de peilbuisfilters die verankerd waren in de toplaag van de kragge was het mogelijk om de verandering van de hoogte van de bovenkant van de levende moslaag te volgen t.o.v. de top van de peilbuis. Dit is gemeten op 13 april 2016 en 16 oktober 2018. Het maaiveld betreft hier de bovenkant van de mosvegetatie. Hieruit is op te maken dat de bovenkant van de mosvegetatie omhoog is gekomen. Van de TV-zone (gedomineerd door slaapmossen) naar veenmosrietland (gedomineerd door veenmossen) is de gemiddelde stijging groter, maar deze verschillen zijn niet significant (Kruskal-Wallis; $p=0.14$). Het omhoog komen van het maaiveld hangt samen met het omhoog groeien van mossen. Dit was ook zichtbaar in de uitgerasterde delen gedurende het experiment en was daar sterker dan buiten het raster. Dit is een bijeffect van verschillen in maaibeheer. Het uitgerasterde deel werd tijdens het experiment handmatig gemaaid (om beschadiging van meetopstellingen en de bevoeiingsslangen te voorkomen), terwijl de rest machinaal werd gemaaid en gehooïd. Door machinaal maaïen worden veenmosbulten platgedrukt en deels afgemaaid.

Een consequentie van de maaiveldstijging is dat de waterstand t.o.v. maaiveld lager wordt. De condities voor mossen in en ondiep wortelende vaatplanten worden dan 'droger'. Dit geldt vooral voor mossen en vaatplanten in de mosbulten.

Tabel 4-4: De relatieve verandering van het maaiveldhoogte per vegetatiezone. Zones: TV = trilveen; INT = tussen TV en VM; VM = veenmosrietland.

Tabel 4-4: Relative change in ground level per vegetation zone. Zones: TV=rich fen vegetation; INT=intermediate; VM=Sphagnum-reed vegetation.

Perceel	Locatie	Zone	stijging maaiveld (m)
Vlakte	K2	TV	0.13
Vlakte	K5	TV	0.07
Boers	K8	TV	0.04
Boers	K11	TV	0.09
Vlakte	K1	INT	0.12
Vlakte	K4	INT	0.11
Boers	K10	INT	0.16
Boers	K7	INT	0.11
Vlakte	K3	VM	0.23
Vlakte	K6	VM	0.12
Boers	K9	VM	0.13
Boers	K12	VM	0.12
gemiddelde		TV	0.08
gemiddelde		INT	0.12
gemiddelde		VM	0.15

4.2.3 Diepteprofielen van EGV in de raaien

Diepteprofielen van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) zijn gemeten in de raaien van 4 m lengte in de TV- en VM-zone van elke bevoeiingsunit. De minitransecten staan dwars op de bevoeiingsslang. Met EGV metingen op verschillende diepte is dan inzichtelijk te maken hoe bevoeiingswater (met hogere ion concentraties (zoals Ca en Cl) en dus hoger EGV i.v.m. de bodem in het veldexperiment) de kragge indringt. Op basis van hydrochemische analyses van porievochtmonsters uit dezelfde raaien blijkt dat het EGV sterk afhankelijk is van Ca-concentratie sterk (lineaire regressie: $r^2 = 0.90$, $p < 0.001$) en daarmee een goede indicatie geeft voor de basenrijkdom van het poriewater. Ook de Cl-concentratie in het bodemvocht heeft sterke relatie met het EGV, maar wel minder sterk dan de Ca-concentratie (lineaire regressie: $r^2 = 0.70$, $p < 0.001$).

De bevoeiingsslang ligt op ca. 0.5 m vanaf het begin van de raai. Het uiteinde van de raai zit daardoor op 3.5 m van de slang. Zowel in De Vlake als Boers is ook gemeten op een referentielocatie met trilveenvegetatie (ref TV) en een met veenmosrietland (ref VM). Deze referenties worden niet beïnvloed door de bevoeiing.

Op deze referentielocaties zullen veranderingen van het EGV vooral worden veroorzaakt door het neerslag-verdampingspatroon in de periode voorafgaand aan elke meting. In een periode met een neerslagoverschot treedt in de toplaag verdunning op van het porievocht met mineraalarm neerslagwater en is het EGV relatief laag. In een periode met een tekort treedt juist concentratie van ionen. In een periode met een neerslag tekort kan tevens toestroming optreden van basenrijk oppervlaktewater in sloten en de waterlaag onder de kragge naar de kragge. Dit kan ook tot een verhoging van het EGV leiden.

Samenvattend

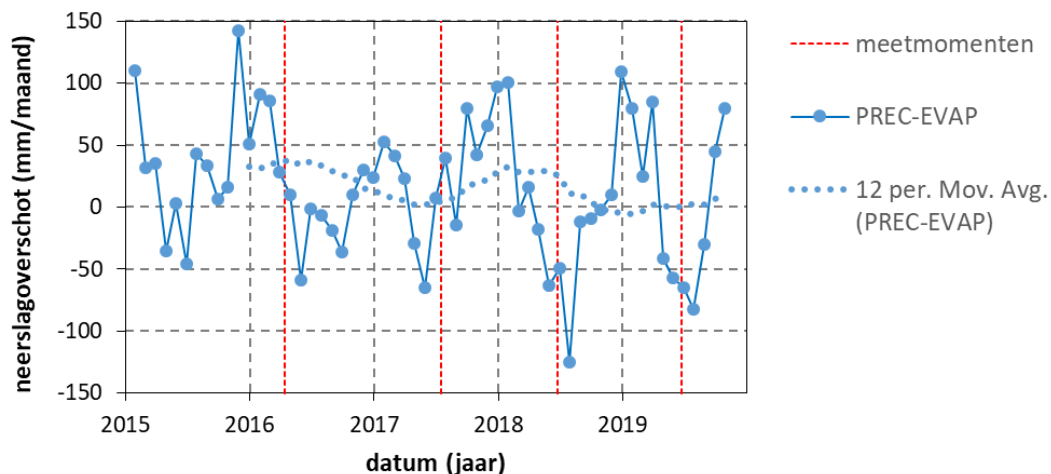
De EGV in van het porievocht van de meetpunten heeft een hoge positieve correlatie met de Ca-concentratie. Het patroon van de EGV-profielen weerspiegelt dus de basenrijkdom van het porievocht. De veranderingen in het EGV-diepteprofiel worden zowel door de bevoeiing bepaald als door fluctuaties in het neerslagoverschot. Bevoeiing leidt in een zone van ca. 1 tot 3 m vanaf de bevoeiingsslang tot verhoogde waarde in de toplaag (tot 30/60 cm diepte) en/of net onder de toplaag (30-50 cm). Op meetmomenten met voorafgaande periode met een gering neerslagoverschot hebben dieper in het profiel hoge EGV's de overhand. Op meetmomenten die vooraf werden gegaan door een natte periode zijn de EGV waarden juist laag in een groot deel van het profiel. In droge zomers draagt indamping bij aan een verhoging van de EGV in de toplaag, doordat van onderaf mineraalrijk water omhoog getrokken en ionconcentraties in de toplaag toenemen door indamping. De effecten van droge perioden op de EGV zijn het sterkst in de TV-zone.

Hieronder worden de ontwikkeling in detail besproken.

Ontwikkeling in de referentielocaties

In de TV referentielocaties van zowel Boers als De Vlake treden van jaar tot jaar sterke fluctuaties op in het EGV. In april 2016 is het EGV van beide locaties laag en in 2017 en juist hoog (ca. 500-600 $\mu\text{S}/\text{cm}$). In 2019 verschilt het profiel voor beide locaties: in De Vlake weer verhoogd en Boers heeft dan lage waarden. In geval van verhoogde EGV-waarden treedt dat vooral op in de toplaag (0-20/25 cm) van het profiel en ook dieper in het profiel (vanaf 50/60 cm). Jaarlijkse fluctuaties van deze referentielocaties hangen samen met een sterke invloed van het neerslagoverschot. Op meetmomenten met de voorafgaande periode van 1 jaar met een hoog neerslagoverschot (14 april 2016: 425 mm; 26 juni 2018: 347 mm) is het EGV relatief laag (50-250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ voor de TVref locatie) (Figuur 4-7). De meetmomenten met in voorgaande jaarperiode een gering neerslagoverschot (17 juli 2017: 34 mm; 23 juni 2019: 3 mm) hebben juist een verhoogde EGV (500-600 voor de TVref locatie).

De VM referentielocaties vertonen veel minder dynamiek van het EGV profiel. Op de meetmomenten met een gering neerslagoverschot in de jaarperiode daarvoor (17 juli 2017 en 23 juni 2019) is het EGV vooral alleen in het diepere deel van het profiel licht verhoogd. Er treedt dus blijkbaar in de veenmosrietland zone geen sterke toestroming van basenrijk grondwater van onder af op en blijkbaar zorgt indamping in de periode met een neerslagoverschot in deze zone niet voor een verhoogde mineraliteitsgraad van het porievocht.



Figuur 4-7: De samenhang tussen het neerslag-verdampingsoverschot en de meetmomenten van hydrochemische metingen. Het neerslag-verdampingsoverschot wordt weergegeven in maandsommen en het voortschrijdend gemiddelde over een periode van 1 jaar. Het neerslag-verdampingsoverschot is gebaseerd op het verschil van de neerslag en referentie verdamping (Makkink) van meteorostation Hoozevee.

Figure 4-7: Relationship between precipitation surplus and the timing of hydrochemical measurements. The precipitation surplus is shown as monthly sums and the 1-year moving average. The precipitation surplus is based on the difference between precipitation and reference evaporation (Makkink) from the meteorological station Hoozevee.

Ontwikkeling in de zone met trilveenvegetatie van De Vlake

In de uitgangssituatie in april 2016, voor start van de bevoeiing maar na een jaar met een hoog neerslagoverschot, is in de TV-zone een gelaagd EGV profiel aanwezig met relatief lage waarden in de bovenste 70 cm ($<170 \mu\text{S/cm}$) en daaronder hogere waarden $170\text{--}300 \mu\text{S/cm}$.

In juli 2017, na een relatief droog jaar, neemt in de TV-zone het EGV toe naar $400\text{--}450 \mu\text{S/cm}$. Dat gebeurt zowel onderin het profiel over de hele raai en in een dunne laag bovenin tot $1.5\text{--}2.5 \text{ m}$ afstand van de bevoeiingslang. In de TV referentie neemt het EGV echter nog sterker toe, zowel onderin als bovenin het profiel. De toename onderin wordt veroorzaakt door het omhoog stromen van basenrijk water van onderaf de kragge als gevolg van een periode met een neerslagtekort gedurende een relatief droog voorjaar/ voorzomer in 2017. Opvallend is dat de hoge EGV-waarden in de toplaag dicht bij de bevoeiingslang optreden.

In juni 2018, na een jaar met een hoog neerslagoverschot zijn de EGV-waarden in de trilveenzone in grote delen van het profiel weer verlaagd. Dit is ook het geval in de TV referentie. Deze lagere waarden hangen samen met een natte periode gedurende juni 2017 tot februari 2018. Dicht bij de bevoeiingslang heeft een dunne toplaag ($10\text{ tot }20 \text{ cm}$) dan echter wel nog relatief hoge waarden ($500\text{--}700 \mu\text{S/cm}$) en zijn ook in unit B tussen $10\text{ en }50 \text{ cm}$ diepte de waarden licht verhoogd.

De hoogste waarden bovenin het profiel treden dan op in unit B tot 1.0 m afstand van de bevoeiingslang. Omdat het EGV van de TV-referentie laag in 2018 laag zijn, is aannemelijk dat de hogere waarden in de toplaag van de raaien samen hangen met bevoeiing.

In 2019, na een relatief droog jaar, is het beeld van het EGV-profiel in de raaien drastisch veranderd met bovenin en onderin duidelijk hogere waarden dan in 2018. In de TV referentie is dat ook het geval. In beide bevoeiingsunits is in de toplaag dicht bij de bevoeiingslang (ca. 1.0 tot minstens 3.5 m) een pluim met hoge EGV-waarde (500–800 $\mu\text{S}/\text{cm}$) aanwezig die zich uitstrekt tot een diepte van 50 cm. In unit A is deze pluim dubbel gelaagd en strekt deze zich het verst van de slang uit. In 2019 heeft de bevoeiing niet alleen geleid tot mineraalrijker water in de bovenste toplaag, maar ook dieper in de kragge.

Ontwikkeling in de zone met trilveenvegetatie van Boers

In 2016, vooraf aan de bevoeiing, maar na een relatief nat jaar, zijn de EGV-waarden in de TV zone en referentie laag. Beide gebieden hebben een gelaagd profiel met in de bovenste 60 tot 120 cm diepte de laagste waarden.

In 2017, na een relatief droog jaar, is het EGV in een groot deel van de TV zone en referentie in het hele profiel toegenomen. Een relatief sterke toename treedt onderin op en de sterkste bovenin. In de raaien zijn in een dunne toplaag (15 cm) in een zone tot 2.0 - 2.5 m afstand van de slang hoge waarden gemeten (550-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$). In de raaien spelen indamping en het indringing van bevoeiingswater bovenin de kragge een rol.

In 2018 hebben grote delen van het profiel na een relatief nat jaar weer relatief lage waarden gekregen. De TV referentie heeft in de toplaag (10 cm) dan nog iets hogere waarde dan daaronder. In de TV zone heeft de toplaag tot op 2.5 m van de slang ook licht verhoogde waarden.

In 2019 is het beeld van het EGV-profiel in de raaien na een droog jaar drastisch veranderd, met bovenin en onderin duidelijk hogere waarden dan in 2018. In de ref TV locatie zijn de EGV waarden ook toegenomen met de hoogste waarde in de toplaag en dieper in het profiel. In beide bevoeiingsunits is in de toplaag dicht bij de bevoeiingslang (ca. 1.0 tot 2.5 m) een pluim met hoge EGV-waarde aanwezig die zich uitstrekt tot een diepte van 50 tot 60 cm. De EGV-waarden zijn daarbij hoger dan die van de TV referentie van Boers. In 2019 heeft de bevoeiing niet alleen geleid tot mineraalrijker water in de bovenste toplaag, maar ook dieper in de kragge.

Ontwikkeling in de zone met veenmosrietland van De Vlake

In de VM zone zijn de EGV-waarden overal laag in 2016.

In 2017 is het EGV onderin toegenomen. Dit treedt ook op in ref VM. In de toplaag van de VM zone neemt het EGV dicht bij (tot 1.5 m) de bevoeiingslang toe en niet in ref VM. Deze toename is geringer dan in de TV-zone. De toename bovenin een gevolg is van vooral indringend bevoeiingswater.

In 2018 is in een groot deel van het profiel van de VM zone en onderin het profiel van ref VM het EGV lager dan in het voorgaande jaar. Alleen dicht bij (1.0 tot 1.5 m) de bevoeiingsslang is een dunne toplaag (15 cm) met hoge EGV waarden (500 tot iets meer als 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ontstaan. Tot een diepte van 50 cm is het EGV onder deze basenrijke lens ook relatief hoog. Dit patroon duidt op indringing van bevoeiingswater in een zone dicht bij de slang. Opvallend is dat invloed van bevoeiingswater in de VM zone sterker lijkt te zijn dan in de TV zone.

Net als in de TV-zone is in 2019 in het overgrote deel van de raaien het EGV sterk verhoogd t.o.v. 2018. In beide bevoeiingsunits is in de toplaag dicht bij de bevoeiingslang (ca. 1.0-1.5 m) in de toplaag een pluim met hoge EGV-waarde aanwezig die zich uitstrekt tot een diepte van 50 cm. Op een diepte van 30 tot 50 cm strekt deze pluim zich verder uit t.o.v. de bevoeiingsslang (2.0 m) dan in het profiel daarboven. In de toplaag verder verwijderd van de slang is het EGV laag.

Ontwikkeling in de zone met veenmosrietland van Boers

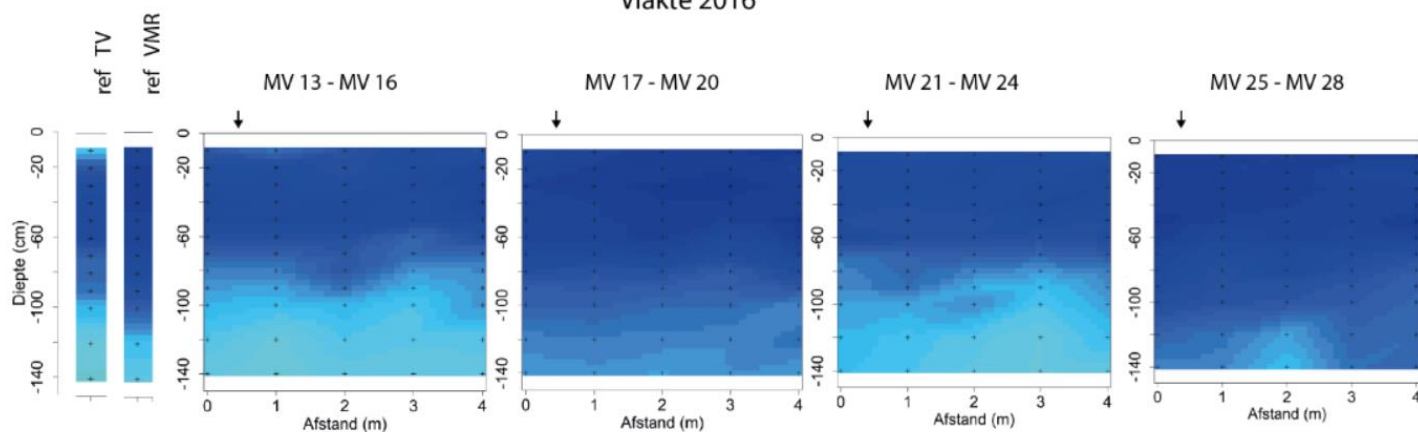
In de VM zone zijn in 2016 de EGV-waarden laag. Deels is er in de bovenste 140 cm een zwakke gelaagdheid aanwezig en deels niet.

In 2017 zijn de waarden onderin licht verhoogd (VM zone vooral dicht bij de slang, ook in ref VM). Alleen in de VM zone dicht bij de slang is het EGV in de toplaag iets toegenomen, terwijl die in de ref VM locatie nog steeds laag is. De veranderingen hebben dezelfde oorzaak als in de TV zone, maar de invloed van bevoeiingswater lijkt gering te zijn.

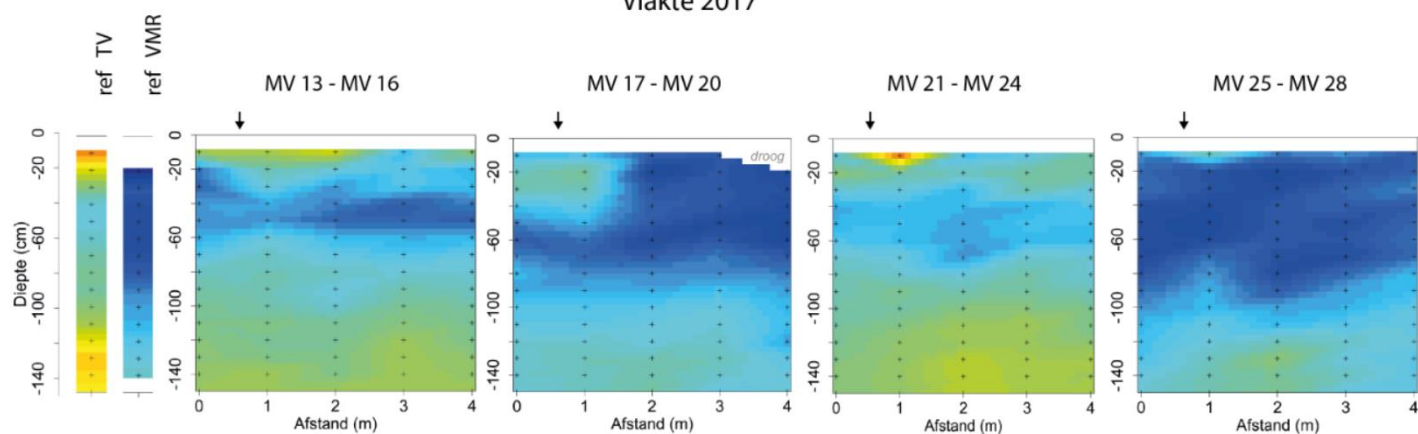
In 2018 is het patroon weer sterk gelijk aan dat van 2016. Alleen in de VM zone van unit B is lokaal op 30-40 cm diepte een plek met iets hogere waarden. In 2018 heeft de bevoeiing geen merkbaar effect op het EGV of is niet traceerbaar in het EGV-patroon.

In 2019 zijn de EGV-waarde in het overgrote deel van de raaien duidelijk hoger dan in 2018, terwijl die van de ref VM locatie in het hele profiel laag zijn gebleven. In beide bevoeiingsunits is vanaf 25-30 cm diepte dicht bij de bevoeiingslang (ca. 1.0 tot 2.0 m) een pluim met hoge EGV-waarde aanwezig die zich uitstrekt tot een diepte van 50 tot 65 cm. Wel valt op dat het EGV in de VM zone enkel verhoogd is op 30-50 cm diepte, de bovenste 10 cm waren te droog om metingen te verrichten, maar op 20 cm diepte zijn er lage EGV-waarde gemeten. Het bevoeiingswater blijkt hier dus niet of in mindere mate het maaiveld te bereiken, maar trekt wel dieper onder het maaiveld de kragge in.

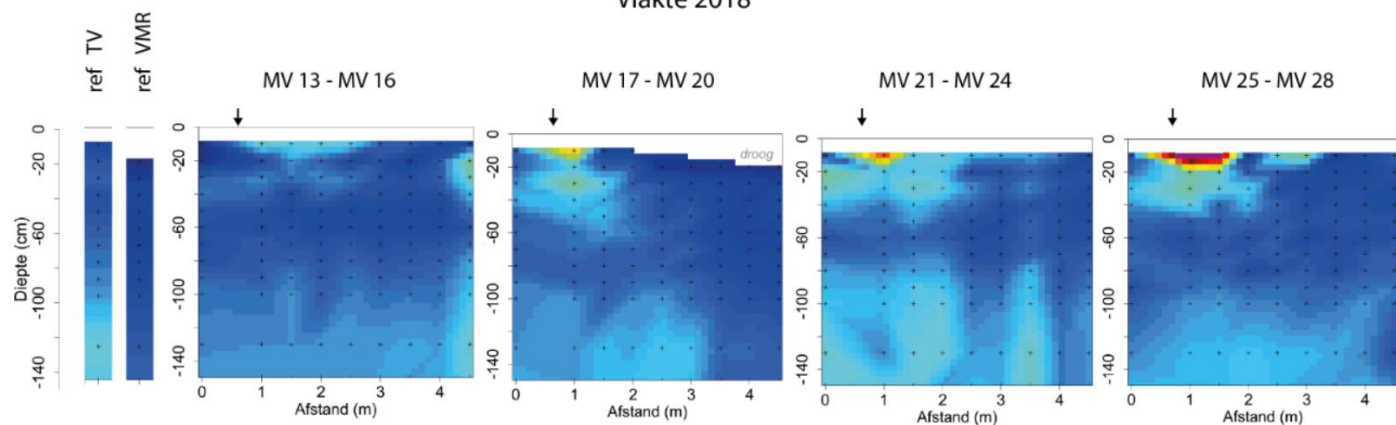
Vlakte 2016

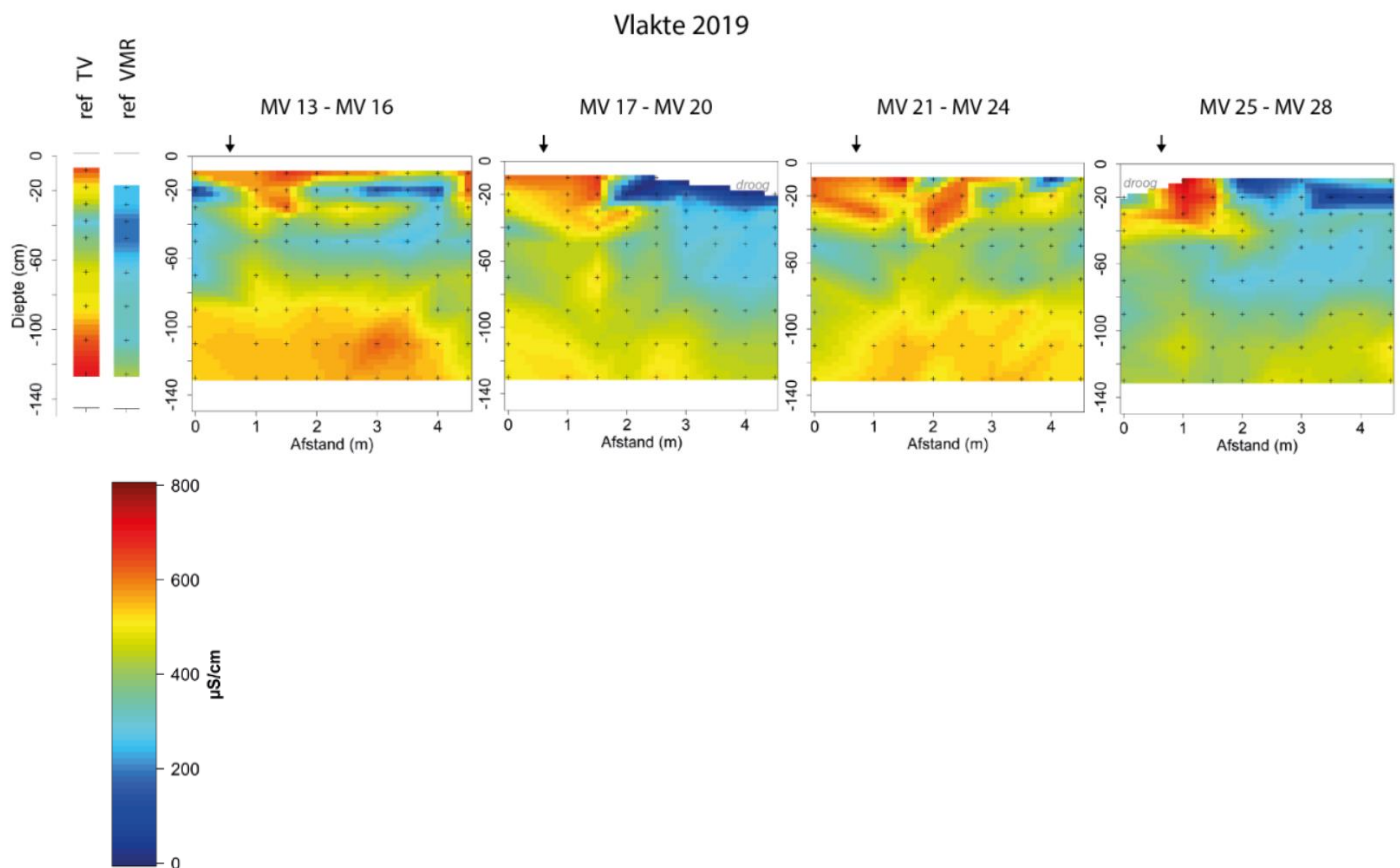


Vlakte 2017



Vlakte 2018



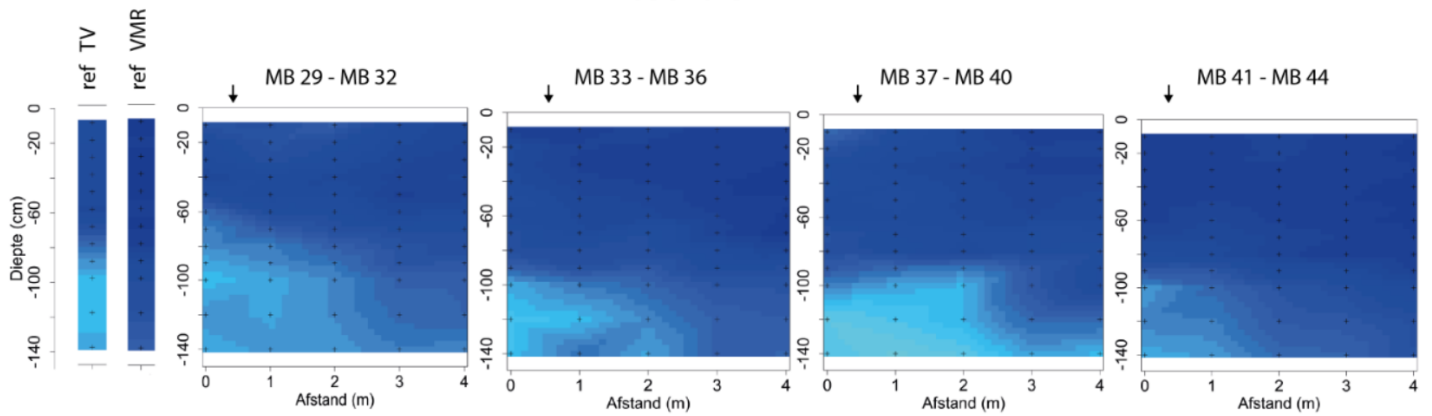


Figuur 4-8: Diepteprofielen van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) in de raaien van de Vlakte in 2016 (voor start van de bevloeiing), 2017 (tijdens 2e bevloeiingsseizoen), 2018 (tijdens 3e bevloeiingsseizoen) en 2019 (tijdens 4e bevloeiingsseizoen). Elke bevloeiingsunit heeft een raai in de zone met trilveenvegetatie (TV) en met veenmosrietland (VMR). De zwarte pijl geeft de positie van de bevloeiingsslang. De profielen met ref TV en ref VMR geven de metingen op de referentielocaties zonder invloed van bevloeiing.

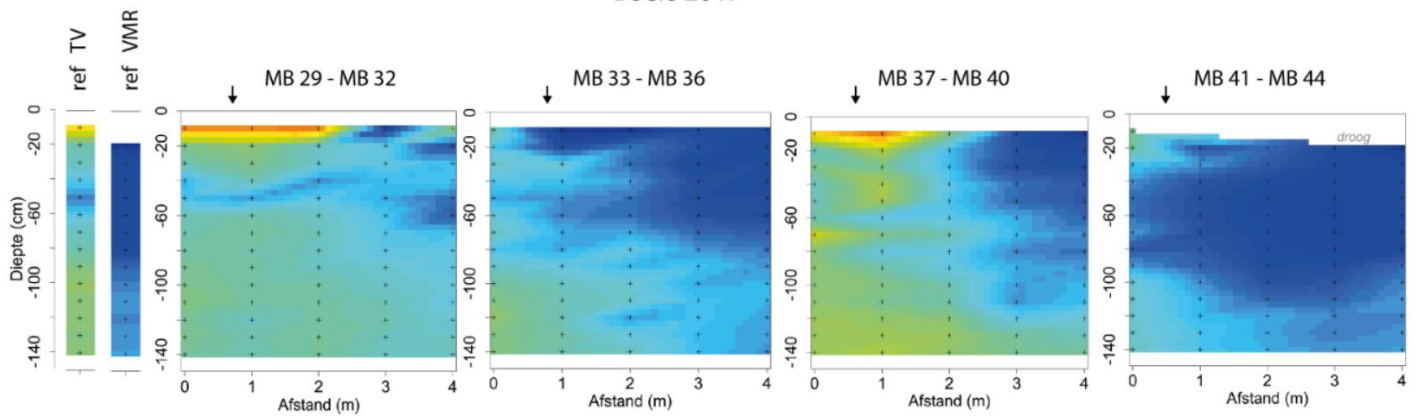
Figure 4-8: Depth profiles of electrical conductivity (EGV) in the transects of De Vlakte location in 2016 (before irrigation), 2017 (during the 2nd irrigation season), 2018 (during the 3rd irrigation season) and 2019 (during the 4th irrigation season). Each irrigation unit has a transect in the zone with rich fen vegetation (TV) and with Sphagnum-reed vegetation (VMR). The black arrow indicates the position of the irrigation hose. The profiles with ref TV and ref VMR give the measurements at the reference locations without irrigation influence.

Unit/ vegetatiezone	unit A/ TV	unit A/ VMR	unit B/ TV	unit B/ VMR
---------------------	------------	-------------	------------	-------------

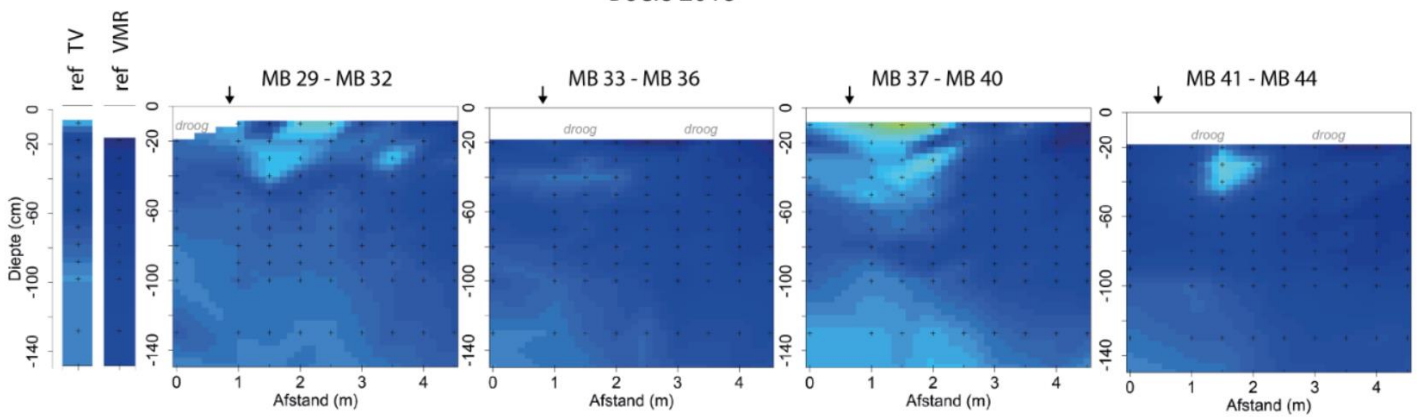
Boers 2016

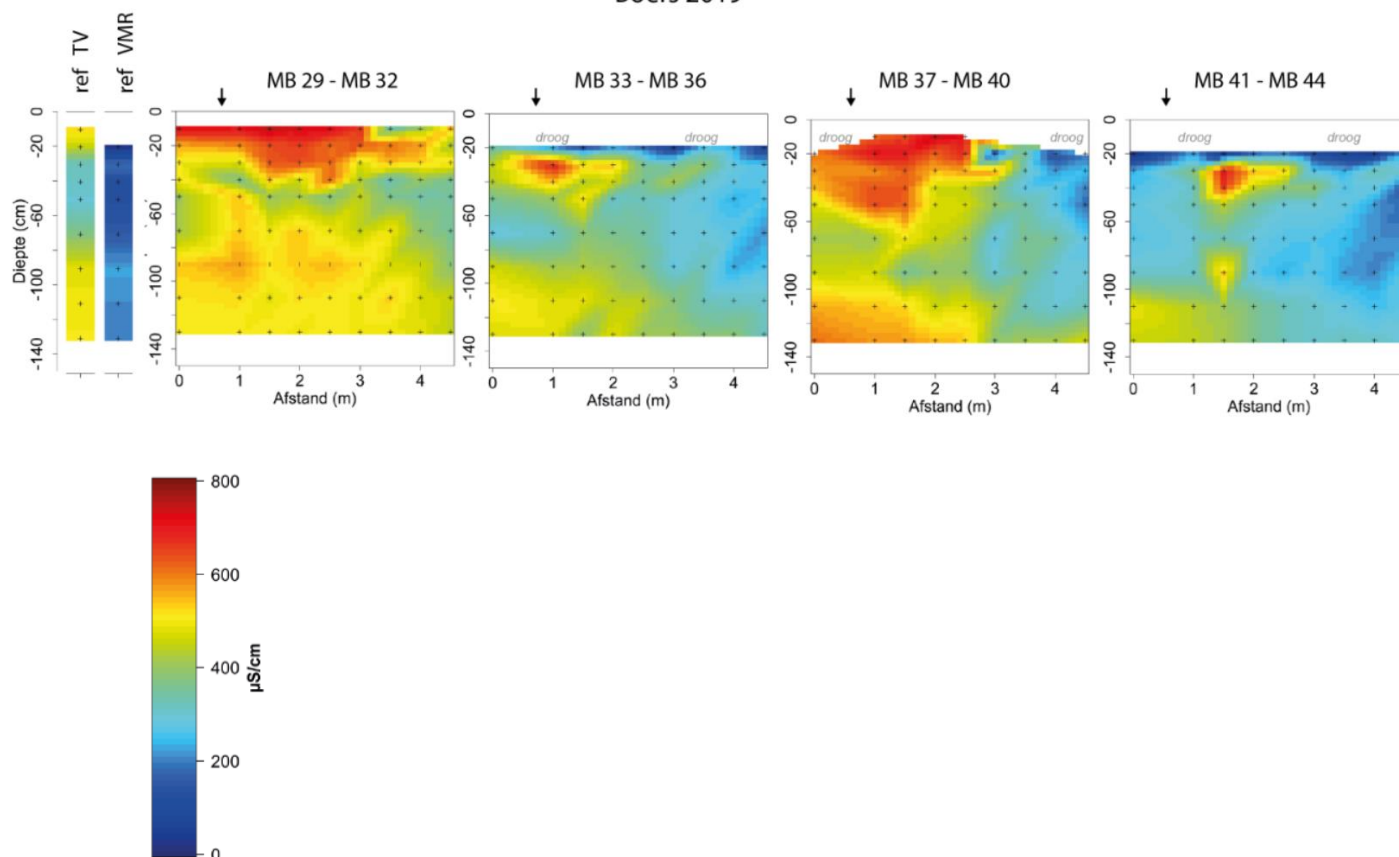


Boers 2017



Boers 2018





Figuur 4-9: Diepteprofielen van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) in de raaien van Boers in 2016 (voor start van de bevloeiing), 2017 (tijdens 2e bevloeiingsseizoen), 2018 (tijdens 3e bevloeiingsseizoen) en 2019 (tijdens 4e bevloeiingsseizoen). Elke bevloeiingsunit heeft een raai in de zone met trilveenvegetatie (TV) en met veenmosrietland (VMR). De zwarte pijl geeft de positie van de bevloeiingsslang. De profielen met ref TV en ref VMR geven de metingen op de referentielocaties zonder invloed van bevloeiing.

Figure 4-9: Depth profiles of electrical conductivity (EGV) in the measurement transects at the Boers location in 2016 (before irrigation), 2017 (during the 2nd irrigation season), 2018 (during the 3rd irrigation season) and 2019 (during the 4th irrigation season). Each irrigation unit has a transect in the zone with rich fen vegetation (TV) and with Sphagnum-reed vegetation (VMR). The black arrow indicates the position of the irrigation hose. The profiles with ref TV and ref VMR give the measurements at the reference locations without irrigation influence.

Ontwikkeling hydrochemie

Met de metingen aan het porievocht in de toplaag (5-10 cm) van de kragge wordt gekeken in hoeverre aanvoer van bevloeiingswater optreedt en tot welk verandering van de hydrochemie dit leidt in de TV- en VM-zone. Daarvoor worden metingen gebruikt van porievocht dat in de raaien op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevloeiingsslang is bemonsterd op 14 april 2016 (vooraf aan de bevloeiing), 17 juli 2017 (tijdens 2e bevloeiingsseizoen), 26 juni 2018 (tijdens 3e bevloeiingsseizoen) en 23 juni 2019 (tijdens 4e bevloeiingsseizoen). De trends worden vergeleken met die van het oppervlaktewater en de referentielocaties in zowel de TV- als VM-zone zodat bij de interpretatie onderscheid kan worden gemaakt tussen effecten van bevloeiing en indamping. De trends van Cl, Ca en HCO₃⁻ worden weergegeven in Figuur 4-11 en Figuur 4-14 voor respectievelijk De Vlake en Boers. Bij de interpretatie van S-totaal wordt er vanuit gegaan dat de meeste S-totaal als SO₄ aanwezig is. Bij de interpretatie wordt eerst gekeken naar het patroon van chloride omdat dit ion niet adsorbeert en daardoor als een tracer voor oppervlaktewater kan worden gebruikt. Daarbij moet uiteraard wel rekening worden gehouden met verhoging van de Cl-concentratie door indamping, waarvoor het verloop van de concentraties van de referentielocaties

wordt gebruikt. In tweede instantie wordt ook sulfaat gebruikt als tracer indien het patroon van Cl geen uitsluitsel geeft over beïnvloeding door vloeiwater. Daarbij moet dan ook rekening worden gehouden dat de SO_4 -concentratie kan toe- of afnemen af gevolg van resp. oxidatie en reductie. Op basis van het patroon van beide stoffen wordt geïnterpreteerd in hoeverre toevoer van bevoeiing en/of indamping van invloed zijn op trends in de raaien. Vervolgens wordt gekeken naar de patronen Ca, HCO_3^- , pH (basenrijkdom) en NO_3 , NH_4 , P-totaal en K (nutriënten).

Samenvattend

Ontwikkelingen zone met trilveenvegetatie

Op basis van de ontwikkeling van het patroon van Cl en SO_4 kan worden afgeleid dat in 2018 de locaties dicht bij de slang (tot 2-3 m) bevoeiingswater zijn gaan ontvangen en dat voor 2019 niet goed kan worden vastgesteld hoe ver de invloed van bevoeiingswater reikt. De patronen van Ca en HCO_3^- komen sterk met elkaar overeen. Uit deze trends kan worden afgeleid dat de bevoeiing is gaan doorwerken op de basenrijkdom van het porievocht en dan vooral tot 2-3 m afstand van de bevoeiingsslang. De sterkste stijging treedt op in meetpunten dicht bij de slang. NH_4 concentraties zijn laag en nemen af zonder dat er een verband is met de afstand tot de bevoeiingsslang. In de zone die sterk wordt beïnvloed door bevoeiingswater (1-2 m) zijn de P-totaal- en K-concentratie vergelijkbaar geworden met die van het bevoeiingswater en neemt de Al-concentratie af.

Ontwikkelingen zone met veenmosrietland

Uit de trends van Cl kan worden afgeleid dat het vloeiwater tot 2018 tot 2 m afstand van de bevoeiingsslang reikt en in 2019 tot minstens 4 m. Voor de S-totaal concentratie leidt dit meestal tot 1-3 m afstand tot een stijging, wat mogelijk te maken heeft met een sterke reductie van SO_4 in zone verder verwijderd van de bevoeiingsslang. Net als in de trilveenzone lijken de patronen van Ca en HCO_3^- sterk op elkaar. De basenrijkdom van het porievocht is alleen tot 1-2 m afstand van de slang sterk verhoogd en op 2 tot 3 m afstand zwak en verderop niet meer zichtbaar. Dit duidt er op dat in de zone van 0-2 m sterke kationuitwisseling plaatsvindt en in de 2-3 m zone zwakke. Autonome processen lijken grote invloed op de NH_4 - en P-totaal concentratie te hebben. NH_4 -concentraties zijn laag en veranderingen hangen niet samen met de invloed van bevoeiingswater. Dicht bij de bevoeiingsslang bereiken de P-totaal-concentraties de waarden van het bevoeiingswater. In de bevoeiingszone dicht bij (tot 1m) van de slang zorgt toestroom van bevoeiingswater dat relatief hoge K-concentratie worden gehandhaafd en dat de Al-concentraties afnemen.

Hieronder worden de ontwikkelingen in detail besproken.

Trends in de zone met trilveenvegetatie van De Vlake

Tracers (Figuur 4-10)

In de TV-zone komt de Cl-concentratie van het porievocht in de raaien en de trends daarvan sterk overeen met die van het porievocht van de referentielocatie (ref TV) en het oppervlaktewater (OW). Alleen voor de bevoeiingsperiode hebben de raaien meestal een iets lagere concentratie dan de ref TV en het OW. Hiervoor zijn de volgende interpretaties mogelijk:

1. het bovenste porievocht in ref TV locatie betreft oppervlaktewater, vooraf aan de bevoeiing worden locaties in de raaien beïnvloed door zowel oppervlaktewater als neerslag en vanaf 2017 wordt het porievocht in de raaien op alle locaties volledig beïnvloed door oppervlaktewater
2. de trends van de Cl-concentratie worden grotendeels bepaald door indampeffecten: weinig indamping in 2016 (meting in april), sterkere indamping in 2017, 2018 en 2019 (metingen in juni/juli). In 2016 was er in de 3 maanden vooraf de meting een neerslagoverschot (158 mm), terwijl er voor de ander drie meetmomenten toen een neerslagtekort was (resp. -84, -94 en -165 mm).

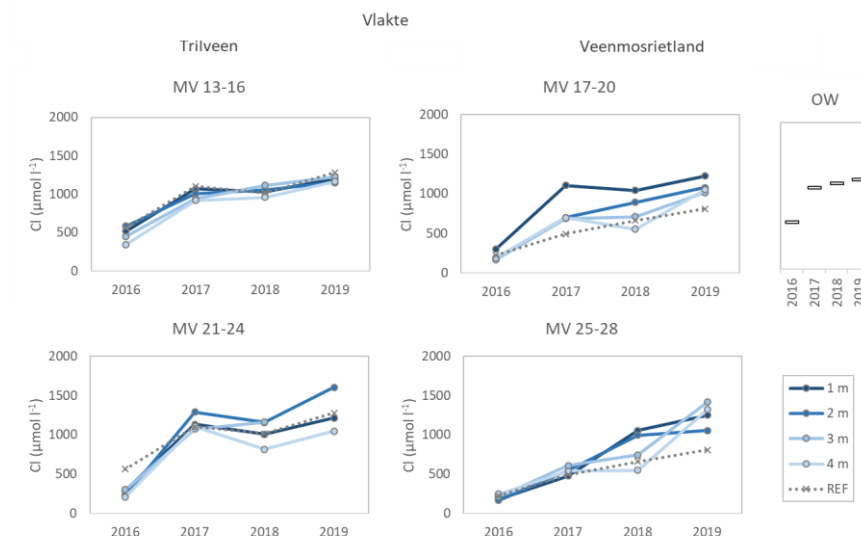
Op basis van alleen het patroon van Cl kan niet bepaald worden of één van twee verklaringen aannemelijk is of beide tegelijk spelen. Dit komt omdat de Cl-concentraties in het oppervlaktewater sterk overeenkomen met die van het porievocht in de toplaag van de ref TV locatie. Een extra

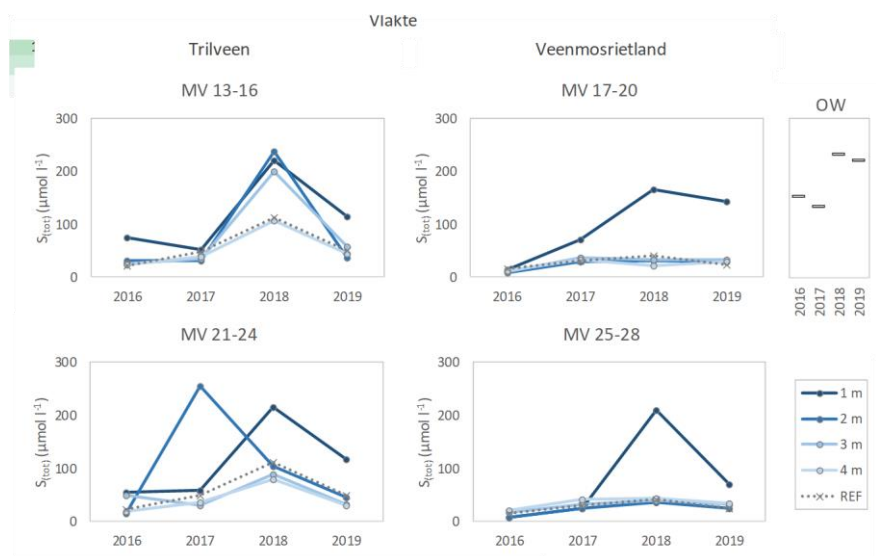
reden hiervoor is dat effecten van het neerslagoverschot en indamping ook doorwerken op de Cl-concentratie in het oppervlaktewater (bij een neerslagoverschot geen inlaat en daardoor een groter aandeel neerslag, bij netto verdamping wel inlaat van polderwater en indikking door indamping).

Wanneer naar de trends van S-totaal wordt gekeken, is de concentratie in 2016 in de raaien en ref TV locatie lager dan die van het oppervlaktewater. In 2017 is dat ook het geval met uitzondering van een raailocatie op 2 m afstand van de slang. In 2018 neemt in raailocaties dicht bij de slang (tot 1-3 m) toe naar het niveau van het oppervlaktewater. In 2019 daalt de concentratie dicht bij de slang (1-3 m) onder de concentratie in het oppervlaktewater. Gedurende 2018-2019 volgen de raailocaties verder verwijderd van de slang stijgende trend van de ref TV locatie. Hieruit kan worden afgeleid:

- vooraf aan de bevoeiing worden de raaien en de ref TV locatie niet of weinig beïnvloed door oppervlaktewater;
- vanaf 2017 en vooral in 2018 gaat het vloeewater raailocaties dicht bij de slang beïnvloeden.
- in 2019 neemt de invloed van toestroming van SO₄-rijk oppervlaktewater af en reikt dan alleen maar tot op 1 m afstand van de bevoeiingsslang. Dit heeft vermoedelijk te maken met sterke reductie van sulfaat in de 1-2 m zone.

De combinatie van de patronen Cl en SO₄ maakt aannemelijk dat in 2016 de raai en ref TV locaties weinig door oppervlaktewater werden beïnvloed en in 2018 dicht bij de slang (1-3 m) beïnvloed gaan worden door bevoeiingswater. Voor 2019 is op basis van Cl en SO₄ niet vast te stellen hoe ver de invloed van bevoeiingswater reikt. Naast de invloed van bevoeiingswater spelen indampeffecten een rol die zowel doorwerken in de concentraties in het porievocht van de toplaag van de kragge als het oppervlaktewater waarmee bevoeid wordt.



