

Herstelexperiment voor elzenbroek door bevoeiing met oppervlaktewater in 't Lankheet

Evaluatie monitoring 2005-2009

C.J.S. Aggenbach

KWR

Watercycle Research Institute



Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie

© 2011 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie

Rapport nr. 2011/OBN148-BE
Den Haag, 2011

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap
onder vermelding van code 2011/OBN148-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling C.J.S. Aggenbach

Druk Ministerie van EL&I, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

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

Voorwoord

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

Het Elzenbroekbos en het Vogelkers-Essenbos vallen onder het Europese prioritaire habitattypen H91E0 Vochtige alluviale bossen. Deze bossen groeien langs rivieren en beken. Het Elzenbroekbos en het Vogelkers-Essenbos zijn in Nederland sterk in kwaliteit aangetast door versnippering en verdroging. Naast de ecologische betekenis is het herstel van deze bossen ook van belang voor de invulling van de kwaliteitseisen van de Kaderrichtlijn Water en het vasthouden van water in het kader van Waterbeheer 21^e eeuw.

Wanneer het niet mogelijk is om de kwel te herstellen, is seizoenmatig met kalkrijk water bevoeien een mogelijke herstelmaatregel voor deze bossen. Om de effecten van bevoeining op de chemie en de vegetatie te meten is in OBN verband een 5-jarig veldexperiment opgezet in een verdroogd bos op het Landgoed Het Lankheet in Haaksbergen. Het OBN onderzoek is opgesplitst in twee delen: een onderzoek naar het Elzenbroekbos en een onderzoek naar het Vogelkers-Essenbos.

Voor u ligt het OBN rapport "OBN148-BE Herstelexperiment voor elzenbroek door bevoeining met oppervlaktewater in Het Lankheet". In Hoofdstuk 9 van dit rapport vindt u uitgebreid de aanbevelingen voor natuurherstel en beheer. In hetzelfde hoofdstuk staan ook de aanbevelingen uit het onderzoek "OBN149-BE Herstel Vogelkers-Essenbos in Het Lankheet" dat apart wordt uitgegeven.

Alle OBN rapporten kunt u opvragen via algemeen@boschap.nl of downloaden via www.natuurkennis.nl.

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

Opgedragen aan Harry Weersink
1963-2010

Inhoudsopgave

Samenvatting	8
1 Inleiding	15
1.1 Elzenbroekbossen en waterhuishouding	15
1.2 Doel	15
1.3 Geschikte onderzoekslocatie	16
1.4 Reikwijdte van dit rapport	16
2 Opzet van het experiment	17
2.1 Vraagstelling	17
2.2 Onderzoekslocatie	17
2.3 Uitgangspunten	18
2.4 Proefopzet	19
2.5 Inrichting waterhuishouding en realisatie bevoeiingen	21
2.6 Opzet bemonstering en meetprogramma	24
2.7 Meet- en analysemethoden	25
2.8 Gegevensverwerking en interpretatie	28
3 Maaiveldhoogte en waterhuishouding	30
3.1 Maaiveldhoogte	30
3.2 Ontwikkeling waterstandsregime	30
3.3 Stijghoogteverschillen grondwater	34
3.4 Verspreiding van bevoeiingswater	35
4 Ontwikkeling chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater	39
4.1 Chemische samenstelling bevoeiingswater	39
4.2 Oppervlakte- en grondwater in de bevoeiingscompartimenten	41
5 Ontwikkeling humusprofiel en organisch stof	63
5.1 Humusprofiel in de nulsituatie	63
5.2 Ontwikkeling van humuslagen	63

5.3	Ontwikkeling organisch-stofgehalte	65
5.4	Interpretatie	66
6	Bodemchemie	70
6.1	Zuurgraad	70
6.2	Kationadsorbtiecomplex en uitwisselbare basen	71
6.3	Zwavelgehalte van de bodem	85
6.4	Stikstof	87
6.5	Fosfaat, alumium en ijzer	90
7	Vegetatieontwikkeling	94
7.1	Vegetatiestructuur	94
7.2	Plantensoorten	96
7.3	Samenhang vegetatie en waterstandsregime	103
8	Discussie en conclusies	106
8.1	Treedt herstel op van het waterstandsregime door bevoeiing?	106
8.2	Veranderingen in de chemie	106
8.3	Kunnen basenrijke condities hersteld worden door langdurige bevoeiing met oppervlaktewater?	107
8.4	Welke effecten heeft langdurige bevoeiing op de nutriëntenhuishouding?	110
8.5	Treden als gevolg van biogeochemische processen toxische effecten op planten op?	114
8.6	Treedt ontwikkeling op richting het Gewoon elzenbroek?	116
8.7	Totaal effecten van bevoeiingsduur	116
8.8	Effect van wel of niet verwijderen van de toplaag	117
9	Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer	119
9.1	Bevoeiing in relatie tot herstel van broekbossen	119
9.2	Bevoeiing en herstel kwel in relatie tot herstel van Vogelkers-Essenbossen	122
9.3	Waterbeheer in relatie tot Vogelkers-Essenbos	124
9.4	Bevoeiing in relatie tot waterbeheer	125
9.5	Vestiging van doelsoorten	126
10	Literatuur	128
	Bijlage 1: Maaiveldhoogte en overzicht metingen in plots	131

Bijlage 2: ruimtelijke patronen kwaliteit oppervlaktewater	132
Bijlage 3: chemische samenstelling bevoeiingswater	135
Bijlage 4: Ontwikkeling plantensoorten per behandelcombinatie	136
Bijlage 5: metingen waterchemie	141
Bijlage 6: metingen bodemchemie	146
Bijlage 7: vegetatie-opnamen van de plots	149

Samenvatting

Aanleiding en doel

Het Elzenzegge-Elzenbroek kende een wijde verspreiding in Nederland, maar het oppervlak van goed ontwikkelde vormen met kenmerkende Zeggen-soorten en Dotterbloem is door verdroging, verzuring en eutrofiëring sterk teruggelopen. De herstelmogelijkheden van de noodzakelijke abiotische condities van Elzenbroekbossen door middel van overstroming of bevoeiing is in Nederland nog nauwelijks onderzocht. In potentie biedt seizoensmatige inundatie met basenrijk water de mogelijkheden voor herstel van het waterregime en de basenrijkdom. Om deze reden is binnen het kader van OBN onderzoek uitgevoerd naar de herstelmogelijkheden van beekdal-Elzenbroek door middel van bevoeiing. Het onderzoek richtte zich in sterke mate op de abiotische aspecten van herstel. Onderzoek naar de herstelmogelijkheden van "natte bossen" heeft een grote relevantie voor het beleid. Het beekdal-Elzenbroek is opgenomen op de lijst van habitattypen, dat wil zeggen dat Nederland voor het behoud en herstel van dit bostype op Europese schaal een verantwoordelijkheid heeft. In het kader van Waterbeheer 21e eeuw zal de behoefte aan gebieden voor waterretentie toenemen. Een belangrijke uitdaging is dan ook om waterretentie en ecologisch herstel te combineren. Daarom was het doel van dit onderzoek inzicht verwerven in processen en randvoorwaarden bij herstel van gedegradeerde beekdal-Elzenbroeken door middel van seizoensmatige bevoeiing met niet vervuild oppervlaktewater. Naast onderzoek aan herstel van beekdal-Elzenbroek werden gelijktijdig door Alterra de ontwikkelingsmogelijkheden van Vogelkers-Essenbos met betrekking tot bevoeiing binnen dit project gezamenlijk onderzocht. In een gezamenlijke evaluatie van de onderzoeksresultaten door Alterra en KWR zijn de herstelmogelijkheden van deze bostypen vertaald naar het natuur- en waterbeheer (zie voor aanbevelingen ten aanzien van Vogelkers-Essenbos hoofdstuk 9).

Experimenteel onderzoek

Het onderzoek werd uitgevoerd in een veldexperiment. In een verdroogd broekbosperceel is gedurende 3 jaren bevoeid met basenrijk oppervlaktewater. Het experiment vond plaats op het landgoed 't Lankheet, waar voor de bevoeiing gebruik kon worden gemaakt van beekwater dat in helofytfilters werd voorgezuiverd. Twee bevoeiingsregimes in afzonderlijke compartimenten werden onderzocht: 3 maanden bevoeien gedurende november t/m januari en 6 maanden bevoeien gedurende november t/m april. In het bevoeiingsexperiment werd ook de helft van de meetplots geplagd ten einde de invloed van oud organisch materiaal op de biogeochemie te bepalen. Onderzocht werden het waterstandsregime, het patroon van kwel en infiltratie, de humusprofiel-ontwikkeling, het organisch stofgehalte, de basenhuishouding, de nutriëntenhuishouding, de zwavelchemie, potentieel toxische stoffen en de vegetatie.

Treedt herstel op van het waterstandsregime door bevoeiing?

Een belangrijke vraag is of met bevoeiing het waterstandsregime van het Gewoon elzenbroek kan worden hersteld. Herstel van hoge waterstanden in

de winter en het voorjaar werd door de maatregelen in de waterhuishouding en het bevoeiingsregime snel gerealiseerd. Aanvankelijk traden echter door de sterke vernatting ook zeer hoge waterstanden op in de zomer en vroege najaar, waardoor in die periode volledige inundatie optrad met lokaal water. De vereiste droogval van de bodem in de zomer trad daardoor in de eerste twee zomers niet op. Pas na aanvullende lokale maatregelen trad daarna droogval op. De vegetatie reageerde sterk op deze grote veranderingen in waterstandsregime. Het waterregime in de winter- en zomerperiode hebben elk hun eigen invloed hebben gehad. In de eerste jaren leidden hoge winter- en zomerstanden tot sterfte van soorten in de kruid- en struiklaag van relatief droge standplaatsen. De langdurige zomerinundatie in 2006 en 2007 zorgde ook tot vestiging en snelle toename van Klein kroos en belemmerde sterk de vestiging van nieuwe soorten. Nieuwe soorten en de meeste kenmerkende soorten van het Gewoon-Elzenbroek verschenen pas in de niet geplagde plots wanneer deze gedurende de zomers van 2008 en 2009 droogvielen. In de geplagde plots trad veel minder snel vestiging op van nieuwe soorten omdat hier langdurige zomerinundatie aanhield. Dit betekent dat de vegetatieontwikkeling sterk en snel te sturen is met het waterstandsregime in de zomer.

Veranderingen in de chemie

Twee veranderingen waren van dominante invloed op de hydro- en geochemie van de bodem en het ondiepe grondwater. Ten eerste werd door een sterke stijging van het grondwater de standplaats van een afwisselend aeroob/anaeroob systeem veranderd in een systeem met permanente anaerobie. Dit leidde tot grote veranderingen in de redoxchemie. Ten tweede werd het systeem in de nulsituatie voornamelijk gevoed met basenarm neerslagwater en tijdens het experiment ging ook infiltratie van basenrijk oppervlaktewater plaatsvinden. In het de nulsituatie was de toplaag van de bodem sterk verzuurd en was alleen de diepere bodemlaag basenrijker. Bij infiltratie van bevoeiingswater vond toevoer plaats van alkaliniteit (bicarbonaat), oxidatoren (sulfaat, geoxideerd ijzer) en basische kationen (Ca, Mg, Na en K). In de nulsituatie was de bodem matig ijzerhoudend en traden langdurig aerobe omstandigheden op in de bodem. IJzer was daardoor in de toplaag vooral aanwezig in geoxideerde vorm als ijzer(oxy)hydroxiden. Na de sterke vernatting gingen deze ijzerverbindingen reduceren waardoor het ijzergehalte in het grondwater van de toplaag opliep. Tegelijk vond door het bevoeiingswater ook toevoer van sulfaat plaats. Deze stof gaat in de toplaag reduceren. Dit zorgde voor de vorming van sulfiden. Bij de reductie van geoxideerd ijzer en sulfaat vond anaerobe afbraak van organisch materiaal plaats en daarbij werd bicarbonaat gevormd (alkalinisatie). Deze afbraak werd ook weer bevorderd door de pH-stijging als gevolg van alkalinisatie.

Kunnen basenrijke condities hersteld worden door langdurige bevoeiing met oppervlaktewater?

De basenbezetting in de ectorganische laag en de toplaag van de minerale laag van de niet geplagde plots nam toe door infiltratie van basenrijk bevoeiingswater. De oplading van het adsorbtiecomplex vond voornamelijk door calcium plaats in de toplaag. Bij langere bevoeiingsduur trad meer oplading met basen op. De snelheid van oplading wordt dus via bevoeiingsduur bepaald door de flux van basische kationen vanuit de waterlaag naar de bodem. Wanneer de trends van de basenverzadiging worden doorgetrokken dan bereikt de ectorganische laag bij 6 maanden bevoeien over 15-16 jaar na 2009 een hoge basenbezetting. Bij 3 maanden bevoeien duurt dat ca. 25-36 jaar. Opmerkelijk is dat in de minerale toplaag van de geplagde plots geen toename van de basenvoorraad en basenbezetting plaatsvond. Hiervoor is geen verklaring. Door de toename van

voorraad van gereduceerd ijzer en ijzersulfiden is de verzuringscapaciteit van de bodem toegenomen. Deze verzuringscapaciteit wordt alleen aangesproken wanneer de bodem door droogval kan oxideren. De ontwikkeling van de ratio van S-totaal/(Ca-totaal+Mg-totaal) blijft in de toplaag onder de waarde van 0.66. Onder deze waarde kunnen broekbosbodems door droogval niet sterk verzuren. De hoeveelheid aangevoerde zuurbufferende stoffen (in het experiment vooral basische kationen op het adsorbtiecomplex) is dan groter dan de hoeveelheid zuur die door oxideerbare stoffen kan worden gevormd. Door de verhouding van basische kationen en sulfaat in het bevoeiingswater werd door toevoer van dit water 4 tot 5 keer zoveel zuurbuffercapaciteit opgebouwd worden dan verzuringscapaciteit. Vanuit een sterk verzuurde nulsituatie verschoof de bodem-pH naar het bereik van het Gewoon elzenbroek. De grootste zuurgraadstijging trad op in de toplaag en hierdoor vlakke het voor zuurgraad sterk gestratificeerde profiel uit de nulsituatie sterk af. De zuurgraad van de bodem steeg door twee processen. Ten eerste werd door reductie van ijzer(oxi)hydroxiden en sulfaat organisch materiaal anaeroob afgebroken en werd alkaliniteit gevormd. Ten tweede steeg de bodem-pH door toename van de basenverzadiging.

Welke effecten heeft langdurige bevoeiing op de nutriëntenhuishouding?

Fosfaat: Een belangrijk deel van de fosfaatvoorraad in de toplaag van de bodem was in de nulsituatie aanwezig in anorganische vorm en was gebonden aan ijzer- en aluminiumhydroxiden. In de toplaag bij niet plaggen nam de voorraad van hydroxiden gebonden fosfaat sterk af door desorbtie als gevolg van vooral oplossing van ijzerhydroxiden. In het grondwater van de bodemtoplaag leidde dit tot zeer hoge fosfaat- en hoge ijzergehalten. Ook het oppervlaktewater werd fosfaatrijk door afgifte uit de bodem wanneer dit stagneerde. De ortho-fosfaatconcentraties zatten dan in het bereik waarbij in andere studies in broekbossen door langdurige inundatie eutrofiëring met fosfaat is opgetreden. Naast door desorbtie kon fosfaat ook vrijkomen door de afbraak van organisch materiaal. Tijdens bevoeiing bleef de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater laag omdat door de grote toevoer van bevoeiingswater het fosfaat sterk verdunde en afgevoerd werd. Bij 6 maanden bevoeiing trad een sterkere verlaging van de hoeveelheid anorganische fosfaat op dan bij 3 maanden bevoeien. Wanneer voor de ectorganische laag van de niet geplagde delen de desorbtiesnelheden lineair worden geëxtrapoleerd, dan is het aan hydroxiden geadsorbeerde fosfaat bij 6 maanden bevoeien in ca. 13-14 jaar verdwenen en bij 3 maanden bevoeien in ca. 28-47 jaar. In de minerale toplaag van de geplagde plots nam de anorganische fosfaatvoorraad juist toe. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in deze laag de hydroxiden vooral uit aluminiumhydroxiden bestaan die niet gevoelig zijn voor oplossing bij afname van de redoxpotentiaal. Tegelijk konden de geplagde plots veel door infiltratie veel aanvoer hebben gehad van fosfaatrijk oppervlaktewater in de periode dat niet bevoeid werd.

Stikstof: Nadat vernatting had plaatsgevonden en bevoeiing was gestart, werden de ammoniumgehalten in het bodemvocht van de toplaag en daarmee ook de stikstofbeschikbaarheid hoog. Deze hoge concentraties werden veroorzaakt door afbraak van organisch materiaal en vermoedelijk ook door desorbtie vanaf het kationenadsorbtiecomplex. De ammoniumgehalten in stagnerende oppervlaktewater werden hoog door de afgifte van ammonium door de bodem. Tijdens bevoeien was het ammoniumgehalte van het oppervlaktewater laag. Dit duidt erop dat dan door sterke toevoer van bevoeiingswater het vrijkomende ammonium uit de bodem verdunde en werd afgevoerd. De sterkste afvoer van stikstof uit de bodem trad op in de niet geplagde plots met 6 maandenbevoeiing. Daar nam de stikstofvoorraad in

het bovenste deel van het minerale profiel duidelijk af. De geplagde plots vertoonden ook geen verandering van de stikstofvoorraad. Zowel voor niet geplagde als wel geplagde plots kan geen uitspraak worden gedaan over op welke termijn de anorganisch stikstof voorraad sterk is afgenomen. De zeer hoge ammoniumgehalten in het bodemvocht van de toplaag en in het stagnant oppervlaktewater zorgden voor een hoge stikstofbeschikbaarheid voor terrestrische planten en waterplanten die in staat zijn ammonium op te nemen.

Kalium: In nulsituatie is weinig kalium aanwezig in grondwater en op het kationadsorbtiecomplex omdat de bodemtoplaag aan het uitlogen was. Door bevoeiing met kaliumrijk beekwater trad een sterke toename van kalium op in oppervlaktewater en grondwater tot vrij diep in bodemprofiel. Kalium is daardoor overvloedig aanwezig voor de vegetatie.

Perspectief nutriëntenrijkdom: De biogeochemische effecten van bevoeiing en langdurige inundatie zorgden voor een grote beschikbaarheid van fosfaat, stikstof en kalium in de toplaag van de bodem en bij stagnatie van oppervlaktewater ook voor hoge gehalten van fosfaat en ammonium in het oppervlaktewater. De toename van de fosfaat- en stikstof beschikbaarheid hing sterk samen met interne processen en de toename van kalium was een direct gevolg van toevoer van kaliumrijk oppervlaktewater. Omdat al de drie macronutriënten in grote hoeveelheden beschikbaar komen voor planten is in principe een hoog productieve moerasvegetatie mogelijk. Een aantal eutrafente soorten nam sterk toe. Dit betrof Klein kroos die sterk ging domineren op plekken met langdurige zomerinundatie, plaatselijk een sterke toename Riet en de laatste jaren ook in grote delen een hoge bedekking van Slanke/Witte waterkers. Echter niet overal op plekken die in 2008 en 2009 droogvielen staat een dichte hoge vegetatie met een zeer hoge bovengrondse biomassa. Wellicht is de open ruimte in de ondergroei nog niet 'opgevuld' en moeten de productieve, hoogopgaande soorten die een grote standing crop kunnen vormen zich nog verder ontwikkelen of vestigen.

In de toplaag van de niet geplagde delen trad een afname van de anorganische fosfaat en stikstof voorraad. Wanneer deze afname sterk doorzet zouden op termijn de beschikbaarheid van deze nutriënten kunnen afnemen. Of de afname van de voorraden ver doorzet en of op termijn de beschikbaarheid van fosfaat en stikstof afneemt, is niet duidelijk. In feite leidt de afname van de fosfaat- en stikstofvoorraden juist tot een hoge beschikbaarheid van deze stoffen en gaat het broekbos als gevolg van bevoeiing door een zeer eutrofe fase.

Treden als gevolg van biogeochemische processen toxische effecten op planten op?

Toxiciteit voor planten kan optreden door hoge gehalten van gereduceerd ijzer, ammonium en sulfiden. Gereduceerd, tweewaardig ijzer in water is voor veel planten toxisch. Tijdens het experiment waren de ijzerconcentraties in het bodemvocht van de toplaag meestal laag. Gezien deze lage waarden zal ijzertoxiciteit geen grote rol spelen. Langdurige inundatie in broekbossen met een veel reduceerbaar ijzer in de bodem kan wel leiden tot veel hogere gehalten die toxisch kunnen zijn voor planten. In dit experiment bleven de gehalten aan vrij ijzer laag omdat in het bodemvocht op mol-basis veel meer zwavel aanwezig is dan ijzer. Veel van het vrije ijzer verdween uit het bodemvocht door de vorming van ijzersulfiden. In water opgelost sulfide kan al bij zeer lage concentraties toxisch zijn voor planten en zelfs voor moerasplanten. Een eenmalige meting van het sulfidegehalte in het grondwater geeft aan dat in de toplaag deels vrij hoge sulfidegehalten optraden. Toxische effecten van sulfide zijn dus mogelijk. De vorming van vrij

sulfide vindt plaats omdat anorganisch zwavel ten opzichte van gereduceerd ijzer in een overmaat aanwezig is. De gemeten ammoniumgehalten in het bodemvocht van de toplaag en in stagnant oppervlaktewater waren hoog. In hoeverre deze gehalten voor moerasplanten van het Gewoon elzenbroek toxisch zijn, is niet duidelijk. Moerassoorten kunnen daar juist goed aangepast zijn.

De effecten van deels hoge sulfidegehalten en hoge ammoniumgehalten kunnen tweeledig zijn. Naast de omslag van een aeroob naar een anaeroob systeem kan ook toxiciteit een rol spelen in het verdwijnen van soorten die in de nulsituatie voorkwamen. Ten tweede kunnen hoge gehalten de vestiging en de productie van soorten belemmeren. Hierdoor kan zowel de ontwikkeling van doelsoorten van het elzenbroek worden benadeeld als dominantie van niet gewenste eutrafente soorten. Door gebrek aan kennis over de gevoeligheid van elzenbroeksoorten en hoogproductieve moerassoorten voor ammonium- en sulfidetoxiciteit kunnen hier geen conclusies uit worden getrokken.

Treedt ontwikkeling op richting het Gewoon elzenbroek?

Vestiging van nieuwe plantensoorten, waaronder ook kenmerkende soorten van het Gewoon elzenbroek, vond pas plaats op toen na de zeer natte zomers van 2006 en 2007 droogval ging optreden. De meeste vestiging trad op in de geplagde plots omdat die door hun hogere maaiveldhoogte beter droogvielen dan de ongeplagde plots. De populatie van Elzenzegge, de meest kenmerkende soort van het Gewoon elzenbroek, is vitaler geworden. In 2009 kregen eutrafente soorten als Riet en Slanke/Witte waterkers een hoge bedekking wat atypisch is voor Gewoon elzenbroek. In de geplagde plots ontwikkelden zich dan nauwelijks elzenbroeksoorten. De bestaande boomopstand van Zwarte els en Zachte Berk nam in vitaliteit af, vermoedelijk als gevolg van de plotselinge sterke vernatting. Verjonging van Zwarte els trad nagenoeg niet op.

Effecten van bevoeiingsduur

In de niet geplagde delen leidt langer bevoeien tot een sterker toename van de basenbezetting op het kationadsorbtiecomplex, meer toevoer van sulfaat naar de toplaag (meer sulfidenvorming), een betere verwijdering van ijzergebonden fosfaat uit toplaag en een betere verwijdering van stikstof uit de top van de minerale laag. Ook leidt langer bevoeien te leiden tot meer afbraak in het bovenste deel van de het minerale profiel en vermoedelijk ook de ectorganische laag. Langer bevoeien leidt tot meer infiltratie van basenrijk oppervlaktewater en vermoedelijk ook tot meer afvoer van N en P via het doorstromende bevoeiingswater. Voor deze processen is de duur van bevoeiing een belangrijke stuurvariabele. Tussen de bevoeiingsduur en de basenoplading lijkt een rechtevenredig verband te bestaan. Voor de effectiviteit nutriëntenverwijdering is het van belang dat het bevoeiingswater stroomt en afgevoerd wordt.

Effect van wel of niet verwijderen van de toplaag

In het experiment is ook gekeken naar de invloed van wel en geen verwijdering van de toplaag. De plagplots ontwikkelde zich niet in de richting van een elzenbroek-vegetatie, terwijl de niet geplagde plots dat wel doen. Wat de vegetatiedoelen betreft waren de geplagde plots een mislukking en leverde niet plagen juist wel elzenbroeksoorten op. De veel langere inundatie van de geplagde plots in de zomerperiode belemmerde de ontwikkeling van moerasplanten. Deels was dit een artefact van het experiment. De plagplots waren kuilen in het perceel waar in de zomer het grondwater onvoldoende konden uitzakken. Grotere plagplekken met in de zomer voldoende afwatering

en daardoor uitzakking van de grondwaterstand had mogelijk een betere ontwikkeling laten zien. Verder trad in de toplaag van de geplagde delen geen toename op van de basenbezetting, terwijl dat wel plaatsvond in de geplagde plots. In de plagplots nam de stikstofvoorraad niet af en nam de anorganische fosfaatvoorraad juist toe en in de niet-plagplots vise versa. Een artefact van de plagplots kan geweest zijn dat ze functioneerde als beter infiltrerende afvoerputjes voor fosfaat dat door de toplaag van niet geplagde delen is afgegeven aan het oppervlaktewater.

Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer

Herstel van de basenrijkdom is mogelijk met langdurig bevoeien met basenrijk oppervlaktewater. Langdurige bevoeiing van verdroogde, verzuurde broekbossen leidt zonder verwijdering van de oude bodem echter ook tot zeer voedselrijke omstandigheden door mobilisatie van stikstof en fosfaat. Bij doorstroming van bevoeiingswater blijven de concentraties aan opgelost fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater laag en treedt tegelijk afvoer van deze stoffen op door afgifte uit de bodemtoplaag. Deze nutriëntenuitspoeling zorgt op middellange tot lange termijn voor verlaging van de voorraden van anorganisch fosfaat en stikstof. Ook is het zaak dat als de bevoeiing stopt, het oppervlaktewater snel verdwijnt. Bevoeiing leidt mogelijk ook tot sterke toxiciteitseffecten op planten. Het experiment in 't Lankheet laat zien dat zelfs bij een zeer hoge beschikbaarheid van nutriënten herstel- en terugkeer van kenmerkende soorten van het Gewoon elzenbroek mogelijk is. In situaties met sterk verdroogde en verzuurde broekbossen waar toestroming van basenrijk grondwater niet herstelbaar is, is bevoeiing daarom een goede herstelmaatregel om eutrafente vormen van elzenbroek te herstellen. Over het lange termijnperspectief voor herstel van elzenbroekvegetatie met langdurige bevoeiing bestaat onzekerheid. Deze onduidelijkheid hoeft echter geen belemmering te zijn om met bevoeiing van verdroogde broekbossen aan de slag te gaan. Zwaar verdroogde en verzuurde broekbossen rest bij het achterwege blijven van maatregelen niet meer dan een ontwikkeling naar soortenarm Eiken-Berkenbos. Alleen in gevallen waar herstel van kwel met basenrijk grondwater mogelijk is, is herstel van de waterhuishouding zonder bevoeiing te verkiezen boven herstel met behulp van bevoeiing. Een belangrijke voorwaarde voor herstel van elzenbroeksoorten is dat in de zomer gedurende enkele maanden droogval optreedt en de grondwaterstand 30 tot 60 cm onder maaiveld uitzakt.

De negatieve interne chemische effecten (eutrofiëring, toxiciteit) kunnen bij bevoeiing worden beperkt door verwijdering van het complete organische profiel. Ondiep plaggen van oude broekbosbodems is onvoldoende, omdat nog veel afbreekbaar organisch materiaal en mobiliseerbare fosfaat en stikstof achterblijft. Het verwijderen van het volledige organische profiel betekent diep afgraven (ca. 0.5 m) en kan praktisch gezien alleen met grote machines worden uitgevoerd. Dat leidt dus ook tot de verwijdering van het oude broekbos inclusief boomlaag en ook tot een sterke verlaging van de drainagebasis. Zo'n ingreep moet daarom alleen worden overwogen op gebiedsniveau op basis van een lange termijnvisie.

Wanneer voor herstel met behulp van bevoeiing wordt gekozen, zijn de volgende chemische randvoorwaarden van het bevoeiingswater van belang:

- Opgelost fosfaat moet lager zijn dan $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ of $0.31 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ en opgelost stikstof ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) lager dan $200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ of $2.80 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$;
- De aanvoer van stikstof en fosfaat in het zwevend slib van bevoeiingswater moet laag zijn.

- Een laag sulfaatgehalte is ook gunstig voor het vermijden van sulfidetoxiciteit en geeft bij langdurige inundatie ook minder interne eutrofiëring met fosfaat.
- De aanvoer van stoffen die zuurbuftercapaciteit toevoegen moet groter zijn dan stoffen die verzuringscapaciteit opbouwen. Dit vereist een relatief hoge ratio van de basische kationen en sulfaat in het bevoeiingswater.
- Het calciumgehalte dient voldoende hoog te zijn ($> 1000 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$).

Voor beheer van bevoeiing gelden de volgende aanbevelingen:

- Zorg voor een goede doorstroming tijdens bevoeiing. Systemen hebben bij voorkeur een instroom én een uitstroom.
- Bevoeiingswater moet zich redelijk goed kunnen verspreiden in het terrein.
- Laat bevoeiingswater of gebiedseigen water niet langdurig stagneren op maaiveld.
- Zorg in de zomer voor voldoende droogval en een geringe uitzakking van de grondwaterstand (30-60 cm onder maaiveld).
- Wanneer met sulfaatrijk water ($> 200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) wordt bevoeid, moet gezien worden of op een langere termijn de bevoeiing verminderd moet worden ten einde een te sterke opbouw van verzuringscapaciteit te voorkomen.

1 Inleiding

1.1 Elzenbroekbossen en waterhuishouding

Het Elzenzegge-Elzenbroek kende een wijde verspreiding in Nederland, maar het oppervlak van goed ontwikkelde vormen met kenmerkende Zeggen-soorten en Dotterbloem is door verdroging, verzuring en eutrofiëring sterk teruggelopen. Voor herstel van het beekdal-Elzenbroek is op een aantal plekken in Nederland ervaring opgedaan met verhoging van de grondwaterstand door het opstuwen van waterlopen. Probleem hierbij is dat lokale vernatting vaak niet de kwelstroom van basenrijk en ijzerrijk grondwater herstelt. Op vernatte locaties bestaat daarom het risico op verdere verzuring en daarnaast kan sterke, interne eutrofiëring optreden. De herstelmogelijkheden van de noodzakelijke abiotische condities van Elzenbroekbossen door middel van overstroming of bevoeiing is in Nederland nog nauwelijks onderzocht. In potentie biedt seizoensmatige inundatie met basenrijk water de mogelijkheden voor herstel van het waterregime en de basenrijkdom. Om deze reden is binnen het kader van OBN onderzoek gestart naar de herstelmogelijkheden van beekdal-Elzenbroek door middel van bevoeiing. Het onderzoek richt zich in sterke mate op de abiotische aspecten van herstel.

Onderzoek naar de herstelmogelijkheden van “natte bossen” heeft een grote relevantie voor het beleid. Het beekdal-Elzenbroek is opgenomen op de lijst van habitattypen (habitatype H91E0C Vochtige alluviale bossen), dat wil zeggen dat Nederland voor het behoud en herstel van dit bostype op Europese schaal een verantwoordelijkheid heeft. In het kader van Waterbeheer 21e eeuw zal de behoefte aan gebieden voor waterretentie toenemen. Een belangrijke uitdaging is dan ook om waterretentie en ecologisch herstel te combineren. De Kaderrichtlijn Water zal hogere eisen gaan stellen aan de fysische, chemische en ecologische normen van watersystemen. Inzicht in de abiotische eisen en de herstelmogelijkheden van natte bossen zullen nodig zijn om een zinvolle invulling te geven aan deze normen.

1.2 Doel

Doel is inzicht verwerven in processen en randvoorwaarden die bij herstel van gedegradeerde beekdal-Elzenbroeken door middel van seizoensmatige bevoeiing met oppervlaktewater. Naast onderzoek aan herstel van beekdal-Elzenbroek zijn door Alterra de herstelmogelijkheden van het Vogelkers-Essenbos door bevoeiing en vernatting onderzocht. In een gezamenlijke evaluatie van de onderzoeksresultaten door Alterra en KWR worden de herstelmogelijkheden van deze bostypen op landschapsschaal in beeld worden gebracht (hoofdstuk 9).

1.3 Geschiede onderzoekslocatie

Op het landgoed 't Lankheet, gelegen tussen Eibergen (Ge) en Haaksbergen (Ov), wordt sinds de winter van 2001/2002 verdroogd Elzenbroekbos bevoeid met basenrijk oppervlaktewater van lokale herkomst. In de periode van 2002-2004 zijn de effecten op grondwaterstand, basenchemie van de bodem en vegetatie gevolgd met monitoringonderzoek (Aggenbach et al. 2005). Conclusie van deze monitoring was dat de toenmalige wijze van bevoeien niet leidde tot het noodzakelijke waterregime (te korte periode van bevoeien) en tot onvoldoende herstel van de basenrijkdom. Voor verhoging van de basenverzadiging in de organische stofrijke, sterk uitgeloogde bodem moet namelijk een zeer grote hoeveelheid basische kationen worden aangevoerd via het oppervlaktewater. Verder bleek de lokale toevoer van oppervlaktewater onvoldoende te zijn (geen aanvoer in droge jaren). Het lokale oppervlaktewater van het landgoed is bovendien vervuild met zware metalen als gevolg van vermesting van grondwater en verdroging (Aggenbach et al. 2005).

In 2005 werd het bevoeiingssysteem op het landgoed aangepast. De aanvoer van een grote hoeveelheid gezuiverd beekwater werd mogelijk gemaakt doordat vanaf het voorjaar van 2006 op het landgoed een proef werd gestart met zuivering van vervuild beekwater door middel van zuiveringsmoerassen. Met deze grootschalige proef, waarbij Plant Research International (PRI), Waterschap en provincie Overijssel zijn betrokken, worden zowel WB21-doelstellingen (berging en vergroting van de grondwatervoorraad) als ecologische doelstellingen (mogelijkheden voor herstel van Elzenbroekbos en Vogelkers-Essenbos) beoogd. Met kleine ingrepen kon het gezuiverde water naar bospercelen worden geleid en konden deze percelen voor experimenten met vloeiwater worden gebruikt. De inrichting was zodanig dat de bevoeiing regelbaar was.

Dankzij dit grootschalige project kon juist op 't Lankheet op landschapsschaal worden onderzocht wat de mogelijkheden zijn voor herstel van Elzenbroeken en Vogelkers-Essenbossen door middel van inundatie en bevoeiing met basenrijk oppervlaktewater.

1.4 Reikwijdte van dit rapport

In dit rapport worden de onderzoeksresultaten gepresenteerd van het bevoeiingsonderzoek dat heeft plaatsgevonden in een elzenbroekperceel gedurende 2005-2009. Het rapport gaat vooral in op de ontwikkelingen van de waterhuishouding, het humusprofiel, waterchemie, bodemchemie en vegetatie en de processen die daarbij werkzaam zijn. De nulsituatie van het experiment was in een eerder rapport reeds uitgebreid beschreven (Aggenbach & Hunneman 2007). Alterra heeft in een apart rapport verlag gedaan van de resultaten en de conclusies van het experiment in het Vogelkers-Essenbos experiment (Hommel et al. 2010). De onderzoeksresultaten die voortkwamen uit beide onderzoeken zijn "vertaald" naar de praktijk van het natuur- en waterbeheer (Hoofdstuk 9).