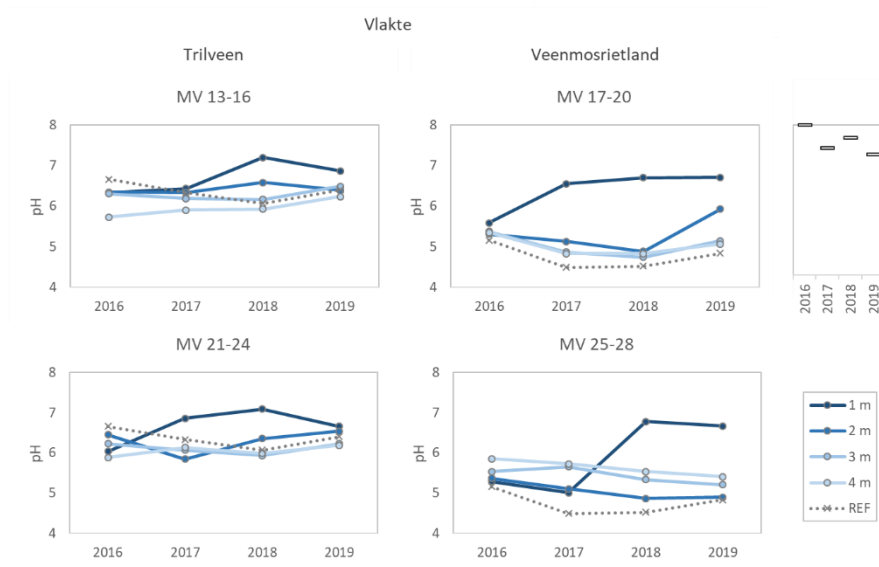
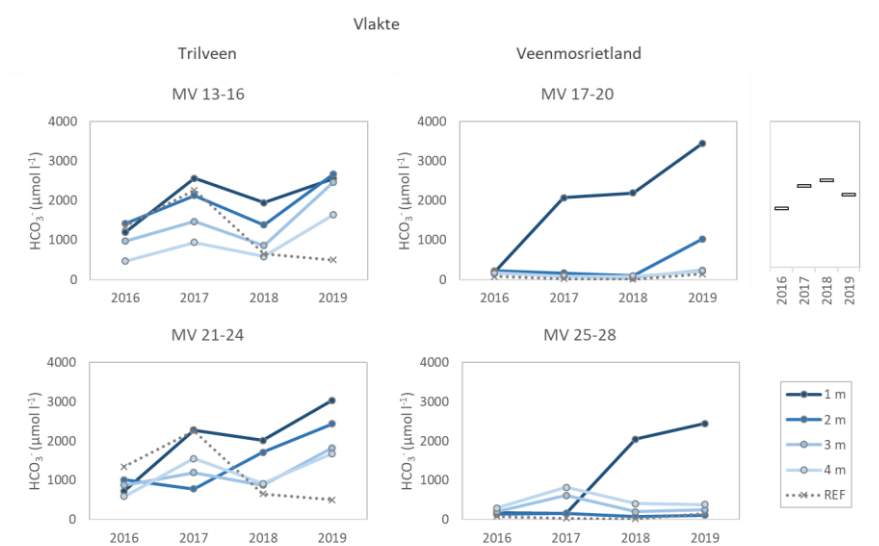
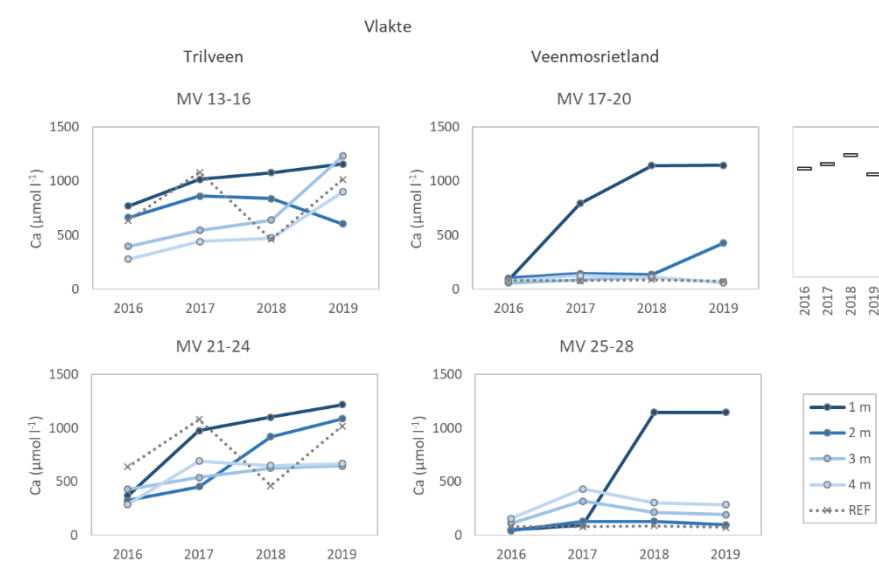


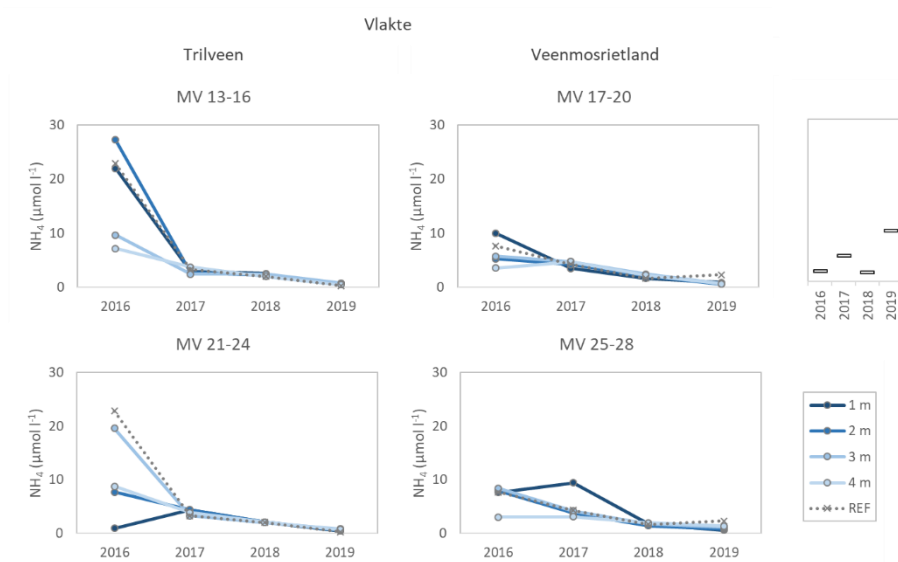
Figuur 4-10: Trends van de chloride- en totaal-zwavel-concentratie en pH in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van De Vlake in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-10: Trends of chloride and total sulphur concentration and pH in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of De Vlake in the zones with rich fen vegetation (left) and Sphagnum-reed vegetation (right). The trends of measuring points at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend of the reference location (dotted line). The measured values in the local surface water are shown on the right ('OW').

Basenrijkdom (Figuur 4-11)

Het patroon van Ca en HCO_3^- komen voor een groot deel met elkaar overeen. In 2016 is de concentratie in de raaien vaak lager dan die van OW en ref TV. Alleen twee meetpunten (1 en 2 m afstand in raai MV13-16) hebben een concentratie die vergelijkbaar met die van OW en ref TV. In 2017 treedt in de raaien een zwakke tot sterke stijging op. De sterkste stijging treedt op in meetpunten dicht bij de slang en die volgen de stijgende trend van OW en ref TV. In 2018 vlakt de stijging af (Ca) of treedt deels een daling op (HCO_3^-). Locaties dicht bij de slang (1 en 2 m) behouden dan hoge concentraties die gelijk aan of iets onder de concentratie van OW en ver boven de concentratie van ref TV die dan sterk gedaald is. In 2019 volgen ook de locaties verder verwijderd (3-4 m) van de slang met een stijging; voor HCO_3^- overal en voor Ca deels. De pH in de raaien is in 2016 veel lager dan van OW en iets lager dan van ref TV. De pH neemt toe op locaties dicht bij de bevoeiingsslang (1 en 2m) en vertoont geen duidelijke trend op locaties verder verwijderd van de slang. De ref TV locatie neemt iets af. Uit deze trends kan worden afgeleid dat de bevoeiing is gaan doorwerken op de basenrijkdom van het porievocht en dan vooral tot 2 m afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast kan indamping een rol spelen en in 2018 zuurvormende processen door een lage waterstand in de kragge (lagere HCO_3^- en pH in de ref TV locatie).





Figuur 4-11: Trends van de calcium- en bicarbonaat-concentratie en pH in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van De Vlakte in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

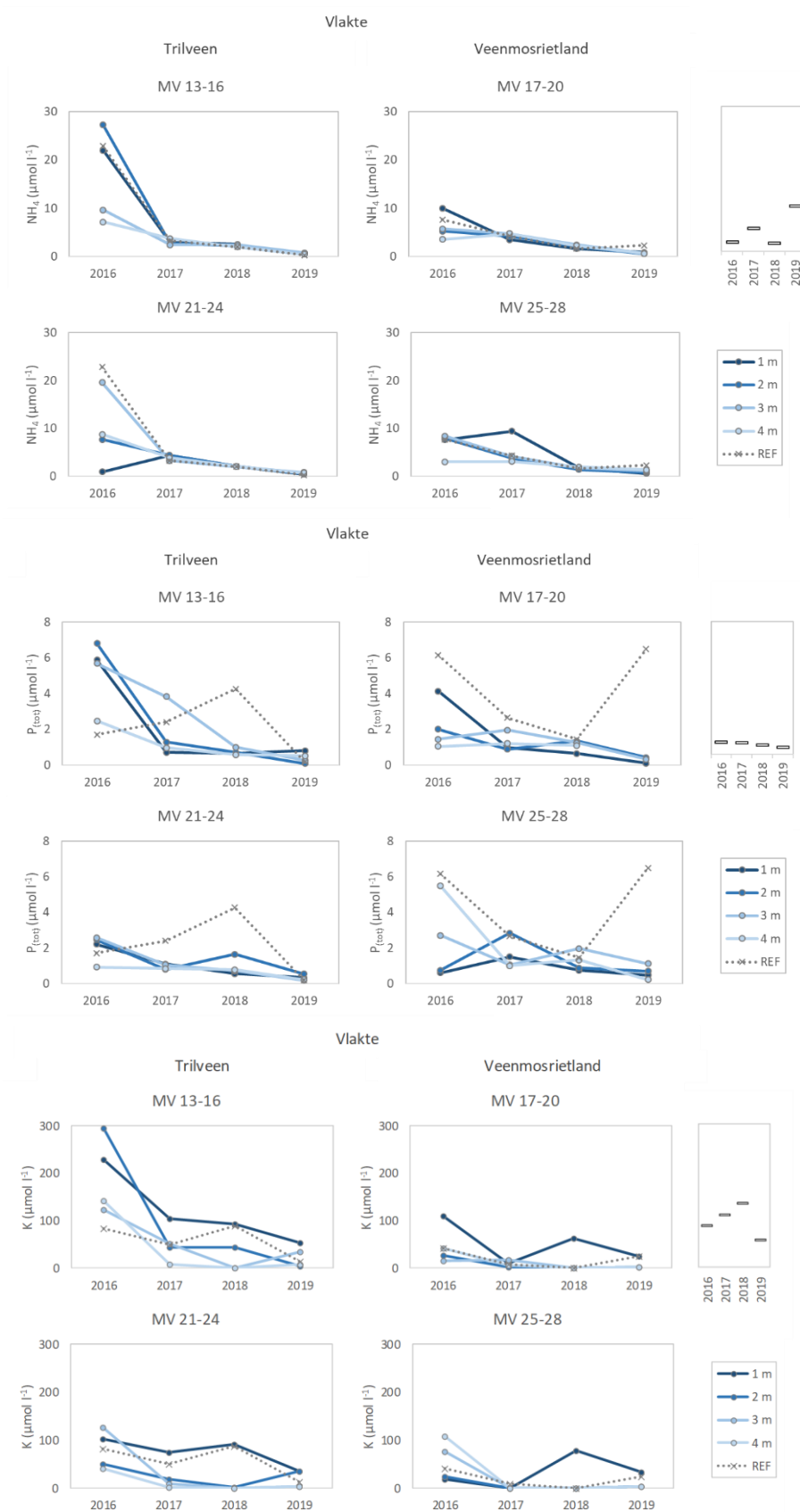
Figure 4-11: Trends of the calcium and bicarbonate concentration and pH in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of De Vlakte in the zones with rich fen vegetation (left) and Sphagnum-reed vegetation (right). The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The values measured in the local surface water are shown on the right ('OW').

Nutriënten (Figuur 4-12)

De ammoniumconcentratie (NH_4) in de raaien is in 2016 deels gelijk aan de van de ref TV en deels lager. De concentraties van de meeste locaties ligt dan vaak ver boven het niveau van OW. Tussen 2016 en 2017 daalt op de meeste locaties in de raaien en ook in ref TV de concentratie sterk en daarna nog een klein beetje. Deze trends vertonen geen link met de ruimtelijke invloed van toestroming van bevoeiingswater (het meest dicht bij de slang) en ook niet met de concentraties in het bevoeiingswater.

De P-totaal concentratie van locaties in de raaien is in 2016 vaak hoger dan die van ref TV en OW. Tussen 2016 en 2017 treedt een sterke daling op en daarna nog vaak een zwakke. Die daling is tegengesteld aan de stijging in ref TV. De concentratie in OW is laag (ca. $1 \mu\text{mol/l}$) en neemt nog iets af. Deze trends in de raaien vertonen geen link met de ruimtelijke invloed van bevoeiing. Onduidelijk is waarom de trends tegengesteld zijn aan die van ref TV. Het betreft overigens absoluut gezien lage concentraties.

In 2016 is de K-concentratie in de raaien vaak hoger dan die van ref TV. Ze zijn deels hoger, gelijk en lager dan die van OW. Tussen 2016 en 2017 neemt de concentratie op de meeste locaties sterk af en daarna nog in mindere mate. De locaties dicht bij de slang (1 en 2 m) dalen daarbij niet naar zeer lage waarde, maar bereiken in 2019 een niveau iets onder de concentratie van OW. De ref TV locatie heeft een dalende trend. Interpretatie is dat de K-concentratie dicht bij de bevoeiingslang daalt naar het niveau van het OW en daar wordt bepaald door toestroming van bevoeiingswater. Op locaties verder verwijderd van de slang, maar nog in de zone met invloed van bevoeiing (2 en 3 m) is de concentratie in 2018 gedaald naar (extreem) lage waarden ver onder het niveau van OW en die volgt min of meer de autonome trend in de ref TV locatie.

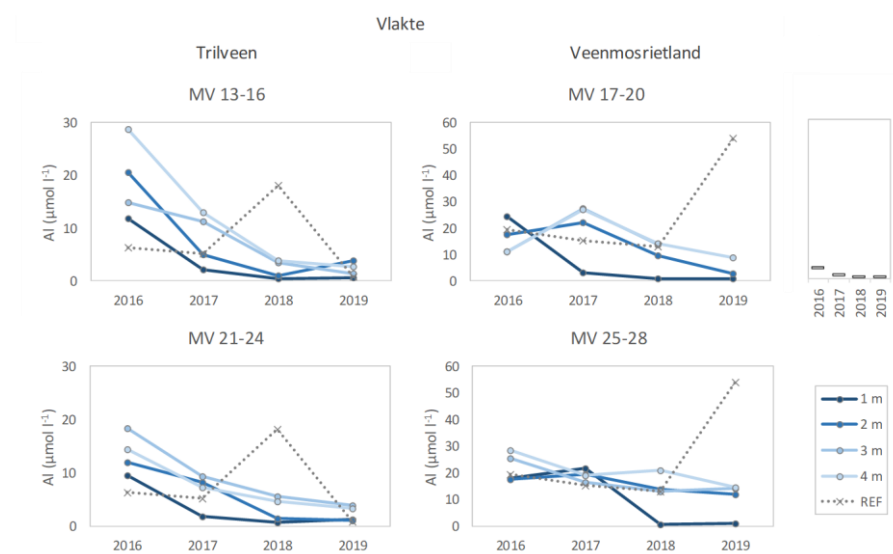


Figuur 4-12: Trends van de ammonium-, P-totaal en kalium-concentratie in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van De Vlake in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-12: Trends of the ammonium, P-total and potassium concentration in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of De Vlake in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

Aluminium (Figuur 4-13)

In 2016 is de Al-concentratie van alle raai locaties hoger dan die van OW en nemen daarna sterk af. De sterkste daling treedt op in de locaties dicht bij de slang (1 en 2 m). Deze trends zijn tegengesteld aan die van de ref TV locatie. De locaties op 1 en 2 m naderen in 2018 en 2019 de concentratie van OW.



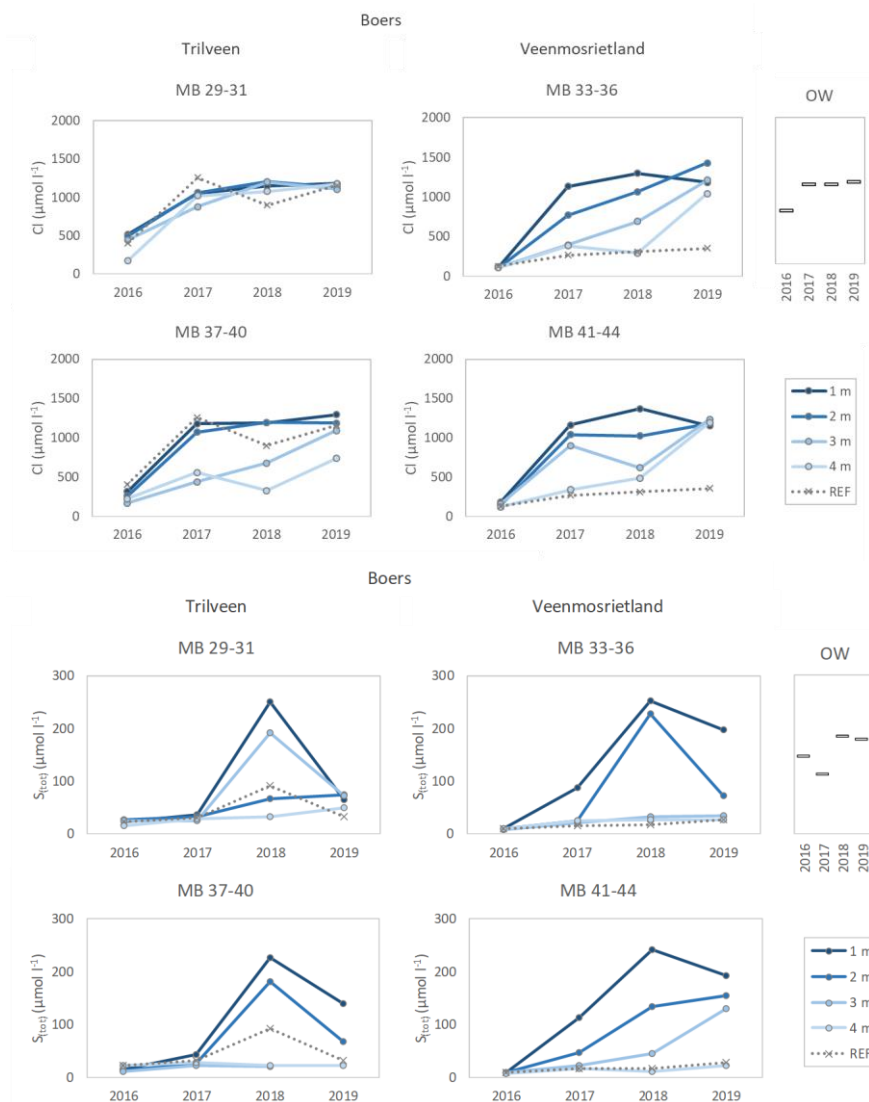
Figuur 4-13: Trends van de aluminium-concentratie in het porievocht op 0-10 cm diepte in de raaien van De Vlake in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-13: Trends of the aluminum concentration in the pore water at 5-10 cm in the transects of De Vlake in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

Trends in de zone met trilveenvegetatie van Boers

Tracers (Figuur 4-14)

De patronen van de Cl- en SO₄-concentratie komen sterk overeen met die in De Vlake en worden daarom niet nogmaals beschreven. Er kan worden afgeleid dat in 2018 de locaties dicht bij de slang (tot 2-3 m) bevoeiingswater zijn gaan ontvangen en dat voor 2019 niet goed kan worden vast gesteld hoe ver de invloed van bevoeiingswater reikt (minstens 1m). Er zijn een aantal verschillen. In meetpunten 3 en 4 m afstand van een raai stijgt de Cl-concentratie minder sterk dan die van ref TV. Voor SO₄ volgt een deel van de raailocaties tot en met 2018 niet de stijgende trend in ref TV. In (een deel) van de locaties op 1 tot 3 m afstand stijgt de concentratie in 2018 en daalt daarna weer sterk. Dit duidt op er op dat tussen 2018 en 2019 sterke reductie van SO₄ is gaan op treden in de zone tussen 1 en 3 m. De ref TV locatie van zowel Boers als De Vlake hebben tot 2018 een stijgende trend van de ref TV die daarna weer daalt.

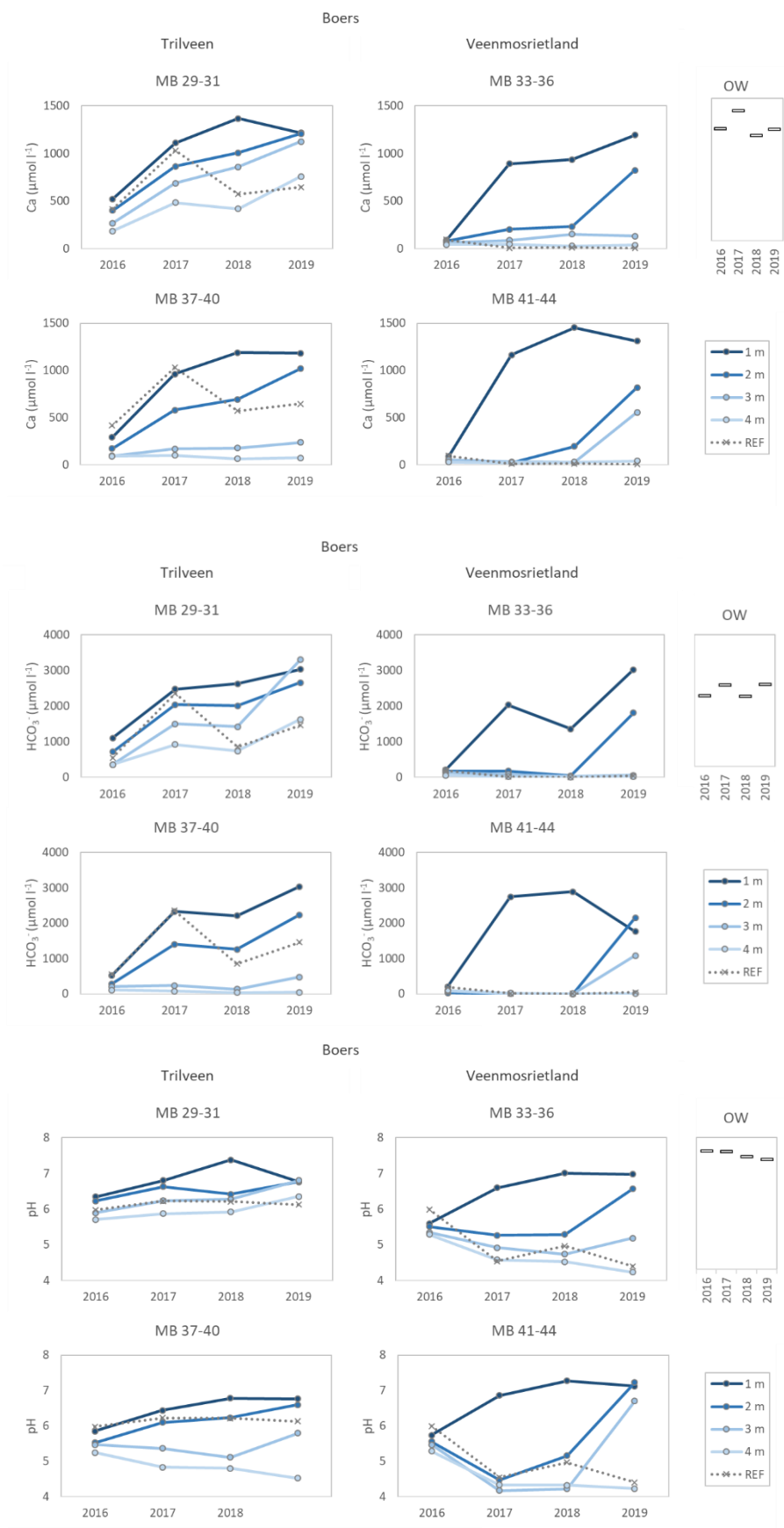


Figuur 4-14: Trends van de chloride- en totaal-zwavelconcentratie in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van Boers in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-14: Trends of the chloride and total sulphur concentration in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of the Boers location in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

Basenrijkdom (Figuur 4-15)

Het patronen van de Ca^- , HCO_3^- -concentratie en pH komen sterk overeen met die in De Vlake en worden daarom niet opnieuw beschreven. Er kan worden afgeleid dat in 2018 en 2019 de locaties dicht bij de slang (tot 2-3 m) de basenrijkdom wordt beïnvloed door toestroming van bevoeiingswater. Er zijn een aantal verschillen. Twee raailocaties op 3 en 4 m afstand (raai MB37-40) hebben een zeer lage concentratie van Ca en HCO_3^- en deze blijven laag. In dezelfde raai neemt het meetpunt op 2 m afstand minder sterk toe dan die in de andere raai. Blijkbaar reikt in een raai het effect op de basenrijkdom minder ver. Dit is ook terug te zien in de trends van de Cl^- concentratie die hier minder snel stijgt.



Figuur 4-15: Trends van de calcium-, bicarbonaat-concentratie en pH in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van Boers in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai

worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

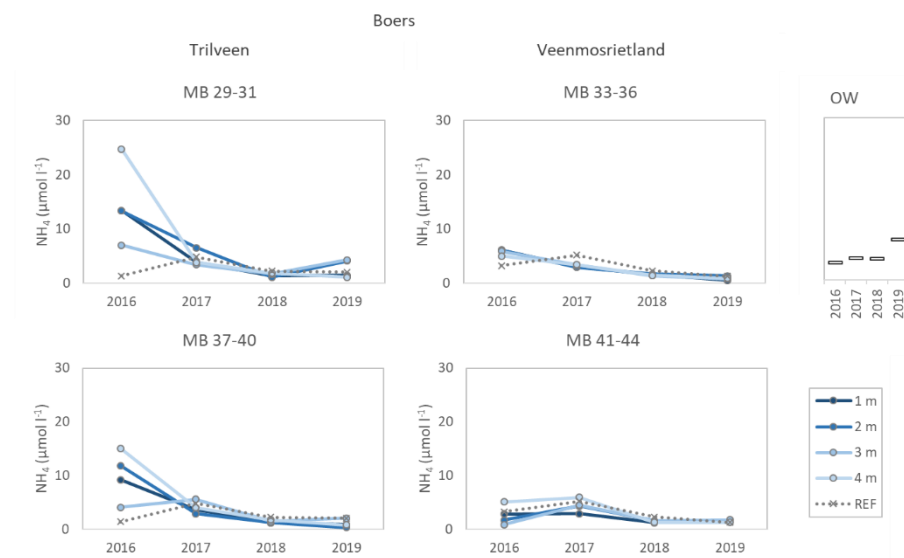
Figure 4-15: Trends of the calcium and bicarbonate concentration and pH in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of the Boers location in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

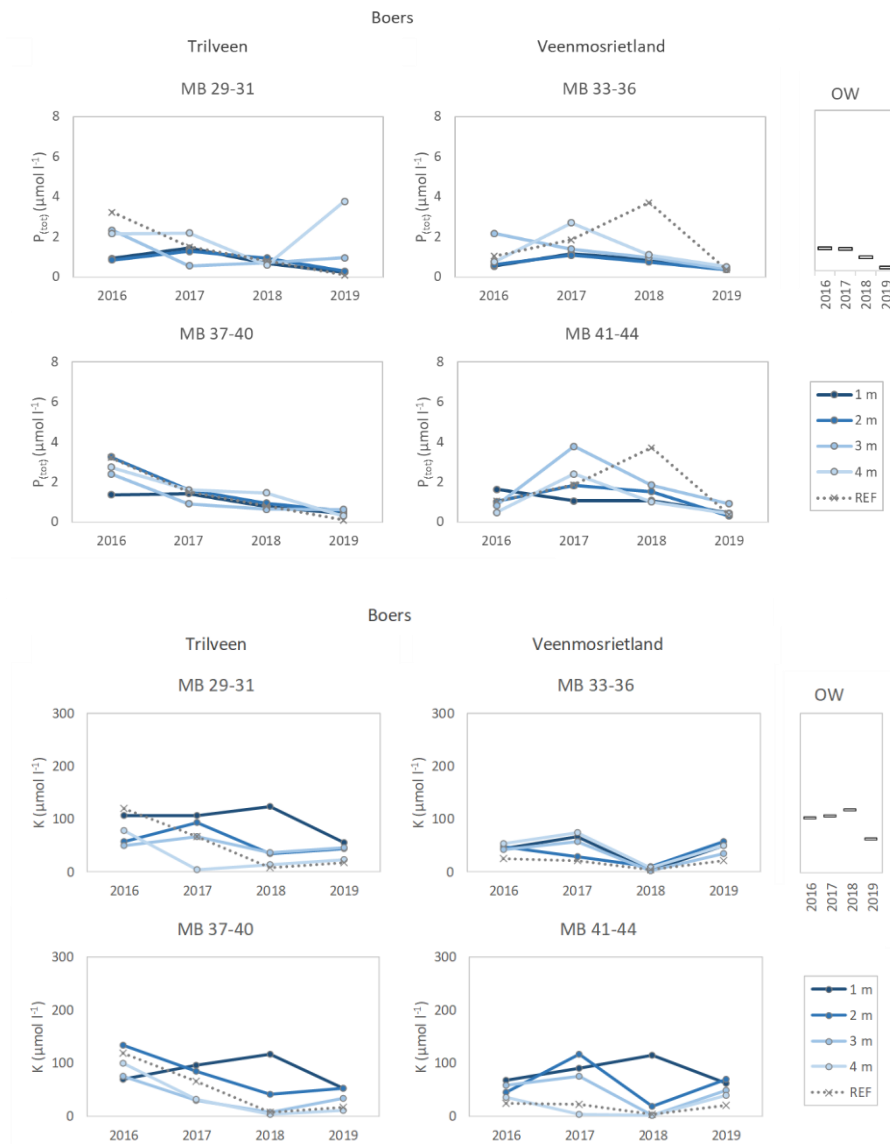
Nutriënten (Figuur 4-16)

In de ref TV locatie is de NH_4 -concentratie laag en verandert nauwelijks. In 2016 is die in de raai locaties hoger dan de ref TV locatie en daalt tussen 2016 en 2017 naar het niveau van ref TV. Daarna dalen de concentraties deels nog een beetje. Deze trends vertonen geen link met de ruimtelijke invloed van bevoeiing. De trends van de ref TV locaties verschillen sterk tussen De Vlake en Boers.

De meeste raailocaties en ref TV locatie vertonen een dalende trend van de P-totaal concentratie. In 2016 is de concentratie van de meeste raailocaties lager dan die van ref TV. In 2017 t/m 2019 liggen die meestal rond de concentratie van ref TV. In de zone die sterk wordt beïnvloed door bevoeiingswater (1-2 m), is de P-totaal-concentratie vergelijkbaar geworden met die van OW. De trends van de ref TV locatie van Boers zijn gedurende 2016-2018 tegengesteld aan de trend van de ref TV locatie van De Vlake en aan die van de ref VM locatie van Boers

In 2016 is de K-concentratie van een meetpunt op 1 m en 2 m afstand van de slang gelijk aan die van de ref TV locatie. Andere locaties in de raaien hebben een lagere waarde dan die van ref TV. Na 2016 en 2017 hebben de meetpunten op 1 m afstand een relatief hoge K waarde en een licht stijgende trend. In 2018 en 2019 hebben beide meetpunten een concentratie die vergelijkbaar is met die van het OW. De andere meetpunten in de raaien vertonen tot 2018 samen met de ref TV locatie een afname van de K-concentratie. In 2019 stijgen de meetpunten op 2 en 3 m afstand licht naar de concentratie van het oppervlaktewater. Uit deze trends kan worden afgeleid dat toestroming van bevoeiing wel op korte afstand (1 m) de K-concentratie snel beïnvloedt, maar verder weg (2-3 m) pas in het vierde bevoeiingsseizoen.



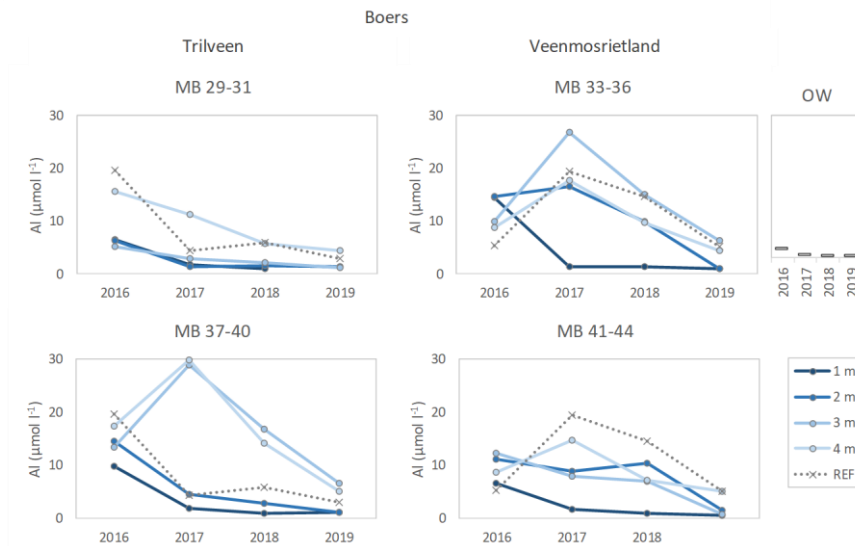


Figuur 4-16: Trends van de ammonium-, P-totaal en kalium-concentratie in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van Boers in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-16: Trends of the ammonium, P-total and potassium concentration in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of the Boers location in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

Aluminium (Figuur 4-17)

In 2016 is de Al-concentratie van alle raai locaties hoger dan die van OW. De meeste locaties dicht bij de bevoeiingsslang hebben een sterk dalende trend, net als die van ref TV. De locaties die verder verwijderd zijn, hebben juist een minder sterke dalende trend of vertonen in 2016 een piek. De locaties op 1 en 2 m afstand van de slang neemt tussen 2016 en 2017 sterk af en bereiken vanaf 2018 de concentratie van OW. Een locatie op 3 m afstand bereikt in 2019 de concentratie van OW.



Figuur 4-17: Trends van de aluminium-concentratie in het porievocht op 5-10 cm diepte in de raaien van Boers in de zones met trilveenvegetatie en veenmosrietland. Per raai worden de trends weergegeven van meetpunten op 1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang. In elke grafiek wordt ook de trend weergegeven van de referentielocatie. In een aparte grafiek worden de meetwaarden van het lokale oppervlaktewater weergegeven.

Figure 4-17: Trends of the aluminum concentration in the pore water at 5-10 cm depth in the transects of the Boers location in the zones with rich fen vegetation and Sphagnum-reed vegetation. The trends at 1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose are shown per transect. Each graph also shows the trend at the reference location (dotted line). The measured values of the local surface water are shown on the right ('OW').

Trends in de zone met veenmosrietland van De Vlake

Tracers (Figuur 4-10)

In de VM-zone komt de Cl-concentratie van het porievocht in de raaien en de trends daarvan deels overeen met die van het porievocht van de referentielocatie (ref VM) en het oppervlaktewater (OW). Locaties dicht bij de bevoeiingsslang (1 en 2 m) hebben tot 2018 een sterkere stijging dan die van de referentielocatie (ref VM). In 2019 zijn de locaties op 3 en 4 afstand ook verder gestegen. Alle locaties hebben dan een hogere concentratie dan die van ref VM en hebben die van OW bereikt. Dicht bij de slang nadert de concentratie die van OW. De S-totaal concentratie van locaties op 2 tot 4 m afstand van de slang en van de ref VM locatie hebben een sterk vergelijkbare trend en niveau. De concentratie van de locatie op 1 m afstand van de slang is in 2016 gelijk aan die van ref VM en stijgt daarna (2017/ 2018) sterk en nadert in 2018 dicht aan die van OW. Een locatie op 1 m afstand daalt in 2019 echter sterk. Uit de trends van Cl kan worden afgeleid dat het vloeiwatertot 2018 tot 2 m afstand van de bevoeiingsslang reikt en in 2019 tot minstens 4 m. Voor de S-totaal concentratie leidt dit maar tot 1 m afstand tot een stijging, wat mogelijk te maken heeft met een sterke reductie van SO_4 in zone van 1 tot 2 m. Verderop treedt vermoedelijk geen stijging op door reductie van SO_4 .

Basenrijkdom (Figuur 4-11)

De patronen van de Ca- en HCO_3^- -concentraties lijkt sterk op elkaar. De concentraties in de ref VM locatie zijn zeer laag en veranderen nauwelijks. Locaties op 2 tot 4 m afstand van de slang hebben een relatief lage concentraties waarvan een deel iets hogere waarde heeft dan die van ref VM maar veel lager dan die van OW. De twee locaties op 1 m afstand hebben in 2016, vooraf aan de bevoeiing, een lage concentratie. Deze neemt in een raai sterk toe na 2016 en in de andere raai na 2017 naar het niveau van OW. In 2019 zijn ook de concentraties van een locatie op 2 m afstand licht gestegen. De beschreven trends gelden ook in belangrijke mate voor de pH.

Vastgesteld kan worden dat in de zone met invloed van bevoeiing (tot minstens 4 m) de basenrijkdom van het porievocht in een kleinere zone (tot 1 m) is sterk verhoogd vanaf 2017 en deels ook op 2 m afstand vanaf 2019. Dit patroon hangt samen met kationuitwisseling in de 0-2 m zone. Daar wordt de aangevoerde Ca geadsorbeerd, zodat er nog geen oplading met Ca kan plaatsvinden verder verwijderd van de slang.

Nutriënten (Figuur 4-12)

De NH_4 -concentratie van de raailocaties zijn relatief laag en volgen min of meer de dalende trend van de ref VM locatie en vertonen geen relatie met die van het oppervlaktewater.

De P-totaal concentratie is in 2016+2019 in alle locaties en in 2017+2018 voor de meeste locaties van de raaien lager dan die van de ref VM. Locaties die in 2016 een relatief hoge concentratie hebben vertonen een dalende trend. De concentratie van de ref VM locatie fluctueert sterk. In 2018 en 2019 nadert de concentratie van de meeste locaties die van het OW.

Een deel van de locaties in de raai heeft een relatief lage K-concentratie die gedurende het experiment verder afneemt. Die trend loopt tot en met 2018 gelijk op met de dalende concentratie van de ref VM locatie. De trends van de locaties op 1 m afstand van de slang wijkt tussen 2017 en 2018 af van de andere raailocaties en fluctueren. In 2018 en 2019 zijn hier de concentraties hier opgelopen tot ca. de helft van die van het OW. Dicht bij (tot 1m) van de slang houdt de toestroming van het bevoeiingswater de K-concentratie op een relatief hoog niveau.

Aluminium (Figuur 4-13)

In 2016 is de Al-concentratie van alle raai locaties hoger dan die van OW. De locaties op 2 tot 4m afstand fluctueren rond de trend van de ref TV locatie. De locatie op 1 m afstand van de slang neemt tussen 2016 en 2017 sterk af en bereikt in 2018 de concentratie van OW. Deze trend is negatief gecorreleerd met de pH. In 2018 en 2019 nadert de concentratie van de meeste locaties die van het OW.

Trends in de zone met veenmosrietland van Boers

Tracers (Figuur 4-14)

In 2016 zijn de Cl^- en SO_4 concentratie van de raai locaties laag en vergelijkbaar met die van de ref VM locatie. De ref VM vertoont een zwak stijgende trend. De trend van de raailocaties is variabel en hangt samen met de afstand tot de bevoeiingslang. De stijging is het grootst en snelst dicht bij de slang (1 en 2 m) en de Cl^- concentratie bereikt daar de waarde van OW. Voor SO_4 bereikt in 2019 alleen de locatie op 1 m afstand de waarde van het oppervlaktewater. In 2019 is ook de Cl^- concentratie van de locaties op 3 en 4 m afstand gestegen naar het niveau van het oppervlaktewater. Voor SO_4 treedt dan alleen bij een locatie op 3 m afstand een stijging op. Uit deze patronen kan worden afgeleid dat het vloeewater in 2019 tot minstens 4 m afstand van de bevoeiingslang reikt. In één raai dringt het sulfaat minder ver door sterke reductie van sulfaat in de zone van 1 tot 3 m.

Basenrijkdom (Figuur 4-15)

De patronen van Ca en HCO_3^- lijken sterk op elkaar. In 2016 zijn de concentraties van de raaien zeer laag overeenkomend met de van de ref VM locatie. De ref VM locatie heeft de hele periode zeer lage concentraties die nauwelijks veranderen. Op 1 m afstand treedt tussen 2016 en 2017 juist een sterke stijging op van de Ca- en HCO_3^- concentratie naar waarden die dicht naderen aan die van OW. De locaties op 2 m afstand volgen in 2019 met een vrij sterke stijging. Het patroon van de pH is als volgt: in 2016 hebben alle raailocaties een pH rond de 5.5 die iets lager is als die van de ref VM locatie. De locaties op 2 tot 4m afstand hebben tussen 2016 en 2017 een dalende trend samen met de ref VM locaties. De locaties op 4 m afstand dalen daarna verder. De trend van de locatie op 1 m afstand van de slang wijkt sterk af: tussen 2016 en 2017 een sterke stijging naar de waarde van OW. Vastgesteld kan worden dat in de zone met invloed van bevoeiing de basenrijkdom van het porievocht alleen tot 1 m afstand van de slang sterk is verhoogd en op 2 tot

3 m afstand zwak en verderop niet meer. Dit duidt er op dat in de zone van 0-2 m sterke kationuitwisseling plaatsvindt en in de 2-3 m zone zwakke.

Nutriënten (Figuur 4-16)

De NH_4 -concentratie van de raai locaties zijn relatief laag en volgen min of meer de dalende trend van de ref VM locatie. In 2016 liggen deze vaak rond die van OW en in 2018 zijn ze allen lager dan die van OW. Autonome processen lijken de NH_4 concentratie te bepalen. De ref VM locaties van Boers en De Vlake komen hebben beide een dalende trend.

De P-totaal concentratie van de raai locaties zit in 2016 rond de waarde van de ref VM locatie. Gedurende het experiment heeft een deel van de locaties een weinig veranderlijke concentratie terwijl anderen vrij sterk fluctueren. De trends vertonen geen samenhang met de fluctuatie van de ref VM locatie. In 2018 en 2019 zijn concentraties van de meeste locaties vergelijkbaar met die van OW.

In 2016 is de K-concentratie van de raai locaties laag en ligt dan (iets) hoger dan die van de ref VM locatie en lager dan die van het OW. De meeste raai locaties fluctueren met vaak lage waarden in 2018 zonder duidelijk de fluctuatie de ref VM locatie te volgen. Een uitzondering is één locatie op 1 m afstand van de slang die een stijgende trend vertoont tot en met 2018 en in 2018 de concentratie van OW bereikt. In de bevoeiingszone dicht bij (tot 1m) van de slang zorgt toestroming van het bevoeiingswater voor een relatief hoge K-concentratie.

Aluminium (Figuur 4-17)

In 2016 is de Al-concentratie van alle raai locaties hoger dan die van OW. De locaties op 2 tot 4 m afstand fluctueren rond de trend van de ref TV locatie. De locatie op 1 m afstand van de slang neemt tussen 2016 en 2017 sterk af en heeft in 2017 en 2018 de concentratie die vergelijkbaar is met die van OW. Deze trend is negatief gecorreleerd met de pH.

4.2.4 Ontwikkeling bodemchemie

De ontwikkeling van de basenchemie en nutriënten in de toplaag van bodem (0-10 cm) worden hieronder beschreven op basis van metingen in 2016 (nulsituatie) en 2018 (halverwege 3e bevoeiingsseizoen). Statistische toetsing op verschillen heeft plaatsgevonden door de gemiddelde waarde van 2016 en 2018 voor de volgende meetplekken: TV-zone 1 m afstand van de bevoeiingsslang, TV-zone 4 m afstand, VM-zone 1 m afstand en VM-zone 4 m afstand. Omdat alle variabelen normaal verdeeld waren is daarvoor de Student T-toets gebruikt. De gemiddelde waarden en testresultaten worden weergegeven in Tabel 4-5.

Samenvattend

In beide vegetatiezones is het organisch gehalte is hoog en daarmee samenhangend is de bulkdichtheid laag. Deze twee variabelen vertonen geen trends in de tijd. In de TV-zone uiten de effecten van bevoeiing op de basenhuishouding zich wel in het patroon van de bodem-pH (stijging dicht bij de bevoeiingsslang, 1 m) maar niet eenduidig voor het de basenverzadiging. De Na-bezetting neemt wel toe en dicht bij de bevoeiingsslang ook de K-bezetting. in de VM-zone treedt dicht bij de bevoeiingsslang (1m) een stijging van de pH en Ca-bezetting op en niet op 4 m afstand van de slang. Dit geeft aan dat ze meeste kationuitwisseling dicht bij de bevoeiingsslang optreedt. Uitwisselbaar K stijgt zowel dichtbij als verder op van de bevoeiingsslang. P-totaal en Fe-totaal zijn in de TV-zone hoger dan in de VM-zone en voor de C/P-ratio is dat andersom het geval. Deze drie variabelen veranderen niet. De P-totaal gehalten liggen onder de grenswaarde van 3.3 mmol/l waarboven vaak geen P-limitatie voor trilvenen optreedt. De Fe/P ratio is lager dan de grenswaarde van 10 waaronder in sediment van onderwaterbodems sterke mobilisatie van fosfaat op naar de waterlaag optreedt. Zulke sterke P-mobilisatie lijkt echter niet op te treden omdat geen hoge P-totaal concentraties in het porievocht worden gemeten. Bij lage waarde van de ratio Fe/P en Ca/P komen vaker relatief hoge porievocht P-concentraties voor dan bij hogere waarden, wat aangeeft dat de Ca en Fe een rol kunnen spelen in de beschikbaarheid van fosfaat. De porievocht P-concentratie vertoont geen relatie met de Fe/S-ratio. Van betreffende ratio's de Ca/P-ratio neemt

toe in de veenmosrietland zone dicht bij de bevoeiingsslang. Dicht bij de bevoeiingsslang neemt in beide vegetatiezones het N-mineraal gehalte toe. Deze trend kan echter niet eenduidig aan de invloed van bevoeiingswater worden gekoppeld. De voorraad geadsorbeerde NH₄ verandert niet.

Hieronder worden de ontwikkeling in detail besproken.

Tabel 4-5: gemiddelde waarde van de Vlake en Boers gezamenlijk en toetsing voor verschillen tussen de meetmomenten 2016 en 2018 voor de TV-zone 1 m afstand van de bevoeiingsslang, TV-zone 4 m afstand, VM-zone 1 m afstand en VM-zone 4 m afstand. Blauw = significant verschil ($p < 0.05$) en grijs = niet significant.

Tabel 4-5: Average value of chemical measurements for De Vlake and Boers locations jointly; and test of differences between 2016 and 2018 for the rich fen ('TV') zone at 1 m from the irrigation hose, rich fen at 4 m, the Sphagnum-reed zone ('VM') at 1 m and Sphagnum-reed at 4 m. Blue=significant difference ($p < 0.05$) and gray = not significant.

variabele	eenheid	TV	TV	TV	TV	VM	VM	VM	VM
		1m	1m	4m	4m	1m	1m	4m	4m
		2016	2018	2016	2018	2016	2018	2016	2018
bulk dichtheid	kg/L	0.10	0.08	0.08	0.07	0.06	0.07	0.05	0.07
organische stof	% DW	0.94	0.93	0.94	0.96	0.95	0.95	0.96	0.98
Ca-totaal	mmol/L	39.11	38.11	25.24	19.53	12.28	27.54	8.85	5.36
Fe-totaal	mmol/L	3.47	2.93	2.20	2.27	0.95	0.53	0.76	0.46
P-totaal	mmol/L	1.79	1.42	1.52	1.13	0.82	0.73	0.77	0.74
S-totaal	mmol/L	20.08	13.41	9.68	5.98	4.63	3.80	4.03	2.58
NO ₃ -NaCl	umol/L	26	49	6	5	10	28	6	1
NH ₄ -NaCl	umol/L	148	222	89	53	34	111	36	15
NO ₃ -NaCl + NH ₄ -NaCl	umol/L	174	271	96	59	44	139	42	16
Ca-uitwisselbaar	mmol/L	28.78	36.26	21.93	17.03	8.21	15.34	5.45	3.19
Mg-uitwisselbaar	mmol/L	2.86	2.40	2.51	1.76	2.36	2.02	1.80	0.92
Na-uitwisselbaar	mmol/L	0.50	2.11	0.51	1.61	0.78	2.00	0.61	1.40
K-uitwisselbaar	mmol/L	0.40	0.63	0.45	0.56	0.43	0.81	0.33	0.76
NH ₄ -uitwisselbaar	mmol/L	0.11	0.17	0.12	0.05	0.10	0.06	0.11	0.03
pH-NaCl	-	5.5	6.8	4.8	4.9	4.2	6.5	3.6	3.4
basische kationen/SOM	meq/kg	704	1023	666	587	432	596	300	158
ratio Fe/P	mol/mol	1.90	2.08	1.31	1.91	1.08	0.73	0.90	0.55
ratio Fe/S	mol/mol	0.18	0.22	0.23	0.36	0.19	0.14	0.22	0.18
ratio Ca/P	mol/mol	21.9	28.8	16.0	16.7	17.3	38.1	9.3	5.9
ratio C/P	mol/mol	818	936	898	1002	1200	1406	1141	1572

Bulkdichtheid en organisch stofgehalte

Het organisch gehalte is hoog en daarmee samenhangend is de bulkdichtheid laag. De lage bulkdichtheid komt overeen met waarden van nauwelijks veraard veen. Er zijn geen trends in de tijd (Tabel 4-5).