2 Opzet van het experiment

2.1 Vraagstelling

De volgende vragen zijn voor dit onderzoek van belang:

- Treedt herstel op van de het waterstandsregime dat voor elzenbroekbos is vereist?
- Kunnen basenrijke condities worden hersteld door langdurige bevoeiing met basenrijk oppervlaktewater?
- Heeft bevoeiingsduur invloed op de herstelsnelheid van de basenverzadiging?
- In hoeverre spelen redoxprocessen en zwavelchemie een rol in herstel van de zuur- en basenhuishouding?
- Welke rol speelt de organisch stofhuishouding in abiotische processen?
- Welke effecten heeft langdurige bevoeiing op de nutriëntenhuishouding?
- Treden als gevolg van biogeochemische processen toxische niveaus op van stoffen voor planten?
- Ontwikkelt de vegetatie zich richting het Gewoon elzenbroek (*Carici elongatae-Alnetum*)?

2.2 Onderzoekslocatie

Het onderzoek vond plaats op een locatie die gemakkelijk kon worden ingericht voor een bevoeiingsexperiment met gezuiverd beekwater. Een afvoersloot die bij de inrichting van de onderzoekslocatie per ongeluk diep is uitgegraven is eind 2005 gedempt en vervangen door een ondiepe afvoergreppel en afvoerbuus.

Het bevoeiingswater werd in experimentele helofytfilters, die grenzen aan de onderzoekslocatie, gezuiverd. De fijnregeling van deze helofytfilters werd afgestemd op een laag fosfaatgehalte en lage gehalten aan zware metalen in het gezuiverde water. Het beheer en de monitoring van de filters viel onder de verantwoordelijkheid van Plant Research International (PRI). Hoewel het ontwerpen en ontwikkelen van de filters een belangrijk onderzoeksproject van PRI is, konden gezien het experimentele karakter geen harde garanties worden gegeven voor lage nutriëntgehalten van het gezuiverde water. De onderzoekslocatie ligt langs een wandelroute. Dit biedt op termijn de mogelijkheid om herstel van natte bossen te tonen. Tijdens het onderzoek was het experiment niet toegankelijk.

2.3 Uitgangspunten

De effecten van bevoeiing worden onderzocht aan de hand van:

- het waterstandsregime en het patroon van kwel en infiltratie;
- de humusprofiel-ontwikkeling (afbraak strooisellaag, verandering organisch-stofgehalte);
- de basenhuishouding (oplading kationadsorbtiecomplex en stijging pH);
- de zwavelchemie (rol van sulfidevorming/ -oxidatie op basenhuishouding, effect van sulfaat in bevoeiingswater);
- de nutriëntenhuishouding (beschikbaarheid nutriënten; nutriëntvoorraden);
- potentieel toxische stoffen voor planten als sulfiden, ammonium en ijzer;
- de vegetatiestructuur en soortensamenstelling in de kruid- en moslaag;

Met een meetnet zijn de volgende aspecten gevolgd:

- Het effect van verschillen in duur van bevoeiing van gezuiverd beekwater;
- Het effect van plaggen op het herstel van de basenrijkdom en de invloed op de nutriëntenhuishouding. Het achterliggende idee hiervan is: een verzuurde organische stofrijke bodem heeft een grote toevoer van basen nodig om de basenverzadiging te herstellen (Aggenbach et al. 2005). Het herstel van de basenrijkdom kan worden bespoedigd door de hoeveelheid organische stof d.m.v. plaggen te verlagen.

Er wordt geen referentiesituatie gemonitord, omdat:

- door de kleine omvang en de geringe hoogteverschillen binnen het onderzoeksperceel is het moeilijk om een situatie zonder bevoeiing te creëren;
- het onderzoeksperceel is vooraf enkele jaren gemonitord, waarbij is vastgesteld dat de basenhuishouding en vegetatie stabiel was (Aggenbach et al. 2005).

Een dichte kroonlaag zou belemmerend kunnen werken op het herstel van de ondergroei. Er is echter niet gekeken naar de invloed van veel of weinig kroonsluiting of wel of geen afzetten van bomen op herstel van de ondergroei. Redenen hiervoor zijn:

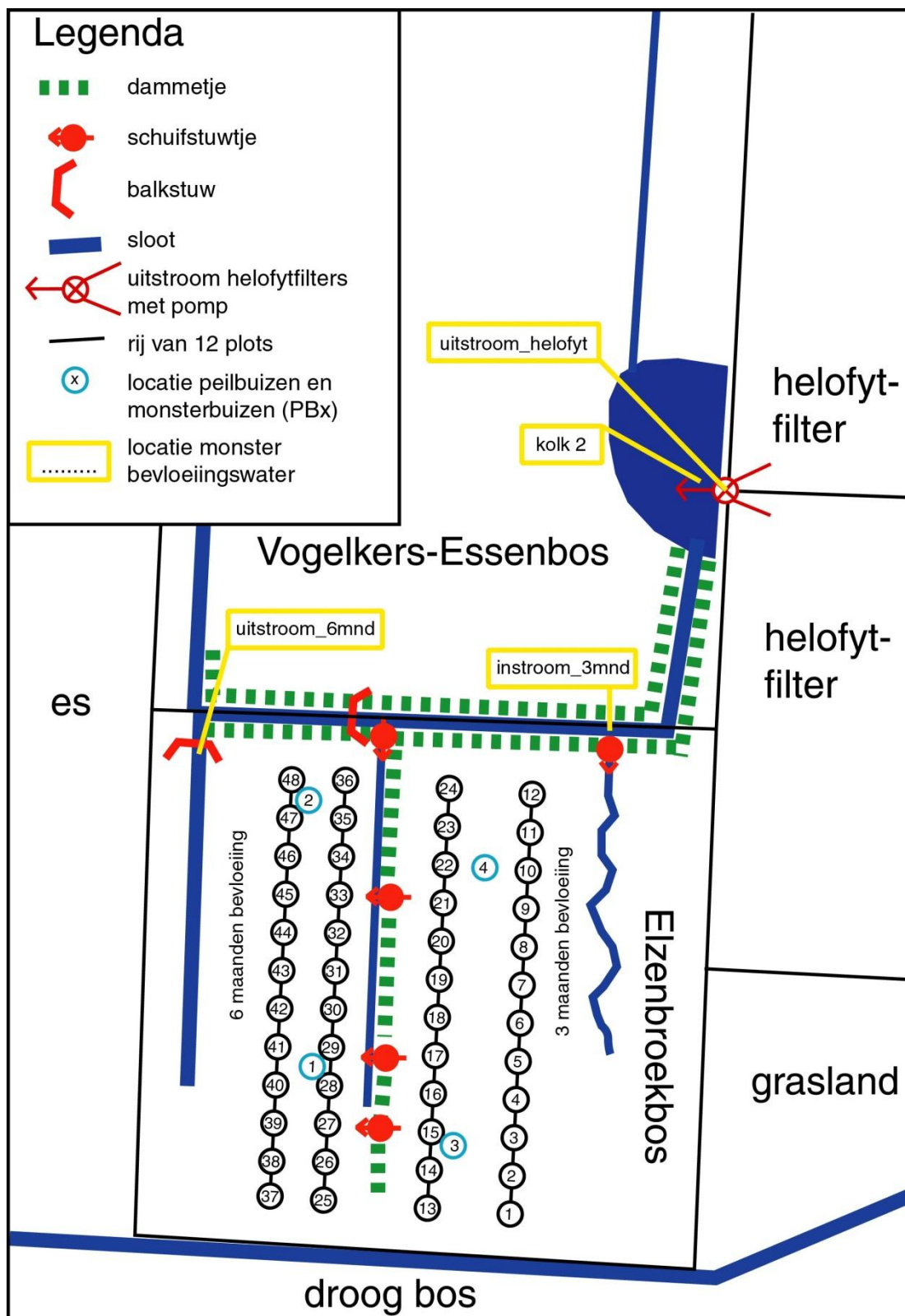
- Het onderzoek moet niet te complex worden; het meenemen van deze factor zou samen met de twee andere factoren (bevoeiingsduur en bodembehandeling) tot 8 combinaties leiden;
- De nadruk ligt op onderzoek aan het abiotisch herstel;
- De omvang van het onderzoeksperceel is dusdanig klein dat variatie in kroonsluiting (b.v. wel en niet afzetten van bomen) in verschillende proefvlakken niet goed mogelijk is. Het afzetten van bomen zou ook leiden tot meer lichtinval in delen die niet worden afgezet. Op dit moment is de kroonsluiting in het proefperceel homogeen.

2.4 Proefopzet

Zie figuur 1 voor de opzet van het meetnet.

De proefopzet is als volgt ingericht (figuur 1).

- Er zijn twee compartimenten in het perceel ingericht: één met een lange (6 maanden; november t/m april) en een ander met een korte (3 maanden; februari t/m april) bevoeiingsperiode.
- Binnen elke compartiment is het effect van wel en geen verwijdering van de organische toplaag onderzocht.
- Voor elke combinatie van bevoeiingsregime en bodembehandeling zijn 12 plots ingericht waarin de vegetatie en bodemchemie wordt gevolgd. Aanvankelijk waren plots gepland met een straal van 1,5 m. Bij plagplots is uiteindelijk in een straal van 1 m de toplaag verwijderd in het najaar van 2005. Daardoor bedraagt de straal van vegetatie-opnamen in de plagplots in 2005 (voor het plaggen) 1,5 m en vanaf 2006 0,75 m. De niet geplagde plots hebben gedurende het hele experiment een straal van 1,5 m gehad. Plagplots zijn afgezet met gaas, zodat aanvoer van drijvend strooisel naar de plagkuilen door bevoeiingswater wordt voorkomen.
- De plots zijn uitgezet in 4 raaien van 12 plots. De plots liggen in het vlakke, lage deel van het bosperceel (niet op rabatten en niet in greppels). Er is zoveel mogelijk uitgegaan van vaste afstanden tussen de raaien en tussen de meetpunten binnen de raaien. Verschillen in maaiveldhoogte tussen de plots zijn gering.
- Plots met en zonder plaggen alterneren in de raaien.



Figuur 1: Inrichting van het meetnet en ligging stuwen. De plots 12, 24, 36 en 48 liggen aan de noordzijde.

2.5 Inrichting waterhuishouding en realisatie bevoeiingen

In de nulsituatie (2005) werd het elzenbroekperceel sterk gedraineerd door een landbouwsloot aan de oostzijde (in figuur 1 tussen elzenbroekperceel en helofytfilters/grasland) en door een diepe greppel in het westelijke deel van het elzenbroekperceel. De greppel werd naar het noorden toe dieper.

Figuur 2 geeft de huidige inrichting van de waterhuishouding weer. De afvoersloot die eerst diep was uitgegraven, werd eind 2005 vervangen door een ondiepe sloot en een afvoerbuis ten einde te sterke drainage door deze sloot te voorkomen. Het grondwerk voor de helofytfilters werd in 2005 uitgevoerd. In de winter van 2005/2006 was het nog niet mogelijk om de bevoeiing te realiseren, omdat het opstarten van de helofytfilters langer duurde dan gepland. De inrichting van de schuif- en balkstuwen werd gerealiseerd in het voorjaar van 2006 (figuur 1 en 2). Het scheidingsdammetje tussen de twee bevoeiingscompartimenten was al aanwezig. De dammen langs de doorvoersloot werden speciaal aangelegd. In figuur 2 wordt de regeling van de stuwen t.b.v. de bevoeiing van het 3- en 6-maandscompartiment toegelicht.

De freatische stand in het broekbos werd in de zomer van 2006 sterk verhoogd door het verminderen van de lokale drainage, bevoeiing van de helofytfilters en aanleg van een stuw benedenstrooms in de afvoersloot. Betreffende stuw (figuur 2, stuw 4) werd aangelegd voor het omleiden van het bevoeiingswater rond een es voor bevoeien van benedenstroomse delen. Omdat in de zomer de schuifstuwen a en b en de balkstuw 2 niet constant dicht stonden, stroomde incidenteel oppervlaktewater afkomstig uit de helofytfilters in.

De bevoeiingen van het 6-maandscompartiment waren gepland van 1 november t/m 30 april (180 dagen) en die van het 3-maandscompartiment van 1 februari t/m 30 april (89 dagen). Tabel 1 geeft de gerealiseerde bevoeiingsperioden en -duren van de twee compartimenten tijdens het experiment weer. Wegens logistiek en af en toe onvoorziene zaken wijken de werkelijk bevoeiingsperioden daar enigszins van af. Hoewel de duur van afzonderlijke bevoeiingsperioden kan afwijken van de geplande duur, is de gemiddelde duur vrijwel gelijk aan de geplande duur. In 2006 startte de bevoeiing van het 6-maandscompartiment in het elzenbroekperceel half november wegens problemen in de wateraanvoer elders op het landgoed (doorbraak van een dam). Tijdens de bevoeiing van het 6-maandscompartiment gedurende de winter van 2006 lekte de scheidingsdam tussen de bevoeiingscompartimenten waardoor ook instroom van basenrijk oppervlaktewater in het 3-maandscompartiment optrad. Eind december 2006 werd daarom het scheidingsdammetje met zand verstevigd. Helaas trad kort daarna nog een doorbraak in dit dammetje op aan de zuidzijde van het perceel. Deze doorbraak werd begin februari 2007 gerepareerd. In april 2007 werd het zand van balkstuw 1 aan een zijde weggespoeld waardoor de bevoeiing tijdelijk niet werkte. Dit werd snel gerepareerd. Daarna traden geen problemen meer op met lekkages of stuwen.

De zomers van 2006 en 2007 hadden door een gebrekkige afwatering zeer hoge waterstanden in het elzenbroek, waarbij langdurige inundatie optrad. Omdat voor een goed ontwikkeld elzenbroekbos in de zomer droogval is vereist en ook wegens te hoge waterstanden in het experiment voor herstel

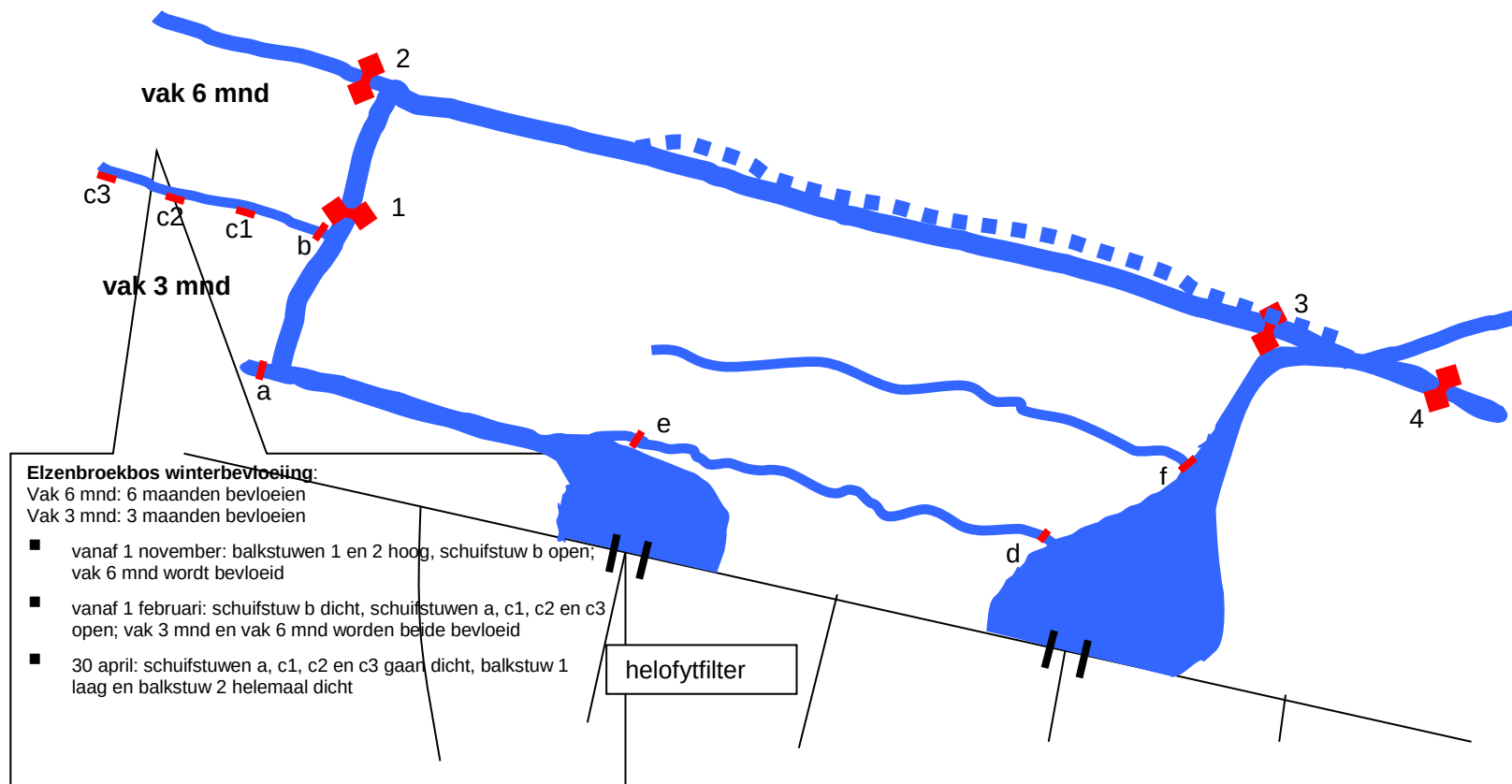
van Vogelkers-Essenbos, is in samenspraak met het landgoed en PRI besloten om de afwatering en ontwatering te verbeteren. Door een creatieve aanpassing benedenstrooms bij stuw 4 (aanleg aquaduct) en de verdieping van de afvoersloot (tussen stuw 2 en 3) in het voorjaar van 2008 konden in de zomers vanaf 2008 lagere zomerstanden met meer droogval worden gerealiseerd. De lokale afwatering van het elzenbroek werd ook verbeterd door het aanbrengen van terugslagkleppen op de stuwen a, b en 2. Deze stuwen konden daardoor in de zomer wel water uit het elzenbroek lozen en hielden tegelijk oppervlaktewater uit de doorvoersloot tegen op momenten met hoge standen door het uitpompen van water uit de helofytfilters water naar de kolk.

Tabel 1: Bevloeiingsperioden en duren van het compartiment met 3 maanden en met 6 maanden bevoeiing.

Datum	Bevloeiing aan/uit	Duur bevoeiing (d)	
		compartiment 3 maanden	compartiment 6 maanden
20061115	start bevoeiing compartiment 6 maanden	88	174
20070209	start bevoeiing compartiment 3 maanden		
20070508	stoppen bevoeiing beide compartimenten		
20071104	start bevoeiing compartiment 6 maanden	93	176
20080126	start bevoeiing compartiment 3 maanden		
20080428	stoppen bevoeiing beide compartimenten		
20081013	start bevoeiing compartiment 6 maanden	111	205
20090115	start bevoeiing compartiment 3 maanden		
20090506	stoppen bevoeiing beide compartimenten		
20091119	start bevoeiing compartiment 6 maanden	68	172
20100303	start bevoeiing compartiment 3 maanden		
20100510	stoppen bevoeiing beide compartimenten		
	Seizoensgemiddelde	90	184
	Totaal	360	727



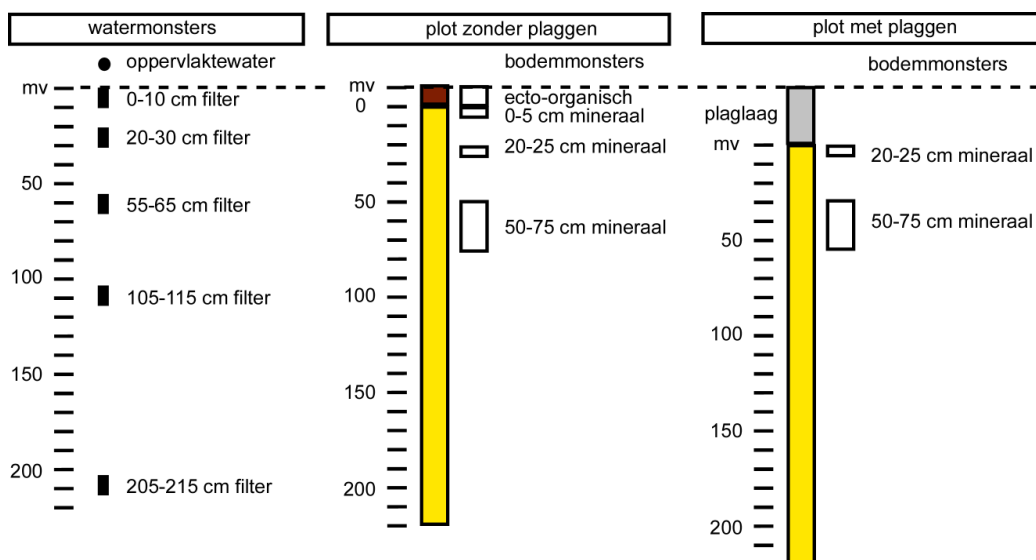
Foto: Bevoeiing in de winter van 2006.



Figuur 2: Inrichting van de waterhuishouding en regeling stuwen voor de bevoeiing.

2.6 Opzet bemonstering en meetprogramma

Op 4 locaties (PB1 t/m PB4) werd de freatische stand gemeten en staan de minifilters voor bemonstering van grondwater. Figuur 3 geeft de diepte van de minifilters weer. De minifilters stonden op niet geplagde locaties en waren daarom representatief voor de waterchemie van niet geplagde plots. Het bovenste filter zat voor een groot deel in de ectorganische laag. Het filter op 20-30 cm diepte zat in organisch stofrijk zand en de diepere filters in organisch stofarm zand. Op de minifilterlocaties werden om het half jaar in het voorjaar en najaar het grondwater en indien aanwezig het oppervlaktewater bemonsterd voor chemische analyse. Tabel 2 geeft de bemonsteringsmomenten weer en geeft ook aan of de bemonstering in de bevoeiingsperiode plaatsvond of daarbuiten. De najaarsbemonstering vond altijd plaats vlak voor de start van de bevoeiing van het 6-maandscompartiment. Regelmatig werden ook potentiaalverschillen gemeten tussen de minifilters (20-30 cm en 105-115 cm) voor het vaststellen van kwel en infiltratie.



Figuur 3: Opzet van de bemonstering van grond- en oppervlaktewater op de vier minifilterlocaties en diepten van de bodemonsters in plots met plagen en zonder plagen. Bij de plagplots is diepte na plagen weergegeven. In de figuur worden de diepten van de minifilters en bodemonsters weergegeven (ten opzicht van de bovenkant van de minerale laag in de nulsituatie). De minifilters staan in ongeplagde delen.

Voor elke behandelcombinatie werden 12 niet geplagde en 12 geplagde plots uitgezet. In alle plots is jaarlijks in het najaar de vegetatie opgenomen. In het najaar van 2005 en 2009 werd in de helft van de plots de bodem bemonsterd. De bemonsteringsdiepte wordt weergegeven in figuur 3. Het bemonsteringsschema van de plots is weergegeven in bijlage 1. Het bodemonster van de strooisellaag wordt in dit rapport aangeduid als 'ectorganische laag'. De diepte van de monsters in de minerale laag wordt aangegeven in cm's onder de overgang van de ectorganische laag naar het minerale profiel in de nulsituatie (0-5 cm, 20-25 cm en 50-57 cm lagen). Van de plagplots werd in 2005 geen monster genomen van de ectorganische laag en de 0-5 cm laag, omdat de eigenschappen van de plaglaag niet van belang

zijn voor de ontwikkeling na het plaggen. Bij de plagplots betreft de 20-25 cm laag de top van het minerale profiel na het plaggen. Dit monster werd dus genomen op 0-5 cm diepte onder het maaiveld van de plagplek. Het 50-75 cm monster zat hier op 30-55 cm onder het maaiveld van de plag. In 2009 werd de ectorganische laag van de plagplots niet bemonsterd omdat deze zeer dun was.

In 2005, 2007, 2008 en 2009 werden van de plots met bodembemonstering ook de humusprofielen beschreven. In de laatste 3 jaren werd in de vers gestoken profielen ook de pH met een speciale bodemelectrode gemeten om de 5 cm tot 22,5 cm onder de overgang ectorganisch/ mineraal. De verspreiding van bevoeiingswater werd tijdens bevoeiingen gecontroleerd met behulp van EGV-, pH- en temperatuurmetingen van het oppervlaktewater in de plots.

Tabel 2: Bemonsteringsmomenten van grond- en oppervlaktewater op PB1, PB2, PB3 en PB4 met de bevoeiingstoestand.

Datum	Bevoeiing
20060428	niet gepland, wel instroom van oppervlaktewater plaatsgevonden
20060920	geen
20070523	geen
20071104	geen
20080512	bevoeiing in 3 en 6 maandscompartiment
20081001	geen
20090428	bevoeiing in 3 en 6 maandscompartiment
20091026	geen

2.7 Meet- en analysemethoden

Maaiveldhoogte

De hoogteligging van de plots en peilbuizen werd in 2006 gemeten na het plaggen van de plagplots met een doorgaande waterpassing ten opzichte van een putdeksel waarvan de NAP-hoogte bekend was. De NAP-hoogte van de plots staat in bijlage 1.

Meting waterstanden

Op de locaties PB1 t/m PB4 stond een buis met een filterdiepte van 20 cm boven tot 200 cm onder maaiveld voor het meten van freatische standen. Deze buizen werden in het voorjaar van 2006 operationeel geworden. Met deze buizen (PB1_opp, PB2_opp, PB3_opp en PB4_opp) werd ook de oppervlaktewaterstand gemeten. Op locatie PB3 stond ook peilbuis met een filterdiepte van 200-250 cm onder maaiveld voor het meten van de stijghoogte. Deze buis was al eerder in 2002 geïnstalleerd voor monitoringonderzoek.

De waterstandsmetingen werden verricht met Van Essen-dataloggers met een frequentie van 1 uur. Een extra datalogger mat de luchtdruk op het landgoed, zodat de metingen van de dataloggers in de peilbuizen kunnen worden gecorrigeerd voor luchtdruk. Periodieke, handmatige metingen werden uitgevoerd ter controle van de metingen van de dataloggers. Gedurende 2006

bleek dat drie van de vijf dataloggers grote meetfouten gaven (PB2, PB3_opp, PB4_opp) en één datalogger kleinere (PB3). De metingen van de drie dataloggers konden achteraf nog gecorrigeerd worden, omdat de afwijking van de waterstand een hoge correlatie had met de temperatuur die de dataloggers maten. Deze dataloggers werden vervangen door andere. Daardoor traden wel hiaten in de metingen op. In paragraaf 3.2 wordt aangegeven hoe hiermee wordt omgegaan.

Humusprofielen

Humusprofielen werden beschreven volgens de klassificatie van bodemhorizonten van Van Delft (2004). Ze werden gestoken met een zogenaamde humushapper. Door de grote dikte van de Ah-laag kon vaak niet tot in de humusarme ondergrond worden gestoken. In 2007, 2008 en 2009 werden in de humusprofielen pH-metingen verricht om de 5 cm met een speciale electrode.

Metingen ruimtelijke verdeling bevoeiingswater

Tijdens bevoeiingen en ook buiten bevoeiingsperioden werden in de plots het elektrisch geleidingsvermogen (EGV), pH en de temperatuur gemeten. Deze metingen werden verricht om vast te stellen in hoeverre het bevoeiingswater zich in de twee compartimenten verspreidde.

Bemonstering water

De minifilters werden vlak voor bemonstering leeggepompt, zodat ze zich konden vullen met vers grondwater. Grond- en oppervlaktewatermonsters van de minifilterlocaties en oppervlaktewatermonsters van de kolk, instroom en uitstroom werden gefilterd met millipore- of Eikelkamp inline-filters (poriegrootte 0,45 µm). Er werden deelmonsters in polytheen-potjes genomen voor HCO₃, voor NO₃ en NH₄ en voor ICP-analyse van diverse elementen. Wanneer een filter weinig water gaf zijn deelmonsters afgefallen. Af en toe kon helemaal geen monster worden genomen. In 2008 en 2009 werd het grondwater van 0-10 cm-mv bemonsterd met een marcorhizon omdat de bovenste minifilter vaak niet te bemonsteren was. De ICP-monsters werden aangezuurd met 0,7 ml suprapuur 65% salpeterzuur per 100 ml monster. De monsters voor HCO₃, NH₄ en NO₃ werden gekoeld naar het lab getransporteerd en een dag later geanalyseerd. EGV, pH en temperatuur werden in het veld gemeten met meters. In het najaar van 2009 werden ook in glazen buisjes deelmonsters voor analyse van sulfide genomen.

Gedurende januari tot en met april 2007 werden door PRI watermonsters aangeleverd van de uitstroom van de helofytfilters die het experiment voeden. Deze monsters werden genomen met een automatische collector die tijdproportioneel gedurende 2 weken het monster verzamelde. Deze monsters werden niet gefiltreerd en wel aangezuurd op de eerder genoemde wijze ten behoeve van ICP-analyse. In de analyse werden daarom ook aan slib gebonden stoffen gemeten.

Analyse watermonsters

In tabel 3 worden de analysemethoden voor waterchemievariabelen weergegeven. De meetresultaten staan in bijlage 5.

Tabel 3: Geanalyseerde variabelen in het grond- en oppervlaktewater en analysemethoden.

Variabelen	Meetmethode
pH	pH-electrode
EGV en T	EC/T-electrode
Ca, Mg, K, Na, Cl, S, Fe, Mn, Al, Si, P, Br, B	ICP
NH ₄	Berthelot (salicylaat)
NO ₃	Cadmium reductie
HCO ₃	titratie met zoutzuur
Sulfide	sulfide-gevoelige Ag-electrode

Bemonstering grond

Voor elk grondmonster werden op drie sublocaties van het plot deelmonsters genomen. De drie deelmonsters werden samengevoegd in een plastic zak en gekoeld naar het lab getransporteerd. In 2005 en 2009 werden de deelmonsters van elk monster gemengd. In 2005 werd van het gemengde monster een deelmonster afgesplitst voor analyse van de korrelgrootteverdeling. De rest van het monster en de monsters uit 2009 werden gedroogd bij 60°C in een stoof en daarna gemalen. Deze gemalen monsters werden gebruikt voor de bepaling van het organisch stofgehalte en de chemische variabelen. In 2009 werden vlakbij de sublocaties deelmonsters genomen voor de meting van de dichtheid (bulk density) en samengevoegd tot één monster. Deze bulkdensiteits-monsters werden alleen genomen in de ectorganische, 0-5 cm laag en 20-25 cm laag met een steekbus. Bij de ectorganische monsters werd in verband met de volumebepaling ook de dikte van elke deelmonster gemeten. Tabel 4 geeft een overzicht van het aantal monsters per behandelcombinatie (bodembehandeling*bevoeiingsduur). Er waren vier behandelcombinaties.

Tabel 4: Overzicht van het aantal bodemmonsters in elke behandelcombinatie van bevoeiing (3 maanden of 6 maanden) en bodem (niet of wel plagen).

Laag	2005		2009		
	chemie & organisch stof	totaal-analyse	chemie & organisch stof	bulk density	totaal-analyse
ectorganisch	6*		6*	6*	2*
0-5cm	6*	2*	6*	6*	2*
20-25 cm	6	2	6	6	2
50-75 cm	6	2	2		2

* Alleen in behandelcombinaties met niet geplagde plots.

Analyse grondmonsters

In tabel 5 worden de analysemethoden voor bodemvariabelen weergegeven. De meetresultaten staan in bijlage 6.

Tabel 5 : Geanalyseerde variabelen in de bodemmonsters en analysemethoden.

Variabelen	Meetmethode
pH_KCl	pH in geschut bodemmonster in 1M KCl-oplossing
pH_H2O	pH in geschut bodemmonster in demiwater
bulk density	gravimetrisch
organisch stofgehalte	thermogravimetrisch: gloeien bij 550°C tot snelheid gewichtsverlies klein is
korrelgrootteverdeling	door voorbehandeling met H ₂ O ₂ -oplossing wordt organisch stof verwijderd; analyse minerale fractie met laserdiametrie
N-totaal en P-totaal	Kjedal-destructie
C-totaal	pyrolyse
Totaal-bepalingen van Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, S	destructie met koningswater, analyse elementen met ICP
Oxalaatextractie Fe, Al en P	extractie met ammoniumoxalaat, analyse met ICP
uitwisselbaar Al, Ca, Mg, Na, K, Fe, H	Bascomb-extractie met gebufferde BaCl ₂ -oplossing (pH=8.1); analyse met AAS

Vegetatie

In de plots werd jaarlijks de vegetatie opgenomen in het najaar. De niet geplagde plots (alle jaren) en de geplagde plots in 2005 hadden een straal van 1,5 m en de geplagde plots vanaf 2006 een straal van 1 m. Zowel de structuur als het voorkomen van plantensoorten werd beschreven. Voor structuurkenmerken (bedekking en hoogte) van de boom-, struiklaag en kruidlaag werd ook rekening gehouden met planten die niet in het plot wortelden. Door de kleine omvang van de plots konden de struiken en bomen in de omgeving van de plots, die anders niet konden worden beschreven, sterk bepalend zijn voor de vegetatiestructuur boven de plots en daarmee ook voor de lichtinval. Voor de boomlaag werd daarom gekeken naar de bedekking en hoogte in een straal van 5 m; voor de struik- en kruidlaag werd alleen voor de vegetatie boven de plots opgenomen. De soortensamenstelling werd alleen vastgesteld voor planten die in het plot wortelen of drijven. De abundantie van de soorten in het plot werd opgenomen met de schaal van Londo.

De vegetatieopnamen worden weergegeven in bijlage 7.

2.8 Gegevensverwerking en interpretatie

Gegevens werden verwerkt in figuren en tabellen. Ontwikkeling van belangrijke variabelen worden gepresenteerd in Box-Wiskerplots met onderscheid naar de vier behandelcombinaties en bodemlagen. Verschillen van variabelen werden per behandelcombinatie en per bodemlaag met de student-T toets getoetst op verschil van de gemiddelde waarden van 2005 en 2009. ANOVA-toetsen werden gebruikt om de invloed van bepaalde factoren (tijd, bevoeiingsduur, bodembehandeling) te toetsen. De invloed van de ontwikkeling van het waterstandsregime op de vegetatie werd geanalyseerd

in een CCA. Relaties tussen variabelen werden beschreven met diverse typen regressies.

Voor organisch stof, basische kationen en totaal-stikstof werd de voorraad uitgerekend in bodemlagen (in hoeveelheden per m²) met behulp van de metingen van de bulk density. Voor 2005 werd van de minerale lagen 0-5 cm en de 20-25 cm de bulk density berekend op basis van de relatie tussen het organisch stofgehalte en de gemeten bulk density in de monsters van 2009 in dezelfde lagen ($BD = (5.3312 - \ln(OM))/3.409$; $r_{adj}^2 = 0.70$). Op basis van de berekende bulk density werd voor de monsters uit 2005 voorraden afgeleid. Voor de ectorganische monsters werd dat niet gedaan om hiervoor geen betrouwbare relatie kon worden afgeleid tussen het organisch stofgehalte en de gemeten bulk density in de monsters van 2009.

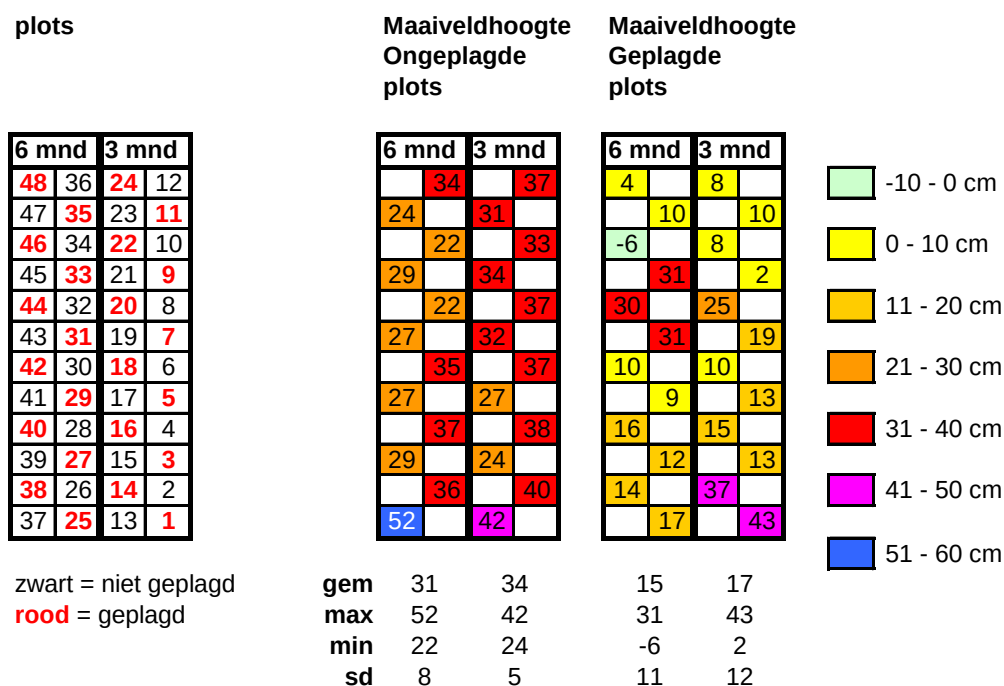
Dit rapport bespreekt de ontwikkelingen die optreden als gevolg van bevoeiing en wel of niet verwijderen van de toplaag van de bodem. Voor een uitgebreide beschrijving van de nulsituatie vlak voor start van het experiment wordt verwezen naar een eerdere rapportage (Aggenbach & Hunneman 2007).