Basenchemie (Figuur 4-18)

Als variabelen voor de basenchemie van de bodemtoplaag worden de zuurgraad in het NaCl-extract (pH-NaCl) en als proxy voor de basenverzadiging de ratio van basische kationen (Ca, Mg, Na en K) met organisch materiaal gebruikt (BC/SOM in meq/kg). In weinig veraarde veenbodems van kraggen bedraagt de kationadsorptiecapaciteit ca. 755 eq/kg (zie paragraaf 2.4). Een hoeveelheid van basische kationen rond deze waarde duidt op een hoge basenverzadiging. De ontwikkeling van deze variabelen in de raaien en referentielocaties wordt weergegeven in Figuur 4-18.

Trends in de zone met trilveenvegetatie

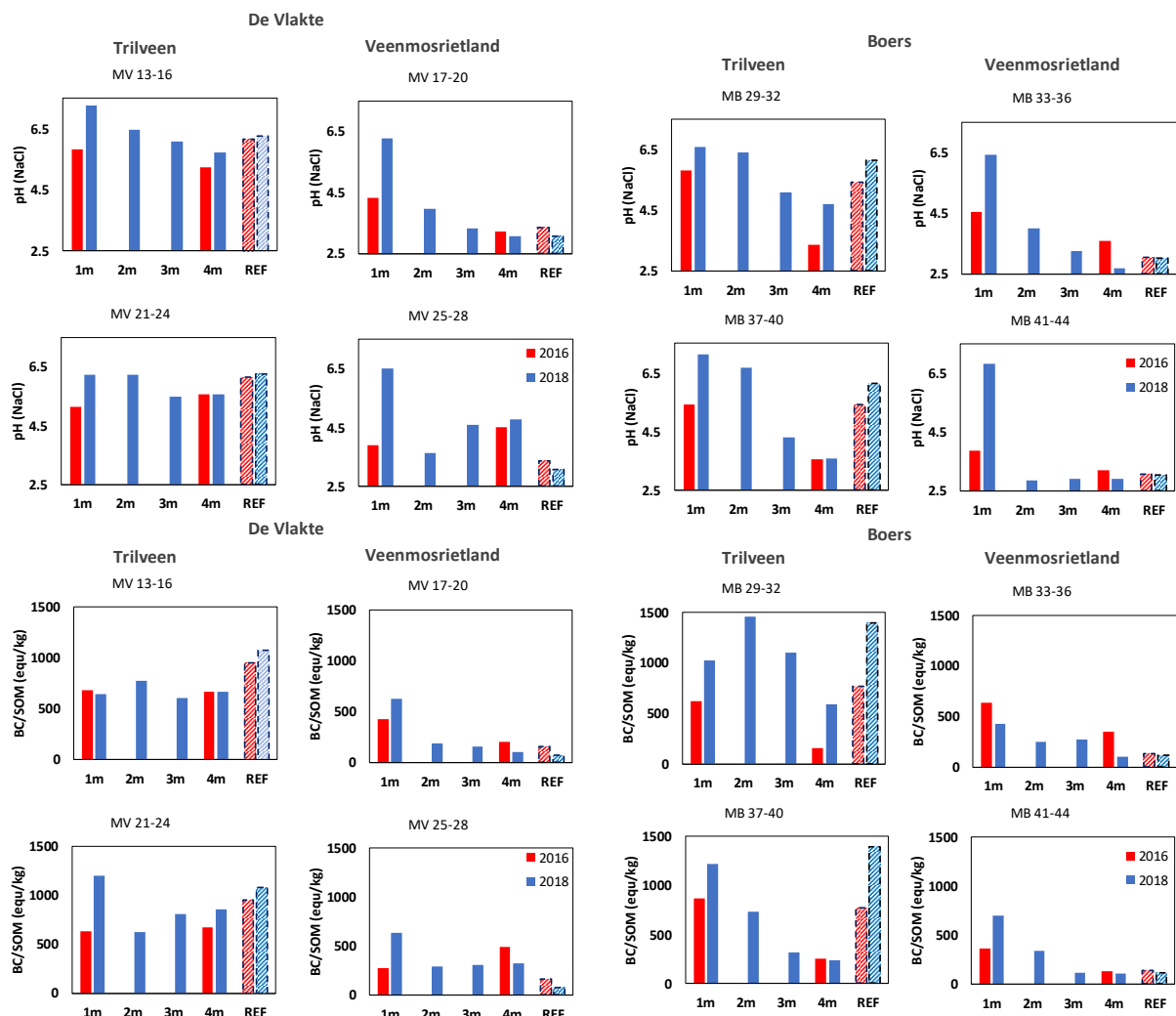
De pH(NaCl) stijgt sterk (significant verschil) in het plot dicht bij de bevoeiingsslang (1m), maar verder verwijderd (4m) is er geen significante stijging.

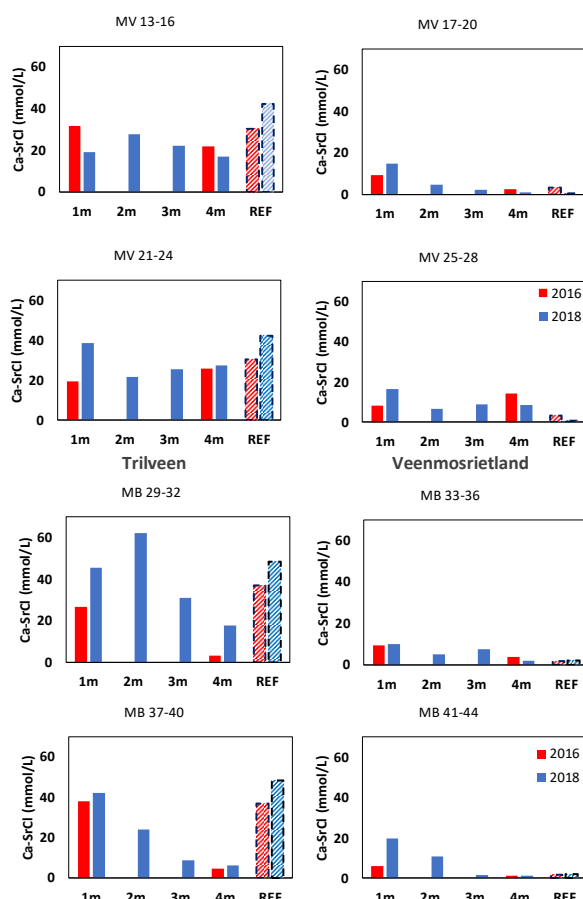
In een raai is dat ook het geval voor de ratio BC/SOM en in een andere niet (verschil niet significant).

De ratio BC/SOM vertoont grotendeels hetzelfde patroon, maar hier zijn geen significantie verschillen tussen beide jaren. Wel neemt uitwisselbaar Na toe op 1 en 4 m afstand en neemt uitwisselbaar K toe op 1 m afstand (Tabel 4-5). De ref TV heeft een (licht) stijgende trend van de pH(NaCl) en ratio BC/SOM. Veranderingen van de basenverzadiging kunnen daarom niet uitsluitend aan bevoeiing worden toegeschreven. In 2018 vertoon de pH(NaCl) met toenemende afstand van de slang een afnemende waarde. Conclusie is dat effecten van bevoeiing op de basenhuishouding zich wel uiten in het patroon van de bodem-pH maar niet eenduidig voor de basenverzadiging.

Trends in de zone met veenmosrietland

Vlakbij de slang (1m) stijgt de pH(NaCl) (significant verschil), maar niet op 4 m afstand. De ratio BC/SOM verschil niet significant voor 2016 en 2018 op 1 en 4 m afstand. Op 1 m afstand is er wel een significantie sterke toename (verdubbeling) van Ca-totaal en uitwisselbaar Ca (Tabel 4-5). Uitwisselbaar K neemt toe op zowel 1 als 4 m afstand, terwijl uitwisselbaar Mg afneemt op 4 m afstand. In de ref VM locatie dalen beide variabelen iets. Op basis hiervan kan worden geconcludeerd dat op 1 m afstand van de slang de basenrijkdom toeneemt door toevoer van bevoeiingswater. Verder verwijderd van de aanvoerslang is dat niet het geval. Dit duidt erop dat oplading van de basenverzadiging door kationuitwisseling alleen dicht bij de aanvoerslang optreedt.





Figuur 4-18: De $pH(NaCl)$, de ratio basische kationen en organisch materiaal (BC/SOM in eq/kg) en de voorraad van Ca-uitwisselbaar (mmol/l) van de bodemtoplaag (0-10 cm) vlak voor de bevoeiing (2016) en in het 3e bevoeiingsseizoen (2018) in de raaien en referentielocaties van De Vlake en Boers.

Figure 4-18: The $pH(NaCl)$, base cation/organic material ratio (BC/SOM in eq/kg) and the exchangeable Ca stock (mmol/l) of the topsoil (0-10 cm) before irrigation (2016) and in the 3rd irrigation season (2018) in the transects and reference locations of sites De Vlake and Boers. 'Trilveen' = rich fen vegetation; 'Veenmosrietland' = Sphagnum-reed vegetation.

Effecten op de nutriëntenhuishouding

In Bijlage 3 zijn grafieken opgenomen met gehalten nutriënten in de bodemtoplaag. In het algemeen vertonen anorganische fracties van nutriënten (NO_3 en NH_4 in NaCl-extract, NH_4 , K en PO_4 in $SrCl_2$ -extract) in de raaien geen duidelijk patroon en nauwelijks significante trends in de tijd. Alleen in de TV-zone op 1 m afstand neemt uitwisselbaar K toe en in de VM zone op 4 m afstand neemt NO_3 significant af. Omdat in de referentieplots ook vaak vrij sterke veranderingen optreden zonder dat er sprake is van overeenkomstige trends in de raaien, is het ook niet mogelijk om effecten van de bevoeiing te onderscheiden van andere invloeden. Daarnaast wijken in 2016, vooraf aan start van de bevoeiing, de gehalten van de referentieplots sterk af van de gehalten in de raaien. Dit geeft aan dat vooraf aan het experiment de anorganische fractie van nutriënten aanzienlijke ruimtelijke variatie vertoont. We bespreken deze trends van nutriënten daarom niet diepgaand. Wel kijken we nader de meest opvallende patronen.

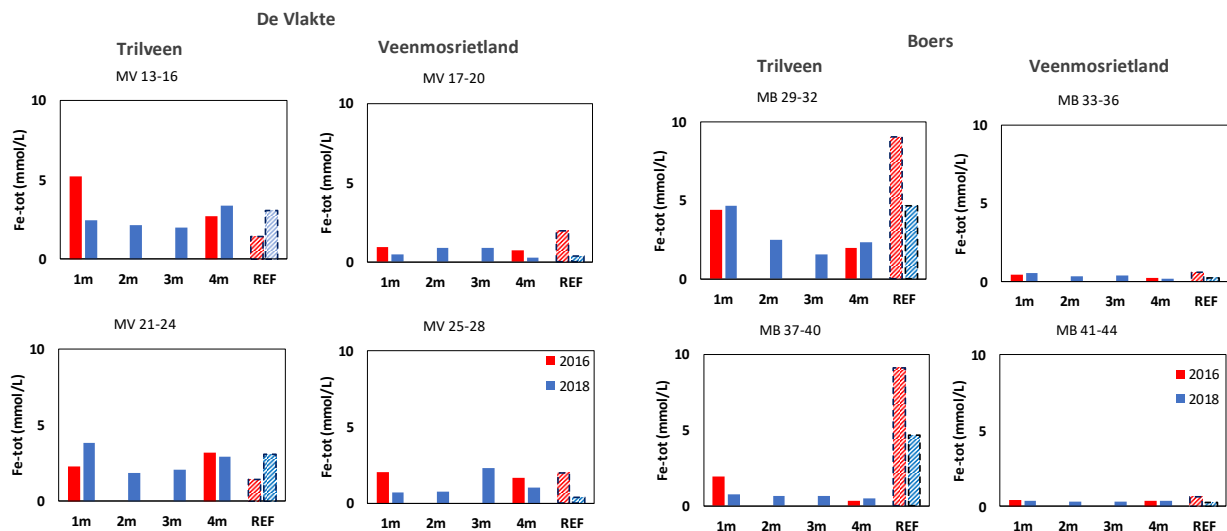
P-totaal en Fe-totaal zijn in de TV-zone hoger dan in de VM-zone en voor de C/P-ratio is dat andersom het geval (Figuur 4-19; student T-test, $p < 0.001$). Deze drie variabelen veranderen niet tussen 2016 en 2018 (Tabel 4-5). P-totaal en Fe-totaal zijn sterk met elkaar gecorreleerd ($r^2 = 0.72$; Figuur 4-20) terwijl het P-totaal in geringe mate met het Ca-gehalte is gecorreleerd ($r^2 =$

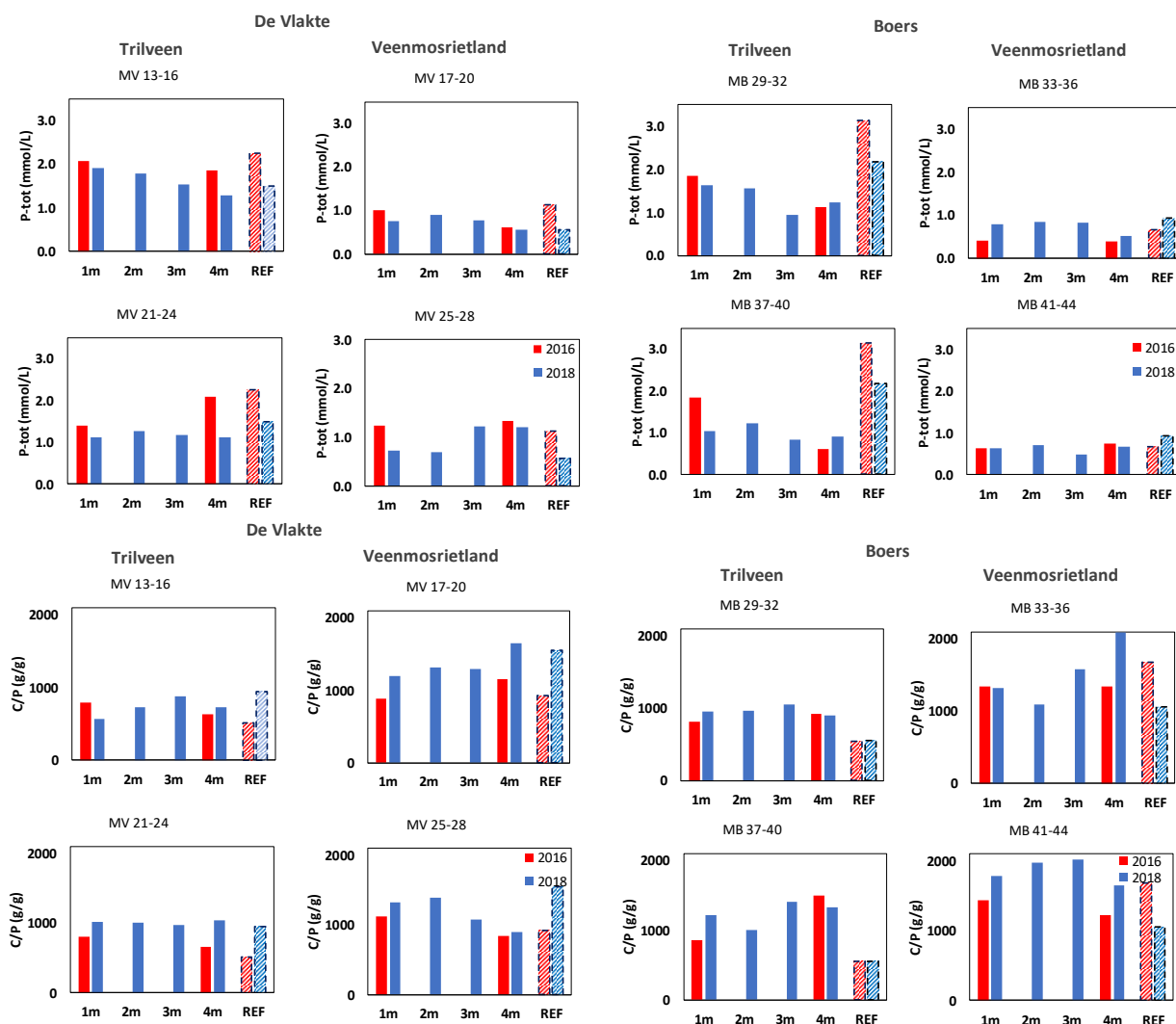
0.42; resultaten niet getoond). De P-totaal gehalten liggen onder de waarde van 3.3 mmol/l, waarbij locaties met trilveenvegetatie wel dicht naderen aan deze waarde.

Boven deze grenswaarde is in grondwatergevoede venen de vegetatie niet meer gelimiteerd door P (Emsens et al. 2016a). De Fe/P ratio (mol/mol; op basis van totaal Fe en totaal P) is lager dan de grenswaarde van 10. Onder deze grenswaarde treedt in sediment van onderwaterbodems sterke mobilisatie van fosfaat op naar de waterlaag (Geurts et al. 2010). De ratio's in toplaag van de kragge liggen ver onder deze grenswaarde en zouden op basis daarvan gemakkelijk fosfaat desorberen. Deze lage Fe/P-waarden gaan overigens niet samen met hoge P-totaal concentraties in het porievocht van betreffende locaties (zijn $< 7 \mu\text{mol/l}$). Wel komen bij lage waarde van de ratio Fe/P vaker relatief hoge porievocht P-concentraties voor dan bij hogere waarden (Figuur 4-21Figuur boven). Verder is de Fe/P ratio in de trilveenvegetatie hoger dan in veenmosrietland (gemiddelde resp. 1.64 en 0.89 mol/mol; Student t-test; $p < 0.05$).

De Ca/P ratio (mol/mol; op basis van totaal Ca en totaal P) is ook van belang voor de beschikbaarheid van P. In trilveenvegetaties gaan lage porievochtconcentraties van fosfaat gaan samen met samen met hoge Ca/P ratio's van de bodem (Cusell et al. 2013). Voor de TV-zone en VM-zone verschilt deze variabele in 2016 niet (student T-toets). Een toename met ca. een factor 2 in de VM-zone op 1 m afstand van de slang hangt samen met de toename van de Ca-voorraad. Bij lage waarden van de Ca/P ratio komen relatief hoge porievocht P-concentraties voor, terwijl dit voor hoge waarden niet het geval is (Figuur 4-21 onder).

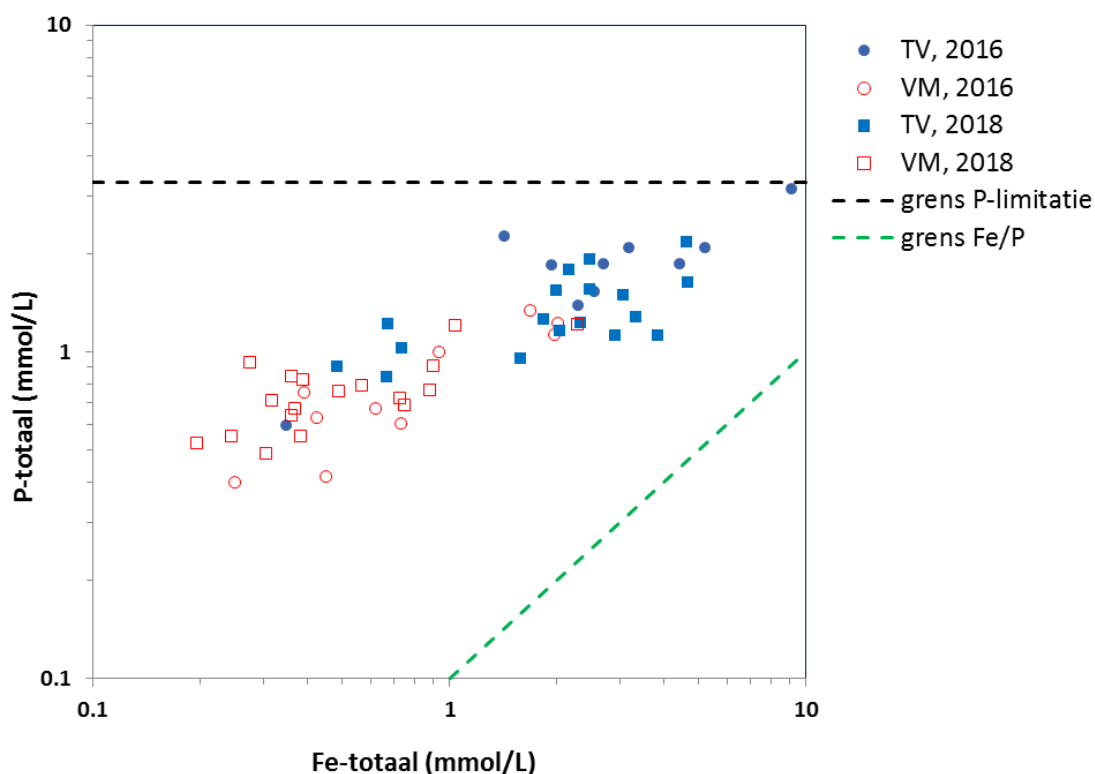
De ratio van Fe/S (mol/mol; op basis van totaal Fe en totaal S) kan ook van invloed zijn op de P-beschikbaarheid. Bij een lage waarde is ijzer vastgelegd in ijzersulfiden, waardoor er weinig ijzerhydroxiden aanwezig zijn waaraan fosfaat kan worden geadsorbeerd. De Fe/S-ratio is laag, zeker t.o.v. venen in grondwatergevoede beekdalen (eigen data) en in 2016 is er geen verschil tussen de TV-zone en VM-zone (student T-test). Er is geen relatie van de porievocht P-concentratie met de Fe/S-ratio (Figuur 4-21 midden).





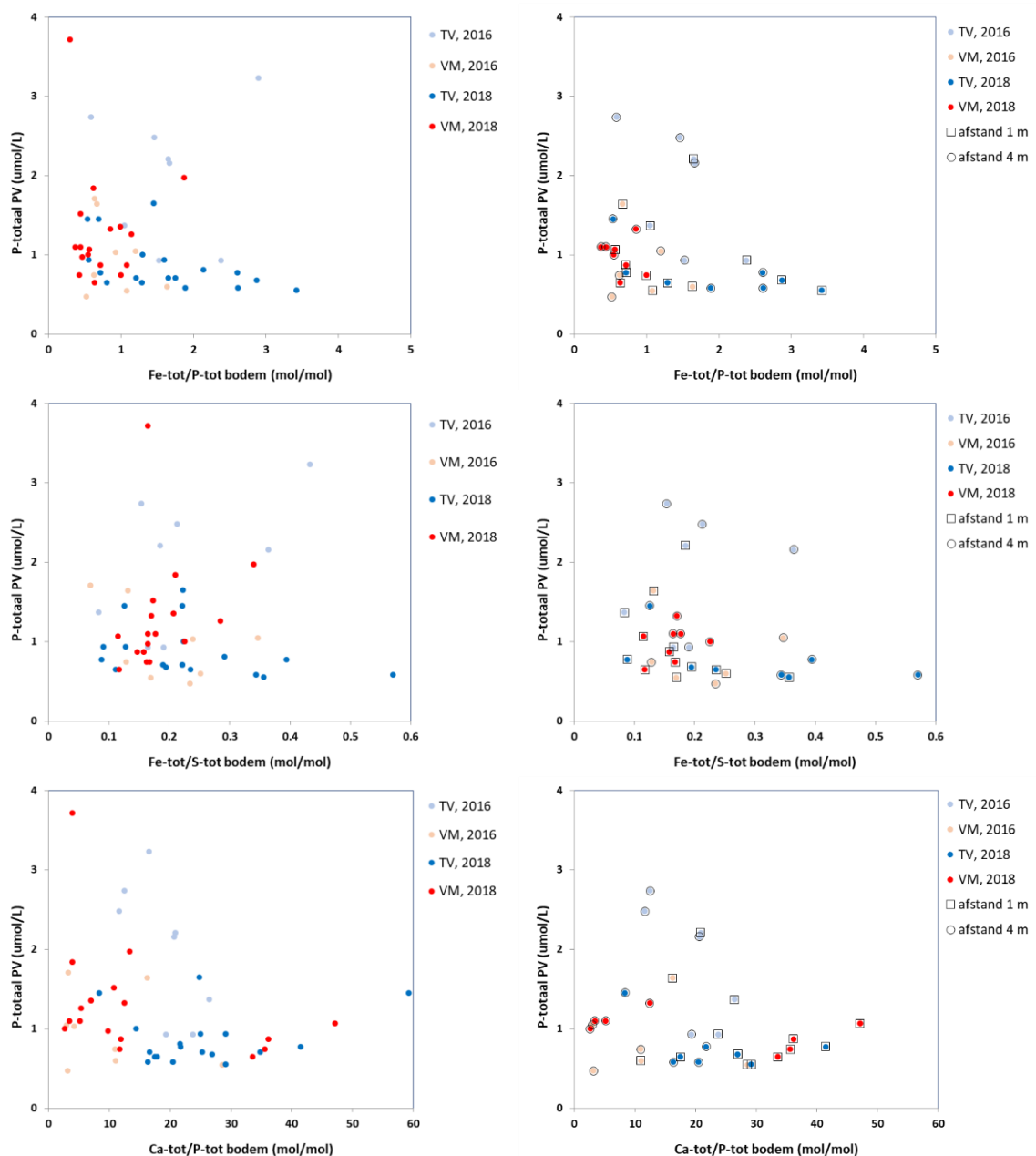
Figuur 4-19: Het P-totaal, Fe-totaal gehalte en de C/P-ratio vlak voor de bevoeiing (2016) en in het 3e bevoeiingsseizoen (2018) in de raaien en referentielocaties van De Vlakte en Boers.

Figure 4-19: P-total, Fe-total and C/P ratio of the topsoil (0-10 cm) before irrigation (2016) and in the 3rd irrigation season (2018) in the transects and reference locations of the sites De Vlakte and Boers. 'Trilveen' = rich fen vegetation; 'Veenmosrietland' = Sphagnum-reed vegetation.



Figuur 4-20: De relatie tussen Fe-totaal en P-totaal in plots van de raaien en referentielocaties met onderscheid voor de vegetatiezone (TV=trilveenvegetatie, VM=veenmosrietland) en het jaar (2016 en 2018). Beide variabelen hebben een logaritmische schaal. Zwarte stippellijn: Grenswaarde voor P-totaal van 3.3 mmol/l waarboven de vegetatie niet meer gelimiteerd wordt door P (Emsens et al. 2016a). Groene stippellijn: grenswaarde voor Fe/P-ratio van 10 (mol/mol), onder deze waarde kan P-mobilisatie optreden uit de bodem (Geurts 2010).

Figure 4-20: Relationship between Fe-total and P-total in the transects and reference locations (TV=rich fen vegetation, VM=Sphagnum-reed vegetation) separated by year (2016/ 2018). Both variables have a logarithmic scale. Black dotted line: critical value for P-total (3.3 mmol/l) above which vegetation is no longer P-limited (Emsens et al. 2016a). Green dotted line: critical value for Fe/P ratio (10 mol/mol), below which value P-mobilisation from the soil can occur (Geurts 2010).



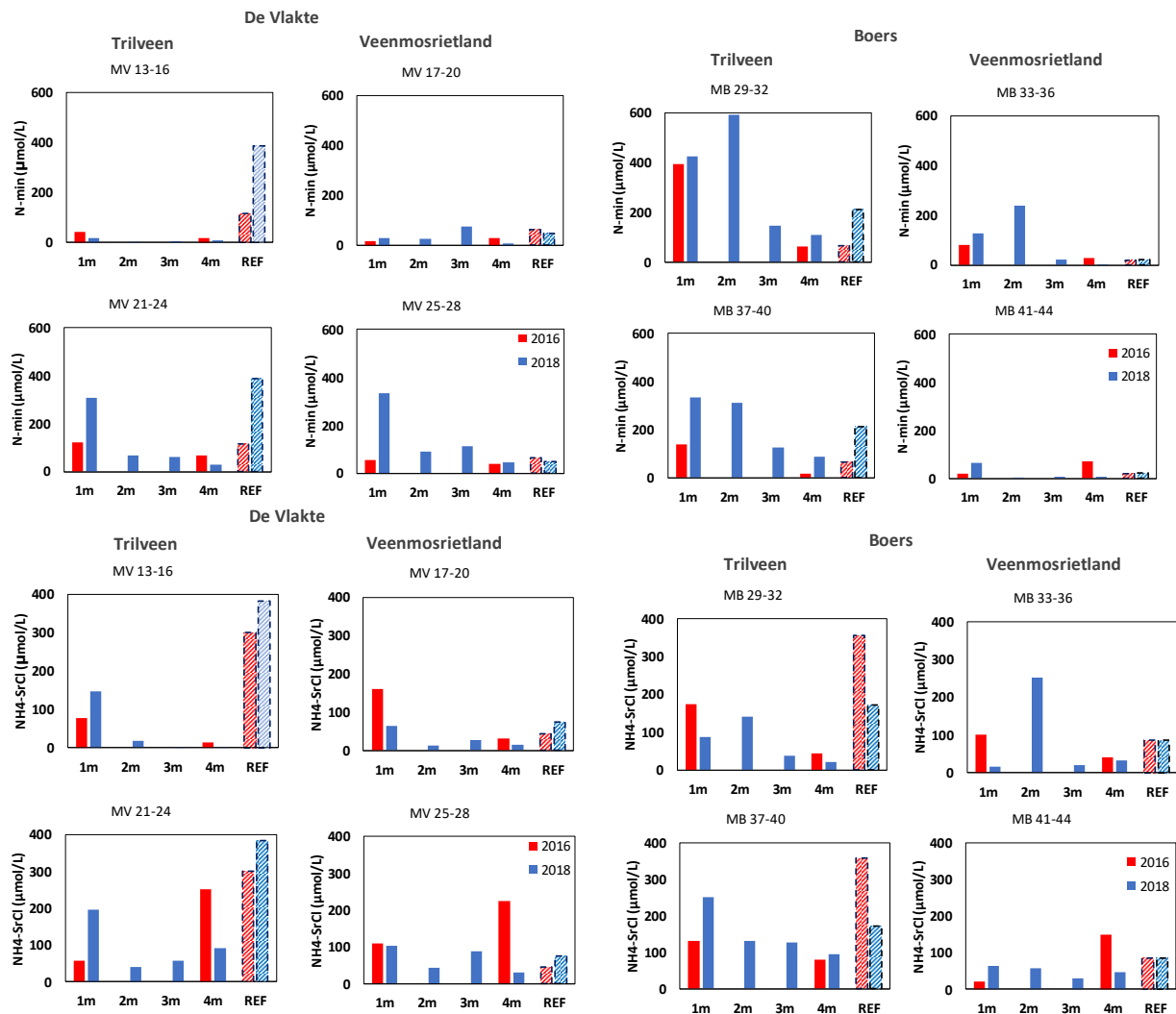
Figuur 4-21: De relatie van porievocht P-totaal met de Fe/P-, Fe/S- en Ca/P-ratio van de bodem. Links grafieken met alle metingen (1, 2, 3 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang en referentielocaties), rechts grafieken met alleen de meetpunten op 1 en 4 m afstand van de bevoeiingsslang.

Figure 4-21: Relationship of pore water P-total with Fe/P, Fe/S and Ca/P ratio of the soil. Left-side graphs: all measurements (1, 2, 3 and 4 m from the irrigation hose and reference locations); right-hand graphs: only the measurement points at 1 and 4 m from the irrigation hose. TV=rich fen vegetation, VM=Shpagnum-reed vegetation.

Minerale stikstof ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ in NaCl-extract) vertoont in diverse raaien in de TV- en VM-zone een toename tussen 2016 en 2018 in plots dicht bij de bevoeiingsslang (1m) en juist niet verder verwijderd van de slang (4m) (Figuur 4-22). In de ref TV locaties treedt echter ook een sterke toename op. Daardoor is niet duidelijk of de bevoeiing het minerale stikstofgehalte in de bodemtoelaag verhoogd. Het kan ook zijn dat in 2018 in de TV-zone meer mineralisatie optrad dan in 2016. NO_3 (in NaCl-extract) vertoont ook dicht bij de bevoeiingsslang een toename in beide vegetatiezones (1m). Deze toename is veel sterker dan in de ref TV locaties.

Dit duidt er op dat de bevloeiing leidt tot verhoogde nitraatgehalten in de toplaag van de kragge. Deze verhoging treedt echter niet in alle raaien op.

De gehalten van NH_4 op het kationadsorptiecomplex (gemeten in SrCl_2 -extract) verschillen niet tussen trilveenvegetatie en veenmosrietland (Figuur 4-22). Blijkbaar is bij een lage basenverzadiging in het veenmosrietland niet meer NH_4 geadsorbeerd dan in de trilveenvegetatie met een relatief hoge basenverzadiging. Bevloeiing leidt niet tot eenduidige veranderingen in de het NH_4 -gehalte en de referentielocaties vertonen zowel een toe- als afname.



Figuur 4-22: Het minerale stikstof gehalte (NH_4+NO_3 in NaCl -extract) en uitwisselbaar NH_4 (NH_4^+ in SrCl_2 -extract) vlak voor de bevloeiing (2016) en in het 3e bevloeiingsseizoen (2018) in de raaien en referentielocaties van De Vlake en Boers.

Figure 4-22: Mineral nitrogen content (NH_4+NO_3 in NaCl extract) and exchangeable NH_4 (NH_4^+ in SrCl_2 extract) before irrigation (2016) and in the 3rd irrigation season (2018) in the transects and reference locations of De Vlake and Boers. 'Trilveen'=rich fen vegetation, 'VM'=Sphagnum-reed vegetation.

4.2.5 Analyse verandering stofvoorraden

Aanpak

Om meer inzicht te krijgen in de chemische effecten van de bevoeiing zijn voor zowel de trilveenzone als de veenmosrietlandzone berekeningen van verandering van de stofvoorraden in de bodemtoplaag (0-10 cm) van de kragge uitgevoerd op basis van aanvoerfluxen. Daarmee wordt een indruk verkregen hoeveel de bevoeiing kan bijdragen aan veranderingen van stofvoorraden. Door de resultaten te vergelijken met de metingen van stofvoorraden wordt tevens inzicht verkregen hoeveel van de aangevoerde stoffen in de bodemtoplaag accumuleren.

Dit is gedaan op basis van de bodemchemische metingen, de concentraties in het oppervlaktewater dat is gebruikt voor bevoeiing en de bevoeiingsdebieten. Voor bodemchemische data is gerekend met gemiddelde waarden van de stofvoorraad voor beide vegetatiezones van de 0-10 cm toplaag op de meetpunten op 1 m afstand in de nulsituatie (2016). Voor de stofconcentraties in het bevoeiingswater is voor beide onderzoekslocaties over de periode 2016-2019 een gemiddelde waarde gebruikt op basis van metingen in het oppervlaktewater bij De Vlake en Boers. Voor de bevoeiingsdebieten is voor elk jaar een gemiddelde waarde van de vier bevoeiingsunits gebruikt. Stofbalansen zijn doorgerekend voor een de periode maart 2016- 26 juni 2018. Dit is tot het moment van de chemische analyse van stofvoorraden in de bodem in 2018, zodat de accumulatie op basis van aanvoerfluxen kan vergeleken met de gemeten voorraden in de zomer van 2018. Tevens is de stofbalans tot en met het vierde bevoeiingsseizoen door gerekend zodat een indruk wordt verkregen van de totale aanvoerfluxen gedurende het experiment. Stofbalansen zijn uitgerekend voor uitwisselbaar Ca, Na, Mg en K (SrCl-extractie), Fe-totaal, P-totaal, N-mineraal (som van NH₄ en NO₃ in NaCl-extract) en S-totaal. Tevens is de aanvoer berekend van HCO₃. Verder zijn twee varianten doorgerekend die verschillen in de aanname in welke zone stoffen accumuleren:

- 1) accumulatie in hele zone met bevoeiingswater: in de zone die zo groot is dat het bevoeiingswater het verdampingstekort+10% gecompenseerd (6.2 mm/d)
- 2) de stoffen accumuleren alleen dicht bij de bevoeiingsslang in een strook van 1 m.

De berekende stofaccumulatie is vergeleken met de gemiddelde waarden van de gemeten stofvoorraden in de zomer van 2018. Voor variant 1 zijn daarvoor de meetpunten op 1, 2 en 3 m afstand van de bevoeiingsslang gebruikt. Voor variant 2 alleen de meetpunten op 1 m afstand. Om te toetsen of in werkelijkheid een verandering in de stofvoorraad optrad is het getoetst of de gemiddelde waarden van 2016 en 2019 verschilde. Omdat alle variabelen een normale verdeling hadden is hiervoor de student-t toetst gebruikt.

In Tabel 4-6 wordt een overzicht gegeven van gemeten aanvoerfluxen, gemeten voorraden en berekende voorraden door stof aanvoer.

Samenvattend

De basische kationen Ca en Na worden in een grote hoeveelheid aangevoerd en voor Mg en K is dat in mindere mate het geval. De aanvoerflux t/m juni 2018 van Ca bedraagt in de TV-zone ca. helft van de Ca-voorraad en t/m eind 2019 is juist groter dan de voorraad. Voor de VM-zone is de aanvoer Ca voor beide periode veel groter (in 2018 factor 2 en in 2019 factor 4). Een grote deel van deze stoffen adsorbeert niet in de bodemtoplaag en wordt verder getransporteerd. Dit is ook voor Ca het geval. De geringe adsorptie in de trilveenzonen hangt samen met dat vooraf aan de bevoeiing de basenbezetting reeds hoog was. De aanvoer van alkaliniteit is dusdanig hoog dat dit voor de toplaag geen beperking vormt voor de adsorptie van Ca. De aanvoer van alkaliniteit en calcium is tevens veel hoger dan de hoeveelheid die nodig is aanvoer van verzurende atmosferische depositie te bufferen en om het adsorptiecomplex van nieuw gevormd veen op te laden met basen.

De aanvoerfluxen van Fe en P zijn veel geringer dan de basische kationen, deze bedragen een geringe fractie van de totaal voorraden in de bodemtoplaag in 2016 en in 2019.

Beide elementen waren in 2018 dan ook nog niet toegenomen in de bodemtoplaag. De aanvoerflux van minerale stikstof (NO₃+NH₄) is laag en heeft eenzelfde ordegrrootte als de gemeten voorraden die geen verandering vertonen. De aanvoerflux S dat met het bevoeiingswater hoofdzakelijk als sulfaat (SO₄) wordt aangevoerd, bedraagt voor de trilveenvegetatie een gering deel van de totaal voorraad en voor het veenmosrietland in 2018 de helft en in 2019 meer dan de voorraad in 2016. De voorraden van S-totaal in de bodemtoplaag vertonen geen significante toename. In de bodemtoplaag treedt blijkbaar geen of weinig accumulatie van sulfiden op.

Tabel 4-6: Stofbalansberekeningen voor de periode vanaf de nulsituatie (april 2016) tot halverwege het 3e bevoeiingsseizoen en tot het einde van het 4e bevoeiingsseizoen voor de bovenste 10 cm van de veenbodem. Tevens worden de gemeten stofvoorraden in de nulsituatie en 2019 weergegeven. Toevoer en voorraden zijn uitgedrukt in mmol per liter bodem wat overeenkomt met de hoeveelheden per 1 dm² oppervlakte. Toename van de voorraad is berekend voor accumulatie in de hele zone met bevoeiingswater (boven) en een beperkte zone tot 1 m vanaf de bevoeiingsslang (onder). Verschillen van gemiddelde waarde van de gemeten stofvoorraden zijn getoetst met de student t-toets: grijs is niet significant, blauw is een verschil ($p < 0.05$).

Tabel 4-6: Chemical balances for the top 10 cm of the peat soil for the period from the initial situation (April 2016) to halfway the 3rd irrigation season; and until the end of the 4th irrigation season. The measured pools in the baseline situation and 2019 are also shown. Supply and storage are expressed in mmol per liter of soil, which corresponds to the quantities per dm² soil surface. Storage increase is calculated for the whole irrigated zone (top) and the zone up to 1 m from the irrigation hose (bottom). Differences from the mean value of the measured storage values were tested with the student's t-test; blue shading indicates a significant difference ($p < 0.05$).

stof	bevoeiings- water	accumulatie in hele zone met bevoeiingswater											
		toevoer		trilveenvegetatie					veenmosrietland				
	concentratie	2016-juni 2018	2016-2019	voorraad nulsituatie 2016	voorraad 2018 juni gemeten	voorraad in 2018 juni berekend	voorraad in eind 2019 berekend	fractie toename/ aanvoer t/m 2018 juni	voorraad nulsituatie 2016	voorraad 2018 juni gemeten	voorraad in 2018 juni berekend	voorraad in eind 2019 berekend	fractie toename/ aanvoer t/m 2018 juni
		umol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mol/mol	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L
Ca-uitwisselbaar	1161	16.4	37.2	28.8	30.6	45.2	66.0	0.11	8.2	9.0	24.6	45.4	0.05
Mg-uitwisselbaar	216	3.1	6.9	2.9	2.4	5.9	9.8		2.4	1.6	5.4	9.3	
Na-uitwisselbaar	892	12.6	28.6	0.5	2.1	13.1	29.1	0.13	0.8	1.9	13.4	29.3	0.09
K-uitwisselbaar	98	1.4	3.1	0.4	0.5	1.8	3.5		0.4	0.8	1.8	3.6	
Fe-totaal	5	0.07	0.16	3.5	2.1	3.5	3.6		1.0	0.7	1.0	1.1	
P-totaal	0.68	0.01	0.02	1.79	1.33	1.80	1.81		0.82	0.78	0.83	0.84	
NO3+NH4	9	0.12	0.28	0.2	0.2	0.3	0.4		0.0	0.1	0.2	0.3	
S-totaal	170	2.4	5.4	20.1	10.9	22.5	25.5		4.6	3.5	7.0	10.1	
HCO3	2181	30.8	69.8										
ratio HCO3/Ca (mol/mol)	1.88												
ratio Fe/S (mol/mol)	0.03			0.17	0.19	0.16	0.14		0.21	0.20	0.15	0.11	
ratio Fe/P (mol/mol)	7.41			1.94	1.57	1.97	2.00		1.16	0.89	1.24	1.32	
ratio Ca/P (mol/mol)	1713			16	23	25	36		10	12	30	54	

stof	bevoelings- water	accumulatie in zone van 1 m											
		toevoer		trilveenvegetatie					veenmosrietland				
	concentratie	2016-juni 2018	2016-2019	voorraad nulsituatie 2016	voorraad 2018 juni gemeten	voorraad in 2018 juni berekend	voorraad in eind 2019 berekend	fractie toename/ aanvoer t/m 2018 juni	voorraad nulsituatie 2016	voorraad 2018 juni gemeten	voorraad in 2018 juni berekend	voorraad in eind 2019 berekend	fractie toename/ aanvoer t/m 2018 juni
		umol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mol/mol	mmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L
Ca-uitwisselbaar	1161	19.1	51.8	28.8	36.3	47.9	80.6	0.39	8.2	12.7	27.3	60.1	0.23
Mg-uitwisselbaar	216	3.6	9.7	2.9	2.4	6.4	12.5		2.4	1.7	5.9	12.0	
Na-uitwisselbaar	892	14.7	39.8	0.5	2.1	15.2	40.3	0.11	0.8	1.8	15.5	40.6	0.07
K-uitwisselbaar	98	1.6	4.4	0.4	0.6	2.0	4.8		0.4	0.8	2.0	4.8	
Fe-totaal	5	0.1	0.2	3.5	2.9	3.5	3.7		1.0	0.5	1.0	1.2	
P-totaal	0.68	0.01	0.03	1.79	1.42	1.80	1.82		0.82	0.69	0.83	0.85	
NO3+NH4	9	0.1	0.4	0.2	0.3	0.3	0.6		0.0	0.1	0.2	0.4	
S-totaal	170	2.8	7.6	20.1	13.4	22.9	27.7		4.6	3.3	7.4	12.2	
HCO3	2181	35.9	97.4										
ratio HCO3/Ca (mol/mol)	1.88												
ratio Fe/S (mol/mol)	0.03			0.17	0.22	0.16	0.13		0.21	0.14	0.14	0.10	
ratio Fe/P (mol/mol)	7.41			1.94	2.06	1.97	2.03		1.16	0.68	1.25	1.39	
ratio Ca/P (mol/mol)	1713			16	26	27	44		10	18	33	71	

Hieronder worden de ontwikkeling in detail besproken.

Basenhuishouding

In Tabel 4-6 worden de resultaten van de balansberekeningen voor de bodemtoplaag weergegeven. De voorraden en aanvoerfluxen worden uitgedrukt in mmol per liter bodem en dat komt met een dikte van de bodem toplaag overeen met de mmol per 1 dm² oppervlakte. De basische kationen Ca en Na worden in een grote hoeveelheid aangevoerd en voor Mg en K is dat in mindere mate het geval. De aanvoerflux t/m juni 2018 van Ca bedraagt in de TV-zone ca. helft van de Ca-voorraad. De aanvoerflux t/m 2019 is juist iets groter dan de voorraad. Voor de VM-zone is de aanvoer Ca voor beide periode veel groter (in 2018 factor 2 en in 2019 factor 4). Voor Mg, Na en K geldt dat de aanvoer in beide vegetatiezones groter is dan de voorraad. Daarbij is de aanvoer van vele malen groter dan de voorraad. Wanneer deze stoffen geheel zouden accumuleren, zou dit een sterke toename van de basenverzadiging leiden. Dat is echter niet het geval wanneer de balansberekening voor 2019 wordt vergeleken met de gemeten voorraden. Een grote deel van deze stoffen adsorbeert niet en wordt verder getransporteerd. Voor Ca-uitwisselbaar wordt op basis van metingen alleen een accumulatie van 4.5 mmol/l vastgesteld in de veenmosrietland zone in op 1 m afstand van de bevoeiingslang. Deze toename betreft een gering deel van de aanvoerflux van 19.1 mmol/l. In de trilveenvegetatie is de gemiddelde waarde in 2018 hoger dan in 2016 (verschil van 7.5 mmol/l in op 1 m afstand en 1.8 mmol/l op 1+2+3 m afstand van de bevoeiingsslang), maar dit verschil is niet significant. Ook hier betreft dit verschil slechts een beperkt deel van de toevoer (resp. 19.1 en 25.4 mmol/l). Het niet optreden van duidelijke toename van de voorraad geadsorbeerde Ca kan twee redenen hebben: 1) adsorptie van aangevoerde Ca verloopt relatief langzaam en de meetperiode van 3 jaar is te kort om een verandering te meten; 2) de bodemtoplaag van de trilveenvegetatie heeft al een hoge basenverzadiging waardoor er niet meer veel Ca kan adsorberen.

In de trilveenvegetatie en het veenmosrietland treedt ook adsorptie op van Na (ca. 1-1.5 mmol/l) wat een geringe fractie is van de aanvoerflux (27.3-32.5 mmol/l). Verder treedt ook een significante, zwakke toename op van uitwisselbare K in de trilveenzone (0.2 mmol/l op 1 m afstand van de bevoeiingsslang). Deze toename bedraagt ook een zeer geringe fractie van de toevoer.

Aanvoer van alkaliniteit is groot: voor de periode t/m juni met 35.9 - 47.7 mmol HCO₃/L bodem en voor de periode t/m eind 2019 86.8 - 97.4 mmol HCO₃/L bodem. Deze grote hoeveelheid overschrijdt de adsorptie van basische kationen ruimschoots. Ook heeft het bevoeiingswater een HCO₃/Ca-ratio van 1.88 mol/mol, waardoor bij maximale Ca-adsorptie een groot deel van de H⁺ die geadsorbeerd zou kunnen worden geneutraliseerd. De maximaal gemeten adsorptie van basische kationen treedt op dicht bij de bevoeiingsslang in de veenmosrietlandzone en bedraagt ca. 18 meq/L. Wanneer deze hoeveelheid wordt uitgewisseld tegen H⁺ dan is er dus er meer dan genoeg aanvoer van alkaliniteit om het de vrijgekomen protonen te neutraliseren.

IJzer en fosfaat

De aanvoerfluxen van Fe en P zijn veel geringer dan de basische kationen en deze bedragen maar een kleine fractie van de totaal voorraden in de bodemtoplaag. Toevoer zal dan bij volledige binding dan ook slechts tot een langzame toename leiden van de voorraden. De gemeten voorraden van deze stoffen vertonen verder geen toename en lijken een tendens te hebben om af te nemen (niet significant).