In de hoofdstukken 3 t/m 7 worden de resultaten besproken en geïnterpreteerd. Daarbij worden achtereenvolgens de effecten op de waterhuishouding (waterstandregime, kwel/infiltratie), waterchemie, bodem (humusprofiel, chemie) en vegetatie besproken. In hoofdstuk 8 vindt een synthese plaats naar de effecten van bevoeiing in dit experiment. Waar zinvol worden de resultaten vergeleken met de bevindingen uit ander onderzoek naar de invloed van inundatie en overstroming. Tot slot worden in hoofdstuk 9 de resultaten van dit onderzoek vertaald naar de praktijk van het natuurbeheer/ herstel en waterbeheer. Dit wordt gecombineerd met de bevindingen van het herstelexperiment in het Vogelkers-Essenbos in 't Lankheet (Hommel et al. 2010).

3 Maaiveldhoogte en waterhuishouding

3.1 Maaiveldhoogte

Op perceelsschaal is een zwakke hoogtegradiënt aanwezig. In het noordelijk deel komen de meest lage plots voor en in de zuidrand, waar de dekzandrug begint, liggen de hoogste plots. Gemiddeld liggen de geplagde plots 17 cm lager dan de ongeplagde. Dit verschil ligt dicht in de buurt van de beoogde plagdiepte van 20 cm voor het experiment. De hoogteligging varieert ook op kleine schaal.



Figuur 4: De hoogteligging van het maaiveld (cm) van de plots in het onderzoeksperceel. Een hoogte van 0 cm komt overeen met 24.00 m+NAP. De hoogte van de geplagde plots is opgemeten na het plaggen. De plots 12, 24, 36 en 48 liggen aan de noordzijde.

3.2 Ontwikkeling waterstandsregime

In figuur 5 wordt het waterstandsregime in het compartiment met 3 maanden en met 6 maanden bevoeien weergegeven. In dit figuur is ook de maaiveldhoogte van de onderzoeksplots weergegeven. De volgende gegevens zijn gebruikt voor het waterstandsverloop:

- Voor de periode voor 2005 werden voor beide compartimenten de metingen van peilbuis PB3 gebruikt.
- Voor de periode na 2005 werden voor beide compartimenten verschillende peilbuizen gebruikt.
- Voor het compartiment met 3 maanden bevoeien werd PB3 gebruikt. PB4_opp werd hier wegens lange hiaten in de metingen niet gebruikt. Vergelijking van gemeten standen van PB3 en PB4_opp gaven slechts kleine verschillen.
- Voor het compartiment met 3 maanden bevoeien werden PB1_opp en PB2_opp gebruikt.

Voor de evaluatie van het experiment is het waterstandsverloop tot en met het najaar van 2009 van belang. Omdat de waterstandsmetingen doorlopen worden de metingen tot en met najaar 2010 gepresenteerd. In figuur 1 is de locatie van de peilbuizen weergegeven.

In de nulsituatie (2002-2005), voor de vernatting, zakte de grondwaterstand in de zomer diep (70-80 cm) en langdurig onder maaiveld weg. In de winterperiode reikte de grondwaterstand kortstondig net onder of iets onder maaiveld. Begin 2006 trad door ingrepen in de waterhuishouding sterke vernatting op. Het verloop van de waterstand verschilde voor beide compartimenten weinig en de maaiveldhoogte van de niet en wel geplagde plots verschilde tussen beide compartimenten ook weinig. In 2006 en 2007 zakte de stand in de zomer nauwelijks meer uit. De meeste niet geplagde plots stonden daardoor in de zomerperiode langdurig onder water, maar hadden dan wel een korte periode van droogval. De meeste geplagde plots stonden toen permanent onder water. Tijdens de bevoeiing in de winterseizoenen van 2006/2007, 2007/2008, 2008/2009 en 2009/2010 waren de waterstanden nog hoger waardoor dan vrijwel alle plots permanent onder water stonden. De waterstand was in het compartiment met 3 maanden bevoeien in die perioden even hoog, ook als dit compartiment zelf niet werd bevoeid en het 6-maandscompartiment wel. Via de stijghoogten in het freatische pakket beïnvloedde de freatische stand van beide compartimenten elkaar sterk. Vanaf 2008 zakte de grondwaterstand in de zomerperiode dieper uit door verbetering van de ont- en afwatering in 2008. Hierdoor vielen de niet geplagde plots langdurig droog. In de zomer en het najaar van 2009 vielen bijna alle niet geplagde plots langdurig droog. In de geplagde plots trad ook droogval op in 2009. Gedurende het experiment vertoonde dus de inundatieduur in de winterperiode tijdens de bevoeiing sinds de winterperiode 2006/2007 weinig relevante veranderingen. Het waterregime in de zomer (inundatieduur, waterdiepte op maaiveld bij inundatie en laagste waterstand ten opzichte van maaiveld) vertoonde wel een duidelijke ontwikkeling.

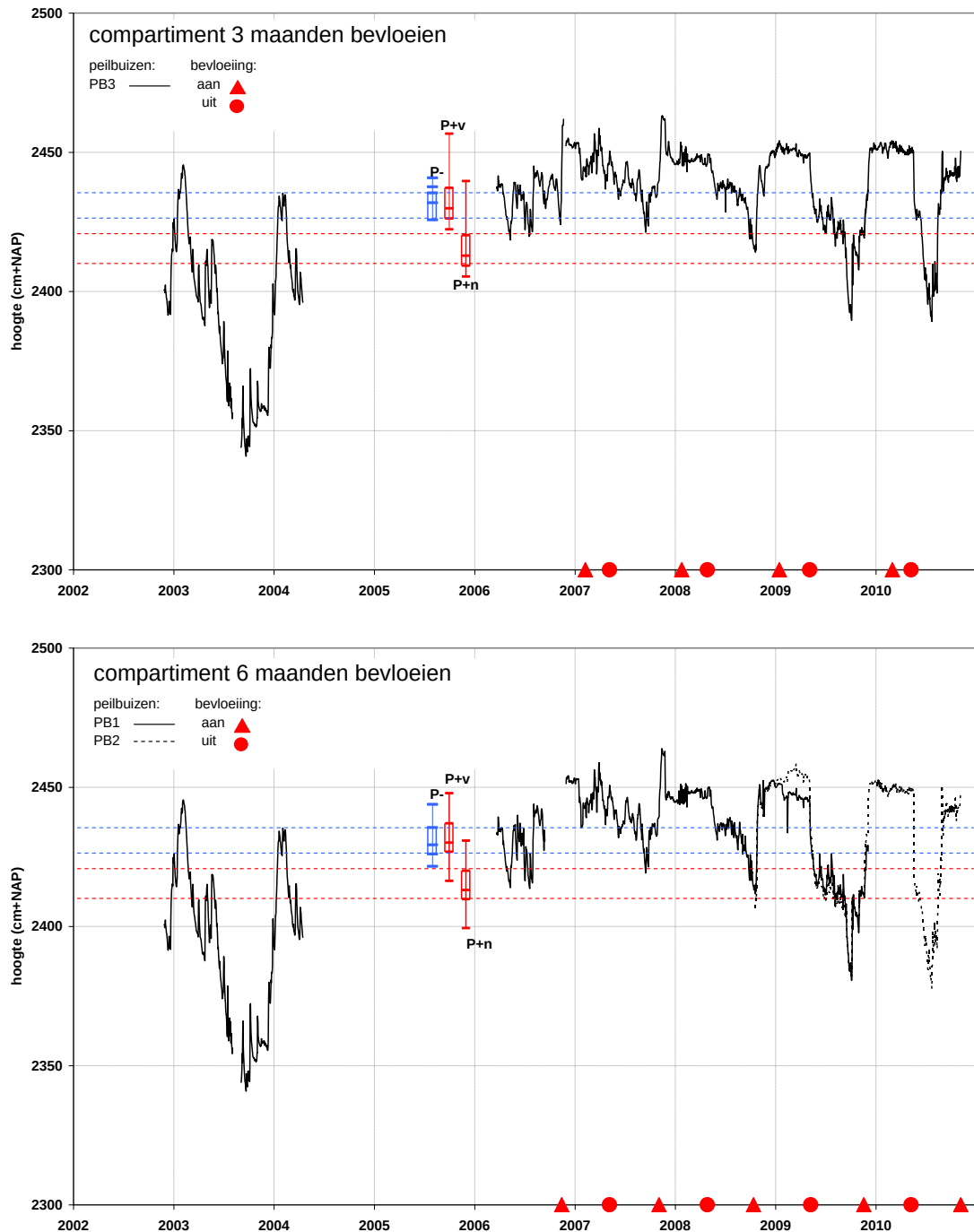
Zoals eerder gezegd waren er weinig verschillen in het waterstandsverloop tussen de compartimenten. In het compartiment met 6 maanden bevoeiing zakte de grondwaterstand in de zomer iets dieper uit dan in het compartiment met 3 maanden bevoeien. Verder traden in het compartiment met 6 maanden bevoeiing begin 2009 in PB2 iets hogere standen op dan in PB1.

In de tijdstijghoogtelijnen na de inrichting was ook nog een dagelijkse tot 2-dagelijkse waterstandsschommeling waarneembaar, deels veroorzaakt door het ritme van bevoeiing en het uitpompen van de helofytfilters. Figuur 6 illustreert dit voor een periode tijdens bevoeiing van het 6-maandscompartiment (het 3-maandscompartiment werd niet bevoeid) en voor een periode in de zomer zonder bevoeiing. De schommelingen bedroegen enkele cm's tot ca. 20 cm. De grootste schommelingen traden op in het compartiment dat bevoeid werd. Dat betekent dat vooral de fluctuatie

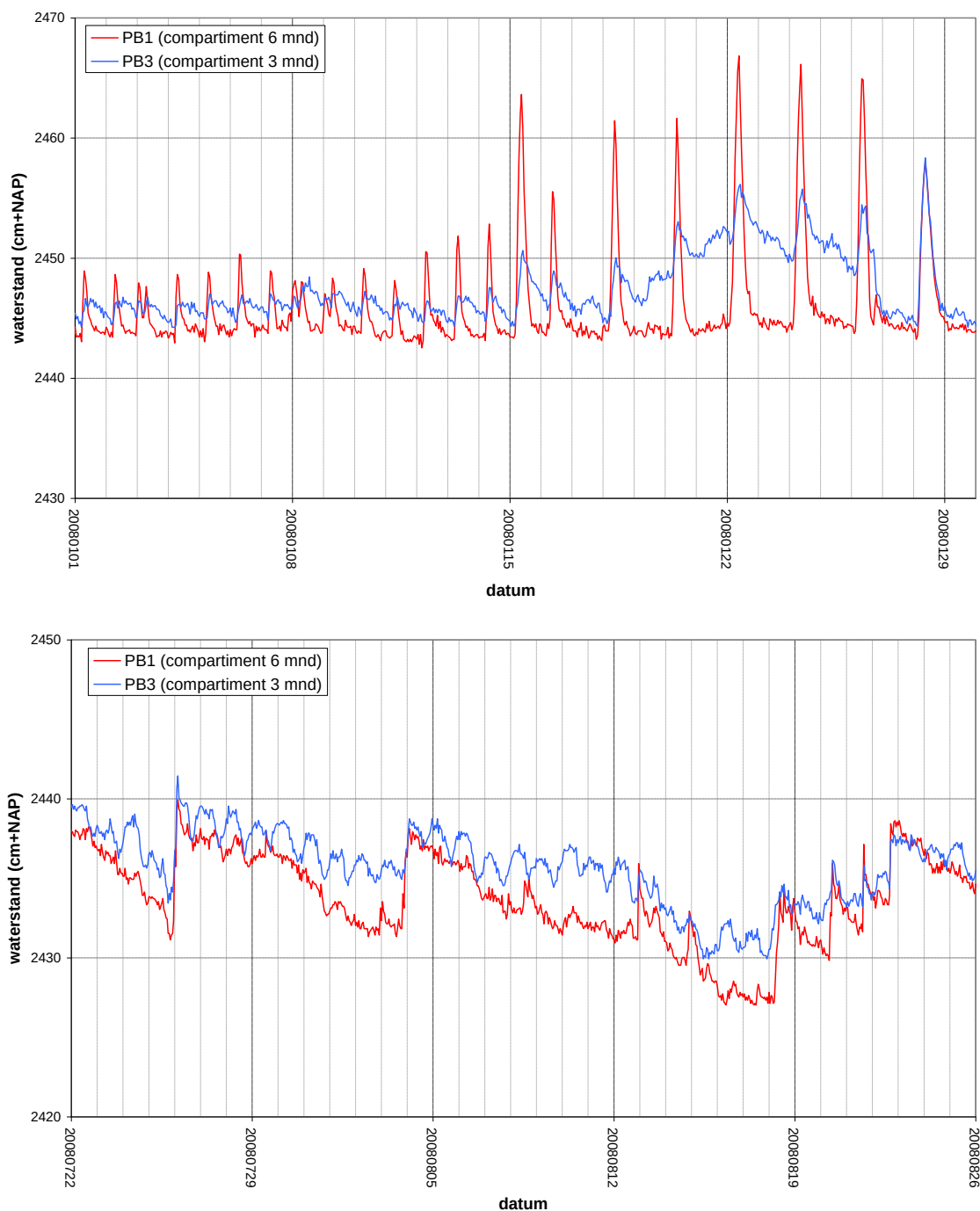
van het waterpeil in de doorvoersloot waarmee bevloeiide compartimenten mee in verbinding stonden, zorgde voor de waterstandsschommelingen. In perioden zonder bevoeiing traden geringe schommelingen op van enkele cm's. Het is de vraag of deze door de regulatie van de helofytfilters werden veroorzaakt. In de nulsituatie traden namelijk ook dagelijkse schommelingen op als gevolg van een dagnachtritme van de verdamping (Aggenbach et al. 2005). Overdag daalde de freatische stand, omdat dan door de vegetatie water verdampte en 's nachts steeg de freatische stand door een geringe verdamping terwijl wel toestroming van grondwater optrad. Bij schommelingen als gevolg van verdampingsinvloed viel de top in de eerste uren van de dag, het dal in de avond en had de schommeling een min of meer sinoïd-verloop. Dit is het geval in het voorbeeld van de zomerperiode (figuur 6 onder). Bij schommelingen tijdens de bevoeiing viel de piek vroeg in de ochtend, omdat dan de pompen aanslaan (figuur 6 boven). Na een snelle stijging, daalde de freatische stand weer snel en vervolgens was het waterstandsverloop min of meer lineair.

Interpretatie

Door de ingrepen in de waterhuishouding veranderde het verdroogde broekbos met nauwelijks inundatie en diepe zomerstanden in een zeer nat bos waar aanvankelijk voor een groot deel permanente inundatie optrad. Naast de lokale ingrepen werd de sterke stijging van de freatische stand ook veroorzaakt door de aanleg van de helofytfilters. Door hun grote oppervlakte en het hoge peil had deze ingreep een regionaal stijgeffect op de freatische stand van het landgoed 't Lankheet (Mulder & Querner 2008). Omdat de langdurige zomerinundaties negatief worden geacht voor de ontwikkeling van elzenbroekvegetatie (vereist een semi-terrestrisch milieu met droogval en niet een permanent aquatisch milieu) werd in het voorjaar de van 2008 de lokale ontwatering verbeterd, waardoor vanaf 2008 droogval kon gaan optreden in de niet geplagde delen. De geplagde plots bleven door een verlaging van het maaiveld (gemiddeld 17 cm) langdurige zomerinundatie houden. Dus pas vanaf de zomer van 2008 is in de niet geplagde delen een waterregime gecreëerd dat voldoet aan die van goed ontwikkelde elzenbroek-vegetatie (Stortelder et al. 1998).



Figuur 5: Waterstandsverloop met verdeling van de maaiveldhoogte van niet geplagde (P-, blauw) en niet geplagde plots (P+, rood) in het compartiment met 3 maanden en met 6 maanden bevoeiing. Voor elke compartiment wordt de bevoeiingsperiode weergegeven. De zwarte lijnen geven het verloop van de waterstand. De maaiveldhoogte wordt weergegeven met Box-Wiskerplots. De verticale streep in de box geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. De 0,25 en 0,75 percentielen van de niet geplagde plots en de geplagde plots na het plaggen worden ook weergegeven met respectievelijk blauwe en rode stippellijnen. Van de geplagde plots wordt de hoogteverdeling voor het plaggen (P+v, nulsituatie in 2005) en na he plaggen (P+n, vanaf 2006) weergegeven.



Figuur 6: Voorbeelden van kortstondige waterstandsfluctuaties. Boven: fluctuaties tijdens de bevoeiing van het 6-maandscompartiment en zonder bevoeiing van het 3-maandscompartiment. Onder: fluctuaties in de zomer wanneer geen bevoeiing plaatsvindt.

3.3 Stijghoogteverschillen grondwater

Op de locaties met de minifilters voor de bemonstering van grondwater is op verschillende momenten het potentiaalverschil gemeten tussen de filters op 20-30 cm-mv en 200-210 cm-mv. In figuur 7 worden de potentiaalverschillen

weergegeven. Bij een positieve waarde is de stijghoogte van de diepe filter hoger dan de ondiepe filter en treedt een opwaartse stroming van grondwater op dat aan maaiveld grondwater kan exfiltreren (kwel). Bij een negatieve waarde treedt wegzijging van grondwater op en dan is er sprake van infiltratie van oppervlaktewater (indien aanwezig).

In het compartiment met 6 maanden bevoeien trad tot begin 2008 afwisselend infiltratie en kwel op en daarna alleen infiltratie. Het verloop lijkt niet beïnvloed te worden door de bevoeiingen. In het compartiment met 3 maanden bevoeiing trad op locatie PB4 gedurende de hele meetperiode afwisselend kwel en infiltratie op en op locatie PB3 voornamelijk kwel. Aan het begin van meetperiode waren de potentiaalverschillen iets hoger dan aan het eind.

Interpretatie

Zowel infiltratie als kwel zijn van invloed op de bodem in het experiment. Kwel- en infiltratie wisselden elkaar ook regelmatig af, zowel gedurende de bevoeiing als in de perioden dat niet bevoeid werd. In het compartiment met 6 maanden is de meeste infiltratie opgetreden; deze was aan het eind van het experiment het grootst. Het compartiment met 3 maanden bevoeiing had een minder sterke infiltratie en werd meer beïnvloed door kwel. Vooral aan de zuidzijde stond locatie PB3 onder invloed van langdurige kwel. De afname in de potentiaalverschillen (dus meer infiltratie/ minder kwel) in de tijd werden veroorzaakt door de verdieping van en peilverlaging in de afvoersloot in 2008 (zie paragraaf 2.5). De dagelijkse schommelingen van de freatische stand tijdens bevoeiingen door het dagelijkse ritme in de regulatie van de helofytfilters kan hebben bijgedragen een snelle afwisseling van kwel en infiltratie

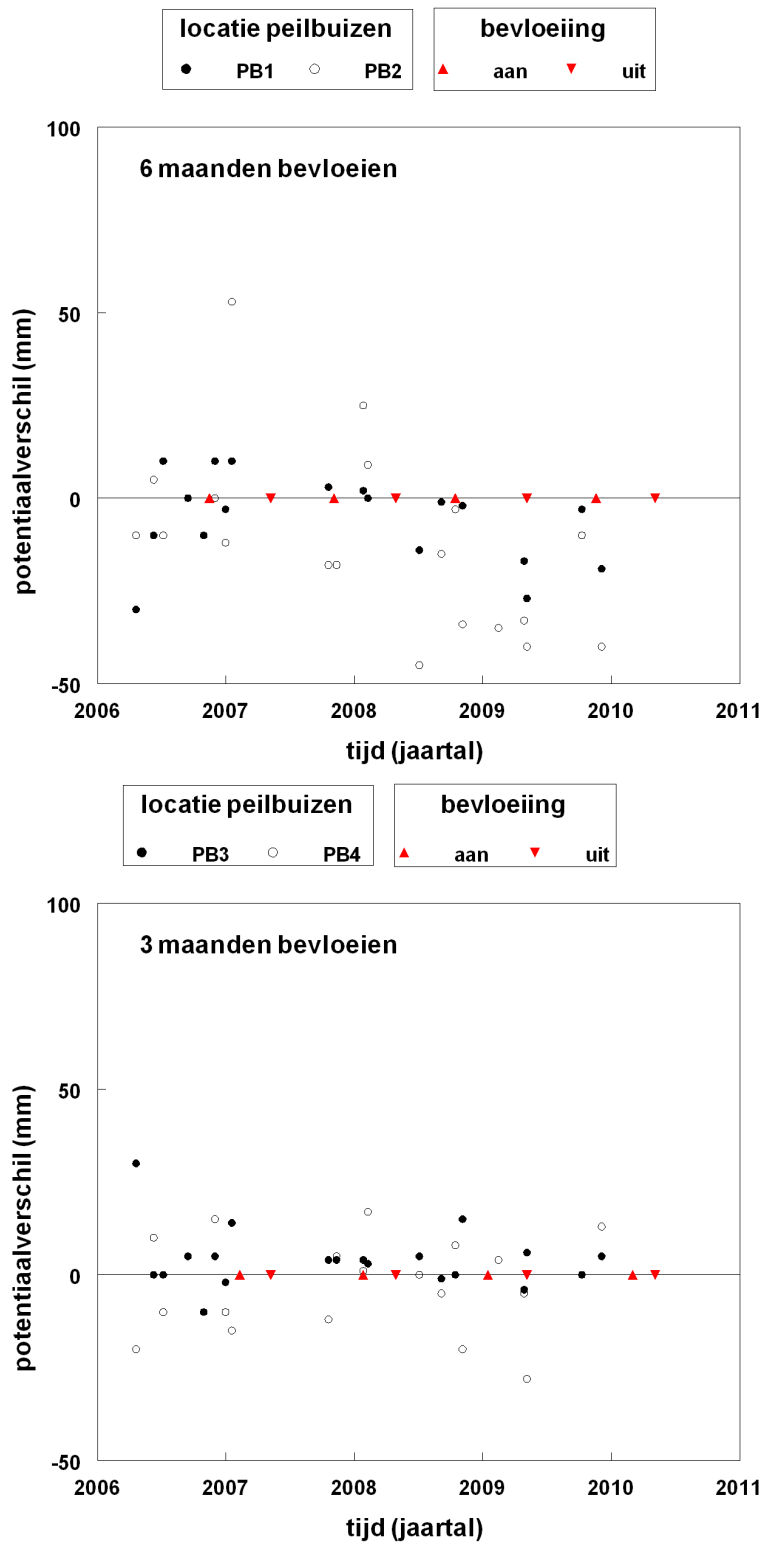
3.4 Verspreiding van bevoeiingswater

De ruimtelijke verspreiding van bevoeiingswater werd gevolgd door periodiek het elektrisch geleidingsvermogen (EGV), pH en de temperatuur van het oppervlaktewater in de 48 plots te meten. De metingen werden verricht op momenten met bevoeiing van het compartiment met 6 maanden bevoeiing, met bevoeiing van beide compartimenten en zonder bevoeiing. Het gezuiverde beekwater heeft een relatief hoge EGV en pH. Tijdens de bevoeiingsperioden kon het bevoeiingswater in het broekbos daarom te onderscheiden van stagnerend regenwater (lage EGV en pH). Aan het begin van het experiment was het de vraag of het bevoeiingswater zich door het hele onderzoeksperceel ging verspreiden, omdat de instroompunten en het uitstroompunt aan hetzelfde uiteinde van het langgerekt onderzoeksperceel voorkomen. In bijlage 2 zijn de metingen met kaartjes van EGV, pH en T in chronologische volgorde weergegeven.

Vooraf aan de eerste bevoeiing in het najaar van 2006 waren de EGV en pH laag. In elke bevoeiingsperiode was de EGV in het hele compartiment hoog op moment dat deze bevoeid werden. Ook de pH was dan hoger. In de eerste bevoeiingsperiode (2006/2007) liep de pH echter langzamer op dan in de tweede bevoeiingsperiode (2007/2008). Uit de snelle stijging van de EGV na het starten van de bevoeiing kan worden afgeleid dat het bevoeiingswater zich snel en in vrijwel het hele 3- en 6-maandscompartiment verspreidde. Alleen in het meest zuidelijke deel (plots 1, 13, 25, 27) bleef de stijging van de EGV in de eerste twee bevoeiingsperioden achter. In de periode tussen de

bevloeiingen daalde de EGV weer wat duidt op stagnatie van regenwater of chemische processen. Ook de pH daalde dan; in 2007 nog vrij sterk en in 2008 veel minder sterk. De pH ging in loop der tijd dus minder sterk reageren op wel en niet bevoeien en dat heeft vermoedelijk te maken met veranderingen in de chemische toestand van de bodemtoplaag.

Tot en met februari 2008 was er tijdens de meeste metingen een gradiënt in de EGV en pH zichtbaar tijdens zowel bevoeiingsperioden als in perioden zonder bevoeiing. In het zuidelijke deel dat het verst was verwijderd van de instroompunten van het bevoeiingswater waren de EGV en pH relatief laag. Deze gradiënt komt overeen met de gradiënt in basenrijkdom van de bodem in de nulsituatie (Aggenbach & Hunneman 2007). Vanaf het voorjaar van 2008 was de pH- en EGV-gradiënt in het oppervlaktewater nagenoeg verdwenen. Het oppervlaktewater in zuidelijke deel was dan mineraalrijker en basischer geworden. De temperatuur van het oppervlaktewater vertoonde op de verschillende momenten een egaal patroon met slechts geringe ruimtelijke verschillen. Ruimtelijke patronen op de uiteenlopende momenten verschilden sterk en leken geen duidelijk verband te hebben met het bevoeiingspatroon. De weersomstandigheden in de periode voorafgaand aan de meting bepaalden sterk de absolute hoogte van de temperatuur van het oppervlaktewater.



Figuur 7: Potentiaalverschillen van het grondwater op de minifilterlocaties in de tijd. De linker grafiek geeft het verloop van het potentiaalverschil op de twee locaties in het compartiment met 6 maanden bevoeien weer en de rechter grafiek geeft dit weer voor de twee locaties in het compartiment met 3 maanden bevoeien. Een positieve waarde betekent dat het grondwater omhoog stroomt (kwel) en een negatieve waarde betekent dat het grondwater wegzijgt (infiltratie). De rode driehoeken geven perioden met en zonder bevoeijing weer.

Aanvullende opmerkingen

In juli 2006 had het oppervlaktewater in het noordelijke deel een hogere EGV en pH dan het zuidelijke deel. Oorzaak was dat op dat moment balkstuw 2 en schuifstuw a en b open stonden ten behoeve van de afwatering van het Elzenbroek (zie figuur 1). Het uitpomp van water uit de helofytfilters (dagelijks periodiek pomp aan en uit) op de doorvoersloot zorgde voor een dagelijkse schommelingen van het waterpeil die zich ook voortzette in het broekbos. Hierdoor trad in juni dagelijkse in- en uitstroom van oppervlaktewater op. Het basenrijke oppervlaktewater uit de helofytfilters kon daardoor tijdelijk in een deel van het broekbos binnendringen. Naderhand zijn de stuwen dichtgezet om dit te voorkomen gedurende de zomer. In september zijn betreffende stuwen wel nog tijdelijk (twee weken) opengezet.

Op 21 november 2006 steeg een week na de start van de bevoeiing in het 6-maandscompartiment de EGV en pH in beide bevoeiingscompartimenten. De grootste stijging vond plaats in het 6-maandscompartiment waarin het bevoeiingswater werd ingelaten. De stijging in het niet bevoeide 3-maandscompartiment werd vermoedelijk veroorzaakt door lekkage door de dam en plaatselijk over de dam tijdens de snelle stijging van de waterstand bij aanvang van de bevoeiing. Daarom is in december 2006 de scheidingsdam verstevigd met zand.

Op 17 januari 2007 hadden alle plots een hoge EGV en pH, ook de plots die ver verwijderd zijn van het instroompunt. Oorzaak hiervan was een doorbraak in de scheidingsdam tussen de compartimenten vlakbij plot 13 en 25. Mede door het schommelende oppervlaktewaterpeil kon er 'achterlangs' basenrijk oppervlaktewater het 3-maandscompartiment instromen. Die dag werd de lekkage gedicht en op 9 februari 2007 was de EGV (gemeten voor bevoeiing van het 3-maandscompartiment) in het 3-maandscompartiment en in het zuidelijke deel van het 6-maandscompartiment gedaald. De zuid/noord-gradiënt was toen weer teruggekeerd in het pH-patroon (lagere pH in het zuidelijke deel).

Op 9 februari 2007 werd tevens het zuurstofgehalte gemeten van het oppervlaktewater. Het bleek dat het zuurstofgehalte laag was (0-3 mg/l). Blijkbaar vond veel zuurstofconsumptie plaats door afbraak van organisch materiaal. De meeste lage waarden traden op vlak boven de geïnundeerde bodem van plagplots met stagnerend water in het 3-maandscompartiment dat toen niet werd bevoeid. Tijdens het meten bleek het zuurstofgehalte in de bovenkant van de waterkolom (enkele dm's) hoger te zijn dan vlak boven de bodem.

4 Ontwikkeling chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater

4.1 Chemische samenstelling bevoeiingswater

Monsterlocaties en metingen

In deze paragraaf wordt de chemische samenstelling van het bevoeiingswater besproken. De chemische samenstelling van het bevoeiingswater werd begin 2007 gemeten gedurende de bevoeiingsperiode door het analyseren van monsters die zijn genomen in de automatische monstercollector van PRI (locatie uitstroom_helofyt). Dit betreft tijdsproportionele monsters over perioden van 2 weken (het monster bestond uit deelmonsters die met een vast tijdsintervallen zijn genomen). Deze monsters stonden dus gedurende 2 weken in flessen. De monsters werden niet gefiltreerd en geanalyseerde stoffen betreffen dus totaalwaarden. Daarnaast werden in het voorjaar van 2008 en 2009 monsters genomen tijdens de bevoeiing van beide compartimenten. Er werd toen een monster genomen in de kolk bij het uitstroompunt van de helofytfilters (locatie kolk2), bij het instroompunt van het compartiment met 3 maanden bevoeiing (locatie instroom_3mnd) en bij de uitstroom van het compartiment met 6 maanden bevoeiing (locatie uitstroom_6mnd). Tijdens de bevoeiing van beide compartimenten stroomt het bevoeiingswater via de route kolk2→ instroom_3mnd→ compartiment 3 maanden→ compartiment 6 maanden→ uitstroom_6mnd). Deze monsters werden wel gefiltreerd en de gemeten stoffen betreffen dus vooral opgelost stoffen. Genoemde monsterlocaties zijn weergegeven in figuur 1.

De metingen van relevante stoffen worden weergegeven in bijlage 3. De monsterlocaties zijn in deze tabel als volgt gerangschikt. De eerste groep monsters betreft metingen van het bevoeiingswater voordat dat het elzenbroekperceel instroomt. De tweede en derde groep monsters geven de metingen weer van het bevoeiingswater op de stroomroute (kolk2→ instroom_3mnd→ elzenbroekperceel→ uitstroom_6mnd) op 12 mei 2008 en 4 april 2009. Van de eerste groepmonsters werden de gemiddelde, standaarddeviatie (SD) en de ratio SD/gemiddelde berekend. Van de tweede en derde groep werd het verschil tussen de waarde van het bevoeiingswater dat het elzenbroek in- en uitstroomt (instroom_3mnd en uitstroom_6mnd) bepaald. Ook werd van deze verschilwaarde het relatieve verschil afgeleid door de ratio van dit verschil en de waarde van de instroom te berekenen.

Gehalten in het bevoeiingswater

Het bevoeiingswater had een matig hoog calcium- en bicarbonaatgehalte en een relatief hoog S-gehalte (bijlage 3). Aangenomen kan worden dat al het gemeten zwavel uit sulfaat bestond omdat het water aeroob is. Het water was

zoet, maar het chloride en natrium hadden ten opzichte van neerslagwater relatief hoge waarden. De waarden van chloride, calcium, magnesium, natrium en zwavel vertoonden in 2007 vrij grote fluctuaties en deze waren met elkaar gecorreleerd (tabel 6). Deze variatie lijkt niet te worden veroorzaakt door verschil in voorbehandeling van de monsters (niet en wel filtreren), omdat de laagste waarden juist optraden in de niet-gefiltreerde monsters. De variatie van de gehalten had vermoedelijk te maken met fluctuaties in de chemische samenstelling van de Buurserbeek waaruit het bevoeiingswater afkomstig was. Lagere chloridegehalten duiden op een groter aandeel van snel afgevoerd neerslagwater. Het kaliumgehalte was hoog en varieerde weinig. Het kaliumgehalte vertoonde geen correlatie met eerder genoemde macro-ionen. Het bevoeiingswater was iets ijzerhoudend (maximaal $12 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) en de hoogste ijzerwaarden werden aangetroffen in de niet-gefiltreerde monsters. Deze monsters hadden ook relatief hoge gehalten van aluminium en silicium, wat aangeeft dat deze monsters slibhoudend waren. Al en Si waren relatief hoog door het oplossen van silicaten in de aangezuurde monsters. Het ijzer werd in het bevoeiingswater vooral als slibdeeltjes van of met ijzerhydroxiden meegevoerd.

Het P-gehalte was vrij laag. De hoogste waarden werden gemeten in de ongefilterde monsters, wat te maken heeft met binding van fosfaat aan slib (hoge correlatie met Al en Si). De waarde fluctueerde sterk in de wel en niet gefiltreerde monsters. De gehalten van ammonium en nitraat waren in de gefiltreerde monsters laag. Daarbij vertoonde het nitraatgehalte veel variatie.

Tabel 6: Correlatiematrix van chemische variabelen in het bevoeiingswater voordat dit het elzenbroekperceel instroomt. De getallen geven de variatiecoëfficiënt (r) en de '' is $p < 0.05$.*

	Cl	Ca	Mg	Na	K	Al	Si	S	P
Ca	0.96*								
Mg	0.90*	0.96*							
Na	0.95*	0.96*	0.92*						
K	-0.44	-0.34	-0.13	-0.45					
Al	-0.82*	-0.87*	-0.74*	-0.86*	0.56				
Si	-0.71*	-0.73*	-0.60	-0.78*	0.56	0.94*			
S	0.98*	0.97*	0.89*	0.96*	-0.45	-0.90	-0.80		
P	-0.89*	-0.96*	-0.97*	-0.95*	0.20	0.84*	0.76*	-0.92*	
Fe	-0.77*	-0.75*	-0.55	-0.76*	0.76*	0.94*	0.91*	-0.83*	0.66

Verschillen tussen gehalten in de in- en uitstroom van bevoeiingswater

Aan het verschil tussen de concentratie in de instroom- en die in de uitstroom kan worden afgeleid of in het elzenbroek opname/ afgifte of omzetting van een stof optreedt. De gehalten van stoffen in het water gedurende het stromen van het bevoeiingswater door de twee compartimenten van het elzenbroekperceel, veranderden meestal weinig (bijlage 3; mei 2008 en april 2009). Tijdens de meting in mei 2008 had het chloridegehalte in de uitstroom een iets lagere waarde dan in de instroom. Deze inerte stof wisselt niet uit, dus dit verschil hangt ofwel samen met verdunning door regen- en grondwater of met de snelle variatie van het chloridegehalte van het toestromende bevoeiingswater (sneller dan de verblijftijd van het bevoeiingswater in de bevoeiingscompartimenten). Het chloridegehalte in de kolk was ook lager dan dat van het water bij de instroom. Dit duidt op zeer snelle, kleine variaties van het chloridegehalte. Natrium, calcium en

bicarbonaat hadden voor de in- en uitstroom ook een gelijk relatief verschil als het chloridegehalte. Dit betekent dat uitwisselingsprocessen en chemische reacties nauwelijks invloed hebben op de concentraties van deze stoffen in het bevoeiingswater. In april 2009 verschilden het Cl, Na en Ca-gehalte van de uitstroom nauwelijks. In mei 2008 was het kaliumgehalte juist iets hoger in de uitstroom. Dit kan duiden op uitspoeling van kalium in het elzenbroek. In mei 2008 was het S-gehalte van de uitstroom veel lager dan van de instroom. Dit kan duiden op reductie van sulfaat. In april 2009 was er echter nauwelijks een verschil. De relatieve verschillen van P, NH₄, NO₃ en Fe weken sterk af van die van Cl wat aangeeft dat mogelijk chemische processen in het elzenbroekperceel van invloed zijn.