Stikstof

De aanvoerflux van minerale stikstof (NO₃+NH₄) is laag en heeft eenzelfde ordegrrootte als de gemeten voorraden die geen verandering vertonen. De voorraden vertonen geen significante verandering.

Zwavel

De aanvoerflux S dat met het bevoeiingswater hoofdzakelijk als sulfaat (SO₄) wordt aangevoerd bedraagt voor de trilveenvegetatie ca. een kwart van de totaal voorraad en voor het veenmosrietland iets meer dan de hele voorraad. De voorraden vertonen geen significante verandering. In de bodemtoplaag treedt blijkbaar geen of weinig sulfidenvorming door reductie.

4.2.6 Ontwikkeling vegetatie

De ontwikkeling van de vegetatie is gevolgd in opnamen van 0.5x0.5 m in de raaien en referentielocaties in 2016 (vooraf aan start van de bevoeiing), 2017 (in 2e bevoeiingsseizoen), 2018 (in 3e bevoeiingsseizoen) en 2019 (in 4e bevoeiingsseizoen). De resultaten van de vegetatie-ontwikkeling worden weergegeven in grafieken met de ontwikkeling van de bedekking van de moslaag (Figuur 4-24), bedekking van de veenmossen (Figuur 4-25), bedekking van de kruidlaag (Figuur 4-26) en de cumulatieve bedekking van soortgroepen (Figuur 4-27 t/m Figuur 4-32). Als soortgroepen zijn onderscheiden: mossen kenmerkend voor trilveenvegetatie, mossen kenmerkend voor veenmosrietlanden, mossen kenmerkend voor voedselrijke rietlanden, vaatplanten kenmerkend voor trilveenvegetatie, vaatplanten kenmerkend voor veenmosrietlanden en vaatplanten kenmerkend voor voedselrijke rietlanden.

Samenvattend

In de Vlake vindt een duidelijke verandering plaats in de vegetatiestructuur met in de TV-zone een toename van de bedekking van de kruidlaag en een afname van die van de moslaag. Dit duidt er op dat toename van de bedekking van vaatplanten meer lichtbeperking voor de mossen zorgt. De verandering van de bedekking van veenmossen is in beide zones sterk variabel zonder een duidelijke samenhang met afstand tot de bevoeiingsslang. In de VM-zone treedt alleen dicht bij de bevoeiingsslang een toename van de kruidlaag op. De trends in de soortensamenstelling van vegetatie vertonen een beperkte samenhang met de positie van plots t.o.v. de bevoeiingsslang. Dicht bij de bevoeiingsslang treden wel de volgende veranderingen op: 1) in de TV-zone een afname van vaatplanten van trilveenvegetatie (indicatief voor basenrijk en voedselarm); 2) in de VM-zone nemen *Sphagnum fallax* (indicatief voor basenarm en voedselrijk), vaatplanten van trilvenen en vaatplanten van voedselrijke rietlanden toe (indicatief voor basenrijk en voedselrijk); 3) in beide zones neemt *Juncus subnodulosus* toe (indicatief voor basenrijk en relatief voedselrijk).

In Boers treedt in de TV-zone weinig verandering op in de vegetatiestructuur bestaande uit een geringe afname van de mosbedekking en geringe toename van de bedekking van de kruidlaag. Dit duidt er op dat toename van de bedekking van vaatplanten net als in De Vlake voor meer lichtbeperking voor de mossen zorgt. De bedekking van veenmossen neemt dicht bij de bevoeiingsslang toe in de TV-zone en heeft verder verwijderd van de slang een variabele trend. In de VM-zone verandert de veenmosbedekking nauwelijks. In de VM-zone is sprake van een zwakke toename van de bedekking van de kruidlaag zonder dat de mosbedekking afneemt. De trends in de soortensamenstelling van de vegetatie vertonen een gering verband met de positie van plots t.o.v. de bevoeiingsslang. De volgende trends treden dicht bij de bevoeiingsslang op: 1) in de TV zone treedt een toename op van *Sphagnum teres* en *Scorpidium cossinii* en een afname van vaatplanten van voedselrijke rietlanden; 3) in de VM-zone een toename van vaatplanten veenmosrietland en van voedselrijke rietlanden.

Tabel 4-7: Indeling van mos- en vaatplantsoorten in ecologische soortgroepen.

Tabel 4-7: Classification of moss and vascular plant species into ecological species groups.

Soortgroep	Soorten
mossen van trilveenvegetatie/ mosses of rich fen	Aneura pinguis, Bryum pseudotriquetrum, Calliergon giganteum, Campylium stellatum, Fissidens adianthoides, Hamatocaulis vernicosus, Scorpidium cossonii, Scorpidium scorpioides, Sphagnum contortum
mossen van veenmosrietland/ mosses of poor fen	Aulacomnium palustre, Calypogeia fissa, Polytrichum commune, Polytrichum strictum, Sphagnum capillifolium, Sphagnum fallax, Sphagnum magellanicum, Sphagnum palustre, Sphagnum squarrosum, Sphagnum teres, Straminergon stramineum
mossen van voedselrijke rietlanden/ mosses of nutrient rich reed vegetation	Calliergonella cuspidata
vaatplanten van trilveenvegetatie/ vascular plants of rich fen	Calamagrostis stricta, Carex diandra, Carex lasiocarpa, Dactylorhiza incarnata, Epipactis palustris, Eriophorum gracile, Liparis loeselii, Lysimachia thyrsiflora, Menyanthes trifoliata, Parnassia palustris, Pedicularis palustris, Salix pentandra, Triglochin palustris, Utricularia intermedia, Valeriana dioica
vaatplanten van veenmosrietland/ vascular plants of poor fen	Agrostis canina, Carex curta, Carex echinata, Carex nigra, Drosera rotundifolia, Eriophorum angustifolium, Molinia caerulea, Myrica gale, Potentilla erecta, Viola palustris
vaatplanten van voedselrijke rietlanden/ vascular plants of nutrient rich reed vegetation	Carex acuta, Carex elata, Carex paniculata, Eupatorium cannabinum, Filipendula ulmaria, Juncus subnodulosus, Lathyrus palustris, Lycopus europaeus, Mentha aquatica, Myosotis scorpioides s l , Phragmites australis, Sonchus palustris, Typha angustifolia

Ontwikkeling in De Vlake

De volgende ontwikkelingen treden op:

- De moslaag heeft in 2016 in de zowel de TV- als de VM-zone een hoge bedekking. Deze neemt tussen 2016-2019 op de meeste locaties van de TV-zone zwak tot sterk af. In de VM-zone neemt de bedekking lokaal af en lokaal toe zonder dat er een eenduidig verband is met de afstand tot de bevoeiingsslang. Hier verandert de ref VM locatie niet. In de TV-zone gaat de geconstateerde afname van de mosbedekking samen met een toename van de bedekking van de kruidlaag (Figuur 4-23 boven);
- Bedekking van veenmossen: in de TV-zone en VM-zone een sterk variabele trend zowel dicht bij als verder weg van de slang. De ref TV locatie heeft een toename, terwijl de ref VM locatie een afname vertoont.
- De kruidlaag heeft in de TV-zone en de ref TV locatie een matig hoge tot bedekking (30-85%) in 2016 en neemt toe gedurende 2016-2019. In de VM-zone is in 2016 de bedekking laag (10-40 %) en neemt daar ook toe in plots dicht bij de bevoeiingsslang. Dit geldt ook voor de ref VM zone;
- De bedekking van mossen van trilveenvegetatie: in 2016 hebben de plots een zeer variabele bedekking (10-100%) in de TV-zone en afwezig tot zeer lage bedekking in de VM-zone. In de periode 2016-2017 en later ook in de periode 2018-2019 treedt in de TV-zone een sterke afname op. In de periode 2017-2018 hebben veel plots een afname. De ref TV locatie waar de bedekking constant is tot 2018, neemt in het laatste jaar sterk af. De afname van de mosbedekking van trilveenvegetatie treedt vooral op door afname van Campylium stellatum, Scorpidium cossonii, S. scorpioides en Sphagnum contortum in zowel de bevoeide raaien als de ref TV-locatie. Deze soortgroep komt nauwelijks voor in de VM-zone en neemt daar af in bedekking. In een plot dicht bij de bevoeiingsslang verschijnt Campylium stellatum

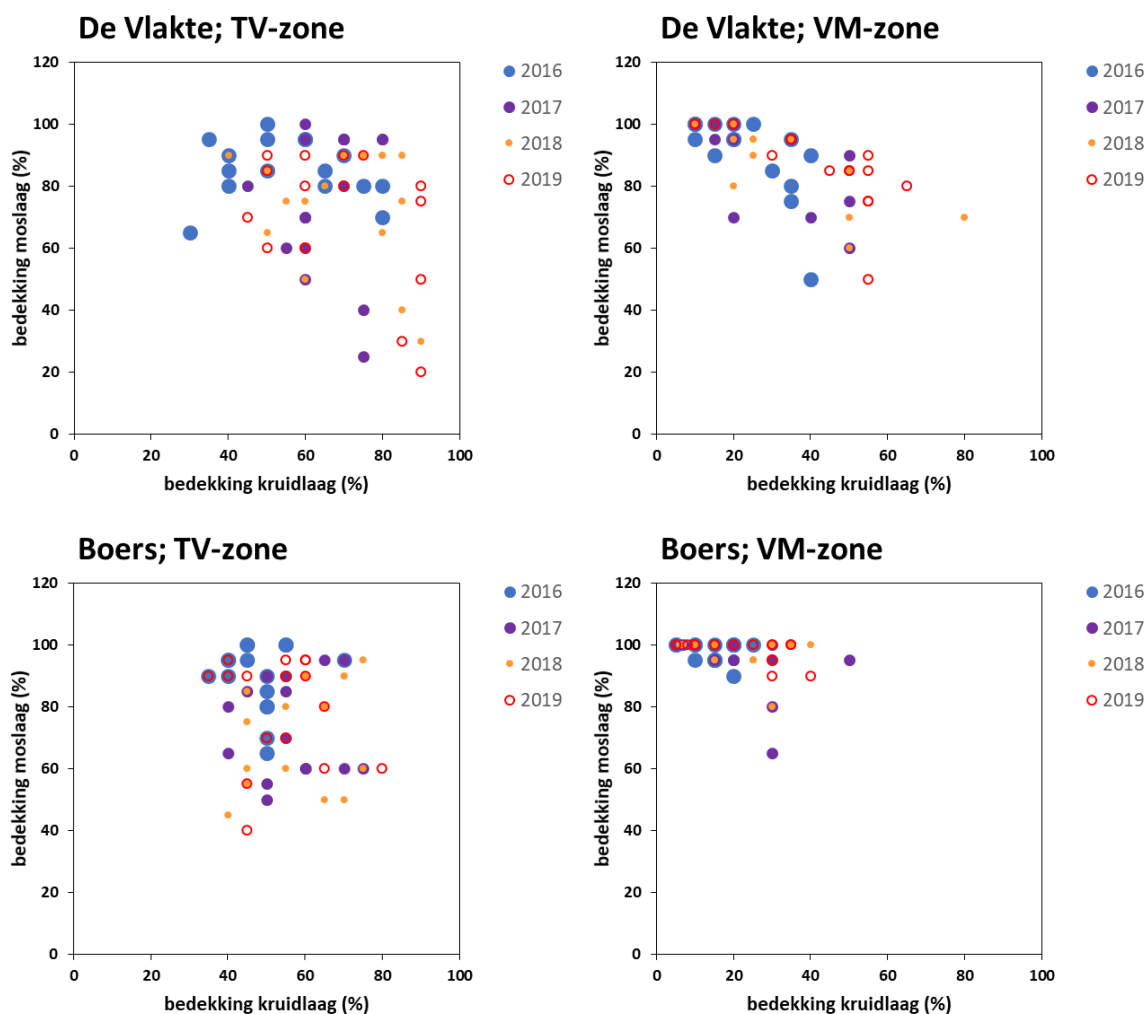
- Bedekking mossen van veenmosrietlanden: in 2016 is de bedekking laag in de TV-zone en ref TV locatie en hoog in de VM-zone en ref VM locatie. In de periode 2016-2018 afnemend in de TV-zone. Lokaal toe- en afnemend en fluctuerend in de VM-zone, terwijl de ref VM-locatie een zeer zwak afnemende trend heeft. In de VM-zone treedt een toename op door *Sphagnum fallax* (dicht bij de slang). In de TV-zone dicht bij bevoeiingsslang neemt *Sphagnum teres* toe (dicht bij en verder verwijderd van de bevoeiingsslang) en neemt *Aulacomnium palustre* af. Toename in de VM-zone vindt plaats door toename *Polytrichum strictum*, afname door afname van *Sphagnum palustre*.
- Bedekking mossen van voedselrijke rietlanden: in 2016 afwezig tot lage bedekking in de TV- en VM-zone. In periode 2016-2018 afnemend in beide zones, terwijl in de ref TV locatie een lichte toename optreedt. De trends hangen samen met die van *Calliergonella cuspidata* die de enige aanwezige soort is van betreffende soortgroep.
- Bedekking vaatplanten trilveenvegetatie: in 2016 lage tot matig hoge bedekking in TV-zone, afwezig tot zeer lage bedekking in VM-zone. In periode 2016-2018 sterk afnemend in een raai van de TV-zone, door afname van vooral *Menyanthes trifoliata*, en daarnaast door afname van *Carex diandra* en *C. lasiocarpa*. In de VM-zone treedt dicht bij de bevoeiingsslang een zwakke toename op. *Parnassia palustris* verschijnt in de TV-zone.
- Bedekking vaatplanten veenmosrietlanden: in 2016 lage bedekking in beide zones, wel meer in VM-zone. In de TV-zone treedt een toename op door toename van vooral *Potentilla erecta* en daarnaast *Viola palustris*. In de VM-zone treedt geen verandering op van de bedekking vaatplanten van veenmosrietlanden.
- Bedekking vaatplanten voedselrijke rietlanden: in raaien van de TV-zone is de bedekking laag tot hoog en de trends zijn hier variabel. De TV ref locatie vertoont in het laatste jaar een toename. In de VM-zone is de bedekking laag en neemt ze zwak toe dicht bij de bevoeiingsslang. De ref VM locatie neemt ook iets toe. In de periode 2016-2018 treedt een toename van *Juncus subnodulosus* in beide zones TV-zone. Er treedt dan in de TV-zone een afname van *Carex elata*. Er is geen duidelijke trend *Phragmites australis*.

Boers

- Bedekking moslaag: in 2016 is de bedekking hoog (>65%) in beide zones. In vrij veel plots van de TV-zone neemt gedurende 2016-2018 de bedekking af en daarna weer toe. Een deel van de plots heeft over de hele periode een netto afname die tegelijk optreedt met een toename van de bedekking van de kruidlaag (Figuur 4-23 linksonder). In de ref TV locatie treedt een lichte afname op. In de VM-zone vertonen de meeste plots geen trend en enkele hebben een kleine dip in 2017.
- Bedekking van veenmossen: in de TV-zone dicht bij de bevoeiingsslang een toename en verder verwijderd van de slang een variabele trend. In de VM-zone is er geen duidelijke trend waarbij meestal geen verandering optreedt en op enkele locaties een afname optreedt. In beide referenties treedt geen trend op.
- Bedekking kruidlaag: deze is matig hoog (35-70%) in TV-zone en de ref TV locatie en vertoont daar geen duidelijke trend. Een deel van de locaties vertoont een tijdelijke piek in 2017 en/of 2018. In de VM-zone is de bedekking laag (<25%) in 2016 en neemt daar op de meeste locaties toe zwak toe.
- Bedekking mossen van trilveenvegetatie: in 2016 lage tot hoge bedekking (0-90%) in de TV-zone en nagenoeg afwezig in de VM-zone. Een deel van de plots in TV-zone vertoont een sterke afname door sterke afname *Campylium stellatum*. De ref TV locatie vertoont ook een afname tussen 2016 en 2017. In TV zone neemt in de 1 tot 3 m zone van een raai *Scorpidium cossonii* toe tussen in vooral het laatste jaar. Ook *Sphagnum contortum* neemt toe op in plot op 1 m afstand van de bevoeiingsslang. *Scorpidium scorpioides* neemt juist af.
- Bedekking mossen van veenmosrietland: in 2016 in de TV-zone een lage tot hoge bedekking (0-100%). De hoogste bedekking treden op verder weg van bevoeiingsslang en dat was al vooraf aan de bevoeiing zo. De trends in de plots zijn variabel, zonder duidelijke

overall trend. In de TV-zone: een afname van *Sphagnum fallax* en het verschijnen van *S. magellanicum*. In de TV-zone dicht bij bevoeiingsslang neemt *S. teres* toe. In de VM-zone is de bedekking bij aanvang hoog (>90%). In periode 2016-2019 vertonen de plots variabele veranderingen en is de bedekking van mossen van veenmosrietland deels fluctuerend. In VM zone heeft *Polytrichum commune+strictum* hoge bedekking en vertonen de plots een variabel trend. *Sphagnum capillifolium* heeft ook een variabel trend, *S. fallax* fluctueert enigszins. In beide zones neemt van *S. palustre* lokaal toe.

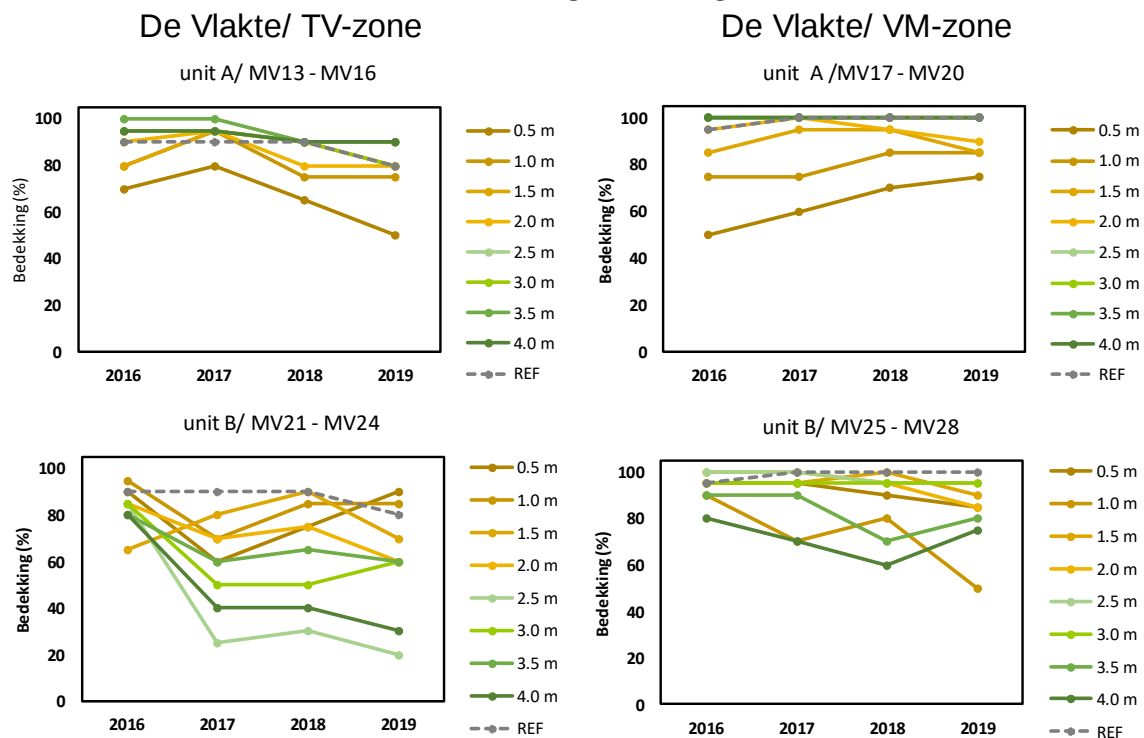
- Bedekking mossen van voedselrijke rietlanden: de bedekking is doorgaans laag (<1%) in de TV-zone en ontbreekt nagenoeg in de VM zone. In een plot van de TV-zone neemt *Calliergonella cuspidata* af.
- Bedekking vaatplanten trilveenvegetatie: in 2016 overwegend lage bedekking in TV-zone en dan alleen matig hoog dicht bij bevoeiingsslang. Afwezig tot lage bedekking (<10%) in de VM-zone. In periode 2016-2019 geen trends in TV-zone en geringe, variabele veranderingen in de VM-zone. In TV-zone: afname van *Carex diandra*, toename van *C. lasiocarpa*. *Pedicularis palustris* is in 2019 verdwenen.
- Bedekking vaatplanten veenmosrietland: in 2016 lage tot matig hoge bedekking (<65) in de TV-zone en een meestal lage bedekking (<20%) in VM-zone. In periode 2016-2018 zowel treedt zowel afname in de TV-zone en een toename dicht bij de bevoeiingsslang van de VM-zone. In VM-zone treedt een afname van *Carex echinata* en *Drosera rotundifolia*
- Bedekking vaatplanten voedselrijke rietlanden: De bedekking in beide zones is laag. In de TV-zone vindt dicht bij de bevoeiingsslang een afname op die door *Carex elata* wordt veroorzaakt. In de VM-zone treedt dicht bij de bevoeiingsslang een toename op door toename van *Juncus subnodulosus*. In beide zones hebben een variabele trend *Phragmites australis*



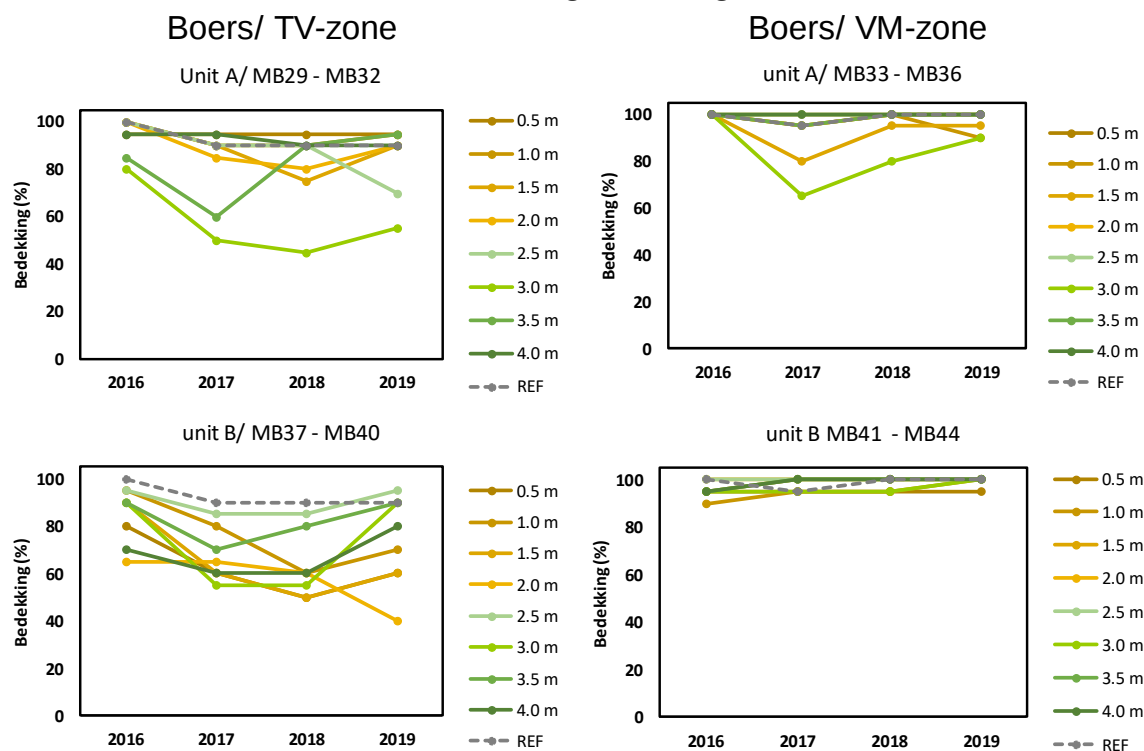
Figuur 4-23: De relatie tussen bedekking van de kruidlaag en moslaag met onderscheid voor locatie, jaar en vegetatiezone.

Figure 4-23: Relation between herb cover ('kruidlaag') and moss cover ('moslaag') for different locations, years and vegetation zones. TV=rich fen vegetation, VM=Sphagnum-reed vegetation.

bedekking moslaag



bedekking moslaag

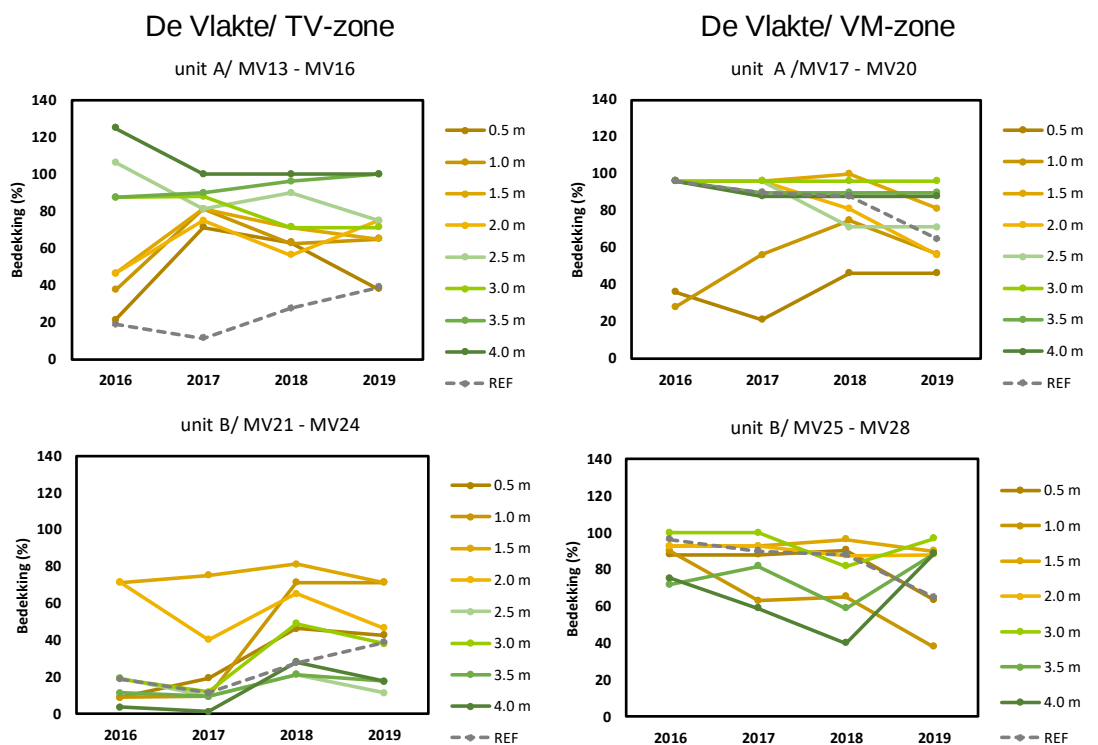


Figuur 4-24: De bedekking van de moslaag in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-24: Moss cover in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

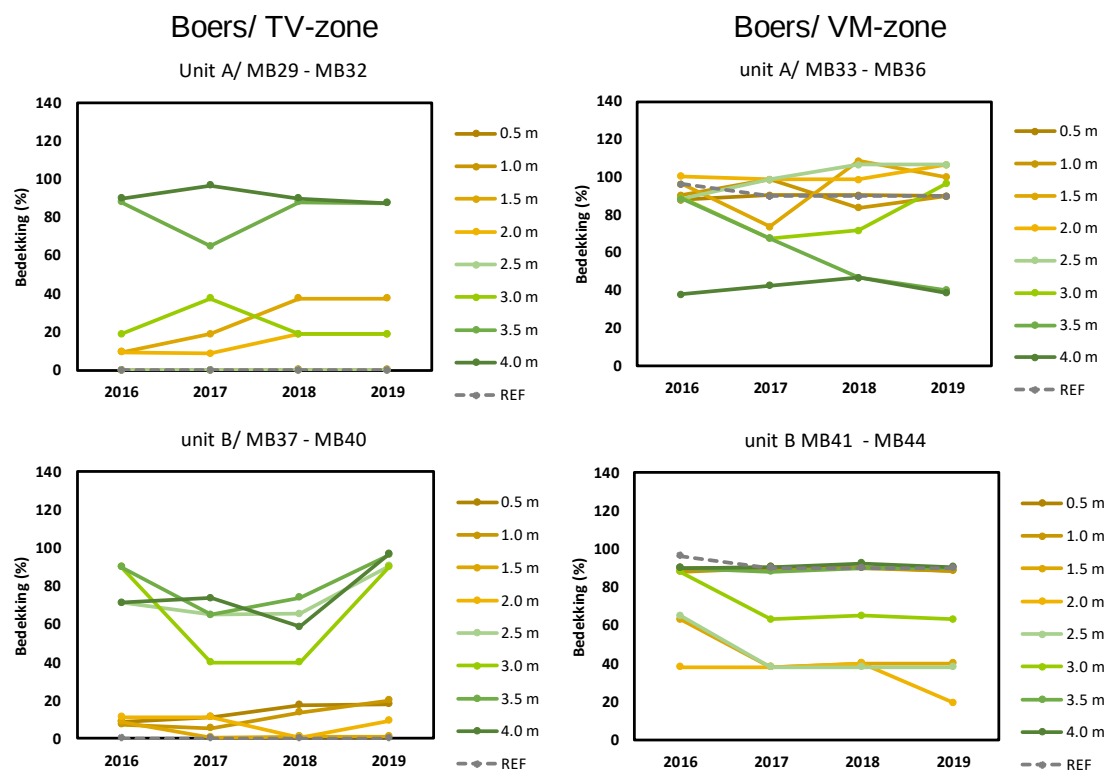
VLAKE

veenmossen



BOERS

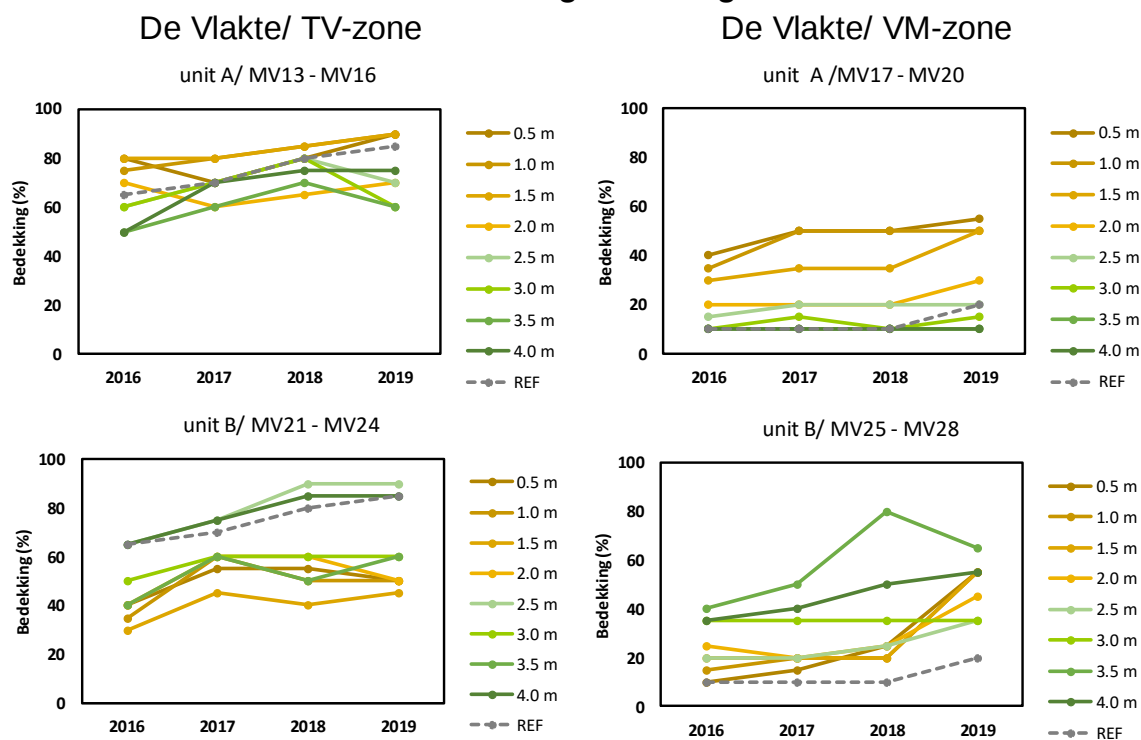
veenmossen



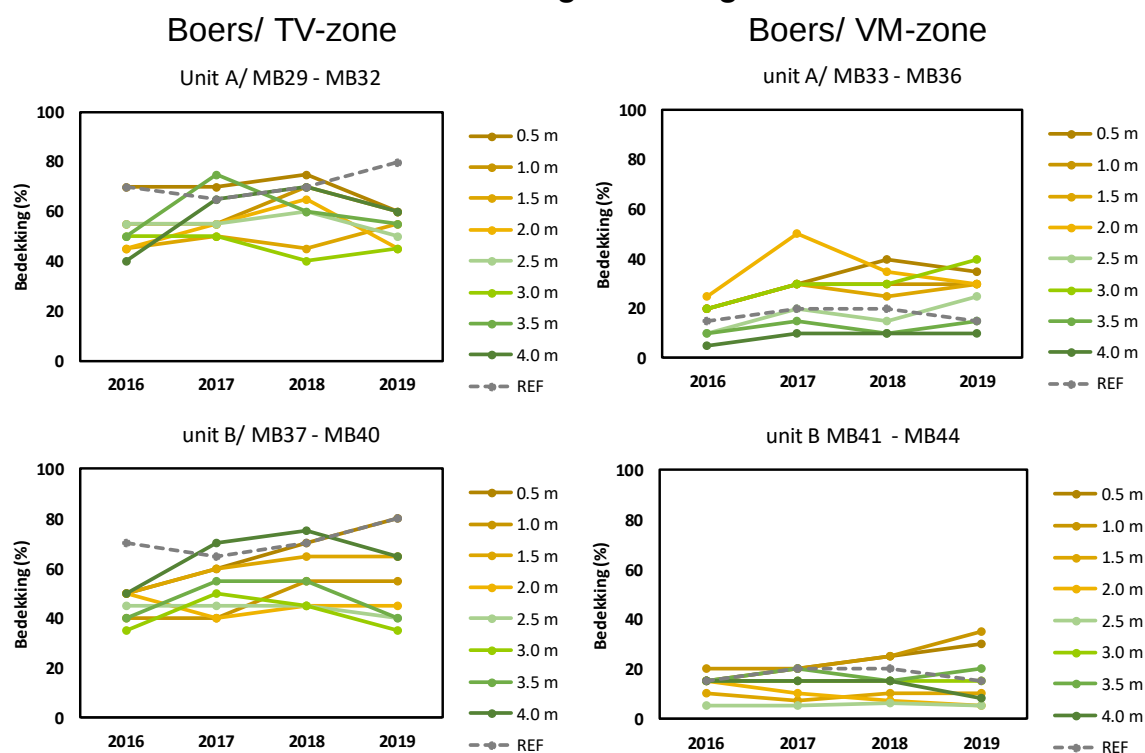
Figuur 4-25: De bedekking van veenmossen in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-25: Sphagnum cover in the transects and reference locations of De Vlake (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

bedekking kruidlaag



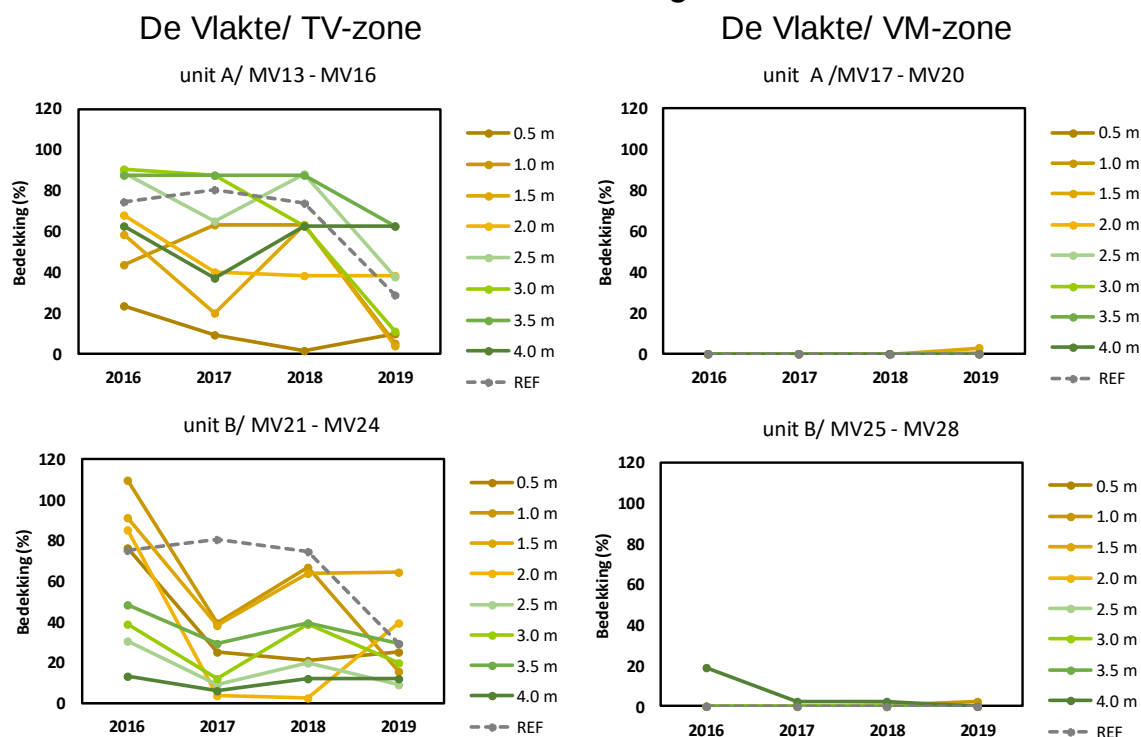
bedekking kruidlaag



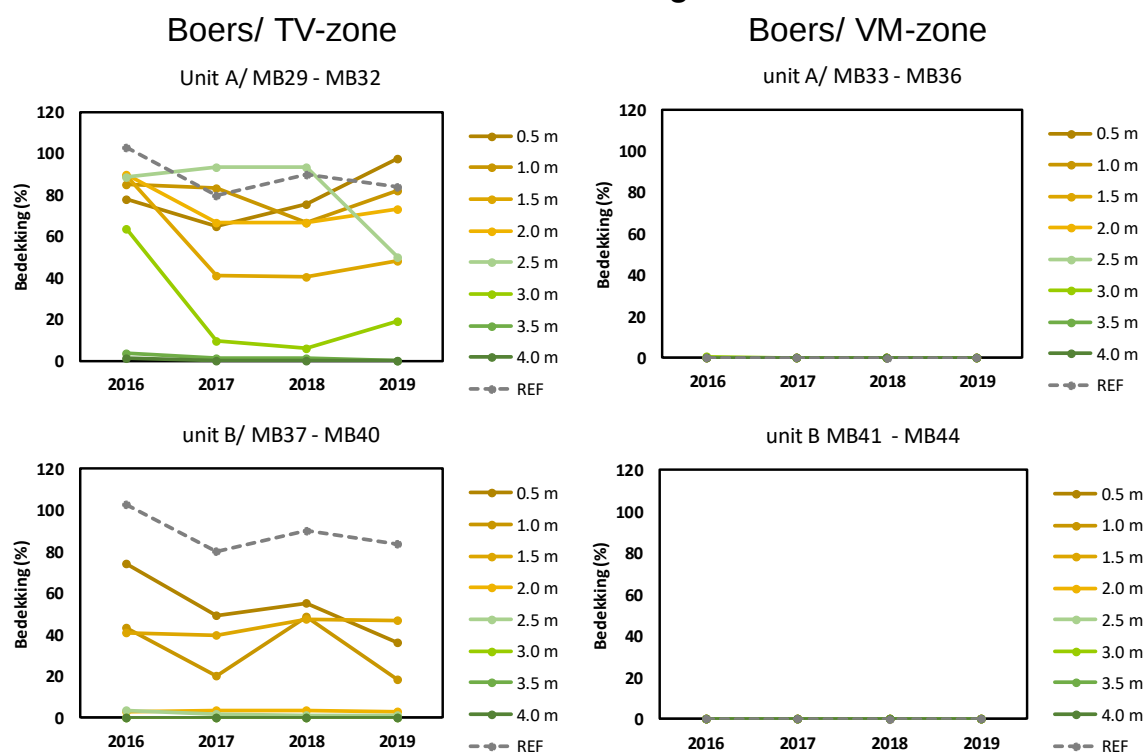
Figuur 4-26: De bedekking van kruidlaag in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-26: Herb cover in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

mossen trilveenvegetatie



mossen trilveenvegetatie

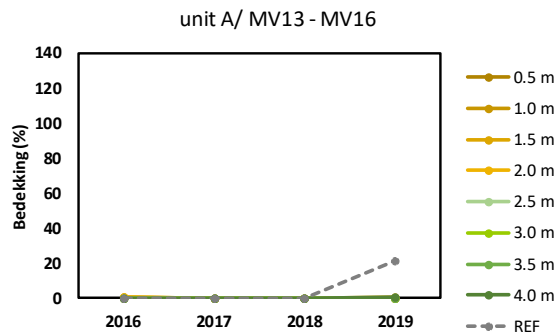


Figuur 4-27: De cumulatieve bedekking van mossen van trilveenvegetatie in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

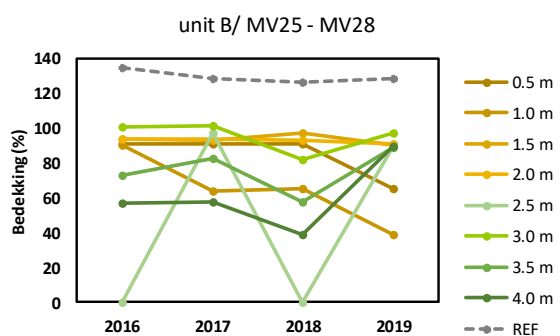
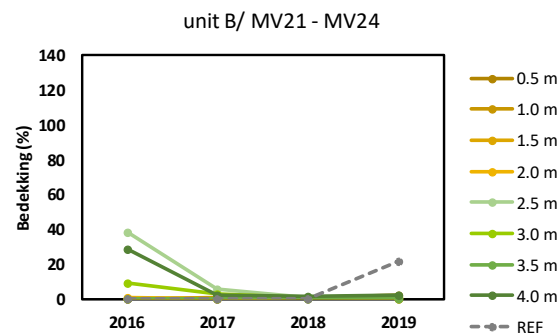
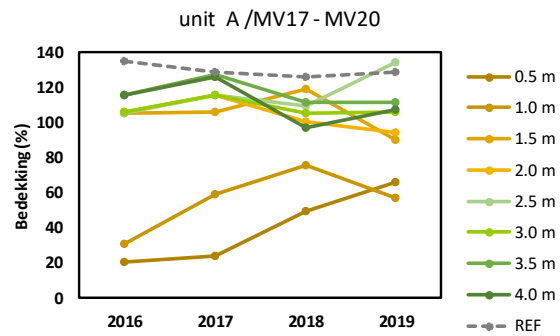
Figure 4-27: Cumulative cover of rich fen moss species in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

mossen veenmosrietland

De Vlakte/ TV-zone

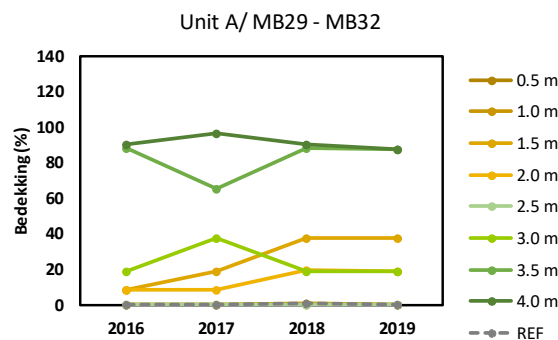


De Vlakte/ VM-zone

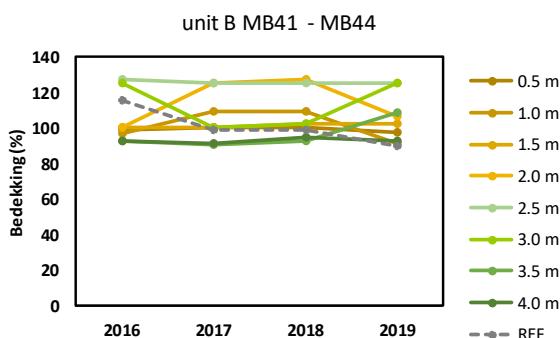
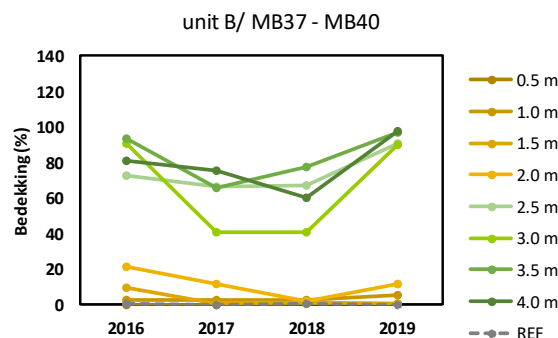
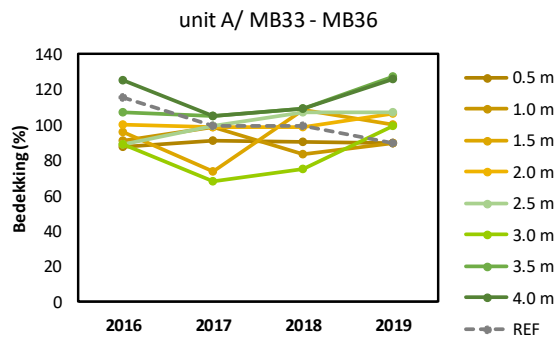


mossen veenmosrietland

Boers/ TV-zone



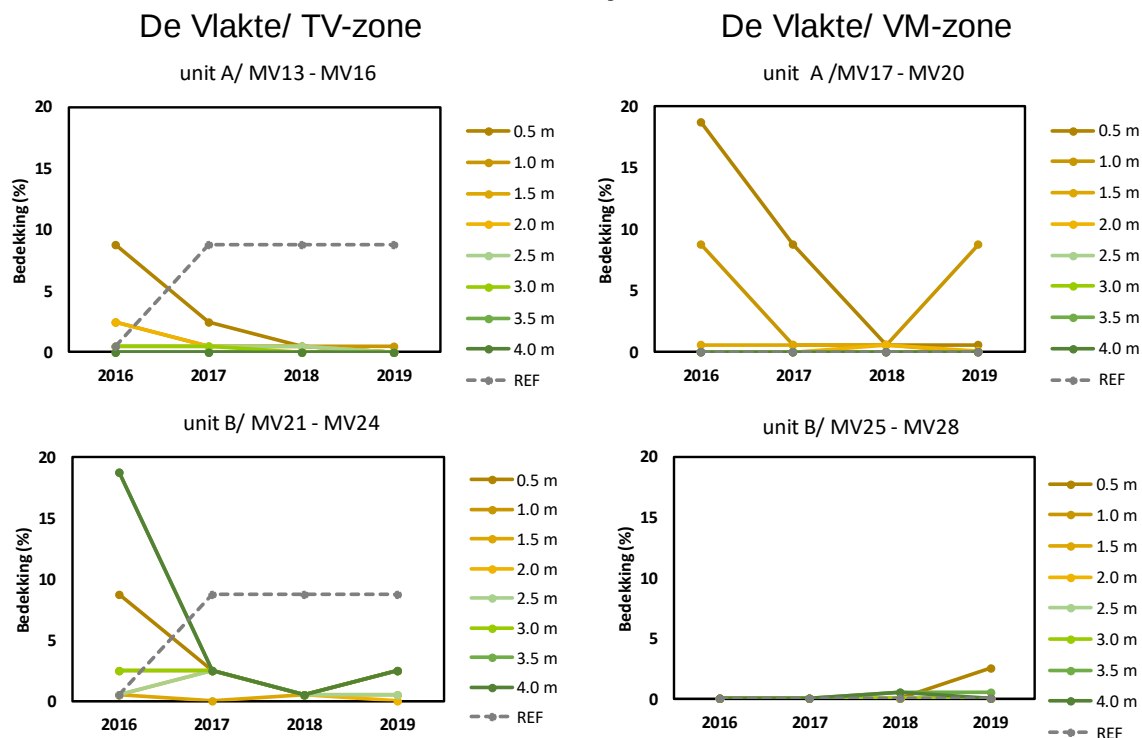
Boers/ VM-zone



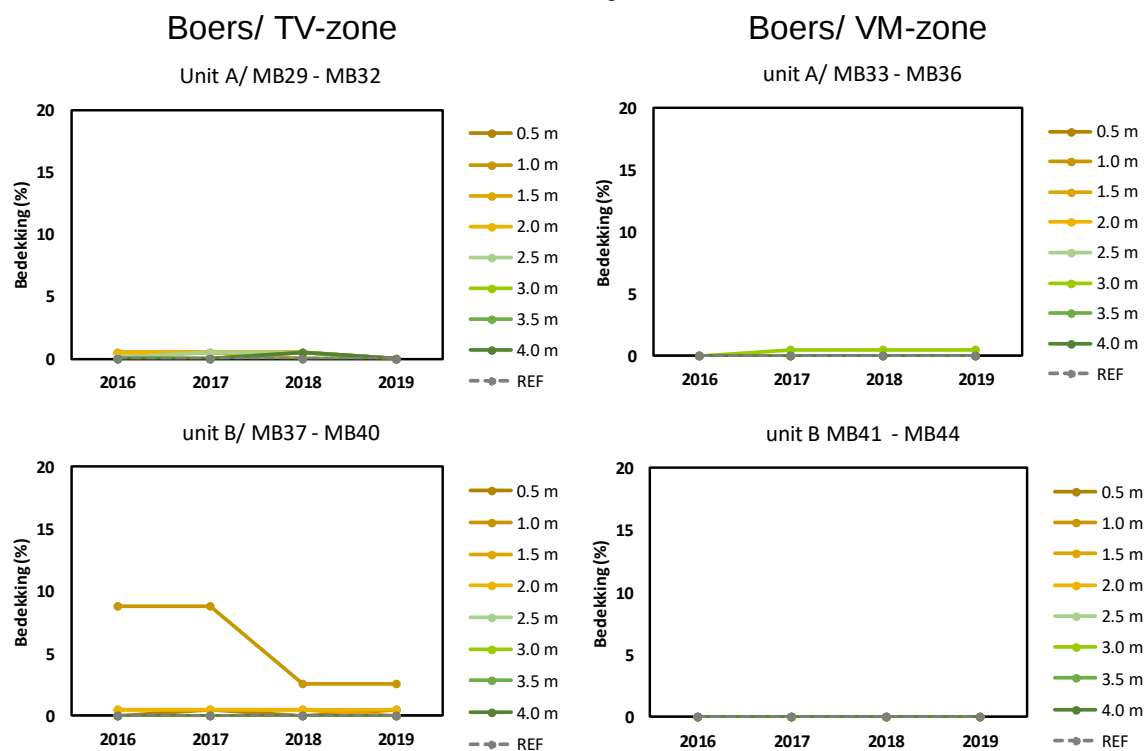
Figuur 4-28: De cumulatieve bedekking van mossen van veenmosrietlanden in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-28: Cumulative cover of moss species typical for poor fen vegetation in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