4.2 Oppervlakte- en grondwater in de bevoeiingscompartimenten

In deze paragraaf wordt de ontwikkeling van de chemische samenstelling van het oppervlaktewater en grondwater gedurende het experiment besproken. De metingen worden gepresenteerd in diepteprofielen per meetlocatie (figuur 8, 9, 10). Per bevoeiingscompartiment waren twee meetlocaties voor het oppervlaktewater en het grondwater op verschillende diepten (in het compartiment met 3 maanden bevoeiing PB3 en PB4; in het compartiment met 6 maanden bevoeiing PB1 en PB2; zie figuur 1). Eerst wordt op basis van de chemische samenstelling vastgesteld hoe het bevoeiingswater zich in loop der tijd verspreid in het oppervlakte- en grondwater van de twee compartimenten in het elzenbroekbos. Vervolgens wordt de ontwikkeling besproken van pH+alkaliniteit, zwavel+sulfiden, basische kationen, aluminium+ijzer+fosfaat en nitraat+ammonium. De diepteprofielen en ontwikkeling in de tijd wordt daarbij geïnterpreteerd in relatie tot het bevoeiingsregime en chemische processen.

Verspreiding van het bevoeiingswater

Chloride kan als tracer voor het bevoeiingswater worden gebruikt omdat deze stof zich chemisch inert gedraagt (geen chemische reacties en geen uitwisseling tussen vloeistof en vaste fase). In dit experiment is chloride redelijk als tracer bruikbaar, omdat het instromende oppervlaktewater een hoger gehalte heeft (600-1800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) dan het regenwater en het oorspronkelijke grondwater (70-400 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). Het chloride-gehalte van het instromende oppervlaktewater vertoonde echter een grote fluctuatie (600-1800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; zie paragraaf 4.1 en bijlage 3) en vermoedelijk traden daarbij snelle fluctuaties op. Door deze fluctuatie in de tijd was het signaal van het Cl-gehalte in het instromende oppervlaktewater naar het infiltraat in de bodem complex. Andere mogelijke tracers voor bevoeiingswater (Br-, ratio Cl-/Br-, B) waren niet bruikbaar wegens de invloed van chemische reacties of uitwisseling op de bromide- en boor-concentratie in het grondwater (gegevens niet gepresenteert).

In april 2006, toen nog geen bevoeiing plaatsvond, was het chloridegehalte in het oppervlakte- en grondwater van de meetlocaties laag. Tijdens bevoeiing in mei 2008 en april 2009 lagen de gehalten van het oppervlaktewater op drie meetlocaties dicht in de buurt van het gehalte van het instromende bevoeiingswater. Dit geeft aan dat het bevoeiingswater goed tot deze punten doorstroomde. Door instroom van bevoeiingswater nam het chloridegehalte toe in zowel het oppervlakte- als grondwater van de meetlocaties. Het algemene patroon is dat in loop der tijd het gehalte in de toplaag meer

toenam dan dieper in de bodem. Hierdoor is een gestratificeerd profiel voor chloride ontstaan. Het bevoeiingswater infiltreerde dus op al de vier locaties in de toplaag van de bodem. Naast genoemde trend traden ook fluctuaties op in het chloride-gehalte. Gedurende het najaar van 2008 en 2009 was in de toplaag van PB2 en PB4 het gehalte in de toplaag sterk gedaald, wat wijst op infiltratie van regenwater. Deze locaties bevinden zich dicht bij de doorvoersloot die in de zomer en het najaar van die jaren draineerde.

Op locatie PB3 trad ook al vroeg, vanaf 2006, in de diepste filter een stijging op en gedurende het experiment fluctueerde hier het chloridegehalte ook sterk. Dit heeft vermoedelijk te maken met toestroming van relatief chloriderijk grondwater. Dit chloriderijke grondwater kan geïnfiltreerd zijn in de doorvoersloot die langs de zuidzijde van het onderzoeksperceel loopt. Deze sloot voert beekwater door dat niet wordt ingenomen in de helofytfilters. Locatie PB3 is daarmee een afwijkende locatie. Dit blijkt ook uit de metingen van stijghoogteverschillen van het grondwater (paragraaf 3.3). Op locatie PB3 trad gedurende een groot deel van de tijd kwel op in tegenstelling tot de andere drie locaties waar kwel en infiltratie elkaar afwisselde. Locatie PB3 had dus netto toestroming van grondwater en minder periodieke infiltratie dan de andere locaties.

Ontwikkeling van pH en alkaliniteit

In het begin van de meetreeks, in april 2006, was op de locaties PB1, PB2 en PB4 een gestratificeerd profiel voor pH en bicarbonaat aanwezig. In het oppervlaktewater en het grondwater van de toplaag waren de waarden lager dan dieper in het profiel. Dit duidt op de afwezigheid van kwel van basenhoudend grondwater. Op locatie PB3 week het patroon toen af. Hier waren de waarden in het hele profiel absoluut gezien laag en waren in de pH-waarde en het bicarbonaatgehalte in de toplaag juist iets hoger dan dieper in het profiel. Tijdens bevoeiing in mei 2008 en april 2009 waren de waarden van het oppervlaktewater op de vier meetlocaties hoog en dicht in de buurt van de waarden van het instromende bevoeiingswater. Gedurende het experiment namen de gehalten in het algemeen in de toplaag sterk toe en was periodiek zelfs sprake van omgekeerde stratificatie (bovenin hoge en onderin lage waarden). Periodiek traden echter ook lage waarden op in de toplaag. Een opvallend verschijnsel was dat op mei 2008 en april 2009 het grondwater in de 0-10 cm filter van de locaties PB1, PB2 en PB4 meestal een veel lagere pH-waarde en bicarbonaatgehalte had dan het oppervlaktewater en het grondwater in de 20-30 cm filter.

Ontwikkeling zwavel en sulfiden

In april 2006 was het zwavelgehalte van het oppervlakte- en grondwater matig hoog en liep met de diepte iets op. In die periode was de bodem niet sterk gereduceerd en was er vermoedelijk sulfaat aanwezig. Het instromende bevoeiingswater en het oppervlaktewater op de meetlocaties hadden in mei 2008 en april 2009 relatief hoge zwavelgehalten. In april 2009 was het sulfaatgehalte van het oppervlaktewater op de meetlocaties vrijwel even hoog als dat van het instromende oppervlaktewater. Tijdens bevoeiingsperiode werd dus sulfaatrijk oppervlaktewater aangevoerd. De ontwikkeling van de zwavelgehalten van het grondwater na april 2006 is divers. In de 0-10 cm filter waren de zwavelgehalten in het voorjaar van 2007 t/m 2009 absoluut gezien laag. Het sulfaat in het bevoeiingswater dat in het voorjaar infiltreerde, werd dus gereduceerd. Dit hangt samen met de zeer natte en daardoor reductieve omstandigheden. De voorjaarswaarden van zwavel in de 20-30 cm filters waren aanvankelijk laag maar op drie van de vier locaties waren deze in 2009 duidelijk hoger dan de voorgaande jaren. Deze verhoogde zwavelgehalten in 2009 kunnen samenhangen met het lokaal vrijkomen van

anorganisch zwavel door afbraak van organisch materiaal in de top van het minerale profiel (zie paragraaf 5.3). In het najaar van 2008 en 2009 waren de waarden in de toplaag relatief hoog en overtroffen dan de voorjaarswaarden van die jaren. De hogere waarden in het najaar van die jaren hangt samen uitzakkende grondwaterstanden in de zomer en vroege voorjaar van 2008 en 2009 (oxidatie van sulfiden).

Het sulfidegehalte van het grondwater werd eenmalig gemeten in oktober 2009 (figuur 9). De diepteprofielen verschillen sterk per meetlocatie. PB1 en PB3 hadden (relatief) hoge waarden bovenin en zeer lage waarden onderin het profiel. Locatie PB2 waren de waarden onderin het profiel hoog. Locatie PB4 had juist halverwege het profiel de hoogste waarden. De hoogste waarden in de profielen zijn absoluut gezien vrij hoog. De metingen geven dat op locaties PB1, PB3 en PB4 een groot deel van het anorganisch S in het grondwater aanwezig is als sulfaat. Bij PB2 was de anorganische zwavel onderin het profiel juist vooral in de vorm van sulfiden aanwezig.

Ontwikkeling van basische kationen (Ca, Mg, Na, K)

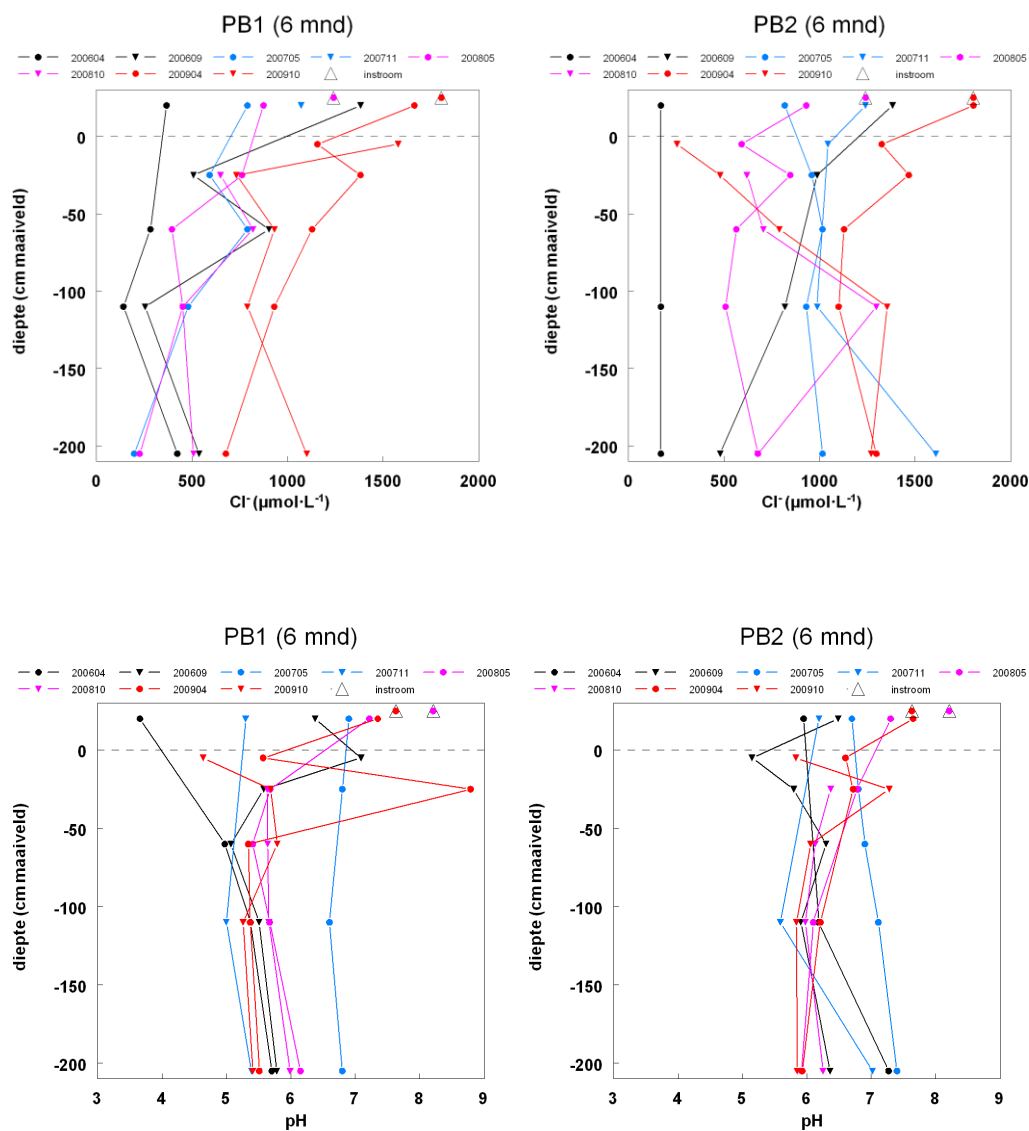
In april 2006 hadden de locaties PB1, PB2 en PB4 voor calcium en magnesium een gestratificeerd profiel dat veel overeenkomst vertoonde met dat van de pH en bicarbonaat. Het oppervlaktewater en ondiepe grondwater was toen relatief arm aan Ca en Mg en het diepere grondwater juist rijker. Dit diepteprofiel veranderde gedurende het experiment sterk. Tijdens de bevloeiingen in mei 2008 en april 2009 waren de gehalten van het oppervlaktewater op de vier meetlocaties veel hoger geworden met waarden dicht in de buurt van die in het instromende bevloeingswater. Gedurende het experiment namen ook de gehalten van Ca en Mg in het grondwater van de toplaag sterk toe. Dat was vooral het geval op locaties PB1, PB2 en PB4. Toen was periodiek zelfs sprake van omgekeerde stratificatie. Vooral in de 20-30 cm filter namen de waarden sterk toe. In het voorjaar en najaar van 2008 en in het voorjaar van 2009 waren op al de vier locaties het Ca- en Mg-gehalte van de 0-10 cm filter echter veel lager dan die van het oppervlaktewater. Omdat uit de Cl-profielen kan worden afgeleid dat het basenrijke bevloeingswater infiltreerde, moet dus calcium en magnesium uit het geïnfiltreerde bevloeingswater in de toplaag zijn verdwenen. Dit betekent dat calcium en magnesium uitwisselden met andere kationen op het adsorbtiecomplex. Wegens de hoge H-bezetting van het kationadsorbtiecomplex zal daarbij veel H^+ vrijkomen in het bodemvocht. Dit kan de lage bicarbonaatgehalten in de toplaag op dezelfde momenten verklaren. Het vrijgekomen H^+ verbruikte dan alkaliniteit.

In oktober 2009, als de grondwaterstand relatief laag staat, traden op de locaties PB3 en PB4 in de 0-10 cm filter juist hogere waarden op van Ca en/of Mg dan in de 20-30 cm filter. Vermoedelijk trad hier door droogval van de toplaag en daarmee gepaard gaande zuurvorming (oxidatie van sulfiden, aerobe oxidatie van organisch stof) desorbtie op van de kationen. Dit proces werd weerspiegeld in het diepteprofiel van pH van het grondwater op dat moment.

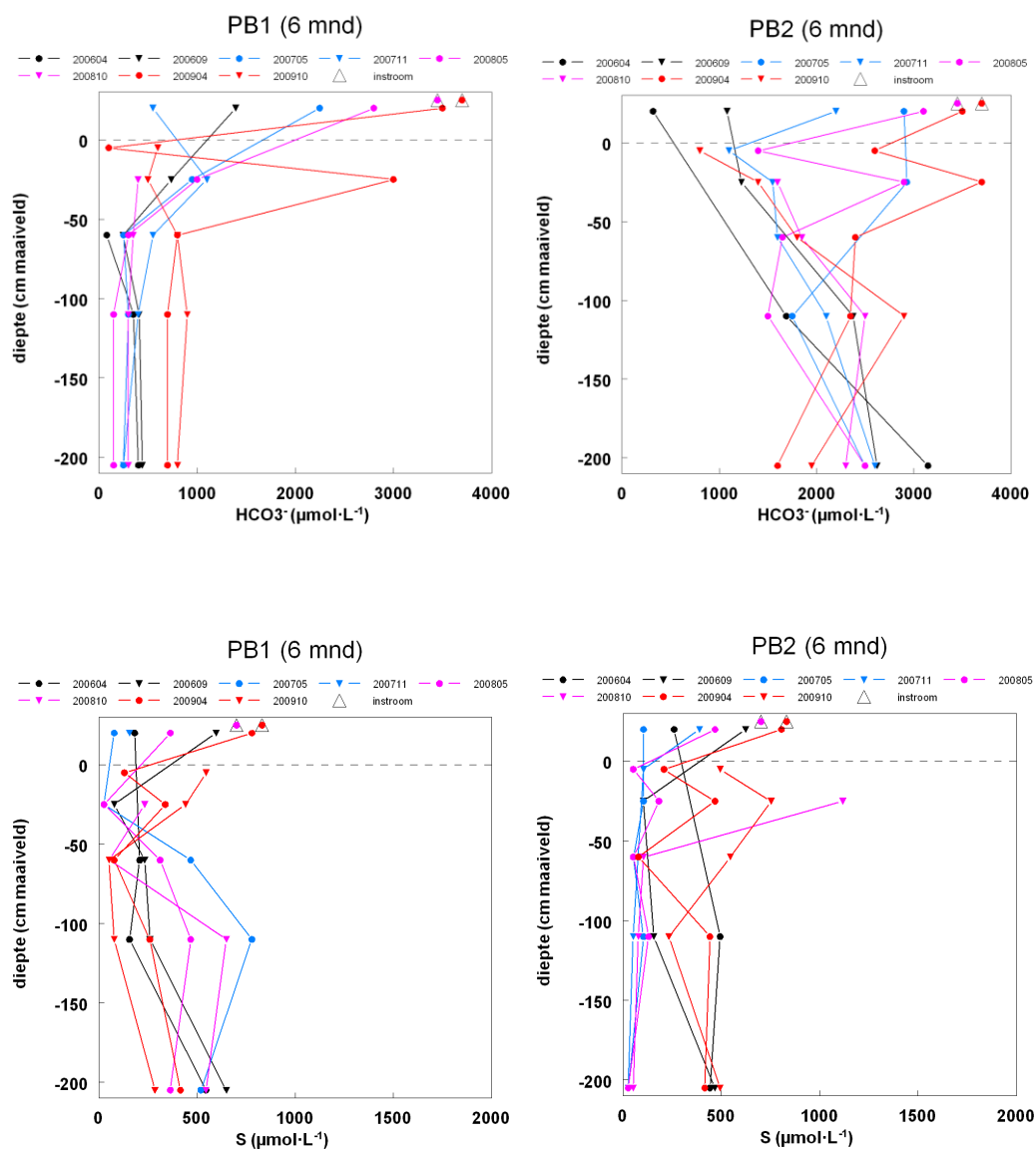
Natrium had in april 2006 geen of een nauwelijks gestratificeerd profiel. Bovenin het profiel vertoonde dit kation een soortgelijke ontwikkeling als bij calcium en magnesium. Natrium had in het bevloeingswater een groot aandeel in de kationenbalans en had een concentratie in dezelfde ordegrrootte als calcium. Hierdoor traden in de toplaag van de bodem gedurende de latere jaren ook hoge concentraties van natrium op. Kalium was in april 2006 meestal juist relatief hoog bovenin het profiel en lager onderin het profiel. In het grondwater van de toplaag van PB1, PB2 en PB4 steeg het kaliumgehalte

sterk en naderde het de concentratie van het instromende bevoeiingswater dicht. Kalium drong dus goed de bodem in en werd weinig uitgewisseld met het kationadsorbtiecomplex. Bij PB2 en PB4 trad ook halverwege het profiel een sterke stijging op. Op locatie PB3 trad bovenin het profiel alleen in de 0-10 cm filter een matige stijging op. Dit geeft aan dat het infiltratiewater op deze locatie minder diep infiltreerde dan op de andere locaties.