mossen voedselrijke rietlanden



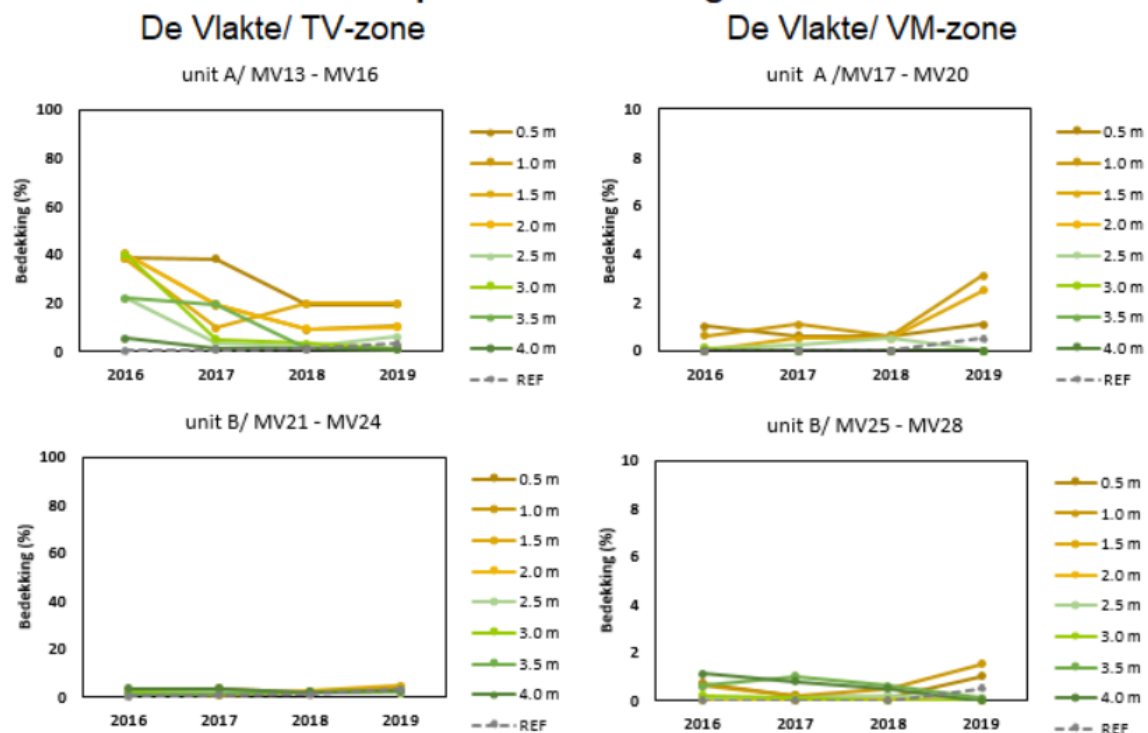
mossen voedselrijke rietlanden



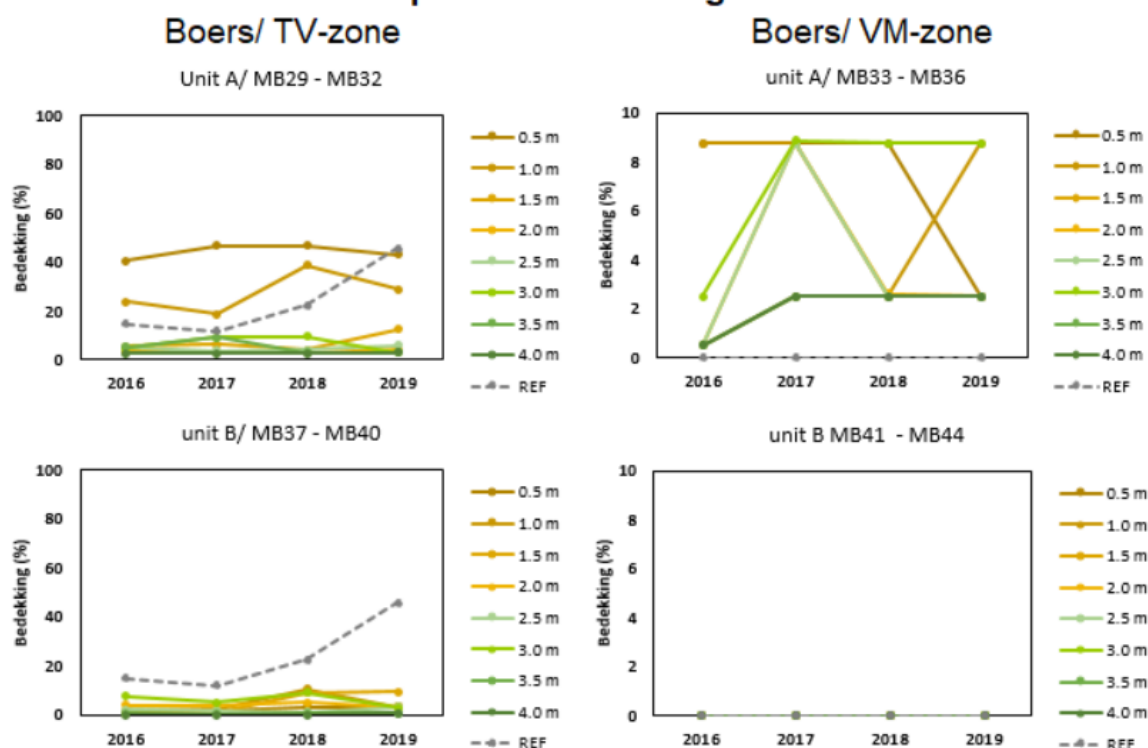
Figuur 4-29 : De cumulatieve bedekking van mossen van voedselrijke rietlanden in plots de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-29: Cumulative cover of moss species typical for nutrient-rich reed vegetation in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

vaatplanten trilveenvegetatie



vaatplanten trilveenvegetatie



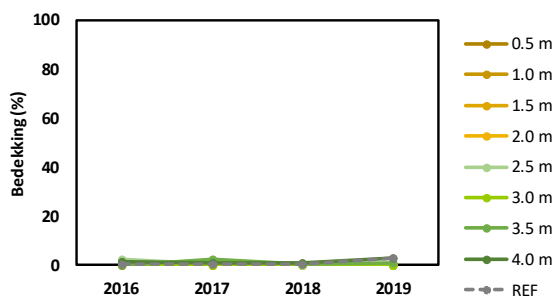
Figuur 4-30: De cumulatieve bedekking van vaatplanten van trilveenvegetatie in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-30: Cumulative cover of vascular plants typical for rich fens in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

vaatplanten veenmosrietland

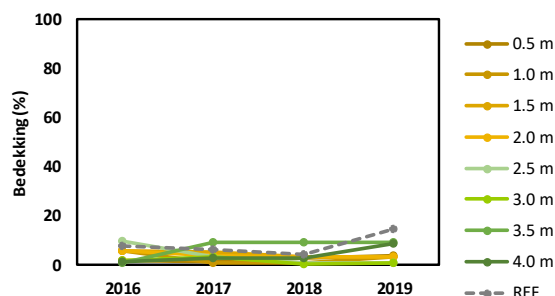
De Vlakte/ TV-zone

unit A/ MV13 - MV16

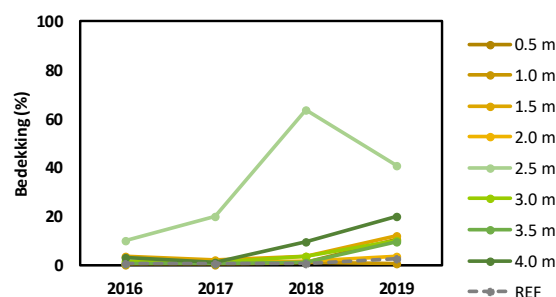


De Vlakte/ VM-zone

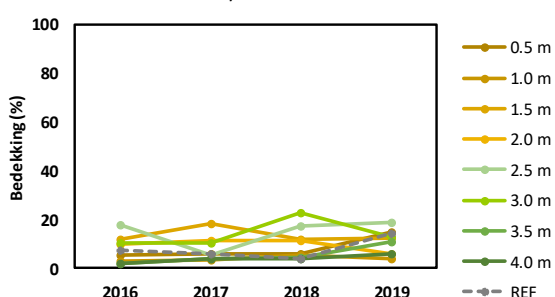
unit A/ MV17 - MV20



unit B/ MV21 - MV24



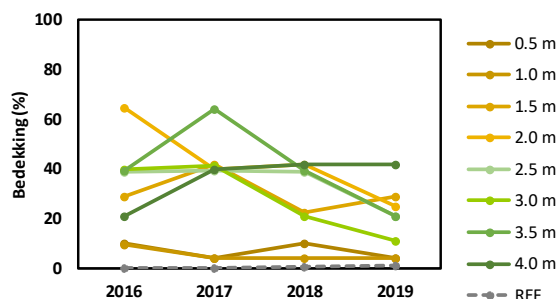
unit B/ MV25 - MV28



vaatplanten veenmosrietland

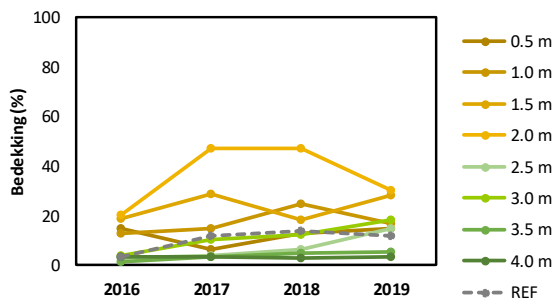
Boers/ TV-zone

Unit A/ MB29 - MB32

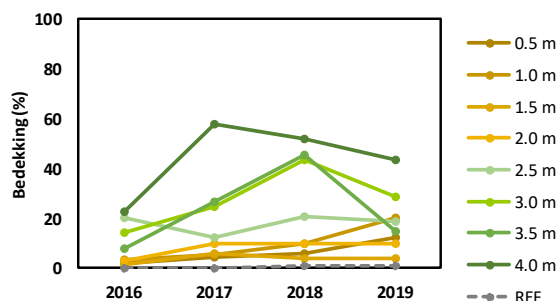


Boers/ VM-zone

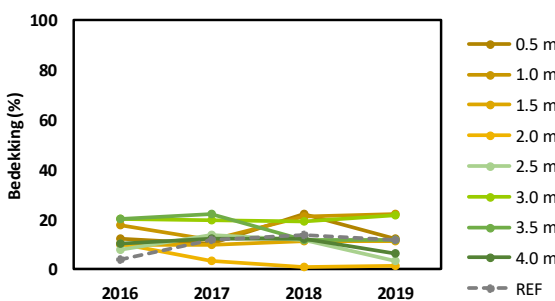
unit A/ MB33 - MB36



unit B/ MB37 - MB40

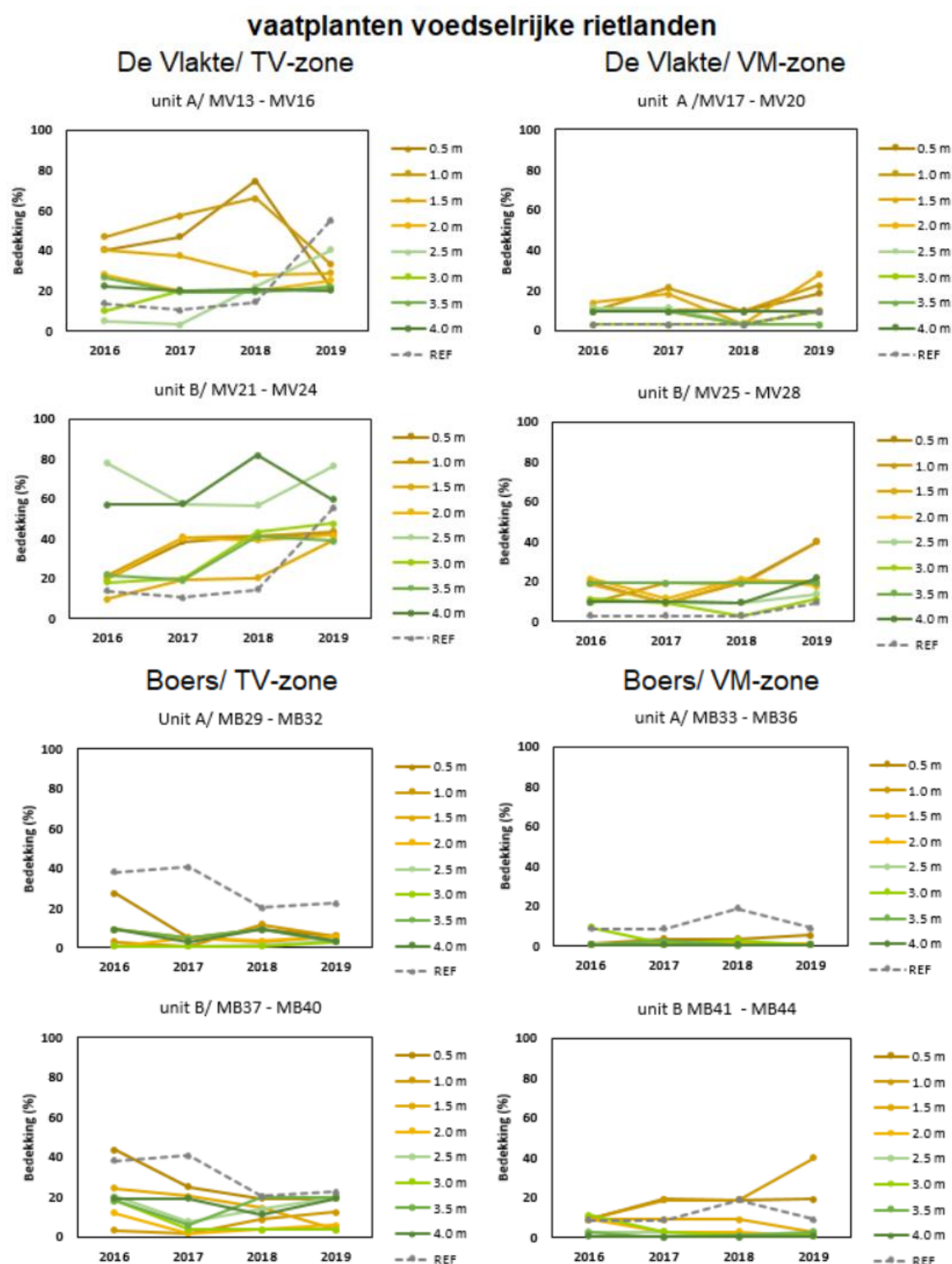


unit B MB41 - MB44



Figuur 4-31: De cumulatieve bedekking van vaatplanten in veenmosrietlanden in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).

Figure 4-31: Cumulative cover of vascular plants typical for poor fens in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and *Sphagnum*-reed vegetation (VM).

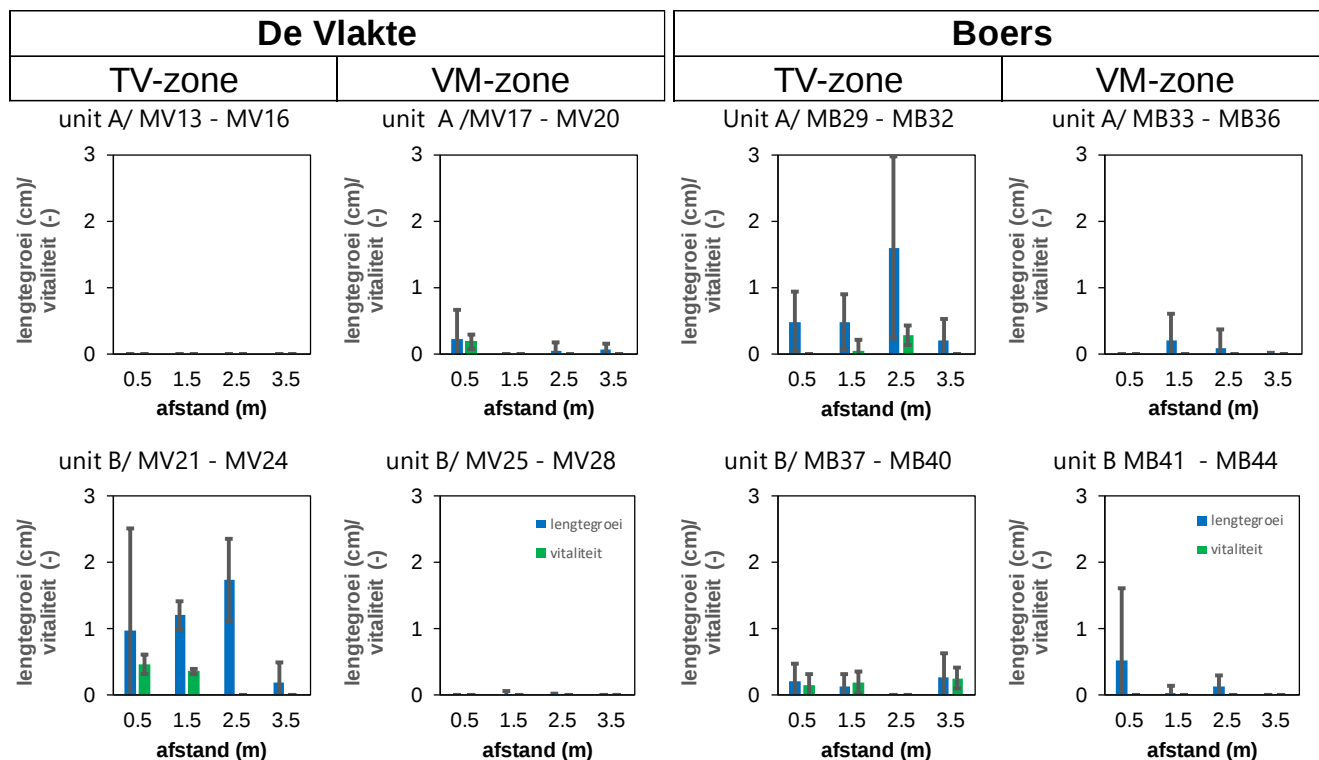


Figuur 4-32: De cumulatieve bedekking van vaatplanten van voedselrijke rietlanden in plots van de raaien en referentielocaties voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM).
Figure 4-32: Cumulative cover of vascular plants typical for nutrient-rich reed vegetation in the transects and reference locations of De Vlakte (top) and Boers locations (bottom), for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM).

4.2.7 Transplantatie-experiment met Rood schorpioenmos

In Figuur 4-33 worden de resultaten van het transplantatie-experiment met Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) weergegeven, dat gelopen heeft gedurende 2017-2018. Daarbij is de vitaliteit gemeten in 2018 en de lengtegroei tussen 2017 en 2018. De vitaliteit is met een fluorescentie-meting van chlorofyl uitgevoerd. Meetwaarden betreffen de ratio van $(F_m - F_0)/F_m$ (geen eenheid), waarbij F_0 is fluorescentie is die optreedt bij een minimale lichtintensiteit die nodig is om reactie van het fotosynthesesysteem II open te houden. F_m is de maximale fluorescentie die optreedt bij een intense lichtpuls. Een lage waarde van $(F_m - F_0)/F_m$ is dan een indicatie voor een geringe vitaliteit van het fotosynthesesysteem.

In De Vlakte is 14 maanden na de transplantatie op de meeste locaties geen groei van de schorpioenmossen opgetreden. Slechts in één raai in de trilveenzone (MV37-40) trad groei op van de schorpioenmossen, namelijk met circa 1 - 2 cm toename van de lengte. Het is ook alleen bij dit transect dat de er nog vitale mossen voorkwamen. Dit betrof dan alleen mossen dicht bij de bevoeiingsslang met een fluorescentiewaarde rond of boven de 0.4. Alle andere locaties lieten geen groei zien en doorgaans een zeer lage vitaliteit van 0.0, wat duidt op sterfte van de mossen. Ook in Boers is de vitaliteit het hoogst in plots in de TV-zone, waarbij de waardes wel iets lager liggen dan in De Vlakte (0.2 - 0.3). Dit zijn waarden die aangeven dat de mossen nog wel leven, maar dat ze het wel zwaar hebben. Ook de groei is hier over het algemeen net wat minder dan in de TV-zone van De Vlakte (0.1 - 1.5 cm). Het is wel opvallend dat in De Vlakte en Boers wel indicaties zijn voor zwakke groei van schorpioenmossen in de VM-zone (0.1 - 1.5 cm). Het gaat hier zeer waarschijnlijk om wat groei aan het begin van de transplantatie, want aan het einde van de transplantatie is de vitaliteit op vrijwel al deze locaties 0.0, oftewel de mossen waren toen afgestorven.



Figuur 4-33: Gemiddelde en standaarddeviatie van de lengtegroei en vitaliteit (op basis van fluorescentie) van Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) in het transplantatie-experiment in De Vlakte en Boers. Lengtegroei en vitaliteit zijn gemeten in plots van de raaien voor de zone met trilveenvegetatie (TV) en veenmosrietland (VM). De x-as geeft de afstand tot de bevoeiingsslang. Een vitaliteit van 0,4 en hoger geeft vitale condities aan.

Figure 4-33: Mean and standard deviation of the length growth and vitality (based on fluorescence) of *Scorpidium scorpioides* in the transplantation experiment in De Vlakte and Boers. Length growth and vitality are measured in the transects for the zone with rich fen vegetation (TV) and Sphagnum-reed vegetation (VM). The x axis gives the distance to the irrigation hose. A vitality of 0.4 and above indicates healthy conditions.

4.3 Discussie en conclusies

Bevoeiingsdebieten

De bevoeiing in de Wieden liep niet geheel zoals verwacht. Het bevoeiingsdebiet was gepland op een aanvoer van oppervlaktewater die de verdamping met een factor 1.1 (= 5.5 mm/d) compenseert in een strook van 2 m breed (1 m aan weerszijde van de bevoeiingsslang), ervan uitgaande dat dan het bevoeiingswater kan infiltreren in de kragge. In de raaien van 4 m lengte zou dan vanaf de bevoeiingsslang een gradiënt ontstaan van sterke invloed van bevoeiingswater naar geen invloed. De bevoeiingsdebieten van de vier bevoeiingsunits waren in het eerste bevoeiingsjaar geringer dan gepland als gevolg van verstopping van filters in de pompen. In het tweede en derde jaar zijn de debieten toegenomen door aanpassingen in het bevoeiingssysteem en toen werden de geplande bevoeiingsdebieten ruimschoots gehaald. Wanneer de gemeten debieten worden omgerekend voor een strook van 2 m breed (1 m aan weerszijde van de slang) rond de bevoeiingsslangen, dan bedraagt de wateraanvulling in 2016 ca. 0.3 tot 0.5 van de van het potentiële neerslag-verdampings-tekort+10% (1.5-2.5 mm/d), in 2017 is die ca. 0.7 tot 1.4 maal hoger (4.1-7.6 mm/d) en in 2018 en 2019 is die een factor 1.2 tot 2.2 hoger (6.5-12 mm/d). Gerekend voor de 2 m brede strook (1 m aan weerszijde van de slang) zou deze in 2016 gedeeltelijk zijn beïnvloed, en daarna in de meeste bevoeiingsunits ruimschoots. Met het debiet van 2018 en 2019 zou bij een maximale laterale verspreiding van het vloeiwater een zone tot ca. 1 tot 2 m afstand van de slang potentieel kunnen worden beïnvloed.

Deze zone zal minder breed zijn wanneer bevoeiingswater dicht bij de slang snel de kragge inrijgt. Veldwaarnemingen lieten zien dat het bevoeiingswater vaak relatief dicht bij de slang de kragge door de moslaag inzeeg; er was tijdens veldbezoeken geen bevoeiingswater op maaiveld zichtbaar verder dan 0,5 m van de slang. Het levende deel van de moslaag, vooral die van de veenmossen, zit daardoor boven de waterstand en is daardoor niet waterverzadigd. Veenmossen hebben een hoog aandeel aan macroporiën waardoor de capillaire opstijging gering is. Het levende deel van mossen in bulten kunnen daardoor maar relatief weinig bevoeiingswater ontvangen uit de waterverzadigde zone.

Effecten op waterstandsregime en maaiveldhoogte

De gebruikte methode met toevoer van water via een slang met gaten heeft geen meetbaar effect op het waterstandsregime en zorgt ook niet voor inundatie van de moslaag. De afwezigheid van een invloed op de waterstand hangt samen met de kleine schaal van het experiment. Er wordt dan maar een klein deel van de kragge bevoeid, terwijl het temporele patroon van neerslag en verdamping en het drijfvermogen van de kragge op een ruimtelijke schaal van het hele kraggesysteem inwerkt.

Op basis van metingen van de waterstand en maaiveldhoogte in de kraggen konden geen effecten van bevoeiing op het waterstandsregime worden vastgesteld, zelfs niet in 2018 in 2019 toen het bevoeiingsdebiet ca. 1.2 tot 2.2 maal zo hoog was als het neerslag-verdampingstekort+10%. Er trad toen ook geen inundatie van de moslaag op door bevoeiing. Uit de waterstandsdynamiek van de kragge blijkt ook dat het waterstandsregime in de kragge vooral wordt gestuurd door dynamiek van neerslag-verdamping en van het oppervlaktewaterpeil. Daarbij beïnvloeden freatische waterstanden ook de maaiveldhoogte van de kraggen.

Gedurende het experiment is de waterstand t.o.v. de bovenkant van de moslaag op de meeste plekken lager geworden door sterke opwaartse groei van mossen. Bij machinaal maaien blijven mosbulten van veenmossen laag omdat de ze plat worden gereden. Binnen ca. twee jaar tijd jaar is in de trilveenzone de bovenkant van de moslaag gestegen met ca. 8 cm en in de veenmosrietlandzone met ca. 15 cm. Het gewijzigde beheer heeft daardoor twee gevolgen: 1) een snel en sterk effect van drogere omstandigheden voor mossen en ondiep wortelende vaatplanten, 2) sterkere isolatie t.o.v. de waterverzadigde veentoplaag omdat de capillaire opstijging naar het levende deel van de moslaag afneemt. Dit laatste verkleint ook de chemische invloed van het aangevoerde oppervlaktewater dat 'onder' de moslaag stroomt.

Laterale verspreiding van bevoeiingswater

In Figuur 4-34 wordt het ruimtelijke effect van de bevoeiing op de hydrochemie en bodemchemie weergegeven voor zowel de zone met trilveenvegetatie als die met veenmosrietland. De ruimtelijke invloed is uitgedrukt als de afstand t.o.v. van de bevoeiingsslang in de situatie in de zomer van 2019. Het betreft de situatie halverwege het vierde bevoeiingsseizoen. Op basis van de effecten op de EGV-diepteprofielen, op tracerconcentraties (Cl en SO₄) en variabelen voor basenrijkdom (Ca, HCO₃⁻, pH) in het porievocht is de zone met invloed van bevoeiingswater vastgesteld. De effecten op basenrijkdom zijn op basis van veranderingen in de basenverzadiging (meting in 2016 en 2018) van de bodem en de Ca-concentratie van het porievocht (metingen jaarlijks in de periode 2016 t/m 2019) vastgesteld.

In de trilveenvegetatie en het veenmosrietland reikt in 2019 de invloed van bevoeiingswater van 2 tot minstens 4 meter van de bevoeiingsslang. De maximale laterale verspreiding van 2 tot 4 m is ca. 2x zo veel als bepaald met de waterbalansberekening waarbij wordt uitgegaan van vervanging van het neerslagtekort+10% van 5.5 mm/d (zie bij 'Bevoeiingsdebieten'). De chemische effecten duiden er dan op dat het bevoeiingswater zich in sterke mate lateraal in de toplaag van de kragge verspreidt. De verschillen in ruimtelijke effecten tussen de raaien geven aan dat het laterale transport van het bevoeiingswater niet overal even groot is. In alle raaien van de veenmosrietland

zone reikte in het laatste bevoeiingsjaar het bevoeiingswater tot 4 m, terwijl dat in de trilveenzone varieerde van 2 tot 4 m. De sterkere laterale verspreiding in de veenmosrietlandzone kan mogelijk samenhangen met een geringere verticale wegzijging in de oudere en dikkere kraggen met veenmosrietland, t.o.v. van de dunnere kraggen met trilveenvegetatie. Oude dikke kraggen hebben een grotere weerstand voor verticale wegzijging dan jonge, dunne kraggen die drijven in oppervlaktewater. Kraggen worden gekenmerkt door een sterke gelaagdheid van de horizontale doorlatendheid die in de toplaag hoog is en dieper laag is. Deze heterogene doorlatendheid van kraggen draagt er sterk aan bij dat het laterale watertransport in het oude kraggedeel zich concentreert in de toplaag van de kragge. Uit modellering van waterstroming in kraggen door Stofberg et al. (2016) op basis van een heterogene doorlatendheid (toenemend met de diepte) blijkt dat in oude vaste kraggen transport van water hoofzakelijk lateraal in de toplaag plaatsvindt, terwijl in de jonge nog drijvende kraggen het watertransport meer verticaal is.

Afstand tot bevoeiingsslang (m)	1	2	3	4
Effecten in trilveenvegetatie				
instroom bevoeiingswater				
verhoging basenrijkdom bodem				
reductie SO ₄				
K porievocht wordt K concentratie oppervlaktewater (neemt af)				
Effecten in veenmosrietland				
instroom bevoeiingswater				
verhoging basenrijkdom bodem door kationuitwisseling				
reductie SO ₄				
K porievocht wordt K concentratie oppervlaktewater (deels afname, deels toename)				

Figuur 4-34: Samenvatting van de ruimtelijke effecten van de experimentele bevoeiing na 4 jaar bevoeiing in de zomer van 2019 met onderscheid voor trilveenvegetatie en veenmosrietland. Kleuren: donkerblauw: in alle raaen; lichtblauw: in een deel van de raaen.

Figure 4-34: Overview of the spatial effects of experimental irrigation in summer 2019, after 4 years of experimental irrigation, differentiated for rich fen and Sphagnum-reed vegetation. Dark blue=in all transects; light blue= in part of the transects.

Effecten op basenhuishouding

Wanneer gekeken wordt naar de effecten op variabelen voor basenrijkdom in het porievocht (Ca, HCO₃⁻ en pH) dan blijkt dat binnen een periode van 3 tot 4 jaar bevoeien een duidelijk effect optreedt op de basenrijkhuishouding van de toplaag van de kraggebodem. Na 4 jaar bevoeien hebben zich wel vanaf de bevoeiingsslang aflopende gradiënten van de bodem-pH en de porievocht HCO₃⁻ en Ca-concentratie ingesteld of zijn de gradiënten steiler geworden. Dichtbij de slang zijn de drie genoemde variabele meer toegenomen dan verder weg.

De ruimtelijke invloed van bevoeiing op de basenrijkdom van de kraggetoplaag is afhankelijk van de vegetatiezone. In de trilveenvegetatie reikt de toename van de basenrijkdom van het porievocht tot een groot deel van de zone waarin bevoeiingswater komt (2 tot 4 m van de bevoeiingsslang), maar ontbreekt vaak nog in de laatste 0.5 tot 1.0 m. In de veenmosrietlandzone is het ruimtelijke effect geringer (1 tot 3 m) en reikt minder ver dan het bevoeiingswater stroomt (minstens tot 4 m). Hier treedt vooral op dicht bij (1m) de bevoeiingsslang de sterkste stijging van pH, en de concentraties van HCO₃⁻ en Ca in het porievocht. Dicht bij de bevoeiingsslang (afstand 1m) steeg ook de voorraad geadsorbeerd Ca van de bodemtoplaag sterk, maar niet op 4 m afstand. De verschillen in ruimtelijke effecten tussen beide vegetatiezones hebben niet te maken met verschillen in laterale verspreiding van het bevoeiingswater, maar worden veroorzaakt door verschillen in de basenverzadiging in de uitgangssituatie. In de trilveenvegetatie was de basenverzadiging voor de bevoeiing al hoog (ca. 86 %). Op korte afstand van de bevoeiingsslang wordt hierdoor niet al het Ca in het porievocht geadsorbeerd en is ook verderop de Ca-concentratie van het bevoeiingswater hoog. Hierdoor is vermoedelijk geen statistisch significante verhoging van de Ca-voorraad dicht bij de bevoeiingsslang gemeten.

In het veenmosrietland was voor de bevloeiing de basenverzadiging laag. Hierdoor kon dicht bij het aanvoerpunt Ca-bezetting duidelijk stijgen en bleef er weinig calcium in het porievocht over om verder verwijderd van de slang de basenverzadiging te verhogen.

Uit de stofbalansberekeningen blijkt dat de aanvoer van basische kationen en alkaliniteit hoog is. Tijdens de bevloeiing gedurende 2016-2019 werd meer Ca aangevoerd dan de Ca-voorraad van de bodemtoplaag (10 cm dik) in de zone die beïnvloed werd door het bevoeiingswater. In theorie zou de bodem met deze aanvoerflux een volledige basenbezetting van het adsorptiecomplex moeten hebben bereikt. Dit is echter niet het geval. In de trilveenvegetatie en het veenmosrietland bedraagt de toename van de Ca-uitwisselbaar-voorraad slechts een fractie van de aanvoerflux (voor beide vegetatiezones respectievelijk 0.07-0.39 en 0.03-0.23). Dit betekent dat veel van de aangevoerde calcium niet wordt opgenomen in de bodemtoplaag van 0-10 cm diepte. Een deel van aangevoerde Ca zal dieper in de bodem adsorberen en daarnaast zal een deel worden afgevoerd uit de kragge door grondwaterstroming. Voor de trilveenzone kan de hoge basenverzadiging in de nulsituatie een belangrijke factor zijn voor de geringe adsorptie van Ca. Deze verklaring gaat echter niet op voor het veenmosrietland waar de basenverzadiging laag was en ook nog niet hoog was geworden in 2018. De geringe opname van calcium kan niet worden geweten aan een lage reactiekinetiek, omdat kationuitwisseling een snel proces. Ook kan een tekort aan alkaliniteit om geadsorbeerde H^+ te neutraliseren niet de oorzaak zijn, omdat een grote overmaat aan alkaliniteit wordt aangevoerd t.o.v. de geadsorbeerde Ca. Mogelijke oorzaken voor de geringe adsorptie in de toplaag zijn:

1. een deel van het bevoeiingswater stroomt (iets) dieper in de kragge (dus onder de toplaag van 0-10 cm) lateraal weg;
2. een grote fractie van de Ca in het bevoeiingswater is geadsorbeerd aan fijne deeltjes en daardoor niet beschikbaar voor kationuitwisseling;
3. door de relatief hoge Na-concentratie in het bevoeiingswater treedt concurrentie op tussen Ca- en Na-sorptie.
4. in de toplaag treedt ook desorptie en uitloging van calcium op door productie en aanvoer van zuur; intern wordt zuur gevormd door veenmossen (uitscheiding van H^+) en periodiek bij lage waterstanden door oxidatie van sulfiden en gereduceerde ijzerhydroxiden; extern wordt zuur aangevoerd door verzurende atmosferische depositie.
5. er worden basische kationen afgevoerd door maaibeheer en die basen zijn opgenomen uit de bodem.

De eerstgenoemde oorzaak kan een rol spelen. Enkele EGV-diepte profielen uit 2019 duiden op de aanwezigheid van relatief mineraalarm porievocht bovenop een ondiepe mineraalrijke waterlaag op enige afstand van de bevloeiingsslang (zie Figuur 4-8 en Figuur 4-9). Dit kan veroorzaakt worden doordat dicht bij de slang het bevoeiingswater eerst omlaag stroomt en vervolgens lateraal wegstroomt. Daardoor kan onder de toplaag (bv 10-40 cm onder maaiveld) ook Ca adsorberen, zeker in de veenmosrietlandzone waar de kragge diep was uitgelooft en gedurende de bevloeiingsperiode vaak relatief ver onder maaiveld uitzakt. Mogelijk kan een aanzienlijke deel van de aangevoerde Ca hier adsorberen. Voor de trilveenzone is dat minder aannemelijk omdat de kragge hier niet zo diep is uitgelooft.

Oorzaak 2 is weinig aannemelijk omdat uit analyse van oppervlaktewater blijkt dat de geadsorbeerde Ca-fractie aan fijne collioden gering is t.o.v. opgeloste Ca-ionen in het water (data A. Kooijman).

Oorzaak 3 kan beperkt een rol spelen. Uit de stofbalansen van de bodemtoplaag blijkt dat de voorraad Na-uitwisselbaar is toegenomen. Deze toename trad in beide vegetatiezones op, maar is in hoeveelheden geringer dan de toename van Ca-uitwisselbaar. Verder wordt ook van de Na-toevoer, maar een kleine fractie geadsorbeerd (0.07-0.11). Het is daarmee onwaarschijnlijk dat hoge Na-concentraties in het bevoeiingswater sorptie van Ca sterk beperken.

Het belang van oorzaak 4 hangt af van de hoeveelheden waarin zuur intern wordt geproduceerd en door depositie wordt aangevoerd. De interne zuurproductie is lastig te kwantificeren.

De lokale zuurdepositie bedroeg in 2017 $185 \text{ mmol}^+/\text{j}/\text{m}^2$ (OPS-model RIVM). Ter vergelijking: op basis van een gemiddelde HCO_3^- -concentratie van $2181 \text{ } \mu\text{mol}/\text{l}$ van het bevoeiingswater vergt dat een jaarlijkse toevoer van $86 \text{ l}/\text{m}^2/\text{j}$ ($=\text{mm}/\text{j}$) om de zuurdepositie te compenseren. Oorzaak 5 draagt slecht zeer beperkt bij omdat de afvoer van Ca en ook Mg gering is ten opzichte van de aanvoer door bevoeien (Tabel 4-8).

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat aanvulling van de voorraad basische kationen in de bodemtoplaag door bevoeiing niet uitsluitend op basis van stofbalansen kan worden benaderd. In het bevoeiingssysteem dat in de Wieden is toegepast, wordt maar een beperkt deel (maximaal 39%) van de aangevoerde calcium geadsorbeerd in de bodemtoplaag

Een complicerende factor is dat in de referentielocaties met de trilveenvegetatie een toename van de basenverzadiging optrad (tussen 2016 en 2018). De toename van adsorbeerde Ca is ook vrij groot (ca. $10 \text{ mmol}/\text{L}$ bodem). Dit duidt er op dat mogelijk ook andere invloeden van invloed zijn op de basenverzadiging. Een mogelijke verklaring is toestroom van basenrijk water naar de top laag van de kragge door een gering neerslagoverschot. De hogere EGV-waarden in de zomer van 2017 onderin en in de top laag van het kraggeprofiel van de referentieplots in de trilveenzone duiden hier op. In 2019 waren de EGV waarden van de referentielocatie in de trilveenzone ondiep en diep in de kragge ook sterk verhoogd in. Dat was op een meetmoment dat gedurende de voorgaande jaarperiode het neerslagoverschot extreem laag was ($3 \text{ mm}!$) als gevolg van de extreme droogte in de zomer van 2018 en gevolgd door een droge winter en droog voorjaar. Variatie in de weercondities lijken daarbij ook een grote rol te spelen in hydrochemische fluctuaties in het porievocht en daarmee ook in de basenchemie. Een andere mogelijkheid is dat de trilveen referentielocaties periodiek toestroming hadden van oppervlaktewater over het maaiveld. Wat betreft hoogteligging en de hoogte van het zomerpeil zou dat in theorie kunnen. De referentielocatie in De Vlake ligt ook dicht bij een sloot. Een referentielocatie in Boers zou periodiek gevoed kunnen worden met oppervlaktewater dat toestroomde via een nabijgelegen greppel. De waterstandmetingen in een bevoeiingsunit van Boers duiden erop dat bij een combinatie van hoge oppervlaktewaterpeilen (door peilbeheer) en lage waterstanden in de kragge (door een neerslag/verdampings-tekort) in de kragge laterale toestroming optreedt vanuit betreffende greppel. Deze situatie trad op in de droge zomer van 2018. Een andere verklaring kan kalkvorming zijn en dat de Ca-fractie in de kalk heeft bijgedragen aan de gemeten van hoeveelheid Ca-uitwisselbaar. De bemonstering in 2018 vondplaats tijdens diepe waterstanden. Door sterke capillaire opstijging in de bodem onder invloed van ontgassing van CO_2 kan kalkvorming zijn optreden.

Effecten op stikstof

De belasting met minerale stikstof ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) door bevoeiing bedraagt op het experiment $1.1\text{-}1.5 \text{ kg N}/\text{ha}/\text{j}$) en dat is gering t.o.v. de actuele lokale atmosferische depositie ($19.6 \text{ kg N}/\text{ha}^*\text{j}$) en afvoeren door maaaien (ca. $8\text{-}65 \text{ kg N}/\text{ha}^*\text{j}$) (Tabel 4-8). Dat wil niet zeggen de aanvoer van minerale stikstof verwaarloosbaar is voor de stikstofbalans van de kragge.

Veranderingen van concentraties van NO_3 en NH_4 in het porievocht zijn niet eenduidig in verband te brengen met de invloed van bevoeiingswater. Mede door tegengestelde trends in de referentielocaties in de zones met zowel trilveenvegetatie als veenmosrietland lijken autonome processen uiteenlopende effecten te hebben op de concentraties in het porievocht. Het NO_3 - en NH_4 gehalte van de bodem vertonen geen trends die in verband kunnen worden gebracht met de invloed van bevoeiing. De chemische veranderingen van het porievocht als gevolg van de bevoeiing zoals een stijging van de pH en alkaliniteit, en daarnaast reductie van aangevoerde sulfaat, kunnen wel de afbraak en daarmee de N-mineralisatie bevorderen. Hieraan zijn echter geen metingen verricht.

Effecten of fosfaat

De belasting met fosfor uitgaande van de P-totaal concentratie van het oppervlaktewater is iets hoger (0.19-0.27 kg P/ha) dan de jaarlijkse atmosferische depositie (0-0.12 kg P/ha*j) en bedraagt de helft tot een geringe fractie van de jaarlijkse afvoer door maaien (0.4 tot 6 kg P/ha*j; Tabel 4-8). Ten opzichte van de P-totaal voorraad van de bodemtoplaag is de aangevoerde hoeveelheid door bevoeien veel kleiner. De toevoer zal dus niet snel tot P-totaal accumulatie in de toplaag leiden, maar kan wel als een relevante input worden gezien voor de vegetatie en mogelijk ook voor de relatief gemakkelijk opneembare anorganische fosfaatfractie in de bodem. Na drie jaar bevoeien was de P-totaal voorraad in de bodemtoplaag nog niet veranderd.

De bevoeiing kan effect hebben op de fosfaatbeschikbaarheid door indirecte effecten van de veranderde chemische condities. De porievocht P-concentraties nemen af gedurende het vierjarige experiment in beide vegetatiezones, maar deze afname is niet afhankelijk van de afstand tot de bevoeiingsslang. Deze afname treedt op ondanks de toevoer van P door de bevoeiing. De porievocht P-concentratie van de toplaag vertoont een zwakke relatie met de Fe/P- en Ca/P ratio's van de bodemtoplaag, waarbij bij hoge porievocht P-concentraties vooral optreden bij lage waarde van deze ratio's. Dit duidt mogelijk op veranderingen in de vastlegging van anorganisch fosfaat. Omdat er niet gemeten is aan verschillende fracties van fosfaat en ijzer valt niet nader te duiden waarom P-concentraties in het porievocht zijn afgenomen. Ook hoeft een lagere concentratie P concentratie in het porievocht niet te duiden op een lagere P-beschikbaarheid voor de vegetatie.

Effecten op kalium

De aanvoer van kalium door de bevoeiing was een veelvoud van de geadsorbeerde K-voorraad in de bodemtoplaag in de beïnvloedingszone (factor 3 tot 10) en absoluut gezien is die aanvoer hoog (35-49 kg/ha). De bevoeiing zorgt hiermee voor een sterke belasting met K, die vermoedelijk de afvoer door maaien ruim overschrijdt (Tabel 4-8). De porievocht K-concentratie is op 1 m afstand van de bevoeiingsslang gelijk aan of nadert dicht de concentratie van het bevoeiingswater. Omdat de K-concentratie van het porievocht in de situatie vooraf aan bevoeiing een bredere range (0.3 tot 300 $\mu\text{mol/l}$) heeft dan die van het bevoeiingswater, kan bevoeiing zowel tot een stijging als daling leiden in het porievocht. In de trilveenzone neemt de K-voorraad van de bodemtoplaag dicht bij de bevoeiingsslang toe door adsorptie. Geconcludeerd kan worden dat de sterke toevoer van kalium zorgt voor een goede beschikbaarheid van dit nutriënt.

Tabel 4-8: Stofbelasting uitgedrukt in kg/ha*j voor accumulatie in de hele zone met bevoeiingswater en een beperkte zone tot 1 m vanaf de bevoeiingsslang gedurende 2016-2019. Ter vergelijking zijn voor N, P, S en zuur (H⁺) waarden voor atmosferische depositie gegeven. N en S depositie betreft de lokale waarde voor de periode 2013-2015 en de zuurdepositie van 2017 op basis van het OPS-model (data RIVM) en P-depositie betreft een generieke waarde voor Nederland (Schoumans et al. 2008). Herkomst data afvoer door maaien * = Koerselman 1990 Molenpolder en Westbroek; ** = data 2013 Universiteit Antwerpen van soortenrijke trilvenen in NE-Europa.

Tabel 4-8: Solid loads, expressed in kg/ha*y, accumulating in the entire irrigated zone (column 3) and the zone up to 1 m from the irrigation hose (column 4) during 2016-2019. For comparison, values for atmospheric deposition for N, P, S and acid (H⁺) (column 5) and removal by mowing (column 6) are given. N and S deposition are the local values for the period 2013-2015; the acid deposition is the 2017 value based on the OPS model (data RIVM). P deposition is taken from a generic value for the Netherlands (Schoumans et al. 2008). Source of mowing removal data: * = Koerselman 1990, Molenpolder and Westbroek; ** = data 2013 University of Antwerp of species-rich rich fens in NE Europe.

stof	eenheid	accumulatie in hele zone met bevoeiingswater	accumulatie in zone van 1 m	atmosferische depositie	afvoer door maaien
Ca	kg/ha/j	426	594		25.0**
Mg	kg/ha/j	48	67		8.2**
Na	kg/ha/j	188	262		
K	kg/ha/j	35	49		4.7-26.8**
Fe	kg/ha/j	2.6	3.6		
P	kg/ha/j	0.2	0.3	0-0.12	3.9-5.4*; 0.4-5.7**
N	kg/ha/j	1.1	1.5	19.6	37.6-65.9*; 8.4-36.8**
S	kg/ha/j	50	69	4.9	
HCO ₃	mol+/ha/j	20000			
H ⁺	mol+/ha/j			1885	
N/P	g/g	5.7	5.7		

Effecten op de vegetatie

Gedurende het experiment traden veranderingen in de vegetatie op, maar deze zijn nauwelijks en niet eenduidig in verband te brengen met de effecten van bevoeiing. Alleen in trilveenplots direct naast de bevoeiingsslangen is zijn vaatplantsoorten van trilveenvegetatie beter in stand gebleven dan verder verwijderd van de slang. In een groot deel van de plots is de verzurende successie verder voortgegaan. Dicht bij de bevoeiingsslang duiden veranderingen op zowel toe als afname van de basenrijkdom en deels ook op een toename van de nutriëntenrijkdom. Veel van de veranderingen zijn niet te linken aan bevoeiing omdat 1) veel van de veranderingen ook optraden in de referentielocaties zonder effecten van bevoeiing, en 2) veel veranderingen in de raaien (waarin een zone met en een zone met weinig of zonder invloed van bevoeiingswater aanwezig is) nauwelijks een relatie hadden met de afstand tot de bevoeiingsslang.

Voor behoud en herstel van habitatype trilveen is het van belang om de natuurlijke successie van verzuring tegen te gaan. Deze natuurlijke successie van verzuring van trilvenen naar overgangsvennen en moerasheide wordt in Nederland nog eens extra versterkt voor verzurende processen door o.a. verzurende (stikstof) depositie en verdroging (Van Diggelen et al 2018). In trilvenen en overgangsvennen kunnen veenmossen snel toenemen wanneer de invloed van basenrijk (en dan vooral HCO₃⁻-rijk) water afneemt. Van veenmossen is bekend dat ze relatief snel kunnen groeien en hun eigen milieu aanpassen (ook wel ecosystem-engineers genoemd) door middel van actieve uitscheiding van H⁺ ionen bij opname van kationen. Veenmossen hebben een levend deel in de bovenste 1 - 5 cm, de lagere delen van het veenmos zijn dood.

Indien dit levende deel permanent boven het basenrijk water uit is gegroeid, kan deze zichzelf handhaven. Voor het behoud van trilvenen door middel van bevloeiing met basenrijk (HCO_3^- -rijk) en nutriëntenarm oppervlaktewater is het dus van groot belang dat de moslaag periodiek geïnnundeerd wordt en de veenmossen niet de kans krijgen zich uit te breiden. In het huidige experiment heeft de bevloeiing maar tot zeer beperkte mate tot daadwerkelijke inundatie van de moslaag geleid. Uit porievocht metingen en EGV transecten is dan ook duidelijk te zien dat bevloeiing wel geleid heeft tot verhoogde pH, Ca- en HCO_3^- -concentraties in de wortelzone tot op enkele meters van de bevloeiingsslangen. Tegelijk is er nauwelijks afname opgetreden van veenmossen en zijn die juist in een aanzienlijk deel van de trilveenvegetatie toegenomen op zowel korte afstand als verder verwijderd van de bevloeiingsslang. In veel plots is de verzurende successie verder voortgezet. Dit ging gepaard met een afname van de trilveensoorten *Campyllum stellatum*, *Scorpidium cossonii*, *S. scorpioides*, *S. contortum*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex diandra* en *C. lasiocarpa* en een toename van de veenmosrietlandsoorten *Sphagnum teres* en *Potentilla erecta*. Ook het introductie experiment met *S. scorpioides* (Rood schorpioenmos) liet zien dat ingebrachte mosplukken alleen lokaal groeiden en vitaal bleven, in de trilveenzone waar de basenrijkdom toenam. Op grotere afstand van de slangen beïnvloedde het bevloeiingswater de moslaag in veel mindere mate en wonnen veenmossen de competitie van schorpioenmos. Daarnaast kan er nog een tweede oorzaak zijn voor de geringe effecten van toevoer van oppervlaktewater op de moslaag. De bevloeiingsunits werden tijdens het experiment met een bosmaaier gemaaid en niet meer machinaal met een twee-asser met een messenbalk. Ook werd het maaisel niet meer machinaal geraapt, maar met een hooihark uitgeharkt. Het 'handmatige' hooilandbeheer kan een voordeel hebben opgeleverd voor veenmossen. Bij machinaal maaien wordt de moslaag elk jaar platgedrukt en worden de hogere veenmosbulten afgesneden. Ook de hooirapper kan de moslaag platdrukken en veenmossen uit de vegetatie trekken. Tijdens veldbezoeken was ook zichtbaar was dat gedurende de drie jaar van het experiment in de bevloeiingsunits veenmosbulten ontstonden die hoger waren dan in de machinaal gemaaide delen. Ook lijkt er een trend aanwezig te zijn van het omhoogkomen van de bovenkant van de levende mossen, die gemeten is t.o.v. in de kragge gefixeerde peilbuizen. Deze bedroeg 8 tot 15 cm in twee jaar wat veel is. Het gewijzigde maaibeheer in het experiment kan daardoor een onbedoeld effect hebben opgeleverd, waarbij zuurminnende bultvormende veenmossen werden bevorderd.

Een belangrijke trend in de zone met trilveenvegetatie was de afname van de bedekking van de moslaag en mossen van trilveenvegetatie en mossen van veenmosrietland die vooral vlak na aanvang van het experiment (2016-2017) plaatsvond. De afname van trilveenmossen ging gepaard met een toename van de bedekking van de kruidlaag. Mogelijk speelt het tijdstip van de vegetatie-opnamen een rol. Bij de start van het experiment vond deze begin juni plaats, drie weken eerder dan in andere jaren. De toegenomen bedekking de kruidlaag kan daarmee zorgen voor meer lichtbeperking voor de moslaag. In de trilveenvegetatie had de kruidlaag in 2016 al een matig hoge bedekking (40-85%) en dat is in een range waarbij deze in trilvenen voor mossen lichtbeperkend kan zijn (Aggenbach et al. 2013). Ten opzichte van goed ontwikkelde, laagproductieve kleine zeggen-slaapmosvegetaties is de bedekking van de kruidlaag in de trilveenzone overigens ook als hoog te beoordelen (Emsens et al. 2016b). In de zone met veenmosrietland trad ook een toename op van de bedekking van de kruidlaag, maar namen de mossen niet af. Lichtbeperking door de kruidlaag speelt hier vermoedelijk nauwelijks een rol omdat de bedekking van de kruidlaag laag was (meestal <40%). Onduidelijk is of de toename van de bedekking van de kruidlaag verband houdt met het verschil in bemonsteringstijdstip. Ook is mogelijk dat het gewijzigde maaibeheer of meteorologische omstandigheden tijdens het experiment een rol hebben gespeeld. Zo had 2017 een warm(e) en droog(e) voorjaar en voorzomer en 2018 een extreem warme en droge zomer met diep uitzakkende waterstanden t.o.v. maaiveld. In 2019 zakte de waterstand in april al uit door een droog voorjaar. Dit kan de groei van vaatplanten hebben bevorderd. Effecten op mossen van voedselrijk rietlanden zijn er nauwelijks. Wel is er dicht bij de bevloeiingsslang een zwakke trend voor toename van vaatplanten van voedselrijke rietlanden, wat kan duiden op een betere nutriëntenvoorziening.

5. Synthese en aanbevelingen

5.1 Referentielocaties met overstroming van oppervlaktewater

Het onderzoek aan referentielocaties heeft plaatsgevonden in een aantal bevoeide rietteeltpercelen in de Wieden en Weerribben, waarin delen sterk bevoeid worden met oppervlaktewater en andere delen niet of minder. Daarnaast zijn delen van het trilveencomplex de Stobbenribben (Weerribben) onderzocht, dat deels wordt beïnvloed door periodieke toestroming met oppervlaktewater. Met metingen aan hydrochemie, bodemchemie en een beschrijving van de vegetatie is voor deze locaties gekeken hoe inundatie met oppervlaktewater de bodem-, waterchemie en vegetatiesamenstelling beïnvloedt.

De pH en basenrijkdom van rietteeltpercelen worden sterk bepaald door de invloed van oppervlaktewater. Deze zijn hoog op locaties met een sterke invloed van basenrijk oppervlaktewater en laag op locaties die geïsoleerd liggen t.o.v. het oppervlaktewater. De zuurgraadindicaties van de aangetroffen mossen correleren redelijk met de zuurgraad in de bodem en het bodemvocht en matig met het gehalte aan geadsorbeerd calcium in de bodem: de door oppervlaktewater beïnvloede plots zijn ook volgens de vegetatie zwak zuur tot neutraal, terwijl op de geïsoleerde plots sprake is van zure condities. Opvallend was dat het gehalte aan uitwisselbaar calcium in de bevoeide rietteeltpercelen geen relatie had met de mate van invloed van basenrijk oppervlaktewater of de Ca-concentratie van het porievocht, terwijl dit in de Stobbenribben wel het geval was. Waarom deze relatie in de Stobbenribben positief was, maar in de bevoeide rietpercelen afwezig, is onduidelijk.

Bevoeiing met oppervlaktewater lijkt geen eenduidige invloed te hebben op de nutriëntenchemie in de rietteeltpercelen. De totaal P, Fe, C/N-ratio en C/P-ratio van de bodemtoplaag vertonen geen duidelijke relatie met de invloed van oppervlaktewater. Sterke invloed van bevoeiingswater gaat op een deel van de meetlocaties wel samen met relatief hoge gehalten van nitraat en ammonium in de bodem. Dit was het geval in zowel de Stobbenribben als in bevoeid rietland. Dit duidt er mogelijk op dat sterke invloed van oppervlaktewater op een deel van de locaties leidt tot een hogere stikstofbeschikbaarheid. De soortensamenstelling van de moslaag vertoont geen duidelijke relatie met verschillen in de nutriëntengehalten.

De accumulatie van P in de bodem is sterk gecorreleerd met het Fe-gehalte van de bodem, en laat hogere P-waarden zien bij hoger Fe-gehalten. Dit is eerder gevonden voor laagveenmoerassen in laag-Nederland (Mettrop et al. 2018) en venen in de beekdalen (Emsens et al. 2016a). De hogere ijzergehalten in de bevoeide rietlanden zijn vermoedelijk het gevolg van de aanvoer van ijzerhoudend oppervlaktewater vanuit de omringende polders (Cusell et al. 2014). De sterke correlatie tussen de P-totaal en Fe concentraties in het oppervlaktewater dat de referentielocaties beïnvloedt, duidt hier ook op. De locaties met een relatief hoog gehalte aan P-totaal in de bodem worden deels gedomineerd door de eutrafente mossoort Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*). Dominantie van deze soort en ook een hoge bedekking van Riet treden alleen op bij doelbewuste bevoeiing in rietteeltpercelen. De dominantie van Gewoon puntmos over Rood schorpioenmos lijkt niet het gevolg te zijn van de lage lichtbeschikbaarheid in de rietpercelen, aangezien de laatste schaduwtoleranter is (Kooijman en Bakker 1993). Bevoeiing kan dus het risico met zich meebrengen dat door aanvoer van fosfaat de P-beschikbaarheid voor de vegetatie toeneemt en daarmee P-limitatie kan worden opgeheven.

Het P-totaal gehalte in de bodem van de met oppervlaktewater bevoeide rietpercelen zit vergeleken met grondwatergevoede venen in beekdalen in het lage bereik (0.5-3.1 mmol/l; Emsens et al. 2016a). De bovenkant van de range in P-totaal van de bevoeide rietvelden zit echter al dicht bij een grenswaarde van 3.3 mmol/l bodem waarboven in grondwatergevoede venen de vegetatie niet door P wordt gelimiteerd (Emsens et al. 2016a).

Zoals al eerder aangegeven voor het Ca-gehalte, vertonen ook het P-totaal en Fe-totaal gehalte van de kraggetoplaag geen relatie met de mate van invloed van oppervlaktewater in de huidige situatie, ondanks de positieve relatie van P en Fe in de bodem en de mogelijke rol daarin van aanvoer van oppervlaktewater. Hiervoor zijn de volgende verklaringen mogelijk:

1. In het verleden was het patroon van invloed van oppervlaktewater anders dan nu het geval is;
2. De aanvoerfluxen van oppervlaktewater verschillen sterk, waardoor ook de cumulatieve belasting met P sterk kan verschillen; de aanvoerfluxen van P kunnen verschillen door ruimtelijke verschillen in P-concentratie van het aangevoerde oppervlaktewater (Cusell et al. 2019) en door de tijdsduur en intensiteit dat bevoeiing en overstroming met oppervlaktewater plaatsvond.

Samenvattend: er is redelijke relatie tussen de invloed van oppervlaktewater en de pH en basenrijkdom van het porievocht, alsmede de soortensamenstelling van de moslaag, vooral in het trilveen. In de rietlanden indiceert de moslaag een hogere basenrijkdom, maar deels ook een hogere nutriëntenrijkdom, bij sterke invloed van oppervlaktewater door toestroming over en inundatie van het maaiveld. De nutriënten-concentraties in het porievocht vertonen echter geen relatie met invloed van oppervlaktewater, en in de bodem alleen voor de minerale vormen van stikstof, mogelijk omdat de aanvoer hiervan door de tijd kan verschillen. De aanvoer van fosfaat door oppervlaktewater en de accumulatie van P in de bodem is mogelijk gekoppeld aan de aanvoer van ijzer.

5.2 Debiet en duur van bevoeiing

Een van de belangrijke vragen in dit onderzoek is hoe lang de periode van bevoeien moet zijn om de basenrijkdom van trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen. De theoretische bevoeiingsbehoefte is gekwantificeerd op basis van stofbalansberekeningen, waarmee bepaald wordt hoeveel bevoeiingswater moet wegzijgen om in de bodem te zorgen voor een hoge basenrijkdom. De analyse is uitgevoerd voor uiteenlopende situaties in Nederlandse laagveenmoerassen, op basis van gemeten calcium concentraties in het lokale oppervlaktewater. Gebiedsspecifieke inputgegevens die zijn meegenomen, waren de waterkwaliteit en atmosferische zuurdepositie. Deze analyse is gedaan met de aanname dat een watervolume gelijk aan het neerslagverdampingstekort plus 10% extra de kragge kan indringen (ca. 1.000 mm voor een heel jaar).

De berekeningen zijn uitgevoerd voor herstel van een hoge basenrijkdom (Ca-verzadiging van 85%) bij licht verzuurde venen (Ca-verzadiging van 65%), matig verzuurde venen (Ca-verzadiging van 35%) en sterk verzuurde venen (Ca-verzadiging van 5%). Er is hierbij tevens rekening gehouden met extra aanvoer van calcium voor compensatie van verzuring door atmosferische depositie, veengroei en afvoer van maaisel. Ook is bij de berekeningen uitgegaan van bevoeiing gedurende het hele jaar, wat in de praktijk niet het geval zal zijn. Uit de analyse blijkt dat de benodigde hoeveelheid oppervlaktewater en hersteltijd van een basenrijke toplaag in verzuurde kraggen sterk afhankelijk is van de mate van verzuring in de uitgangssituatie en de calciumconcentratie van het lokale oppervlaktewater. Stofbalansberekeningen voor uitlopende laagveenmoerasgebieden gaven de volgende hoeveelheden bevoeiingswater en hersteltijden wanneer gedurende het hele jaar wordt bevoeid:

- in licht verzuurde kraggen: 1.100-5.200 mm (max. 7.300-10.200 mm) voor een periode van 1-6 jaar (max. 11-15 jaar);

- in matig verzuurde kraggen: 2.200-10.400 mm (max. 14.600-20.300 mm) voor een periode van 3-12 jaar (max. 22-31 jaar);
- in sterk verzuurde kraggen: 2.900-13.900 mm (max. 19.500-27.100 mm) voor een periode van 4-16 jaar (max. 29-41 jaar).

De meeste berekende hersteltijden bieden op zichzelf perspectief voor toepassing van bevloeiing in de beheerpraktijk, alhoewel in de berekeningen dus wel is uitgegaan van jaarrond bevloeiingen die in de praktijk nooit zullen kunnen plaatsvinden. Er zijn echter ook hoge uitschieters tot 30-40 jaar die voor het beheer erg hoog zijn. Er zijn grote verschillen in de calciumconcentraties van het oppervlaktewater tussen en binnen laagveengebieden, waardoor de spreiding van de bevloeiingsduur groot is. Bevloeiingsduren zijn daarom in sterke mate locatie specifiek.. Genoemde maximale waarden voor de benodigde tijdsduur hebben betrekking op één gebied (Westbroek) met een lage Ca-concentratie van het oppervlaktewater (400 $\mu\text{mol/l}$). Dit geeft aan dat voldoende hoge Ca-concentraties ($>1000 \mu\text{mol/l} = 40.8 \text{ mg/l}$) belangrijk zijn voor het realiseren van relatief korte bevloeiingsduren die voor het beheer uitvoerbaar zijn. Bij een lage Ca-concentratie is het overgrote deel van de jaarlijks infiltreerbare bevloeiingshoeveelheid nodig voor 'onderhoud' om de verzurende processen te compenseren en blijft er weinig van de aangevoerde calcium over voor herstel van de basenrijkdom. Dit verhoogt de benodigde tijdsduur extra.

De toegepaste analyse op basis van een stofbalansbenadering geeft een indicatie voor de benodigde bevloeiingsbehoefte en -duur voor herstel en behoud van een hoge basenrijkdom van de kraggetoplaag. Ook geeft het indicatie voor de belasting van stikstof, orthofosfaat, totaal-fosfaat en zwavel die optreedt bij bevloeiing. De stofbalansberekeningen hebben vooral hun nut om diverse situaties en bevloeiingsscenario's onderling te vergelijken om de mogelijkheden voor bevloeiing te verkennen, maar de absolute waarden zijn niet heel erg betrouwbaar (zie onderstaande alinea's). Zulke analyses kunnen ook bij voorbaad kansloze scenario's uitsluiten. De werkelijke herstelduur kan echter in de praktijk sterk afwijken van de berekeningen. Benadrukt wordt dat het belangrijk is de berekende bevloeiingsduur niet al te precies te interpreteren en vooral te letten op relatieve verschillen tussen de scenario's.

Kanttekeningen bij de uitgevoerde stofbalansberekeningen

Allereerst is in de berekeningen uitgegaan van jaarrond bevloeien wat in de praktijk meestal niet het geval zal zijn. Trilveenvegetaties zijn namelijk gebonden aan een semi-terrestrisch milieu waarin de moslaag gedurende een deel van het jaar boven water staat. Bij permanente inundatie zullen de mossen afsterven en zal een watervegetatie ontstaan. Bij een deel van het jaar bevloeien, zal dus slechts een deel van de berekende waterflux optreden. Tevens moet rekening worden gehouden met de mate waarin de toplaag van een bevloeiende kragge waterverzadigd is of niet, wat sterk door het jaar heen kan verschillen en wat grote consequenties kan hebben voor de mate waarin het vloeiwat in contact komt met de bodem (en de bodem dan kan opladen met calcium). Uit eerder onderzoek naar bevloeiing in de Wieden bleek dat inundatie met oppervlaktewater alleen in de zomer leidde tot verhoging van de buffercapaciteit, omdat het water door de hogere verdamping dan daadwerkelijk de kragge in kon dringen (Cusell et al. 2013; Mettrop et al. 2015). Bevloeien in de winter kan daarom minder effectief zijn. Daardoor zijn de genoemde tijdsduren voor herstel vermoedelijk sterk onderschat.

Ten tweede is uitgegaan dat de maximaal infiltreerbare hoeveelheid overeenkomt met het neerslagtekort + 10% daarvan. In kraggen die te maken hebben met een wegzijgsituatie kan echter meer bevloeiingswater wegzijgen, terwijl de inzijgingshoeveelheid in een kwelsituatie beperkter zal zijn. Vergelijkbare scenario-analysen die zijn uitgevoerd voor het Hol laten zien dat de tijdsduur sterk verkort bij een wegzijging van 0.7 mm/dag (40% bij winterbevloeiing en 10% bij zomerbevloeiing) (Nijp et al. 2020). Verder kan door lokaal transport van water in de kragge in theorie ook meer bevloeiingswater infiltreren. Het geïnfilterde water zou dan lateraal door de kragge kunnen stromen naar de waterlaag onder de kragge en naar aangrenzende sloten.

Waterbalansberekeningen voor een bevoeiingsexperiment in de Weerribben laten zien dat duizenden mm water per jaar in kleine bevoeiingsvakken (36 m²) kunnen infiltreren (Nijp et al. in prep.). Beide processen kunnen de berekende herstelduren sterk verminderen.

Ten derde is in de berekeningen ervan uitgegaan dat de aangevoerde calcium zeer effectief in de bodemtoplaag wordt geadsorbeerd, wat in de praktijk van het bevoeiingsexperiment in de Wieden niet het geval bleek. Hier bedroeg de toename van de uitwisselbare Ca-voorraad maar een fractie van de aanvoerflux (voor de zone met trilveenvegetatie 7-39% en voor de zone met veenmosrietland 3-23%; uitgaande van respectievelijk een 1 en 4 m brede zone). Dit betekent dat veel van de aangevoerde calcium niet wordt opgenomen in de bodemtoplaag van 0-10 cm diepte. Een deel van aangevoerde Ca zal dieper in de bodem adsorberen en daarnaast zal een deel worden afgevoerd uit de kragge door grondwaterstroming. Daaruit kan geconcludeerd worden dat aanvulling van de voorraad basische kationen in de bodemtoplaag door bevoeiing niet uitsluitend op basis van stofbalansen voor de bodemtoplaag kan worden benaderd. Voor de trilveenzone kan de hoge basenverzadiging in de nulsituatie een belangrijke factor zijn voor de geringe adsorptie van Ca. Deze verklaring gaat echter niet op voor het veenmosrietland waar de basenverzadiging laag was en ook nog niet hoog was geworden na drie jaar bevoeien. Ionenuitwisseling tussen de porievocht en de gesorbeerde fractie speelt op zeer korte tijdschaal (tientallen seconden) (Bunzl et al. 1976). Om die reden kan de snelheid van de kationuitwisseling niet verklaren waarom maar een deel van de aangevoerde calcium adsorbeert. Meteorologische variatie (indamping en verdunning concentraties door weinig/veel neerslag), het vrijkomen van zuur in de bodem door oxidatie van sulfiden en/of ijzer bij lage waterstanden en actieve verzuring door veenmossen kunnen wel een rol spelen in de netto balans tussen adsorptie en desorptie van calcium. Wanneer in werkelijkheid bijvoorbeeld maar 10% wordt geadsorbeerd, moeten de tijdsduren met een factor 10 worden vermenigvuldigd. De berekende tijdsduren voor herstel kunnen daarom een sterk onderschatting zijn. De fractie waarmee de aanvoerde calcium wordt gebonden zou afhankelijk kunnen zijn van de bevoeiingsmethode. De bevindingen voor het Wieden-experiment hebben betrekking op aanvoer van oppervlaktewater met een dripslang. Het is onbekend hoe groot de adsorptie-efficiëntie is bij bevoeiing met inundatie.

Ten vierde is de jaarlijkse zuurbelasting die gebruikt is in dit onderzoek (1700 tot 2250 mol zuur/ha/jr = 170 tot 225 mmol zuur/m²/jr) een worst-case benadering. Hoe hoog de totale zuurbelasting in werkelijkheid is, is afhankelijk van (a) het lokale ruimtelijke patroon van de ruwheid van de vegetatie die sterk bepaald waar NH_x neerslaat, (b) veranderingen in de ruwheid door successie van trilveenkraggen en (c) toekomstige trends van verzurende depositie. De werkelijke jaarlijkse zuurbelasting van de toekomstige situatie is daarmee behoorlijk onzeker. Omdat de bijdrage van de zuurdepositie aan de benodigde onderhoudsbevoeiing aanzienlijk (24-35%) is, werkt een veel lagere zuurdepositie sterk door in de duur die nodig is voor herstel. Door te rekenen met 'maximale' zuurbelastingen kunnen benodigde tijdsduren overschat zijn.

Ten vijfde is de veengroei (gebaseerd op metingen in kraggen die in de literatuur worden behandeld) in de berekende scenario's aan de hoge kant in vergelijking tot andere accumulatiesnelheden in de veenliteratuur. Omdat de toename van de kationadsorptiecapaciteit door de veengroei sterk bijdraagt aan de benodigde onderhoudsbevoeiing (50-63%), zal een tragere veengroei de onderhoudsbevoeiing sterk verminderen. In de uitgevoerde berekeningen was ook het uitgangspunt dat het nieuw gevormde veen een basenverzadiging van 0% heeft. Het is zeer de vraag of dat in werkelijkheid daadwerkelijk het geval is. Planten nemen ook (uit de diepere bodemlaag) calcium op. Nieuwe biomassa zal daarom al calcium bevatten dat beschikbaar is voor adsorptie. Beide uitgangspunten kunnen zorgen voor een overschatting van de benodigde herstelduren.

Ten zesde zijn van de kationadsorptiecapaciteit (CEC) van kraggeverlandingen momenteel weinig betrouwbare metingen aanwezig.

Voor de herstelduren is uitgegaan van gemiddeld 755 mmol+/kg op basis van metingen in de Stobbenribben en Wobberribben (zie par. 3.3). Deze waarden liggen in de lage range voor de CEC van organische stof. Weinig gehumificeerd veen heeft een lage CEC. Naar mate meer humificatie optreedt, neemt de CEC toe. Variatie in de humificatiegraad kan daardoor doorwerken in de CEC. Sterk gehumificeerd organisch materiaal heeft een CEC rond de 3000 mmol+/kg (Van Wesemael 1992, Appelo & Postma 2005, Blume et al. 2010), wat beschouwd kan worden als een bovengrens voor organische stof in bodems. De som van het gehalte van de uitwisselbare kationen $\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K} + \text{Al} + \text{Fe} + \text{NH}_4$ in het bevoeiingsexperiment liggen deels ruim boven de genoemde waarde van 755 mmol+/kg (tot 1350 mmol+/kg). De CEC kan dus lokaal hoger zijn dan in de belansberekeningen is aangenomen. In dat geval zijn de berekende herstelduren onderschat.

Tot slot is voor de berekeningen gewerkt met gemiddelde calciumconcentraties van het bevoeiingswater. De concentratie in het lokale oppervlaktewater kan echter variëren gedurende het jaar, afhankelijk van de verhouding tussen neerslagoverschot en aanvoer van oppervlaktewater (hoge Ca-concentraties in de zomer en lagere concentraties in de winter). Het moment waarop bevoeid wordt in het jaar kan dan bepalend zijn voor de stofflux van calcium en daarmee voor de herstelling.

Om de bevoeiingsduur in te perken zou met veel hogere jaarlijkse fluxen gewerkt kunnen worden, waarbij wel de vraag is of zeer hoge infiltratiesnelheden van oppervlaktewater (bijvoorbeeld > 2000 mm/jaar) op perceelschaal gerealiseerd kunnen worden. De hogere bevoeiingsfluxen zouden overigens ook betekenen dat de belasting met nutriënten en sulfaat ook sterk toenemen. Een hogere belasting met ammonium, nitraat en fosfaat kan dan een acuut probleem worden voor de instandhouding van een lage productiviteit.

5.3 Bevoeiingsmethode en invloed van inundatiediepte

Onderzoeksvraag 6 gaat in op de inundatiediepte: welke inundatiediepte dient te worden nagestreefd bij het inzetten van bevoeiing als maatregel om trilveenvegetatie in stand te houden of te herstellen?

De inundatiediepte van basenrijk oppervlaktewater is een belangrijke factor voor de moslaag. In de bevoeide referentielocaties in rietteltpercelen (hoofdstuk 3) inundeert het basenrijke bevoeiingswater de kragge. Hier ging bevoeiing of wel overstrooming met oppervlaktewater samen met een hoge basenrijkdom van de bodem en het porievocht in de toplaag. De moslaag werd hier gedomineerd door Gewoon puntmos en/of Rood schorpioenmos. In ons experiment in de Wieden (hoofdstuk 4) stroomde het bevoeiingswater uit een geperforeerde slang. Het bevoeiingswater zakt daarbij snel door de moslaag heen en verspreidt zich dan in de toplaag van de verzadigde zone verder lateraal. Daarbij stroomt dit water voor een groot deel onder de levende moslaag door. Bij de dripslang-methode zorgt de aanvoer van oppervlaktewater weliswaar in een zone van 1 tot enkele meters van de bevoeiingslang voor een verhoging van de basenrijkdom, maar dit had nauwelijks effect op de samenstelling van de moslaag. De gezamenlijke bedekking van veenmossen nam niet af en die van de basenminnende trilveenmossoorten nam niet toe. Geïntroduceerde plukken Rood schorpioenmos kwijnde weg door sterke concurrentie van veenmossen. De levende groene delen (capitula) van het overgrote deel van de veenmossen werden niet geïnundeerd met basenrijk oppervlaktewater. In het experiment werd wel een duidelijke toename van de basenrijkdom van de bodemtoplaag en het porievocht gemeten, maar die werkte niet of nauwelijks positief door op de soortensamenstelling van de moslaag en daarmee ook nauwelijks op de kwaliteit van de trilveenvegetatie. Kortom, de conclusie wat betreft inundatiediepte is dat bij dat bij toevoer van basenrijk oppervlaktewater zonder inundatie veenmosrijke vegetatie in stand lijkt te blijven.

Een belangrijke factor voor de geringe reactie van de moslaag van verzuurde kraggenverlandingen bij bevoeiing met de dripslang-methode is dat het basenrijke bevoeiingswater niet of nauwelijks in contact komt met de levende delen van veenmossen. De door veenmossen veroorzaakte (actieve) verzuring speelt een belangrijke rol in de successie van kraggeverlandingen. Indien veenmossen in een niche vinden in een trilveenvegetatie door langzame verzuring, kunnen deze de successie onder invloed van verzuring actief versnellen. Onderzoek aan de gevoeligheid voor inundatie van Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*), een soort die in sterk verzuurde kraggen domineert (Van Diggelen et al. 2018), laat zien dat deze soort sterk in vitaliteit afneemt bij een HCO_3^- -concentratie van 2000 $\mu\text{mol/l}$ en ongevoelig is voor een hoge Ca- en Na-concentratie (Koks et al. 2019). Indien de inundatie met gebufferd (HCO_3^- -rijk) water dermate diep is dat de levende delen van de veenmossen hierdoor worden beïnvloed, kunnen veenmossen zich niet meer handhaven. Indien de invloed van gebufferd (HCO_3^- -rijk) water enkel de bodem onder de levende moslaag beïnvloedt, worden de veenmossen niet benadeeld. Recent onderzoek lijkt uit te wijzen dat bij een inundatie van enkele weken met HCO_3^- -rijk water (800-2000 $\mu\text{mol/l}$) een brede range van veenmossen van oligitrofe tot relatief eutrofe milieus toxische effecten van ondervinden en uiteindelijke afsterven (Koks et al. in prep.). Uit enkele veldwaarnemingen is bekend dat veenmossen snel (binnen enkele weken) afsterven als ze geïnundeerd raken met bicarbonaatrijk water (mond. med. G. van Dijk). Potentieel zou dit het voorkomen van veenmossen en hun verzurende werking negatief kunnen beïnvloeden. Kenmerkende basenminnende mossen van trilvenen zouden hiervan kunnen profiteren omdat én basenrijke condities zijn ontstaan én de concurrentie door snelgroeiende veenmossen is uitgeschakeld. Daarmee zou een verschuiving in de moslaag richting die van basenrijk trilveen kunnen worden geïnitieerd.

Bij bevoeiing met een dripslang kan de toevoer van basenrijk water mogelijk ook stimulerend werken op de groei van veenmossen. De reactie van HCO_3^- met gedesorbeerde H^+ ionen in de bodemtoplaag zorgt voor extra productie van CO_2 in de veenlaag onder de levende veenmossen. De veenmossen kunnen dan profiteren van de extra koolstof toevoer door ontgassing van CO_2 . Dit zou kunnen verklaren waarom een soort als *Sphagnum contortum* werd bevorderd nabij de bevoeiingsslangen. Ook de hoge SO_4^{2-} belasting kan bijdrage aan extra toevoer van CO_2 door het vergroten van de anaerobe afbraak in de diepere delen van de kragge. De geproduceerde CO_2 verplaatst zich omhoog, waarvan de veenmossen kunnen profiteren. Beide processen zouden overigens even goed ook de groei van trilveenmossoorten kunnen bevorderen. De veenmossen hebben echter door hun verzurende werking en de hoge atmosferische stikstofdepositie een concurrentievoordeel zolang de levende delen niet in aanraking komen met bicarbonaatrijk water.

Op basis van bovenstaande redeneerlijn kan een bevoeiingswijze waarbij de moslaag periodiek wordt geïnundeerd met basenrijk (o.a. HCO_3^-) rijk en nutriëntenarm (met name P arm en ammonium-arm) oppervlaktewater meer perspectief beiden om veenmosrietland te veranderen in trilveenvegetatie, mits de inundatie leidt tot het afsterven van veenmossen als gevolg van het afsterven van de levende veenmoslaag in bicarbonaatrijk water. De vraag is dan hoe lang de inundatieduur moet zijn en of die duur ook afhankelijk is van de bicarbonaatconcentratie. Als veenmossen afsterven is vervolgens de vraag of dit leidt tot ontwikkeling naar een vegetatie met een groot aandeel van kenmerkende trilveenmossoorten als Schorpioenmossen en Goudsterrenmos. In de Stobbenribben en Rottige Meente zijn dergelijke verschuivingen waargenomen en ook bij Hylkema en de Kikkerlanden (beide in de Wieden) is een dergelijke uitbreiding van trilveenvegetatie duidelijk opgetreden (mond. med. C. Cusell, A. Kooijman en G. van Dijk).

5.4 Chemische effecten van bevoeiing

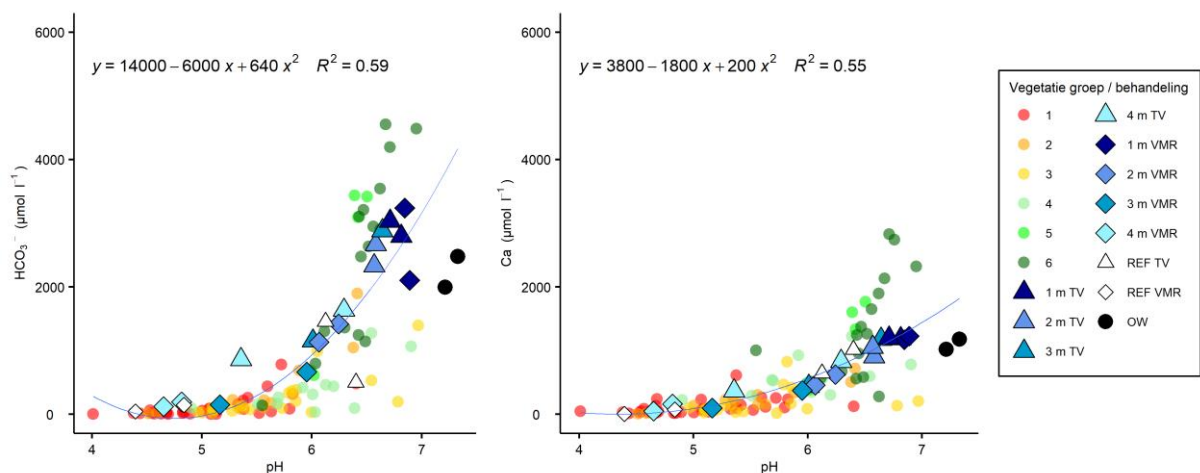
De nutriënten- en macro-ionconcentraties kunnen sterk verschillen tussen laagveenmoerassen en ook binnen gebieden. De vraag is dan welke waterkwaliteit geschikt is om via bevoeien trilveenvegetatie in stand te houden en te herstellen? Op basis van het onderzoek naar de

theoretische bevoeiingsbehoefte (H2) en het bevoeiingsexperiment in de Wieden (H4) worden voor de belangrijkste stoffen conclusies getrokken.

Calcium en bicarbonaat

Calcium is in kraggeverlandingen het belangrijkste basische kation op het adsorptiecomplex. Dit blijkt uit de berekening van de Ca-bezetting zoals die zijn beschreven in paragraaf 2.4 en de metingen van uitwisselbare kationen van de kragge toplaag in het Wieden-experiment. In de laagveenmoerassen die voor de analyse in hoofdstuk 2 zijn gebruikt, varieert de Ca-concentratie van ca. 500 tot 2000 $\mu\text{mol/l}$. Bij het bepalen van de theoretische bevoeiingsbehoefte op basis van stofbalansen werkt deze variatie niet-lineair door in de benodigde bevoeiingsdebieten en daarmee in het aantal jaren dat bevoeid moet worden voor herstel. Bij een lage Ca-concentratie ($<500 \mu\text{mol/l}$) loopt de tijdsduur sterk op naar tientallen jaren. Bij hogere concentraties worden relatief korte bevoeiingsduren bereikt die nodig zijn voor herstel van zwak tot sterk verzuurde kraggen. Het is daarom voordelig om bevoeiingswater te gebruiken met een hoge calcium concentratie.

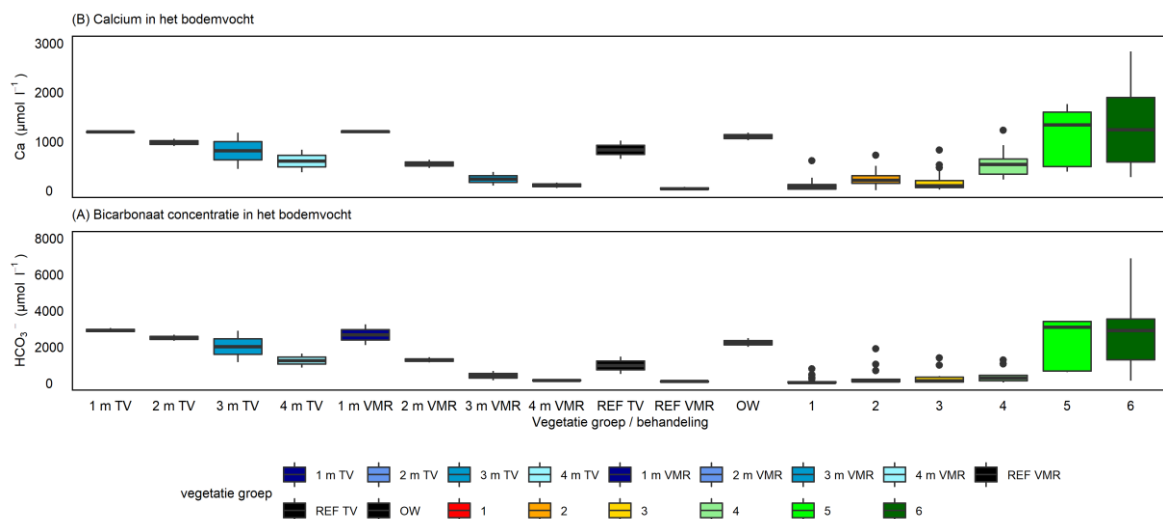
Om de resultaten uit het huidige veldexperiment in het laatste jaar (2019) in een breder landelijk kader te plaatsen zijn deze vergeleken met de resultaten uit een recent OBN onderzoek waarin de standplaatsfactoren van 110 locaties in Nederland langs een gradiënt van trilveen via overgangsveen naar veenmosrietland geanalyseerd zijn (Van Diggelen et al. 2018). De vergelijking is gedaan voor de Ca en HCO_3^- concentratie in het porievocht van de bodemtoplaag op twee manieren, via een spreidingsdiagram (Figuur 5-1) en via boxplots (Figuur 5-2). In deze figuren zijn de resultaten van het huidige veldexperiment weergegeven in verschillen blauwtinten en de referentie dataset vanuit OBN onderzoek in groen (trilveen) tot rood (veenmosrietland). Uit de vergelijking komt naar voren dat de poriewater Ca- en HCO_3^- concentraties in de trilveenraaien nabij de bevoeiing slang goed overeenkomen met de condities in goed ontwikkelde Nederlandse trilvenen (groep 6). De plots in de trilveenraaien op 4 m afstand van de bevoeiing slang zijn vergelijkbaar met basenarm overgangsveen en basenarm veenmosrietland. De plots in de veenmosrietlandraaien komen direct naast de bevoeiing slang qua Ca en HCO_3^- concentraties overeen met goed ontwikkeld trilveen, maar de condities gaan in deze raaien op grotere afstand van de slang snel over in basenarm veenmosrietland tot verzuurd veenmosrietland. De Ca en HCO_3^- concentraties in het oppervlaktewater zijn vergelijkbaar met de condities in mesotroof en eutroof trilveen in Nederland en zijn hiermee dus geschikt voor bevoeiing ter behoud en herstel van trilveen. Het oppervlaktewater is dus geschikt en nabij de bevoeiingsslang zijn de juiste condities voor trilveen behouden gebleven.



Figuur 5-1: Links de pH in het bodemvocht op 5-10 cm diepte uitgezet tegen de bicarbonaatconcentratie op 5-10 cm diepte. Rechts de pH in het bodemvocht op 5-10 cm diepte uitgezet tegen de calciumconcentratie op 5-10 cm diepte. In beide figuren zijn de gemiddelde van de verschillende trilveen (TV; driehoek symbolen) en veenmosrietland (VMR; diamant symbolen)

transecten weergegeven (gemiddeld per locatie) incl. de referenties (REF), in een blauw gradiënt van donkerblauw naar lichtblauw bij toenemende afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast is ook het oppervlaktewater (OW) van beide locaties opgenomen (zwarte cirkels). Op de achtergrond is een referentie dataset weergegeven afkomstig uit OBN onderzoek aan trilvenen en veenmosrietlanden in Nederland (Van Diggelen et al 2018). In dit onderzoek zijn de Nederlandse successiestadia van trilvenen naar veenmosrietlanden in zes verschillende groepen ingedeeld; groep 1 (verzuurd veenmosrietland), groep 2 (verzuurd overgangsveen), groep 3 (basenarm veenmosrietland), groep 4 (basenarm overgangsveen), groep 5 (eutroof trilveen) en groep 6 (mesotroof trilveen), in rood verzuurd veenmosrietland tot groen in trilveen.

Figure 5-1: Left: pH versus bicarbonate concentration in soil water at 5-10 cm. Right: pH versus calcium concentration in soil water at 5-10 cm. In both figures the mean of the different rich fen (TV; triangle symbols) and sphagnum-reed vegetation (VMR; diamond symbols) transects are shown (average per location), as well as the reference sites (REF), in a gradient from dark blue to light blue with increasing distance from the irrigation hose. The surface water values at both locations is indicated by black circles. The coloured dots in the background show values for different vegetation types from a reference dataset from OBN research on quaking mires in the Netherlands (Van Diggelen et al 2018). Groups from most acidified Sphagnum vegetation (red) to rich fen vegetation (green) (group 1=acidified Sphagnum-reed vegetation, group 2=acidified transitional fen, group 3=base-poor Sphagnum-reed vegetation, group 4=base-poor transitional fen, group 5=eutrophic rich fen, and group 6=mesotrophic rich fen).



Figuur 5-2: Boven de calciumconcentratie en onder de bicarbonaatconcentratie in het bodemvocht op 5-10 cm diepte, beide in boxplots. In beide figuren zijn de verschillende trilveen (TV) en veenmosrietland (VMR) transecten weergegeven (beide raaien en locaties bij elkaar) incl. de referenties (REF), in een blauw gradiënt van donkerblauw naar lichtblauw bij toenemende afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast is ook het oppervlaktewater (OW) van beide locaties samen weergegeven. Rechts is een referentie dataset weergegeven afkomstig uit OBN onderzoek aan trilvenen en veenmosrietlanden in Nederland (Van Diggelen et al 2018). In dit onderzoek zijn de Nederlandse successiestadia van trilvenen naar veenmosrietlanden in zes verschillende groepen ingedeeld; groep 1 (verzuurd veenmosrietland), groep 2 (verzuurd overgangsveen), groep 3 (basenarm veenmosrietland), groep 4 (basenarm overgangsveen), groep 5 (eutroof trilveen) en groep 6 (mesotroof trilveen), in rood verzuurd veenmosrietland tot groen in trilveen.

Figure 5-2: Calcium (top) and bicarbonate concentration (bottom) in the soil moisture at 5-10 cm. In both figures the different rich fen (TV) and sphagnum-reed vegetation (VMR) measurement points are shown for different distances from the irrigation hose, with values from all transects and locations combined. Also the reference sites (REF) and the surface water values ('OW') of both locations are shown. The six box plots on the right show values for different vegetation types from a reference dataset from OBN research on quaking mires in the Netherlands (Van Diggelen et al 2018). Groups from most acidified Sphagnum vegetation (red) to rich fen vegetation (green) (group 1=acidified Sphagnum-reed vegetation, group 2=acidified transitional fen, group 3=base-poor Sphagnum-reed vegetation, group 4=base-poor transitional fen, group 5=eutrophic rich fen, and group 6=mesotrophic rich fen).

In het bevoeiingsexperiment in de Wieden ontstonden na 4 jaar bevoeien vanaf de bevoeiingsslang over enkele meters afstand aflopende gradiënten van de pH en concentraties van HCO_3^- en Ca in het porievocht. De sterkste stijging van de basenrijkdom trad dicht bij de bevoeiingsslang op. In de loop van de tijd zijn de gradiënten steiler geworden. Het effect van de bevoeiing verschilde wel tussen de weinig verzuurde trilveenvegetatie en de sterk verzuurde kragge met veenmosrietland. In de trilveenvegetatie reikte de toename van de basenrijkdom van het porievocht ca. 2 tot 4 m van de bevoeiingsslang. In de veenmosrietlandzone trad de sterkste stijging van pH, HCO_3^- en Ca in het porievocht vooral op binnen een meter van de bevoeiingsslang. In de veenmosrietlandzone nam na drie jaar bevoeien ook dicht bij de bevoeiingsslang (afstand 1m) de voorraad geadsorbeerd Ca sterk toe, terwijl in de trilveenzone geen significante verandering werd gemeten. De verschillen in ruimtelijke effecten tussen beide vegetatiezones hebben te maken met verschillen in de basenverzadiging in de uitgangssituatie. In de trilveenvegetatie was de basenverzadiging voor de bevoeiing al hoog, waardoor het bevoeiingswater dat verder weg stroomt nog basenrijk is. In het veenmosrietland was voor de bevoeiing de basenverzadiging laag, waardoor een aanzienlijke deel van Ca in het porievocht dicht bij het aanvoerpunt al wordt geadsorbeerd.

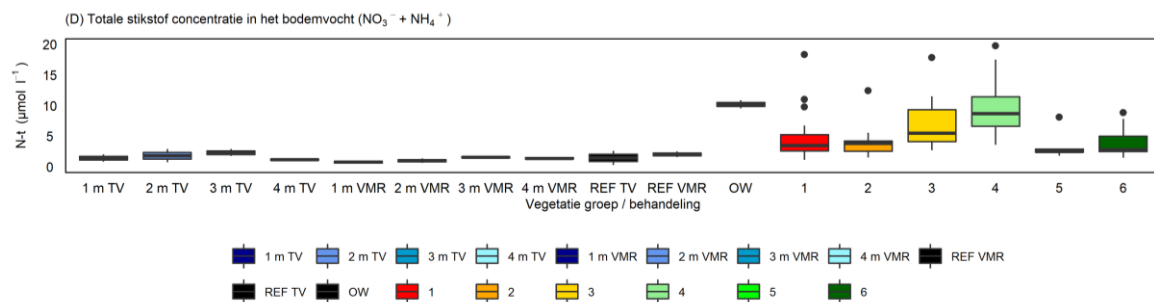
Bovengenoemde gemeten veranderingen in basenrijkdom traden op gedurende 3 tot 4 jaar bij een bevoeiingsdebiet ca. 1100 mm/j voor de zone van 1 m aan weerszijde van de bevoeiingsslang. Dit debiet is vergelijkbaar met de infiltreerbare hoeveelheid die is gebruikt voor de bepaling van de bevoeiingsbehoefte op basis van stofbalansberekeningen in H2. Dat betekent dat in de situatie van de Wieden, waar de calciumconcentratie van het oppervlaktewater relatief hoog is, met een relatief beperkt bevoeiingsdebiet op korte termijn een merkbare verhoging van de basenrijkdom van het porievocht kan worden gerealiseerd en in sterker verzuurd veenmosrietland ook een merkbare verhoging van de basenrijkdom van de bodem. Geconcludeerd kan worden dat bevoeiing een perspectiefvolle maatregel is voor verhoging van de basenrijkdom van de bodemtoplaag van verzuurde kraggen.

Een complicerende factor is dat in het Wieden-experiment de referentielocaties met de trilveenvegetatie, waarin geen bevoeiing plaatsvond een toename van de basenverzadiging optrad (tussen 2016 en 2018). De toename van adsorbeerde Ca is ook vrij groot (ca. 10 mmol/L bodem). Dit duidt er op dat mogelijk ook andere invloeden van invloed zijn op de basenverzadiging. Mogelijke verklaringen zijn de invloed een lange periode met een groot neerslagtekort op de opwaartse toestroming van basenrijk water naar de top laag en deels ook periodieke inundatie met oppervlaktewater vanuit een greppel. Een andere verklaring kan kalkvorming zijn en dat de Ca-fractie in de kalk heeft bijgedragen aan de gemeten van hoeveelheid uitwisselbare Ca. De bemonstering in 2018 vond plaats tijdens lage waterstanden onder maaiveld. Door sterke capillaire opstijging in de bodem en onder invloed van ontgassing van CO_2 kan toen kalkvorming zijn optreden. Gezien de korte tijdreeks van de bodemmetingen (twee meetmomenten in 3 jaar) en het lage aantal referentielocaties is het echter lastig om hier vergaande conclusies aan te verbinden. Het kan wel duiden op een grote dynamiek van de basenrijkdom van de kraggetoplaag en dus ook op grote stoffluxen in de kragge. Met langdurende meetreeksen in veldexperimenten zal het zullen meteorologische invloeden beter te scheiden zijn van trends als gevolg van bevoeiing.

Stikstof

De in deze studie onderzochte laagveenmoerassen variëren de gemiddelde concentraties van minerale stikstof ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) in het oppervlaktewater van 7 tot 35 $\mu\text{mol/l}$. Die van het oppervlaktewater dat gebruikt werd in het bevoeiingsexperiment in de Wieden zat laag in deze range (ca. 10 $\mu\text{mol/l}$). De gemeten porievochtconcentraties in de bodemtoplaag van dit experiment hebben we vergeleken de standplaatsfactoren van 110 locaties in Nederland langs een gradiënt van trilveen via overgangsveen naar veenmosrietland geanalyseerd zijn (Van Diggelen et al. 2018). In Figuur 5-3 is te zien dat in zowel de bevoeide trilveen en veenmosrietland transecten de porievocht concentraties laag zijn en in de range van mesotroof trilveen liggen. Dit geldt ook voor

de niet bevoeide referentielocaties. Opvallend is dat in de bevoeide veenmosrietland transecten de concentraties duidelijk lager zijn dan de niet bevoeide basenarme veenmosrietlanden in Nederland. In vergelijking tot het porievocht van mesotrofe trilvenen bevat het oppervlaktewater te hoge stikstofconcentraties, maar er is van de via het met bevoeiing aangevoerde stikstof weinig terug te vinden in het porievocht in de wortelzone in het veldexperiment. Er is dan ook geen trend zichtbaar met verhoogde N concentraties dicht bij de bevoeiingsslangen. Vermoedelijke wordt de minerale stikstof welke via bevoeiing wordt aangevoerd relatief snel omgezet in de veenbodem en/of door de vegetatie opgenomen.