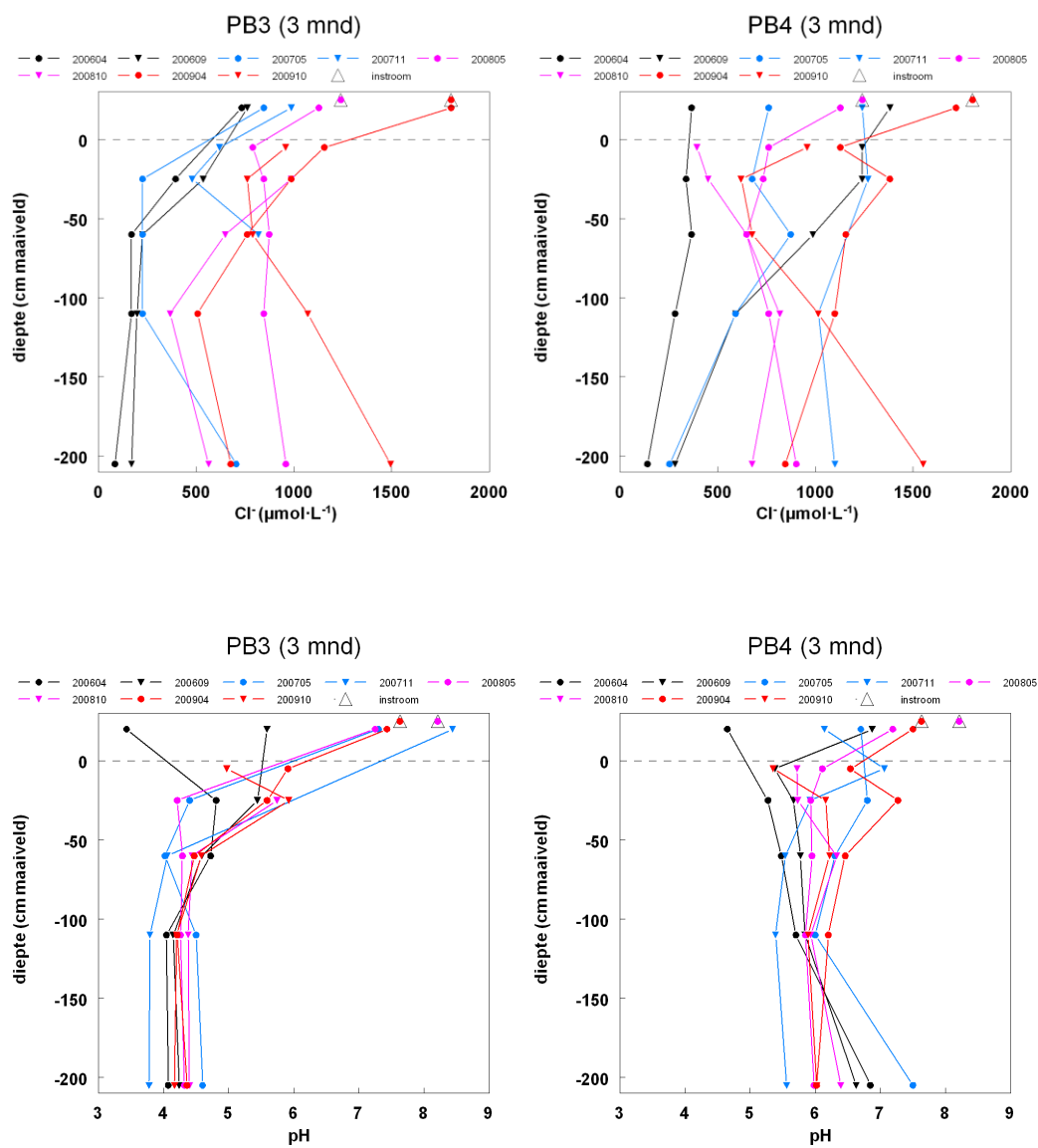
Dieper in het profiel waren de ontwikkelingen van de kationgehalten afwijkend. Op de locaties PB1, PB2 en PB4 namen het Ca- en Mg-gehalte daar juist af, wat kan samenhangen met adsorbtie. Bij PB3 vond dieper in het profiel wel een toename plaats van al de vier kationen. Bij PB2, PB3 en PB4 nam natrium in het diepe deel van het profiel toe. Bij PB1 en PB4 werd dat veroorzaakt door infiltratie van oppervlaktewater. Dit kan worden afgeleid uit het feit dat de stijging in het diepste deel volgde op de stijging hoger in het profiel. Bij PB3 vond de stijging onderin het profiel plaats terwijl in de 20-30 cm filter geen stijging optrad. Bij PB3 werd dus door toestroming van onderaf natrium aangevoerd. Kalium vertoonde dieper in de profielen juist weinig veranderingen.



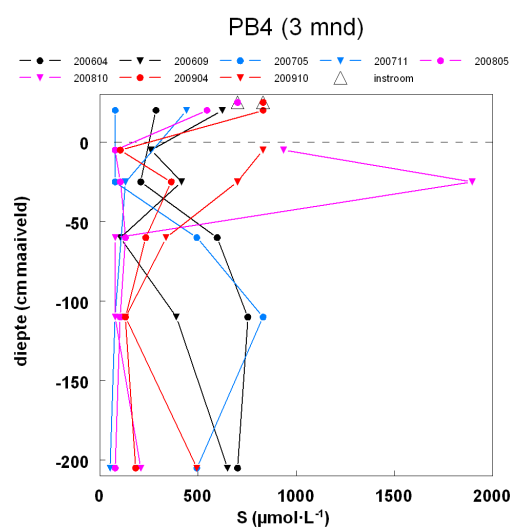
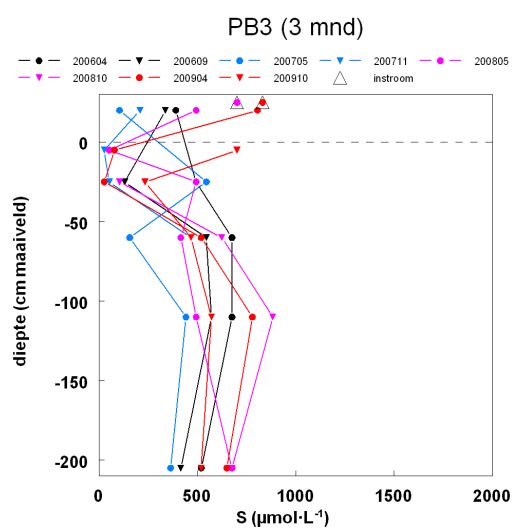
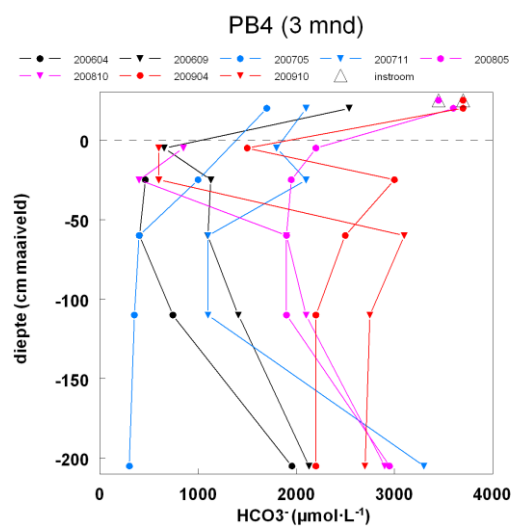
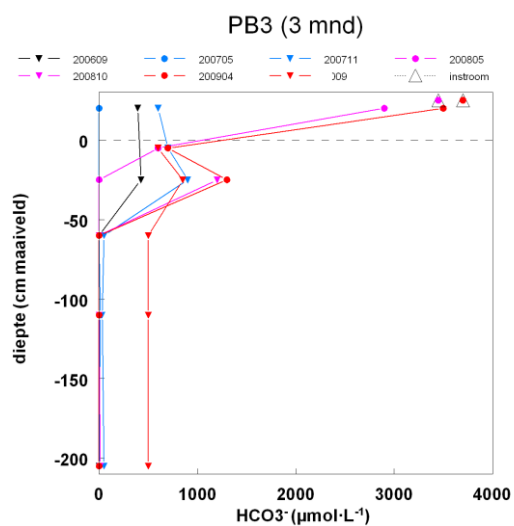
Figuur 8: Diepteprofielen van chemievariabelen van grondwater en oppervlaktewater op de vier minifilterlocaties op verschillende tijdstippen. Zie voor de ligging van de locaties figuur 1. Er is gemeten in het voorjaar (gemarkeerd met ●, in 2007, 2008 en 2009 ook het einde van de bevoeiingsperiode) en in de herfst vlak voor de start van de bevoeiing in het compartiment met 6 maanden bevoeiing (gemarkeerd met ▼). De waarden van het instromende bevoeiingswater (gemarkeerd met Δ) is gemeten bij het instroompunt van het compartiment met 3 maandenbevoeiing (locatie instroom_3mnd).



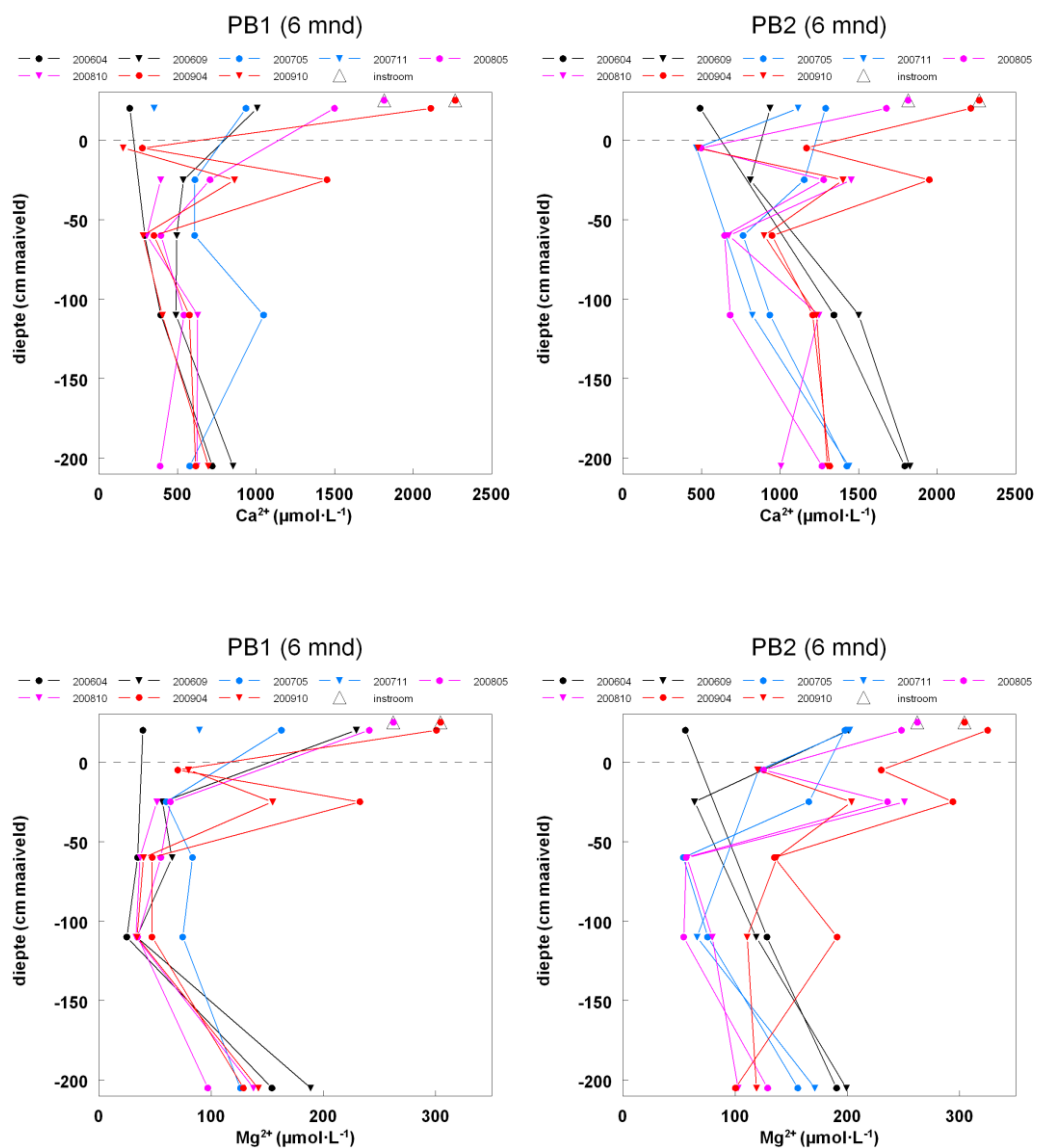
Vervolg figuur 8.



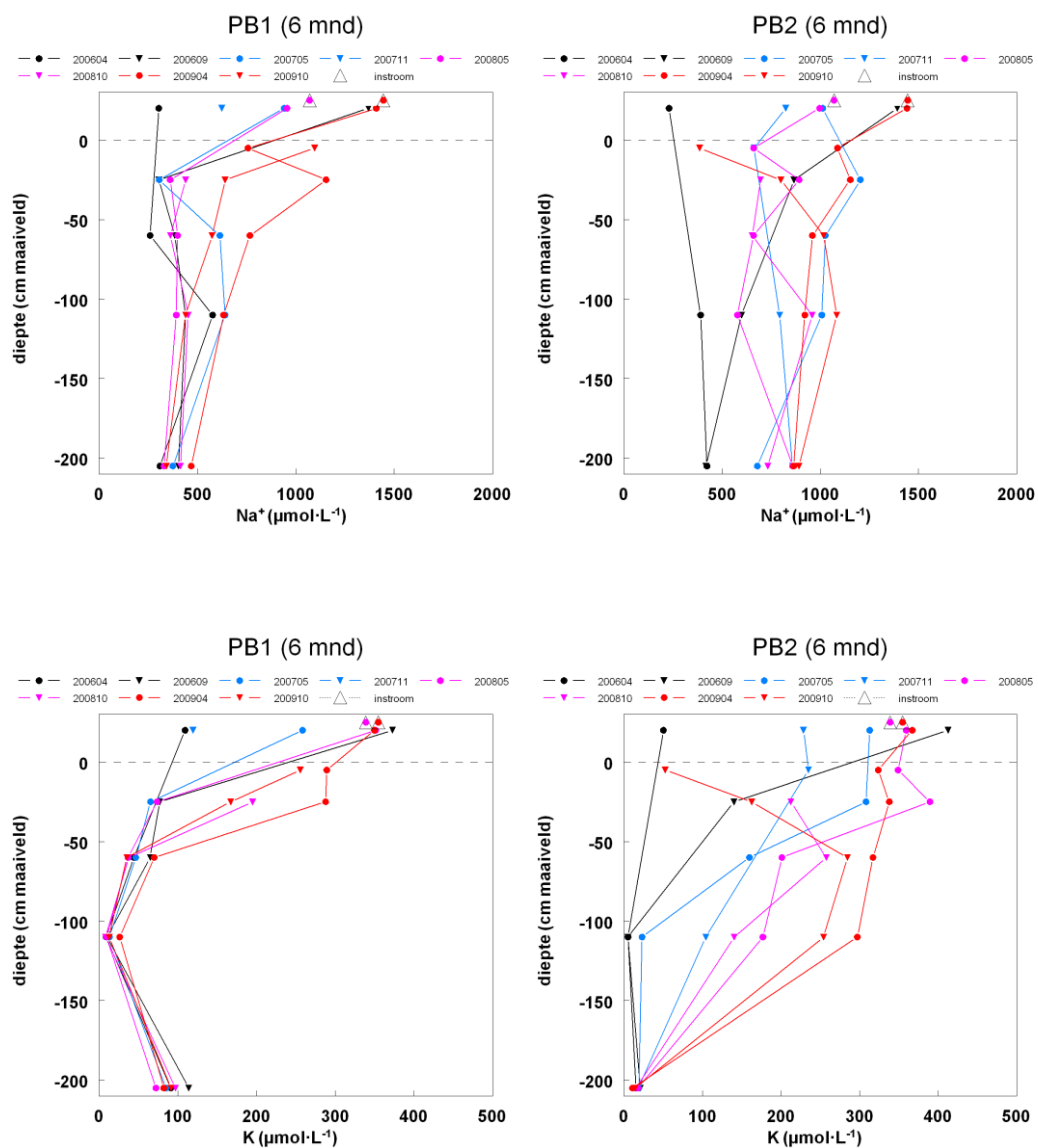
Vervolg figuur 8.