Figuur 5-3: De totale minerale stikstof concentratie ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) in het bodemvocht op 5-10 cm diepte in boxplots. In het figuur zijn de verschillende trilveen (TV) en veenmosrietland (VMR) transecten weergegeven (beide raaien en locaties bij elkaar) incl. de referenties (REF), in een blauw gradiënt van donkerblauw naar lichtblauw bij toenemende afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast is ook het oppervlaktewater (OW) van beide locaties samen weergegeven. Rechts is een referentie dataset weergegeven afkomstig uit OBN onderzoek aan trilvenen en veenmosrietlanden in Nederland (Van Diggelen et al 2018). In dit onderzoek zijn de Nederlandse successiestadia van trilvenen naar veenmosrietlanden in zes verschillende groepen ingedeeld; groep 1 (verzuurd veenmosrietland), groep 2 (verzuurd overgangsveen), groep 3 (basenarm veenmosrietland), groep 4 (basenarm overgangsveen), groep 5 (eutroof trilveen) en groep 6 (mesotroof trilveen), in rood verzuurd veenmosrietland tot groen in trilveen.

Figure 5-3: Total mineral nitrogen concentration ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) in the soil moisture at 5-10 cm. In both figures the different rich fen (TV) and sphagnum-reed vegetation (VMR) measurement points are shown for different distances from the irrigation hose, with values from all transects and locations combined. Also the reference sites (REF) and the surface water values ('OW') of both locations are shown. The six box plots on the right show values for different vegetation types from a reference dataset from OBN research on quaking mires in the Netherlands (Van Diggelen et al 2018). Groups from most acidified Sphagnum vegetation (red) to rich fen vegetation (green) (group 1=acidified Sphagnum-reed vegetation, group 2=acidified transitional fen, group 3=base-poor Sphagnum-reed vegetation, group 4=base-poor transitional fen, group 5=eutrophic rich fen, and group 6=mesotrophic rich fen).

Uit de verkenning van de theoretische bevoeiingsbehoefte (H2) en het bevoeiingsexperiment blijkt dat de belasting met minerale stikstof door bevoeiing voor de meeste van deze gebieden relatief laag uitpakt ($7.1\text{--}17.8 \text{ mmol/m}^2/\text{j} = 1\text{--}2.5 \text{ kg N/ha/j}$). In het bevoeiingsexperiment in de Wieden was de gemiddelde N-belasting ca. 7.8 tot $10.7 \text{ mmol/m}^2/\text{j}$ ($=1.1$ tot 1.5 kg N/ha/j). Dit is laag in vergelijking met de huidige atmosferische depositie van $142 \text{ mmol/m}^2/\text{j}$ ($=19.6 \text{ kg N/ha/j}$) en de afvoer die met maaien optreedt ($57\text{--}470 \text{ mmol/m}^2/\text{j} = 8\text{--}66 \text{ kg N/ha/j}$). Een uitzondering is het Naardermeer en Westbroek waar de belasting kan oplopen tot aanzienlijke belastingen van $50 \text{ mmol/m}^2/\text{j}$ (7 kg N/ha/j). Het merendeel van de stikstofbelasting door bevoeiing bestaat uit ammonium, wat een probleem kan zijn. Verhoeven et al. (2011) stelde voor een basenrijke trilveenvegetatie vast dat toediening van nitraat geen effect had op de vegetatie, maar toediening van ammonium juist wel. Een hoge toevoer van ammonium ($250\text{--}500 \text{ mmol/m}^2/\text{j} = 35$ en 70 kg N/ha*j) leidde tot een toename van bovengrondse biomassa van vaatplanten, maar een sterke afname van de mosbiomassa en het aantal mossoorten. In een ander experiment vonden Paulissen et al (2016) dat zowel toediening van nitraat als ammonium de productie verhoogt. Ook vonden

Paulissen et al. (2005) dat hoge ammoniumconcentraties een sterk negatief effect hebben op Gewoon puntmos (vanaf 50 $\mu\text{mol/l}$) en Sphagnum contortum (vanaf 1000 $\mu\text{mol/l}$).

In het Wieden experiment vertoonden de met extractie verkregen NO_3^- en NH_4^+ gehalten van de bodem en de in de wortelzone bepaalde poriewater stikstofconcentraties geen trends die in verband kunnen worden gebracht met de invloed van bevoeiing. Daarmee zijn er geen aanwijzingen dat de concentraties in de bodem sterk worden beïnvloed. De chemische veranderingen van het porievocht zoals een stijging van de pH en alkaliniteit, kunnen wel de N-mineralisatie bevorderen. Hieraan zijn echter geen metingen verricht.

Geconcludeerd kan worden dat extra belasting met minerale N door bevoeiing in het veldexperiment in de Wieden gering is ten opzichte van de niveaus waarop in andere experimenten negatieve effecten op de vegetatie zijn gemeten, maar niet een verwaarloosbaar effect hoeft te hebben. Vooralsnog gaan we er van uit dat aanvoer van minerale stikstof meestal geen groot knelpunt vormt zo lang de NO_3^- en NH_4^+ concentraties in het oppervlaktewater voldoende laag zijn en voldoende laag blijven in het porievocht. De actueel hoge depositie van gereduceerde stikstof in de Nederlandse situatie is echter wel een groot probleem voor trilveen- en veenmosrietlandvegetatie en deze overschrijdt sterk de aanvoerflux door bevoeiing (Van Diggelen et al. 2018).

Fosfor

Binnen laagveenmoerassen kan de orthofosfaat-concentratie in het oppervlaktewater sterk verschillen (0.3-1.9 $\mu\text{mol/l}$; zie par. 2.3). De recente P-totaal metingen van oppervlaktewater nabij de onderzochte referentielocaties zaten in de range van 0.6-1.2 $\mu\text{mol/l}$ (par 3.3) en die het Wieden experiment bedroeg 0.2-0.7 $\mu\text{mol/l}$. Binnen laagveenmoerassen met in de zomer aanvoer van oppervlaktewater kunnen grote ruimtelijke verschillen in de orthofosfaat en P-totaal concentratie optreden. Nabij inlaatpunten voor oppervlaktewater is de concentratie veelal (te) hoog, terwijl dieper in de gebieden de concentraties soms aanvaardbare niveaus bereiken door verdunning, opname van fosfaat door organismen en bezinking van ijzerhydroxiden- en organische deeltjes met hieraan geadsorbeerd fosfaat. Daarom kunnen ruimtelijk en ook gedurende het seizoen kan grote variatie op treden in de fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater (Cusell et al. 2014a).

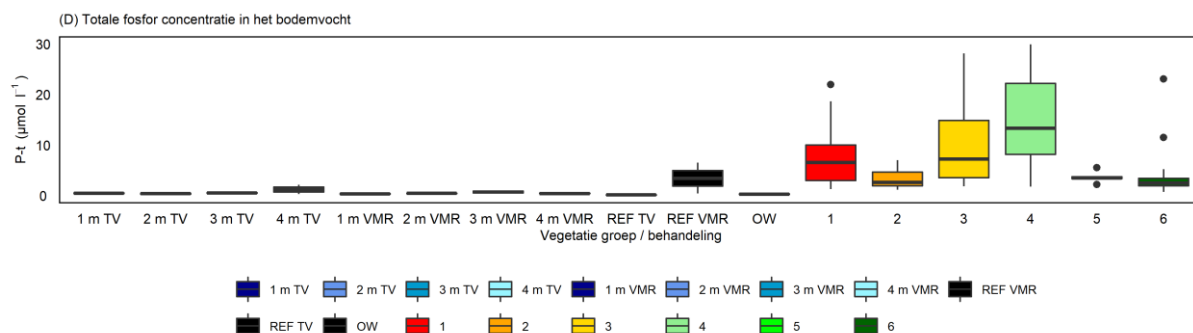
De belasting met P op basis van de theoretische bevoeiingsbehoefte van de gemodelleerde kraggen, die veelal in het haarvatensysteem van de gebieden liggen, is voor de meeste laagveenmoerassen laag (0.4-1.9 $\text{mmol/m}^2/\text{j}$ $\approx$ 0.06 en 0.27 kg P/ha/j) wanneer wordt uitgegaan van de P-concentratie in gefilterde monsters (betreft dan vooral de opgeloste fosfaatfractie). Als uit wordt gegaan dat de P-concentratie in ongefilterd oppervlaktewater, die veel hoger is dan de ortho- PO_4 concentratie door de aanwezigheid van P in gesuspenderde deeltjes, dan is de P-belasting vermoedelijk (veel) hoger. Met een aanname dat P-concentratie dan 6x zo hoog is als in gefilterd water zou de P-belasting -11.6 $\text{mmol/m}^2/\text{j}$ ($=$ 0.4 tot 1.6 kg P/ha/j) bedragen. Dat is veel hoger dan de atmosferische depositie en ligt in de range van de afvoer door maaien. De P-totaal belasting in het Wieden-experiment was 1.1-1.9 $\text{mmol/m}^2/\text{j}$ ($=$ 0.19-0.27 kg P/ha/j). Deze waarden zijn tweemaal of nog veel meer zo hoog als de atmosferische P-depositie (0-0.90 $\text{mmol/m}^2/\text{j}$ $=$ 0-0.12 kg P/ha/j; Schoumans et al. 2008), maar lager dan de hoeveelheid die in trilvenen door maaien kan worden afgevoerd (2.9-5.9 $\text{mmol/m}^2/\text{j}$ $=$ 0.4-5.7 kg/ha/j; Koerselman 1990; data Universiteit Antwerpen). Potentieel kan aanvoer van fosfor door bevoeiing dus een risico vormen voor behoud van fosfaatarme condities, zeker in P-gelimiteerde systemen als trilvenen. Dat risico is groter naar mate langer wordt bevoeid.

Aanvoer van P via het oppervlaktewater lijkt sterk geassocieerd te zijn met aanvoer van Fe, terwijl dit niet geval voor de aanvoer van Ca. Uit het onderzoek aan referentielocaties blijkt dat het P-totaal en Fe-totaal gehalte in de toplaag sterk met elkaar positief gecorreleerd zijn en terwijl dat in geringe mate het geval is voor het P-totaal en Ca-totaal gehalte. De sterke correlatie van P-totaal

en Fe-totaal in de bodemtoplaag in het Wieden-experiment duidt ook op een link tussen aanvoer van fosfaat en ijzer in het oppervlaktewater. Accumulatie van fosfaat lijkt minder samen te hangen met aanvoer en accumulatie van Ca, maar daar zeker over te zijn zouden aanvullende bodemchemische analyses nodig zijn. In het veenmosrietland van het Wieden-experiment, waarin de toplaag van het veen zich gevormd heeft zonder of met weinig invloed van oppervlaktewater, zijn de P en Fe concentraties ook lager dan in die van trilveenvegetatie. Deze patronen geven aan dat aanvoer van fosfaat door bevoeiingswater waarschijnlijk is geassocieerd met aanvoer van gesuspendeerde ijzerdeeltjes en verbindingen van ijzer en organische stof waaraan fosfaat is gebonden.

In de onderzochte referentielocaties in bevoeide rietlanden, maar ook in een deel van de plots met trilveenvegetatie van het bevoeiingsexperiment, liggen de P-totaal gehalten van de bodemtoplaag dicht tegen de grenswaarde aan van 3.3 mmol/l, waarboven de vegetatie vermoedelijk niet meer wordt gelimiteerd door P (Emsens et al. 2016a). In het algemeen wordt de biomassa-productie van soortenrijke trilveenvegetaties in kraggeverlandingen en in grondwatergevoede venen gelimiteerd door P (Kooijman 1993; Cusell et al. 2014b; Emsens et al. 2016a, Van Diggelen et al. 2018). Bekend is dat fosfaat gebonden kan worden aan ijzer, waardoor de fosfaatconcentraties in het poriewater af kunnen nemen. Het relatief hoge ijzergehalte in de kraggetoplaag vormt echter in moerasvegetaties niet noodzakelijkerwijs een sterke beperking voor fosfaatopname, omdat planten in staat zijn het geadsorbeerde fosfaat vrij te maken. Hierdoor is de beschikbaarheid van fosfaat in ijzer- en fosfaatrijke moerassen juist hoger dan in fosfaat- en ijzerarme moerassen (Emsens et al. 2016a, Cusell et al. 2014b). De extra aanvoer van fosfaat door bevoeiing vergroot niet alleen de P-totaal voorraad van de bodem, maar ook juist de anorganische fosfaatfractie. Juist deze toename kan bijdrage aan een betere P-beschikbaarheid. Omdat trilveenvegetaties in het laagveengebied vaak al een relatief hoge bedekking van de kruidlaag kunnen hebben, zou eutrofiering door accumulatie van fosfaat op den duur ook de lichtcondities voor trilveensoorten kunnen gaan verslechteren.

Na drie jaar bevoeien was in het Wieden-experiment nog geen effect merkbaar op de P-totaal en Fe-totaal gehalten in de bodem. Ook bodemporiewater P-concentraties in het de wortelzone duiden niet op een invloed van bevoeiing op de P concentraties. De poriewater P concentraties in de wortelzone zijn laag in alle plots van beide vegetatietypen en tevens in het oppervlaktewater. Deze concentraties komen goed overeen met de lage P concentraties welke in andere goed ontwikkelde Nederlandse trilvenen gevonden zijn en zijn laag in vergelijking met andere Nederlandse veenmosrietlanden (Van Diggelen et al. 2018) (Figuur 5-4). Langdurige bevoeiing zou echter in kraggen met een relatief hoge P-totaal concentratie kunnen leiden tot een opheffing van P-limitatie. De duur dat door bevoeiing de grenswaarde van 3.3 mmol/l wordt bereikt, kan voorzichtig geschat worden, uitgaande van een kragge met 0.75 tot 3.0 mmol/l P-totaal in de toplaag en de geschatte P-belasting door bevoeiing uit hoofdstuk 2. Dit geeft een tijdsduur van 40 j (P-totaal hoog in uitgangssituatie; hoge P-belasting) tot 1140 j (P-totaal laag in de uitgangssituatie, lage P-belasting). Voor de situatie in het Wieden-experiment (P-totaal 1.1-2.1 mmol/l) bedraagt die tijdsduur 200 tot 370 jaar. Deze tijdsduren zijn voor het beheer zeer lang en maar geven wel aan dat bij het toepassen van bevoeiing op een langere termijn fosfaataccumulatie een probleem kan zijn. Veel hangt echter af van de vorm waarin P in de bodem zit, en hoeveel ijzer en Ca er wordt aangevoerd via het oppervlaktewater. Bovendien kan de toevoer van fosfaat door bevoeiing juist leiden tot een sterke toename van de labiel gebonden fosfaat. Daardoor is het ook mogelijk dat de fosfaatbeschikbaarheid al toeneemt bij lage P-totaal concentraties van de bodem.



Figuur 5-4: De totale fosforconcentratie in het bodemvocht op 5-10 cm diepte in boxplots. In het figuur zijn de verschillende trilveen (TV) en veenmosrietland (VMR) transecten weergegeven (beide raaian en locaties bij elkaar) incl. de referenties (REF), in een blauw gradiënt van donkerblauw naar lichtblauw bij toenemende afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast is ook het oppervlaktewater van beide locaties samen weergegeven. Rechts is een referentie dataset weergegeven afkomstig uit OBN onderzoek aan trilveren en veenmosrietlanden in Nederland (Van Diggelen et al 2018). In dit onderzoek zijn de Nederlandse successiestadia van trilveren naar veenmosrietlanden in zes verschillende groepen ingedeeld; groep 1 (verzuurd veenmosrietland), groep 2 (verzuurd overgangsveen), groep 3 (basenarm veenmosrietland), groep 4 (basenarm overgangsveen), groep 5 (eutroof trilveren) en groep 6 (mesotroof trilveren), in rood verzuurd veenmosrietland tot groen in trilveren.

Figure 5-4: Total phosphorus concentration in the soil moisture at 5-10 cm. In both figures the different rich fen (TV) and sphagnum-reed vegetation (VMR) measurement points are shown for different distances from the irrigation hose, with values from all transects and locations combined. Also the reference sites (REF) and the surface water values ('OW') of both locations are shown. The six box plots on the right show values for different vegetation types from a reference dataset from OBN research on quaking mires in the Netherlands (Van Diggelen et al 2018). Groups from most acidified Sphagnum vegetation (red) to rich fen vegetation (green) (group 1=acidified Sphagnum-reed vegetation, group 2=acidified transitional fen, group 3=base-poor Sphagnum-reed vegetation, group 4=base-poor transitional fen, group 5=eutrophic rich fen, and group 6=mesotrophic rich fen).

Bevloeïng kan op kortere termijn ook effect hebben op de fosfaatconcentraties in het porievocht door indirecte effecten op de chemische condities. In het Wieden-experiment bleken de porievocht P-concentraties van de bodemtoplaag af te nemen. Deze porievocht P-concentratie vertoonde een zwakke relatie met de Fe/P- en Ca/P ratio's van de bodemtoplaag, waarbij hoge porievocht P-concentraties vooral optreden bij lage waarde van deze ratio's. Dit patroon wordt niet bepaald door P-totaal gehalten van de bodem. Cusell et al. (2013) vond in trilverenvegetaties met Geel schorpioenmos ook hogere P-concentraties in het porievocht van de moslaag en bodem op bij lage Fe/P- en Ca/P ratio's. Bij hoge waarden van de Fe/P en Ca/P ratio's treedt mogelijk een betere sorptie op van fosfaat aan ijzerdeeltjes en vastlegging in Ca-verbindingen. In een deel van het bevoeide veenmosrietland nam de Ca/P ratio toe door de bevloeïng. Een toename van de Ca-concentratie van de bodem kan ook de sorptie van fosfaat aan ijzerhydroxiden bevorderen (Weng et al. 2012). Onduidelijk is echter hoe ijzer en calcium werkelijk doorwerken op de fosfaatbeschikbaarheid, zeker in geval van een gecombineerde aanvoer van fosfaat, ijzer en calcium bij bevloeïng.

Samenvattend: aanvoer van fosfaat door bevloeïng kan op een langere termijn een risico zijn voor behoud en herstel van P-gelimiteerde trilverenvegetatie en het ijzergehalte van het oppervlaktewater lijkt een rol te spelen bij de aanvoer van fosfaat via oppervlaktewater. In de Wieden en Weerribben is in de haarvaten van het oppervlaktewatersysteem de P-totaal concentratie van het oppervlaktewater zo laag dat bevloeïng hier op een kortere termijn weinig risico geeft voor mesotrofe trilverenvegetatie. In andere gebieden met een hogere P-totaal concentratie kan er wel op een kortere termijn een risico voor eutrofiering aanwezig zijn. **Kalium** Kalium is een nutriënt dat in bepaalde situaties co-limiterend kan zijn voor de productiviteit van de vegetatie. Dit is vastgesteld voor trilverenvegetaties met een hoge P-beschikbaarheid voor de

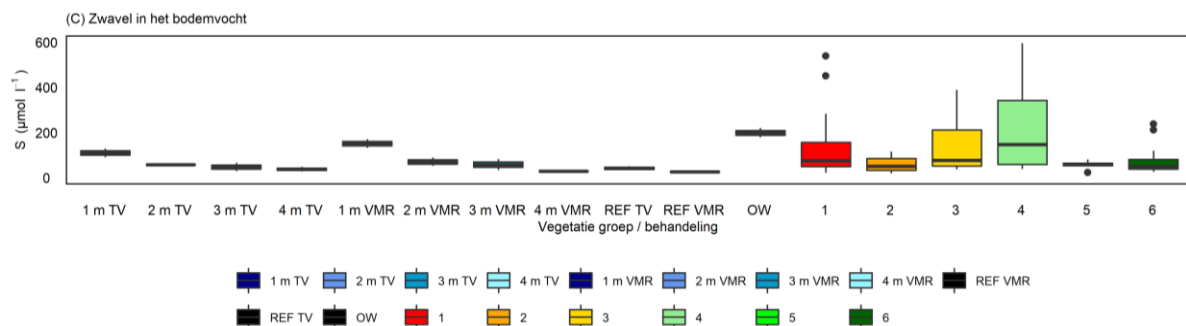
vegetatie (Cusell et al. 2014b). Ook in natte graslanden op veen kan K-limitatie optreden, vooral als die langdurig zijn ontwaterd en gehooïd (De Mars et al. 1996, Van Duren et al. 1997; Van Duren & Pegtel 2000). In puur veen is de beschikbaarheid van kalium voor planten gering, omdat er geen silicaatmineralen zijn waaruit kalium vrij kan komen door verwerking. Omdat kraggen met trilveenvegetatie en veenmosrietland langdurig gemaaid worden, kan kalium in theorie beperkend worden. In langdurig onbemeste en gehooide situaties is daarom de aanvoer van kalium door toestroming van oppervlakte- en/of grondwater van belang om uitputting van de bodem te voorkomen. Wanneer er sprake is van zo'n beperking dan zal bevloeiing die K-beperking opheffen als gevolg van een hoge K-belasting. In het Wieden-experiment bedroeg de aanvoer een veelvoud van de K-voorraad in de bodemtoplaag (factor 5 tot 10). Absoluut gezien was die aanvoer hoog ($38\text{--}43\text{ kg/ha}\cdot\text{j}$), en overschrijdt ruim de afvoer door maaien ($4.7\text{--}26.8\text{ kg/j}\cdot\text{ha}$; Koerselman 1990; data Universiteit Antwerpen). De bevloeiing had hier ook sterke invloed op de porievochtconcentraties die veranderen naar het niveau van het bevoeiingswater. De sterke toevoer van kalium in het basenrijk bevoeiingswater kan ook de uitloging van kalium stoppen die in de verzurende situatie vooraf aan de bevloeiing optrad. Of toevoer van kalium relevant is voor de productiviteit is zeer de vraag omdat voor als nog K-beperking in trilveenvegetatie alleen bij een hoge productiviteit is vastgesteld. Alleen wanneer P niet beperkend is of minder beperkend wordt, zou dat een nadeel kunnen zijn. Voor mossen van trilveenvegetatie kan veel toevoer van kalium een voordeel zijn, omdat een toevoer van veel kalium mogelijk toxische effecten van een hoge atmosferische depositie van gereduceerde stikstof zou kunnen tegengaan. Hoge NH_4 -concentraties in het water waarin het mos groeit, zijn namelijk toxisch voor een soort als Rood schorpioenmos en dit gaat samen met lage K-gehalten in het mosweefsel (Paulissen et al. 2016).

Sulfaat

In de gebieden Tjurries, Kiersche Wieden, Veldweg en Westbroek liggen de sulfaat concentraties van het oppervlaktewater onder de $200\text{ }\mu\text{mol/l}$. In de Stobbenribben, de Wobberribben en het Naardermeer liggen de sulfaatconcentraties aanzienlijk hoger ($300\text{--}950\text{ }\mu\text{mol/l}$). Het oppervlaktewater dat voor het experiment in de Wieden werd gebruikt had waarden in de range van $125\text{--}225\text{ }\mu\text{mol/l}$. Deze concentraties zijn hoger dan die in het porievocht in de bodemtoplaag van mesotrofe trilvenen in Nederland (Van Diggelen et al. 2018) (Figuur 5-5).

Bij bevloeiing zal de belasting met zwavel in de vorm van sulfaat altijd hoog zijn. De belasting met zwavel op basis van de theoretische bevoeiingsbehoefte bedraagt $50\text{ tot }120\text{ kg S/ha}\cdot\text{j}$. In het vierjarige bevoeiingsexperiment in de Wieden bedroeg de belasting $44\text{--}61\text{ kg S/ha}\cdot\text{j}$. Zulke belastingen zijn veel hoger dan de actuele atmosferische depositie (ca. $14\text{ kg S/ha}\cdot\text{j}$). De hoge toevoer kan potentieel een risico vormen voor afbraak van veen, mobilisatie van fosfaat en sulfide-toxiciteit. Het ruimtelijk patroon van de porievocht concentratie van sulfaat in de miniraaian van het Wieden experiment duiden dan ook op aanvoer van sulfaat via bevloeiing en het optreden van sulfaatreductie op een enige afstand (ca. $1\text{--}3\text{ m}$) van de bevoeiingsslang (Figuur 5-5). Sulfaat neemt in anaerobe milieus zoals in het veen van kraggen de rol van zuurstof als oxidator overnemen en zorgen voor anaerobe afbraak van organisch materiaal. Hierdoor kan de N- en P-mineralisatie ook worden verhoogd. De sulfaatreductie door de vorming van ijzersulfiden kan leiden tot mobilisatie van fosfaat die zijn geadsorbeerd aan ijzerhydroxiden (Smolders et al. 2006). In het Wieden-experiment werd geen stijging, maar juist een daling van de porievocht P-concentratie gemeten en was dus na vier jaar toevoer van sulfaat houdend oppervlaktewater geen aanwijzing voor P-mobilisatie, vermoedelijk door een relatief hoge beschikbaarheid van Fe en Ca welke P kunnen binden. Bij sulfaatreductie kunnen ook voor planten toxische concentraties van vrije sulfiden ontstaan en bij beschikbaarheid van reactief ijzer ook ijzersulfiden. De vorming van ijzersulfiden vergroot de verzuringscapaciteit van de bodem. Bij beluchting van de bodem bij (extreem) lage waterstanden kan bij de oxidatie van ijzersulfiden zoveel zuur vrij dat de bodem verzuurd.

In het experiment in de Wieden werd na drie jaar geen toename van het S-totaal gehalte van de bodemtoplaag vastgesteld. Daaruit kan worden afgeleid dat het overgrote deel van de aangevoerde sulfaat niet in de toplaag reduceerde. Dit kan te maken hebben met een nog relatief hoge redoxpotentiaal in de toplaag. In diepere delen van in het profiel met een lagere redoxpotentiaal zou de sterke aanvoer van sulfaat wel tot verhoogde anaerobe afbraak en fosfaatmobilisatie kunnen leiden. Om dit vast te stellen is het nodig om dieper in de kraggen chemische metingen te verrichten. Wel is er een trend zichtbaar dat de bodemporiewater zwavelconcentraties verhoogd zijn nabij de bevoeiing slangen, door aanvoer van S vanuit het oppervlaktewater, zie Figuur 5-5. Ook zijn de gemiddelde poriewater S concentraties in het vierde bevoeiingsjaar in zowel de trilveen als de veenmosrietland transecten in de eerste meter naast de bevoeiing slang hoger dan de in goed ontwikkelde Nederlandse trilvenen aangetroffen S-concentraties (Van Diggelen et al. 2018), Figuur 5-5). Tijdens het veldwerk is opgemerkt dat de kragge na enige tijd bevoeien slapper is gaan aanvoelen. Dit kan een aanwijzing zijn voor versterkte afbraak. Een toename van de zwak eutrafente soort als Paddenrus dicht bij de bevoeiingsslang hangt mogelijk ook hier mee samen. Bevoeide rietteltparcels zijn al langdurig met sulfaat sterk belast. Omdat dit hier niet leidt tot slappe kraggen (mondelinge mededeling G. Kooijman) is de vraag in hoeverre de extra toevoer van sulfaat leidt tot meer substantieel meer afbraak. Voorts stonden jonge kraggeverlandingen ook langdurig onder invloed toevoer van sulfaat houdend oppervlaktewater.



Figuur 5-5: De totale zwavelconcentratie in het bodemvocht op 5-10 cm diepte in boxplots. In het figuur zijn de verschillende trilveen (TV) en veenmosrietland (VMR) transecten weergegeven (beide raaian en locaties bij elkaar) incl. de referenties (REF), in een blauw gradiënt van donkerblauw naar lichtblauw bij toenemende afstand van de bevoeiingsslang. Daarnaast is ook het oppervlaktewater (OP) van beide locaties samen weergegeven. Rechts is een referentie dataset weergegeven afkomstig uit OBN onderzoek aan trilvenen en veenmosrietlanden in Nederland (Van Diggelen et al 2018). In dit onderzoek zijn de Nederlandse successiestadia van trilvenen naar veenmosrietlanden in zes verschillende groepen ingedeeld; groep 1 (verzuurd veenmosrietland), groep 2 (verzuurd overgangsveen), groep 3 (basenarm veenmosrietland), groep 4 (basenarm overgangsveen), groep 5 (eutroof trilveen) en groep 6 (mesotroof trilveen), in rood verzuurd veenmosrietland tot groen in trilveen.

Figure 5-5: Total sulphur concentration in the soil moisture at 5-10 cm. In both figures the different rich fen (TV) and sphagnum-reed vegetation (VMR) measurement points are shown for different distances from the irrigation hose, with values from all transects and locations combined. Also the reference sites (REF) and the surface water values ('OW') of both locations are shown. The six box plots on the right show values for different vegetation types from a reference dataset from OBN research on quaking mires in the Netherlands (Van Diggelen et al 2018). Groups from most acidified Sphagnum vegetation (red) to rich fen vegetation (green) (group 1=acidified Sphagnum-reed vegetation, group 2=acidified transitional fen, group 3=base-poor Sphagnum-reed vegetation, group 4=base-poor transitional fen, group 5=eutrophic rich fen, and group 6=mesotrophic rich fen).

Geconcludeerd kan worden dat bij bevoeiing zeer hoge belastingen van sulfaat niet kunnen worden vermeden, zelfs als met relatief sulfaatarm oppervlaktewater wordt bevoeid. De risico's op afbraak van veen, interne P-eutrofiering, vorming van toxische sulfiden en opbouw van verzuringscapaciteit zijn onduidelijk.

5.5 Aanbevelingen voor bevloeiing van kraggeverlandingen

In deze paragraaf geven we globale aanbevelingen over bevloeiing in kraggeverlandingen voor de beheer- en herstelpraktijk. Meer concrete aanbevelingen over de keuze en uitvoering van bevloeiingsprojecten in kraggenverlandingen voor behoud en herstel van trilveenvegetaties zullen later worden uitgewerkt in een synthese van dit onderzoek en andere bevloeiingsexperimenten.

Herstel van hoge basenrijkdom kraggetoplaag door bevloeien is mogelijk

Met bevloeiing is het goed mogelijk om veel calcium en bicarbonaat aan te voeren, zodat daarmee binnen afzienbare termijn verzuurde kraggen een hoge basenverzadiging kunnen krijgen en een afname van de basenverzadiging door verzurende depositie, veengroei en maaibeheer kan worden voorkomen. Bevloeiing is daarmee een maatregel die effectief is en tevens een van de weinige opties om de grootschalige verzuring en versnelde successie van kraggeverlandingen in laagveenmoerassen te beperken en deels ongedaan te maken. De bevloeiingshoeveelheden en duur (aantal jaren) zijn sterk afhankelijk van de samenstelling van het bevloeiingswater (Ca, HCO_3^- en andere kationen), de mate van verzuring van de bevloeiende kragge en de efficiëntie waarmee de aangevoerde calcium geadsorbeerd wordt in de toplaag van de kragge. Een hoger calciumconcentratie van het bevloeiingswater geeft een sneller herstel van de basenrijkdom. Het Wieden-experiment waar de jaarlijkse hoeveelheid geïnfilterd oppervlaktewater relatief gering was, laat zien dat op een relatief korte termijn (4 j) beginnend herstel van de basenrijkdom in matig sterk verzuurde kraggen met veenmosrietland mogelijk is.

Doorbreken veenmosdominantie met inundatie

Het bevloeiingsexperiment in de Wieden heeft geleerd dat wanneer gebufferd oppervlaktewater direct de kragge intreedt en niet de (veen)moslaag inundeert, dit wel leidt tot een toename van de basenrijkdom van de bodemtoplaag, maar onvoldoende is om een verschuiving te realiseren van een veenmos gedomineerde vegetatie naar een vegetatie met een hoog aandeel van trilveenmossoorten. Om de veenmos dominantie te doorbreken is zeer vermoedelijk inundatie met bicarbonaatrijk oppervlaktewater van het levende deel van de moslaag nodig. Onduidelijk is echter of er na het afsterven van veenmossen onder invloed van bicarbonaatrijk oppervlaktewater een herstel volgt van trilveenvegetatie en dan vooral ook van de kenmerkende trilveenmossen (o.a. Schorpioenmossen, Goudsterrenmos). Dit pleit ervoor om bevloeiingsexperimenten te gaan uitvoeren waarbij de moslaag gedurende een periode van het jaar geïnundeerd wordt met Ca-rijk, HCO_3^- -rijk en nutriëntenarm oppervlaktewater en daarbij de (lange termijn) effecten op de vegetatie te monitoren. Zulke experimenten zijn ook nodig voor beheerders zodat die ervaring kunnen opdoen met de technische aspecten van bevloeiing. Het zal in veel gevallen nog een uitdaging zijn om kraggen daadwerkelijk voldoende lang te inunderen. Door bijvoorbeeld het opdrijven, snelle laterale wegstroming en de heterogeniteit van de kragge kan het in de praktijk lastig zijn om het oppervlaktewater langdurig genoeg 'op de kragge' te houden.

Bevloeiingsduur en (potentiele) stofbelastingen

De benodigde duur van bevloeien (aantal jaren) kan vooraf grof worden geschat met stofbalansberekeningen op basis van lokale data van waterchemie, bodemchemie en enkele aannames over infiltratiecapaciteit, zuurdepositie, veenaccumulatie en afvoer van basen door maaibeheer zoals in de analyse van hoofdstuk 2 is gedaan. Alhoewel aan zulke berekeningen allerlei onzekerheden kleven, kan het wel met relatief met weinig inspanningen helpen bij de onderbouwing van waar en hoe en hoelang te bevloeien (duur bevloeiing per jaar, tijd van het jaar) en voorkomen dat op voorhand ineffectieve projecten worden gestart. Hoe lang exact herstel van de basenrijkdom duurt in concrete situaties zal de praktijk en monitoring moeten uitwijzen. Met de stofbalansberekeningen is het ook mogelijk om te rekenen aan de belasting met minerale stikstof

(NO₃+NH₄), fosfaat en sulfaat als gevolg van bevoeiing en daarmee een inschatting te verkrijgen op nadelige bijeffecten.

Chemische samenstelling van bevoeiingswater

Bij het kiezen van locaties is van belang om te letten op een geschikte chemische samenstelling van het oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de bevoeiing. Geschikt oppervlaktewater heeft een lage Cl-concentratie, een hoge concentratie van Ca en HCO₃⁻ en lage concentraties van NO₃, NH₄, ortho-PO₄ en P-totaal en een lage Fe-concentratie. Een hoge Ca-concentratie (>1000 µmol/l = 40 mg/l) zorgt voor een lagere benodigd bevoeiingsdebiet voor herstel van een hoge basenrijkdom van de kraggebodem en daarmee voor een relatief korte bevoeiingsperiode. Dat draagt ook bij aan het beperken van de belasting met nutriënten- en sulfaat. Voor het verkrijgen van een beeld van de waterkwaliteit is van belang om het ruimtelijke patroon te analyseren en ook te kijken naar het seizoensmatig verloop van stofconcentraties. Binnen laagveenmoerasgebieden kunnen namelijk aanzienlijke ruimtelijke verschillen en seizoensmatige fluctuaties optreden. Voor de keuze van bevoeiingslocaties en de bevoeiingsperiode in het jaar is daarom van belang om het ruimtelijke patroon van de waterkwaliteit te analyseren en ook te kijken naar het seizoensmatig verloop van stofconcentraties.

5.6 Kennislacunes en vervolgonderzoek

Op basis van het uitgevoerde onderzoek signaleren we de kennislacunes en geven we suggesties voor vervolgonderzoek.

Doorbreken van veenmosdominantie met inundatie en herstel van trilveenmossen

Aannemelijk is dat een verzuurde kragge met veenmosdominantie het herstel naar typische trilveenvegetatie blokkeert en dat deze dominantie enkel kan worden doorbroken door de moslaag te inunderen met carbonaatrijk water. Met laboratoriumexperimenten is de grote rol van HCO₃⁻ hierin aangetoond (Koks et al. 2019, Koks et al. in prep.). Een tweede laboratoriumexperiment duidt op dat inundatie van enkele weken met HCO₃⁻-rijk oppervlaktewater (> 500-800 µmol HCO₃) sterk negatieve effecten kan hebben op veenmossen (Koks et al. in prep.), onder veldcondities is hier nog geen onderzoek aan gedaan. Tevens is nog de vraag of en hoe snel typische trilveenmossoorten terugkeren en zich uitbreiden nadat veenmossen afsterven. Door monitoring van inundatieduur, waterkwaliteit en in ontwikkeling van de moslaag in diverse bevoeiingsprojecten is mogelijk om hier meer inzicht in te krijgen. Vermoedelijk is het dan ook nodig in langere meetreeksen (> 5 jaar) op te bouwen. Met transplantatie experimenten kan ook gecheckt worden of de terugkeer van trilveenmossoorten gelimiteerd wordt door een gebrekkige dispersie.

Inunderen van kraggen

Het inunderen van kraggen waarbij de moslaag daadwerkelijk onder water wordt gezet, kan lastig zijn door de neiging van kraggen om op te drijven. Ook kunnen hoge laterale waterverliezen door bevoeiingsdammen inundatie sterk belemmeren. Het realiseren van succesvolle bevoeiingen vergt daarom onderzoekwerk en veldtesten bij natuurbeheerders en uitwisseling van nieuwe ervaringen. Experimenten op perceelschaal zijn dan ook nodig.

Water- en stofbalansen

Voor het beoordelen van de chemische effecten van bevoeiing is inzicht in stofbalans belangrijk mede omdat aanvoerfluxen van fosfaat en sulfaat hoog kunnen zijn en een potentieel risico vormen voor trilveenvegetatie. Onduidelijk is hoeveel van de aanvoerflux accumuleert in de bodem. Daarvoor is het zinvol om de waterbalans adequaat te meten en stofconcentraties van het bevoeiingswater. In bevoeiingen kan met het meten van pompdebieten en/of waterstanden relatief gemakkelijk de aanvoerflux van oppervlaktewater worden bepaald.

Bij voldoende frequente metingen van stofconcentraties in het bevoeiingswater is het mogelijk om de aanvoerflux van stoffen te berekenen. Daarnaast geven metingen van stofvoorraden vooraf aan de bevoeiing en na enige tijd inzicht in hoeverre calcium, fosfor, minerale stikstof en zwavel accumuleren. Door het vergelijken van aanvoerfluxen en veranderingen in voorraden wordt ook duidelijk in hoeveel van de aangevoerde stoffen achterblijft in de bodem. Voor de fosfaatbelasting is van belang om ook te kijken naar de aanvoerflux van P-totaal. Voor inzicht hoe de aanvoer van nutriënten zich verhoudt met de afvoer door maaien (basische kationen, N, P, K) is het zinvol de afvoerflux door maaien te meten. Voor accumulatie van zwavel is het van belang ook de voorraad dieper in de kragge bodem te volgen.

Tijdsduur van herstel van een hoge basenrijkdom

De bevoeiingsduur die nodig is voor herstel van een hoge basenrijkdom in verzuurde kraggen is afhankelijk van diverse factoren waarover onzekerheid bestaat (o.a. hoeveelheid infiltreerbaar bevoeiingswater, accumulatiesnelheid van het veen, zuurdepositie, kationadsorptie van de bodem). Berekeningen vooraf aan het uitvoeren van bevoeiingsprojecten op basis van stofbalansberekeningen hebben daardoor een aanzienlijke onzekerheidsmarge voor de vereiste bevoeiingsduur. Deze onzekerheid kan verkleind worden in meerdere bevoeiingsprojecten de ontwikkeling van de basenrijkdom van de kragge bodem te monitoren.

Fosfaatbelasting en -beschikbaarheid

Soortenrijke trilvenen hebben een geringe P-voorraad in de bodem en zijn P-gelimiteerd. Bevoeiing leidt tot aanvoer van fosfaat en kan daarmee in potentie de P-limitatie opheffen. Onduidelijk is hoe snel aanvoer van fosfaat door bevoeiing leidt tot een te hoge fosfaatbeschikbaarheid voor trilveenvegetatie. Onduidelijk is ook of en hoe ijzer en calcium in de bodem en aanvoer daarvan met het bevoeiingswater exact doorwerken op de fosfaatbeschikbaarheid. Ook is niet duidelijk waarom de beschikbaarheid van fosfaat beter is in veenmosrietland dan in trilveenvegetatie (Van Diggelen et al. 2018) en hoe bevoeiing van veenmosrietland ingrijpt op deze relatief hoge fosfaatbeschikbaarheid. De onderzoek aan de rol van ijzer en calcium in de regulatie van fosfaatbeschikbaarheid in natte veenbodems is gepland in nog uit te voeren OBN-onderzoek. Aanvullend onderzoek zou kunnen bestaan uit onderzoek aan verandering van de fosfaatbeschikbaarheid in bevoeiingen door monitoring van diverse fosfaatfracties in de bodem, productiviteit van de vegetatie, nutriëntenconcentraties in de vegetatie of specifieke soorten (bio-indicatoren).

Effecten van een hoge sulfaatbelasting

De hoge sulfaatbelasting die door bevoeiing zal gaan optreden, is zeer hoog, zelfs als sulfaatconcentraties van het bevoeiingswater vrij laag zijn. Dit kan op korte of langere termijn een risico vormen voor sterke afbraak van veen, interne P-eutrofiering, sulfidentoxiciteit en op bouw van een hoge verzuringscapaciteit daarmee voor de duurzaamheid van kraggen met trilveen. Onduidelijk is hoe groot dit risico is. Deels kan dit aangepakt worden met onderzoek aan stofbalansen en accumulatie van sulfiden in de bodem (zie boven). Daarnaast kan gekeken worden de ontwikkeling van sulfidenconcentraties in het porievocht en kan het effect op de verzuringsgevoeligheid bij tijdelijke droogval worden getest metingen aan geaereerde bodemonsters.

Doorbreken veenmosdominantie met vegetatiebeheer

Wanneer het onderdrukken van veenmosdominantie met inundatie van oppervlaktewater niet goed lukt, kan gekeken worden of de ontwikkeling van trilveenvegetatie kan worden gestimuleerd door bevoeiing te combineren met een eenmalige ingreep in de vegetatie. Opties zijn daarbij plaggen, schrappen of chopperen. Een vraag daarbij is wat een goede timing is voor zulke maatregelen (begin van de bevoeiing, pas na enige tijd als de basenrijkdom is verhoogd?). Met monitoring van vegetatie en chemie in kleinschalige beheerexperimenten is uit te zoeken wat effectief is.

6. Literatuur

- Aggenbach C.J.S., R.C.M. Verdonchot, H.H. de Vries, D. Groenendijk, J.P. Dijkstra & R. van Diggelen (2013). Effecten van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen. Effecten op vegetatiestructuur, microtopografie en faunagemeenschappen. 2014/OBN183-BE, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Barendregt, A., Beltman, B., Schouwenberg, E.P.A.G. & van Wirdum, G. (2004) Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie op trilvenen (Noord-Holland, Utrecht en Noordwest-Overijssel). Report EC-LNV 2004/281-O, Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Boeye, D., B. Verhagen, V. VanHaesebroeck, and R. F. Verheyen (1997). Nutrient limitation in species-rich lowland fens. *Journal of Vegetation Science*, 8: 415-24.
- Bolt, G.H. & M.G.M. Bruggewert (1978). Soil chemistry. A Basic elements. Amsterdam, Elsevier, *Developments in soil Science* 5A.
- Buijsman E., Aben J.J.M., Hettelingh J.-P., Hinsberg H. van, Koelemeijer R.B.A. & Maas R.J.M. (2010) Zure regen. Een analyse van dertig jaar Nederlandse verzuringsproblematiek. Rapport 500093007, RIVM, Bilthoven.
- Bunzl, K., W. Schmidt & B. Sansoni (1976) Kinetics of ion exchange in soil organic matter. IV. Adsorption and desorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} and Ca^{2+} by peat. *Journal of Soil Science*, 27, 32-41.
- Cirkel, D. G., van der Zee, S., and Meeussen, J. C. L. (2015) Front spreading with nonlinear sorption for oscillating flow, *Water Resources Research* 51, 2986-2993.
- Cusell, C., Kooijman, A.M., Mettrop, I.S. & Lamers, L.P.M. (2013) Natura 2000 kennislacunes in De Wieden & De Weerribben. Rapport 2013/OBN171-LZ, Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Cusell, C., L. P. M. Lamers, G. van Wirdum, and A. Kooijman (2013b). Impacts of water level fluctuation on mesotrophic rich fens: acidification vs. eutrophication. *Journal of Applied Ecology*, 50: 998-1009.
- Cusell, C. (2014) Preventing acidification and eutrophication in rich fens: Water level management as a solution? PhD thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Cusell, C., A. Kooijman, F. Fernandez, G. van Wirdum, J.J.M. Geurts, E. van Loon, K. Kalbitz & L.P.M. Lamers (2014a). Filtering fens: Mechanisms explaining phosphorus-limited hotspots of biodiversity in wetlands adjacent to heavily fertilized areas. *Science of the Total Environment* (2014), 481, 129-141
- Cusell, C., A. Kooijman & L.P.M. Lamers (2014b). Nitrogen or phosphorus limitation in rich fens? - Edaphic differences explain contrasting results in vegetation development after fertilization. *Plant and Soil* (2014), DOI: 10.1007/S11104-014-2193-7.
- Cusell, C., Mandemakers, J., van Dijk, G., van Rotterdam, D., Kooijman, A.M. & Poelen, M. 2019. Onderzoek verbeteren waterkwaliteit Wieden en Weerribben: tussenrapportage fase 1. Witteveen+Bos, Deventer.
- De Mars, H., Wassen, M.J. & Peeters, W.H.M. (1996) The effect of drainage and management on peat chemistry and nutrient deficiency in the former Jędrzejka floodplain (NE, Poland). *Vegetatio*, 126, 59-72.
- Emsens, W.-J., C.J.S. Aggenbach, K. Schoutens, A.J.P. Smolders & R. van Diggelen (2016a). Soil iron content as a predictor of carbon and nutrient mobilization in rewetted fens. *Plos One*. DOI:10.1371/journal.pone.015316.
- Emsens, W.-J., C.J.S. Aggenbach, D.G. Cirkel, A.J.P. Smolders, P.J. Stuyfzand & R. van Diggelen (2016b). Onderzoek aan biochemie en experimentele maatregelen voor het herstel van beekdalvenen. Eindrapport. 2016/ OBN204-BE, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren. Driebergen.

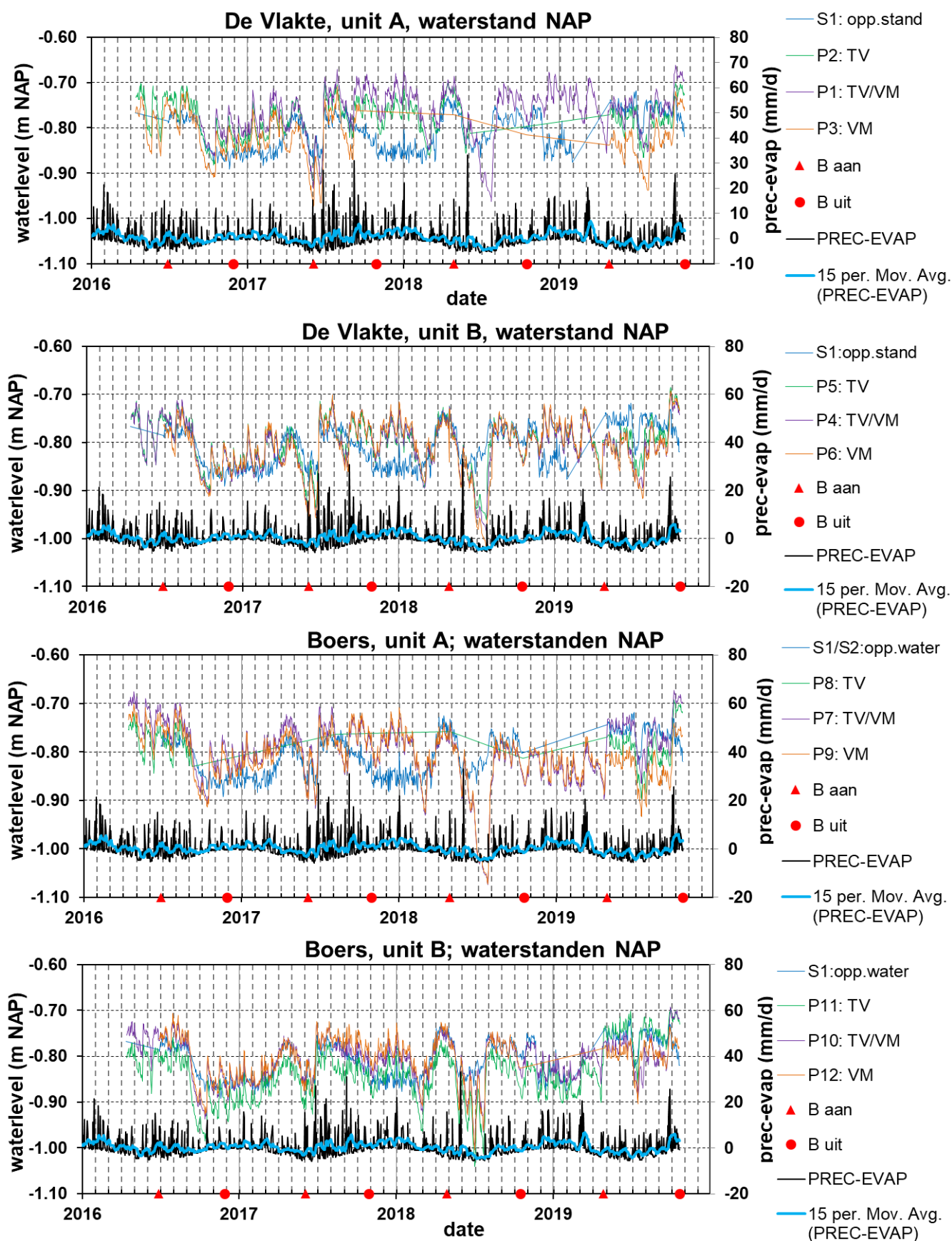
- Faber, A. H., Kooijman, A. M., Brinkkemper, O., van der Plicht, J., & van Geel, B. (2016). Palaeoecological reconstructions of vegetation successions in two contrasting former turbaries in the Netherlands and implications for conservation. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 233, 77-92.
- Gapon, E. N., & Gapon, T. B. (1948). Chromatographic Exchange Adsorption of Ions. 1. Theory of Ion-Exchange Chromatogram. *Zh. Fiz. Khim*, 22, 859.
- Geurts, J.J.M. (2010). Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Gorham, E., Janssens, J.A., Wheeler, G.A., & Glaser, P.H. (1987) The natural and anthropogenic acidification of peatlands. Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands, and agricultural ecosystems (eds. T.C. Hutchinson & K. Meema), pp. 493-512. Springer, Berlin.
- Holmquist, J. R. & MacDonald, G. M. (2014) Peatland succession and long-term apparent carbon accumulation in central and northern Ontario, Canada, *Holocene* 24, 1075-1089.
- Kemmers, R.H., 1983. De kalkpotentiaal als relevante parameter voor het natuurbeheer. Wageningen, ICW. Nota 1481.
- Kemmers R.H & P.C. Jansen, 2000. De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 32
- Kemmers, R.H., F.P. Sival en P.C. Jansen, 2002. Effecten van bevoeiing op de basentoestand en nutriëntenbeschikbaarheid van natte schraalgraslanden op klei-, zand-, en veengronden; Veldwaarnemingen en laboratoriumexperimenten. Wageningen, Alterra. Rapport 534.
- 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.
- Koks, A.H.W., G. van Dijk, A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & C. Fritz (2019). The effects of alkalinity and cations on the vitality of *Sphagnum palustre* L.. *Mires and Peat*, Volume 24, Article 25, 1–14.
- Kooijman, A.M. & Bakker, C. 1993. Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens 2: Experimental studies. *Linbergia* 18: 123-130.
- KWR et al. (2015) Natura 2000 Gebiedsanalyse voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) De Wieden en Weerribben. KWR Watercycle Research Institute/ Witteveen+Bos/ Royal HaskoningDHV.
- 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. (2006) Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia*, 565, 165-186.
- Loeb R. et al., (2016) Verlanding in laagveenpetgaten : speerpunt voor natuurherstel in laagvenen. Rapport / Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (nr. 2016/OBN208-LZ)
- Mettrop, I.S. Kooijman, A.M., Lamers, L.P.M. & Cusell, C. (2015) Peilfluctuaties in het laagveenlandschap: relaties tussen hydrologie, ecosysteem-dynamiek en Natura 2000-habitattypen. Rapportage Fase 2. Conceptrapport, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Nijp, J. (2019). Bepaling van inundatieduur voor herstel en behoud van basenverzadiging in trilveenvegetaties in natuurgebied Het Hol. KWR 2019.107, KWR Water Reserach, Nieuwegein.
- Paulissen, M. P. C. P., L. E. Besalu, H. De Bruijn, P. J. M. V an der Ven, and R. Bobbink (2005). Contrasting effects of ammonium enrichment on fen bryophytes. *Journal of Bryology* 27:109-117.
- Paulissen, M.P.C.P., Schaminée, J.H.J. , During, H.J. , Wieger Wamelink, G.W. & Verhoeven, J.T.A (2014) Expansion of acidophytic late succesional bryophytes in Dutch fens between 1940 and 2000. *Journal of vegetation Science*, 25: 525-533.
- Paulissen, M., Besalu, L. E., De Bruijn, H., Van der Ven, P. J. M. & Bobbink, R. (2005) Contrasting effects of ammonium enrichment on fen bryophytes, *Journal of Bryology* 27, 109-117.
- Richardson, C.J. & Marshall, P.E. (1986) Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecological Monographs*, 56, 279-302.

- Raghoebarsing A.A., Alfons J.P., Smolders A.J.P., Schmid M.C., Rijpstra W.I.C., Wolters-Arts M., Derksen J., Jetten M.S.M., Schouten S., Damste J.S.S., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M., Op den Camp H.J.M. & Strous M. (2005). Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436:1153–1156.
- Schouwenberg, E.P.A.G. (2000) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben: Monitoring van kraggenvenen in de periode 1997-2000. Report 69, Alterra, Wageningen.
- Sjörs, H. (1950) On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos*, 2: 241-258.
- Sjörs, H. & Gunnarsson, U. (2002) Calcium and pH in North and Central Swedish mire waters. *Journal of Ecology*, 90: 650-657.
- Stofberg, S. F., J. van Engelen, J. P. M. Witte & S.M van der Zee (2016). Effects of root mat buoyancy and heterogeneity on floating fen hydrology. *Ecohydrology*, 9: 1222-34.
- Succow, M. & H. Joosten (2001) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart.
- Van Delft, S.P.J. & R.H. Kemmers (1998) Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraallanden en laagveenmoerassen: voorstudie: systeembeschrijving. Rapport / DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Van Diggelen, J.M.H., G. van Dijk, C. Cusell, J. van Belle, A.M. Kooijman, T. van den Broek, R. Bobbink, I.S. Mettrop, L.P.M. Lamers & A.J.P. Smolders (2018). Onderzoek naar de effecten van stikstof in overgangs- en trilvenen. Ten behoeve van het behoud en herstel van habitatype H7140 (Natura 2000). Rapport 2018/OBN220-LZ, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- Van Dobben, H.F., A. Barendregt, A.M. Kooijman & N.A.C. Smits (2015). Herstelstrategie H7140A: Overgangs- en trilvenen (trilvenen).

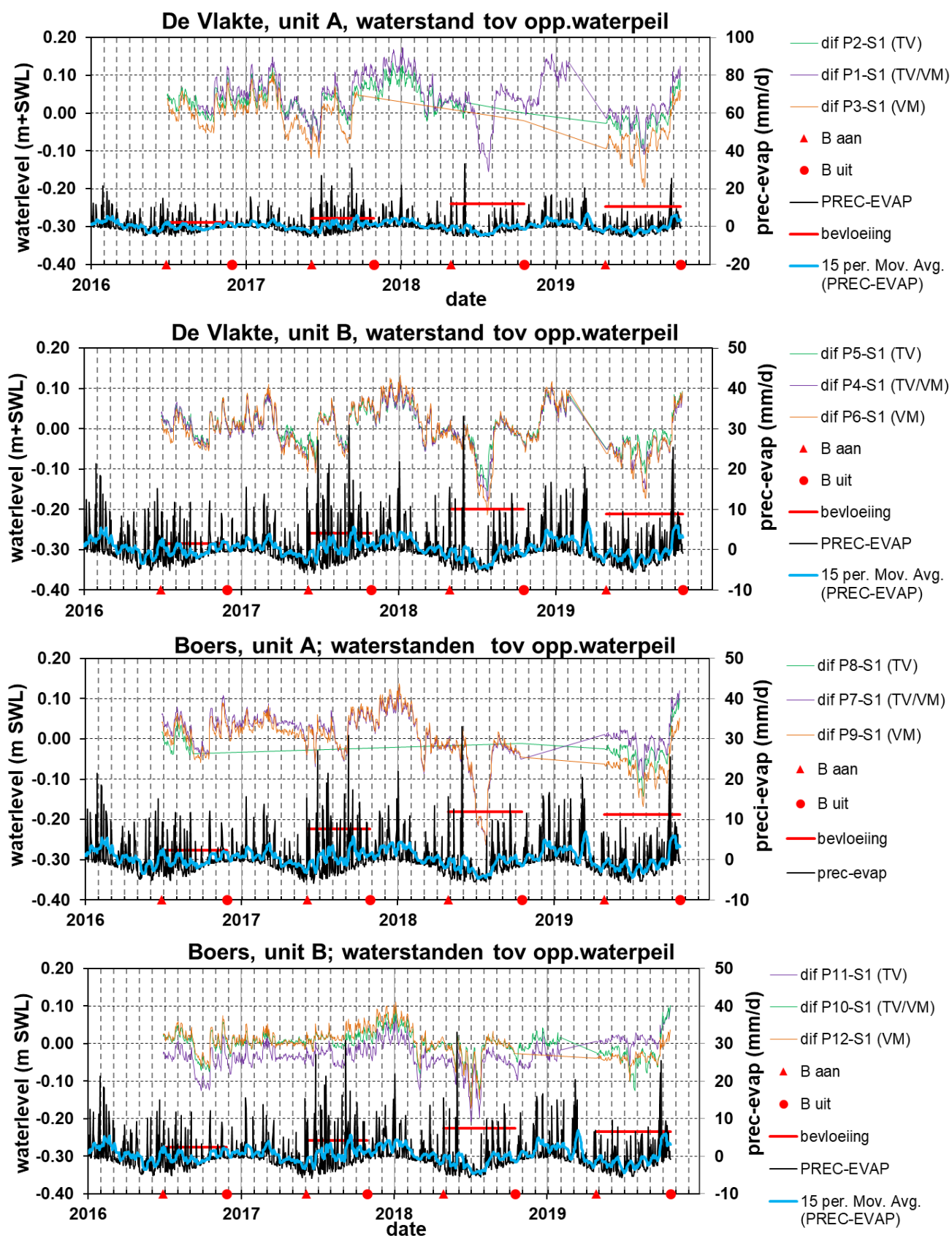
Bijlage 1. Vegetatie-opnamen van de referentielocaties in rietteeltpercelen

OBN bevoeiing in trilvenen		vegetatie opname (indicatieve opname tijdens winterseizoen!!)							
		101	102	103	104	105	106	107	108
vaatplanten									
<i>Alnus sp.</i>	#N/A		o				r		
<i>Betula sp.</i>	#N/A		f	f	o			o	
<i>Calamagrostis canescens</i>	173		f	f	f		a		
<i>Carex elata</i>	237	d	o			o	o		
<i>Carex rostrata</i>	260							d	a
<i>Cirsium palustre</i>	335		f	f	o		f		o
<i>Cladium mariscus</i>	337					r			
<i>Potentilla palustris</i>	346				o				
<i>Drosera rotundifolia</i>	418			o					
<i>Galium palustre</i>	2376					r			o
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	641		f					o	
<i>Iris pseudacorus</i>	665				r		r		
<i>Juncus subnodulosus</i>	688	f	a		f	f	f	a	d
<i>Lotus uliginosus</i>	763								o
<i>Mentha aquatica</i>	813	r		o	f	o	o		
<i>Molinia caerulea</i>	832					r	f	f	f
<i>Myrica gale</i>	849	o							
<i>Osmunda regalis</i>	908						f		
<i>Peucedanum palustre</i>	929								o
<i>Phragmites australis</i>	933	d	d	d	d	d	d	f	f
<i>Potentilla erecta</i>	1008						f		
<i>Salix sp.</i>	#N/A			o	f		r	o	
<i>Thelypteris palustris</i>	427	a		a	a			o	
<i>Utricularia intermedia</i>	1323					o			
<i>Utricularia minor</i>	1324	o							
<i>Viola palustris</i>	1385			f			r		
mossen									
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	2603	f		f				f	o
<i>Calliergon giganteum</i>	2621					f			o
<i>Calliergonella cuspidata</i>	2620	a	o	o		o		a	d
<i>Campylium stellatum</i>	2629	d		a		o		f	o
<i>Fissidens adianthoides</i>	2735	o		o				o	
<i>Pellia species</i>	#N/A		o						
<i>Riccardia multifida</i>	3458	r						o	
<i>Scorpidium scorpioides</i>	2991	o		o		f			
<i>Sphagnum contortum</i>	3002			a		o		o	
<i>Sphagnum r. var. brevifolium</i>	3005		d		d		cd		
<i>Sphagnum palustre</i>	3015		a		o		d		
<i>Sphagnum squarrosum</i>	3023				o	f			
<i>Sphagnum teres</i>	3028						o		
<i>Calliergon stramineum</i>	2623			o	r				

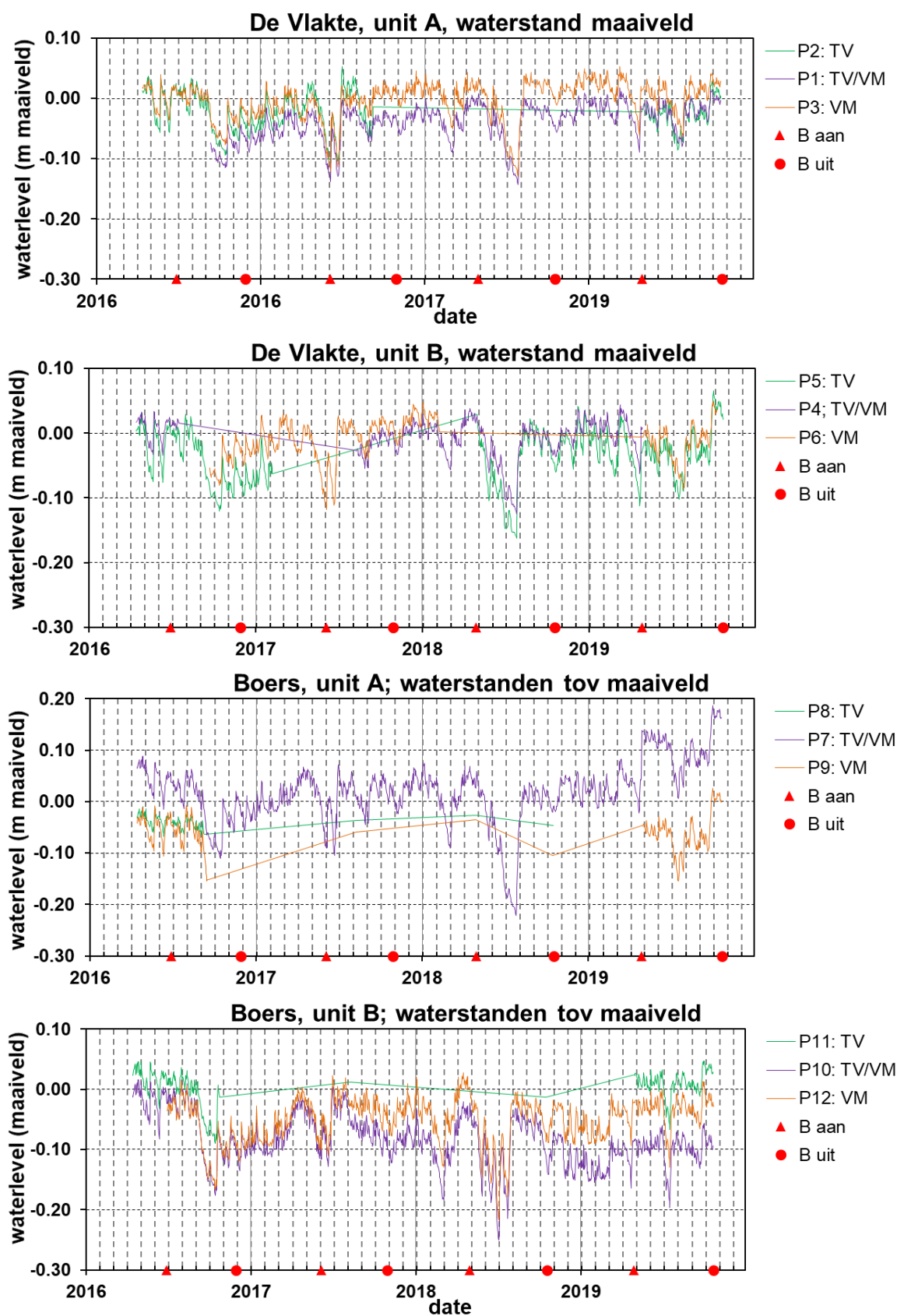
Bijlage 2. Reeksen van waterstand en maaiveldhoogte in het bevoeiingsexperiment in de Wieden



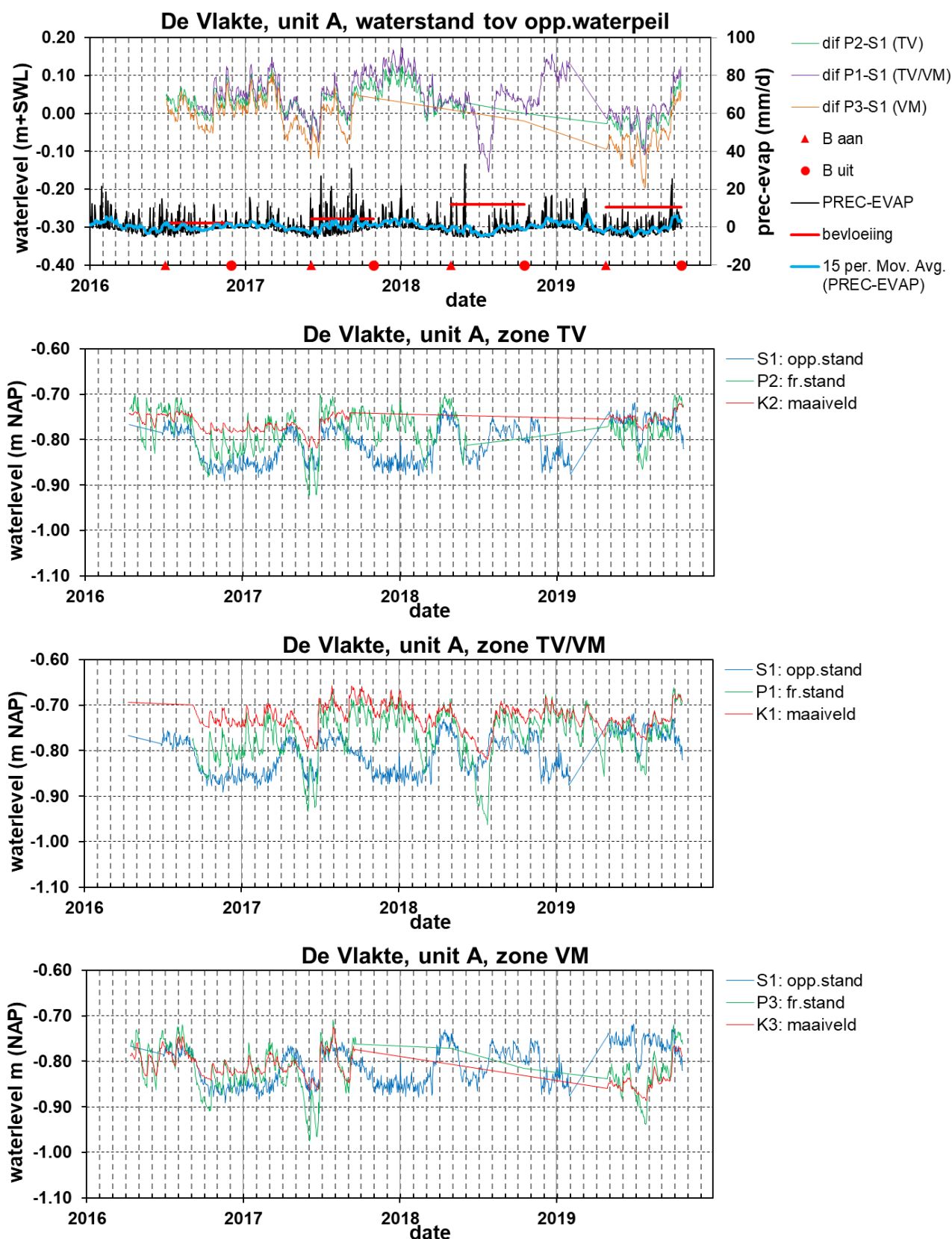
Figuur: Verloop van standen oppervlaktewater (S.) en water in de kragge (P.) t.o.v. NAP. Tevens wordt het verloop van neerslag-verdamping weergegeven en het gemiddelde bevoeiingsdebiet per bevoeiingsperiode weergegeven. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland. Bevoeiingsperiode: B aan = start bevoeiing, B uit = stoppen bevoeiing.



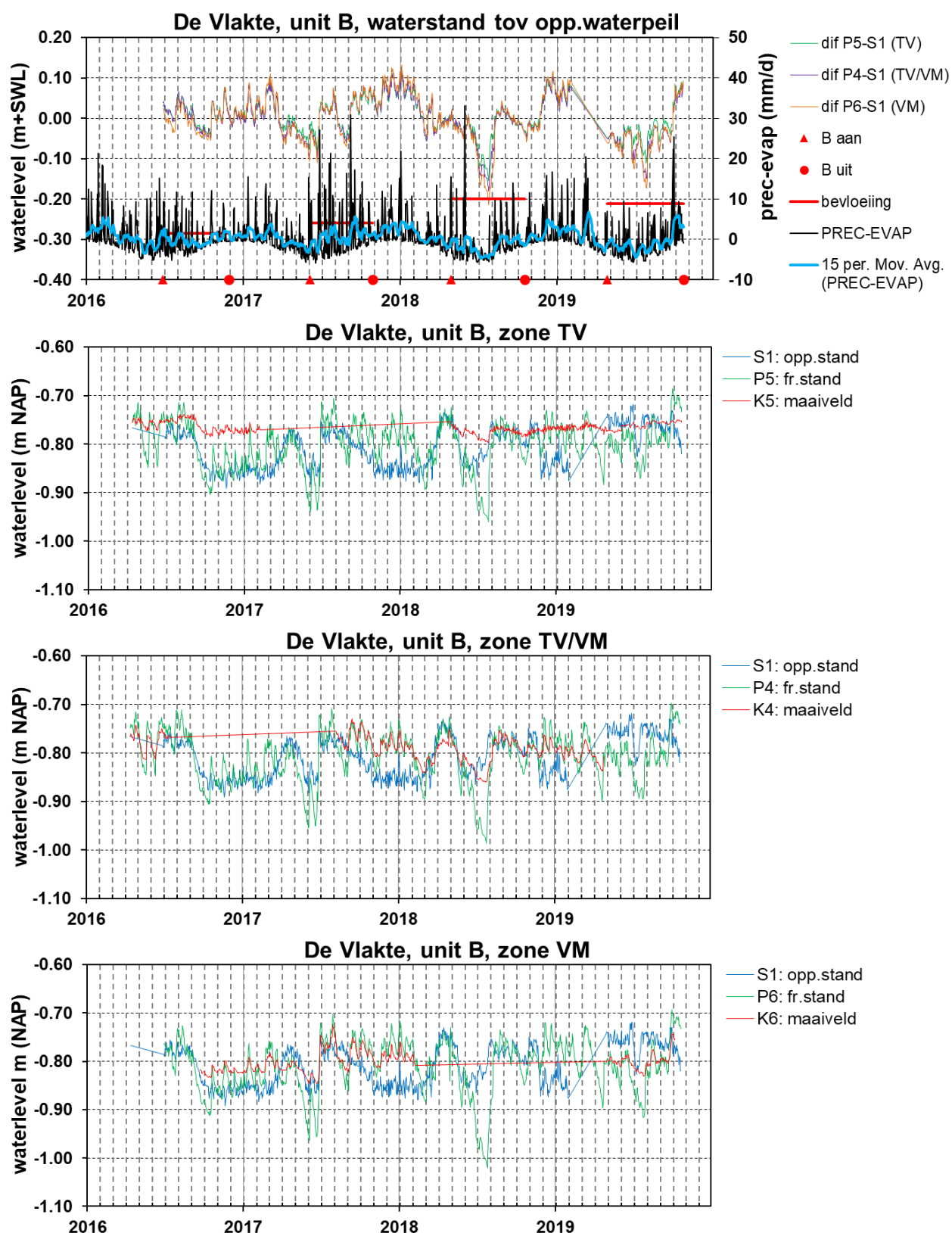
Figuur: Verloop van waterstanden in de kragte t.o.v. het oppervlaktewaterpeil (P.-S.). Tevens wordt het verloop van neerslag-verdamping weergegeven en het gemiddelde bevoeiingsdebiet per bevoeiingsperiode weergegeven. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland. Bevoeiingsperiode: B aan = start bevoeiing, B uit = stoppen bevoeiing.



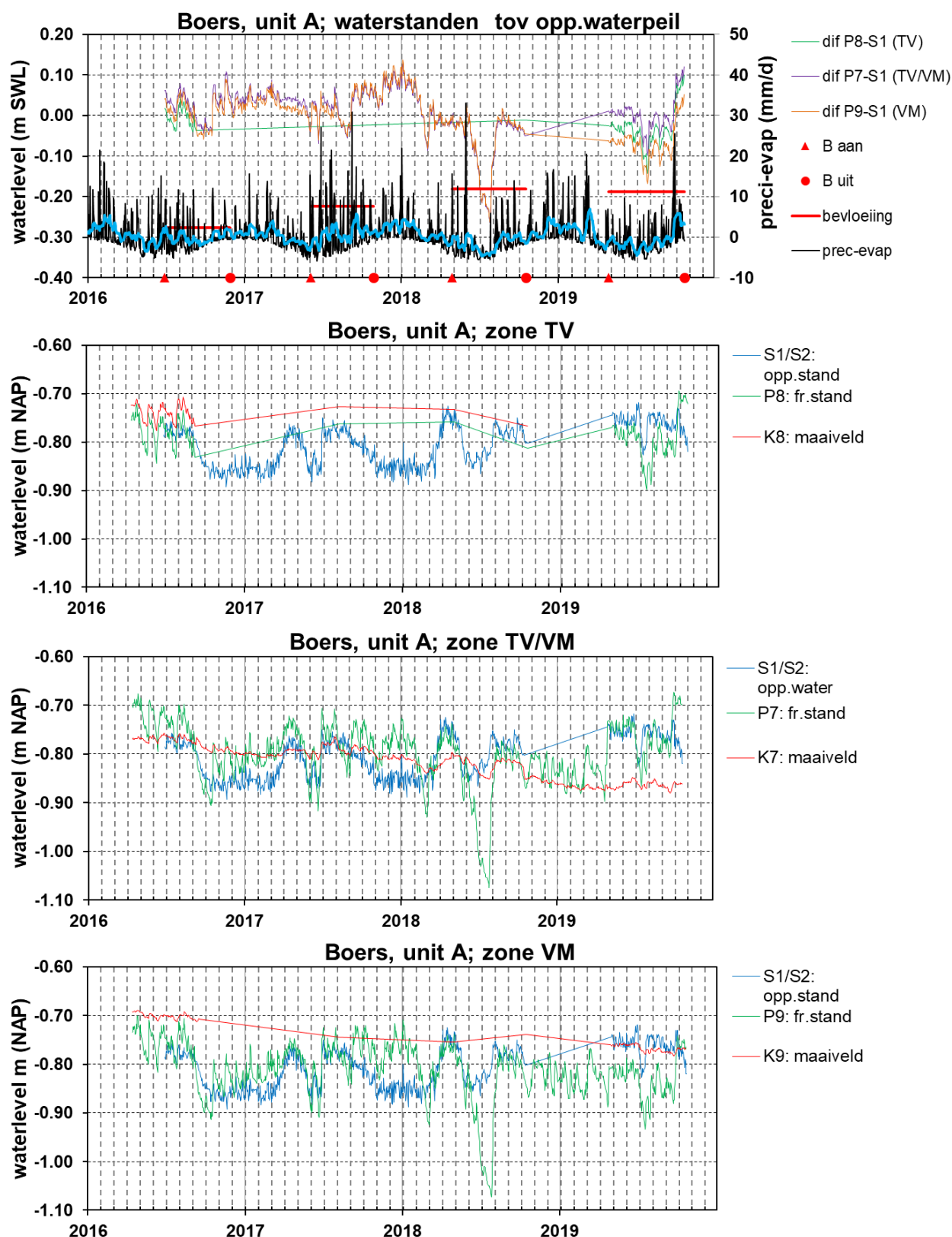
Figuur: Verloop van waterstanden in de kragge (P.) t.o.v. maaiveld. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland. Bevloeiingsperiode: B aan = start bevloeiing, B uit = stoppen bevloeiing.



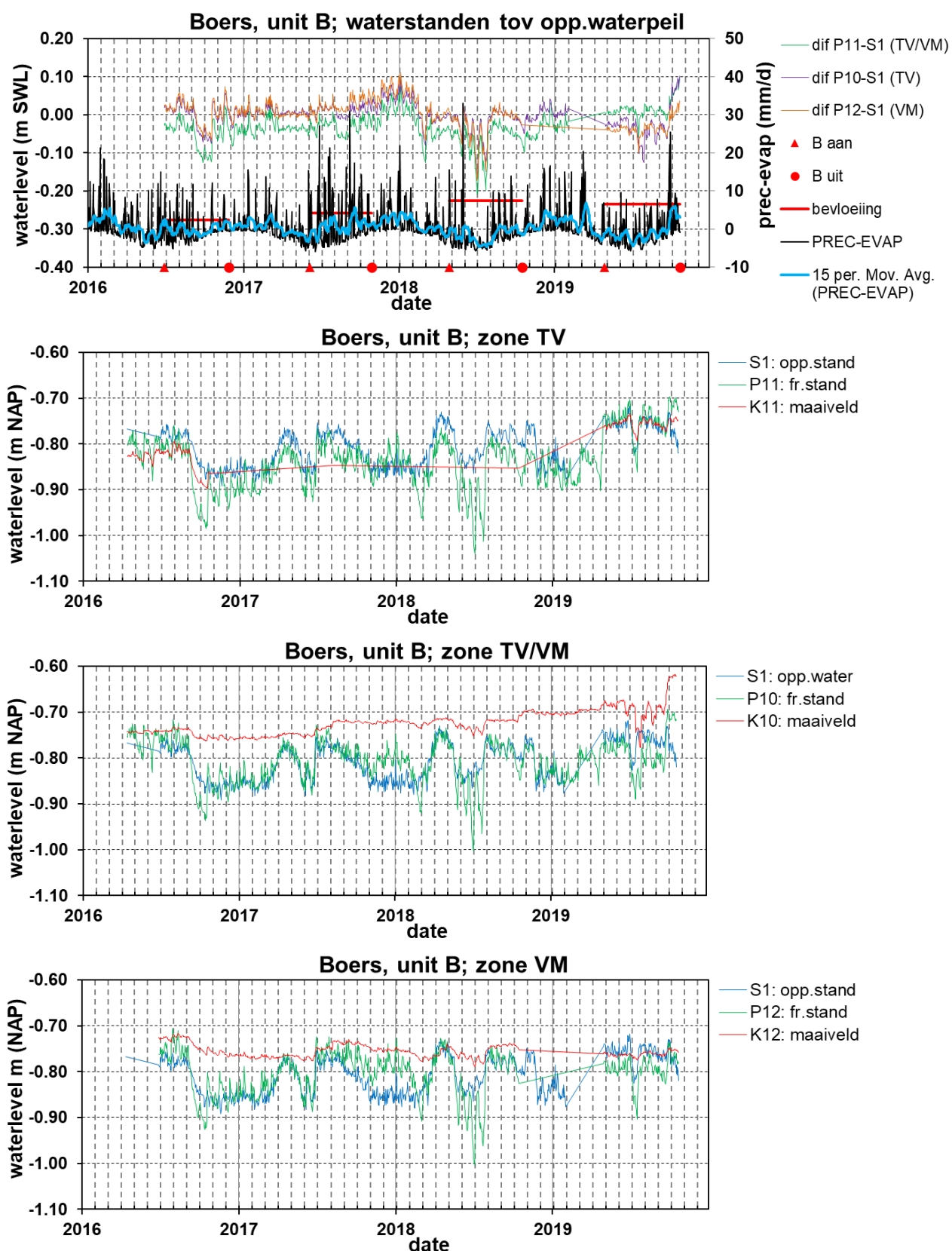
Figuur: Waterstanden in bevoeiingsunit A van De Vlakte. Bovenste grafiek: verloop van de waterstand in de kragge ten opzichte van de stand van het oppervlaktewater (P1-S.; positieve waarde is waterstand boven opp.waterpeil). Tevens worden hier het neerslag overschot en bevoeiingsdebiet (in mm/d) weergegeven. Daaronder: voor drie meetlocaties het verloop van waterstanden in de kragge (P.), maaiveldhoogte van de kragge (K.) en oppervlaktewaterpeil t.o.v. NAP. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland.



Figuur: Waterstanden in bevoeiingsunit B van De Vlakte. Bovenste grafiek: verloop van de waterstand in de kragge ten opzichte van de stand van het oppervlaktewater (P1-S.; positieve waarde is waterstand boven opp.waterpeil). Tevens worden hier met het neerslag overschot en bevoeiingsdebiet (in mm/d) weergegeven. Daaronder: voor drie meetlocaties het verloop van waterstanden in de kragge (P.), en maaiveldhoogte van de kragge (K.) en oppervlaktewaterpeil t.o.v. NAP. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland.



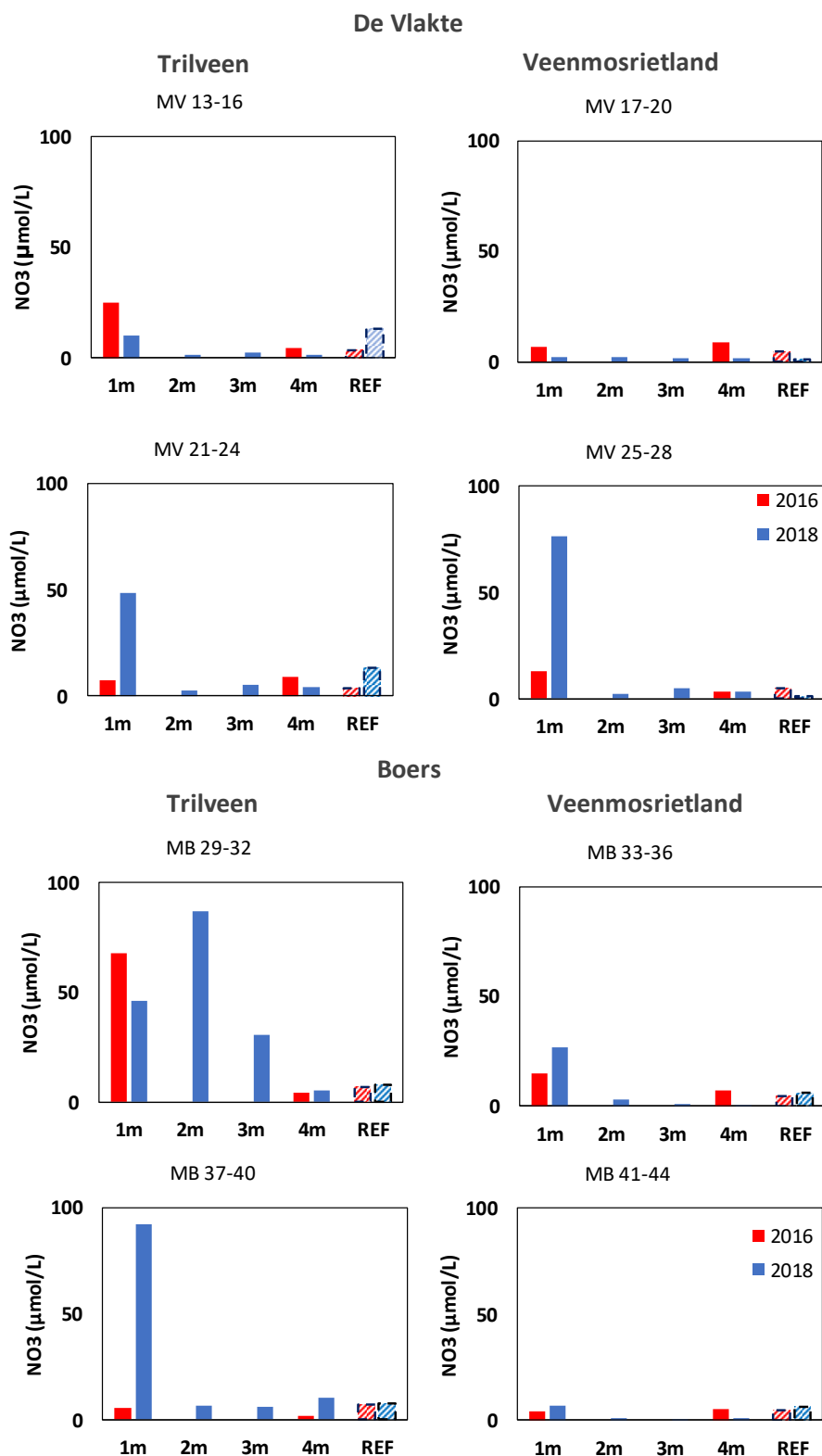
Figuur: Waterstanden in bevoeiingsunit A van Boers. Bovenste grafiek: verloop van de waterstand in de kragge ten opzichte van de stand van het oppervlaktewater (P1-S.; positieve waarde is waterstand boven opp.waterpeil). Tevens worden hier met het neerslag overschot en bevoeiingsdebiet (in mm/d) weergegeven. Daaronder: voor drie meetlocaties het verloop van waterstanden in de kragge (P.), en maaiveldhoogte van de kragge (K.) en oppervlaktewaterpeil t.o.v. NAP. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland.



Figuur: Waterstanden in bevoeiingsunit A van Boers. Bovenste grafiek: verloop van de waterstand in de kragge ten opzichte van de stand van het oppervlaktewater (P1-S.; positieve waarde is waterstand boven opp.waterpeil). Tevens worden hier met het neerslag overschot en bevoeiingsdebiet (in mm/d) weergegeven. Daaronder: voor drie meetlocaties het verloop van waterstanden in de kragge (P.), en maaiveldhoogte van de kragge (K.) en oppervlaktewaterpeil t.o.v. NAP. Zones: TV = trilveen; TV/VM = intermediair; VM = veenmosrietland.

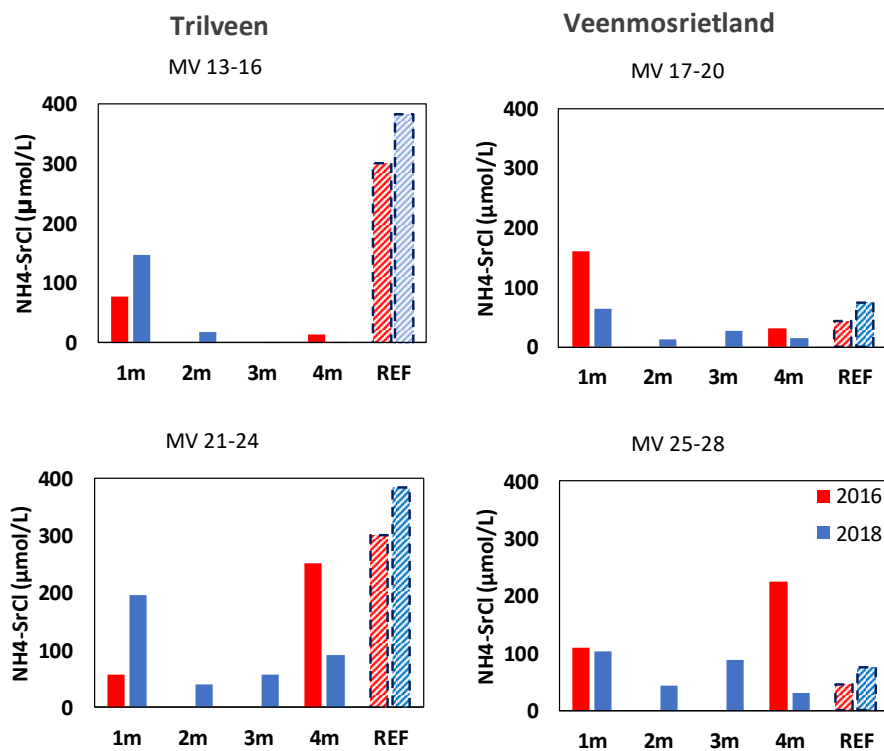
Bijlage 3. Grafieken trends nutriënten in de bodem in bevoeiingsexperiment Wieden

NO₃ in NaCl-extract

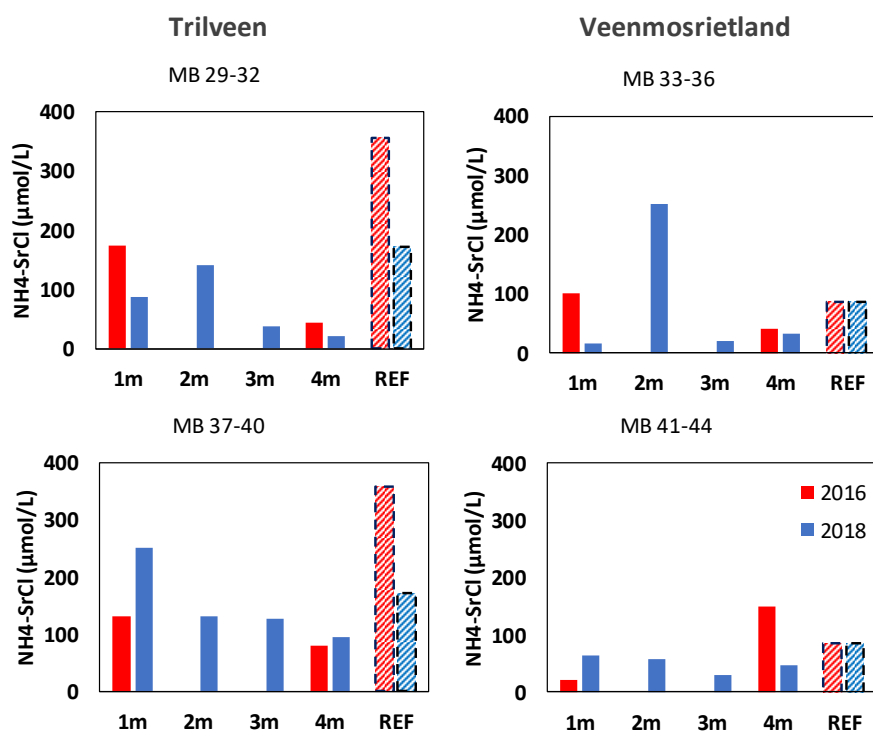


NH₄ in NaCl-extract

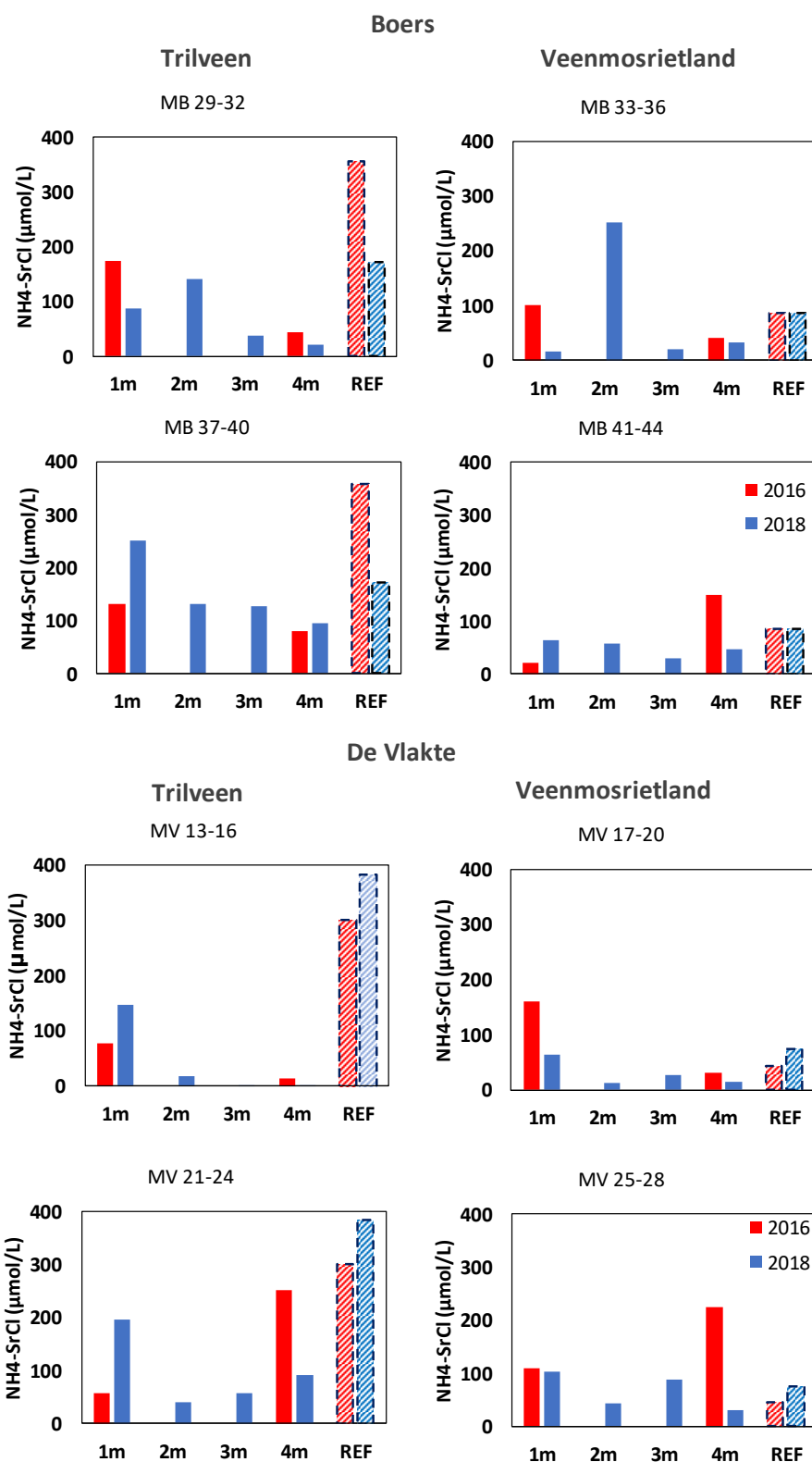
De Vlake



Boers



NH₄ in SrCl₂-extract

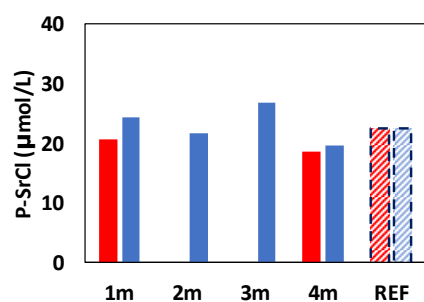


PO4 in SrCl2-extract

De Vlake

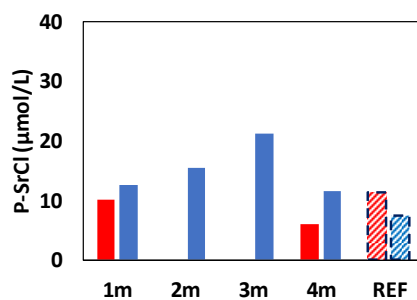
Trilveen

MV 13-16

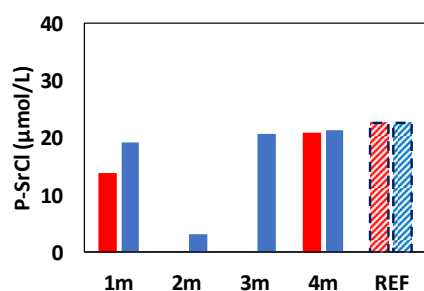


Veenmosrietland

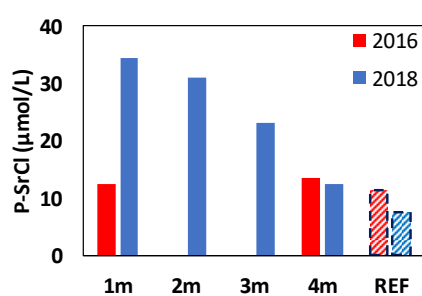
MV 17-20



MV 21-24



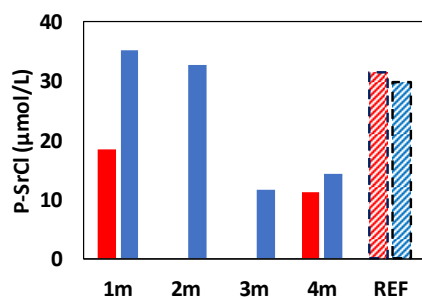
MV 25-28



Boers

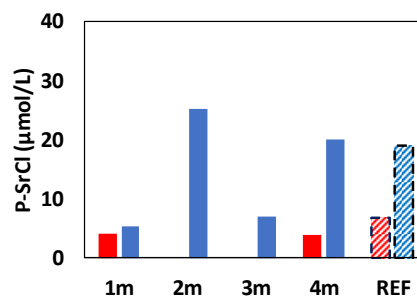
Trilveen

MB 29-32

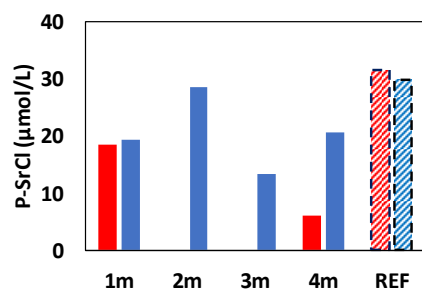


Veenmosrietland

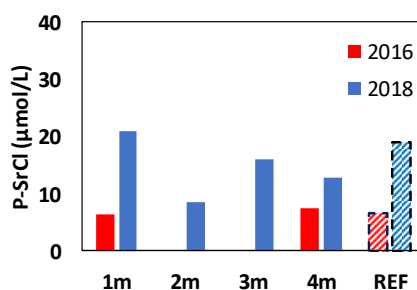
MB 33-36



MB 37-40



MB 41-44



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.

**Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door
het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12**

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en
producten van het
OBN Kennisnetwerk
zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl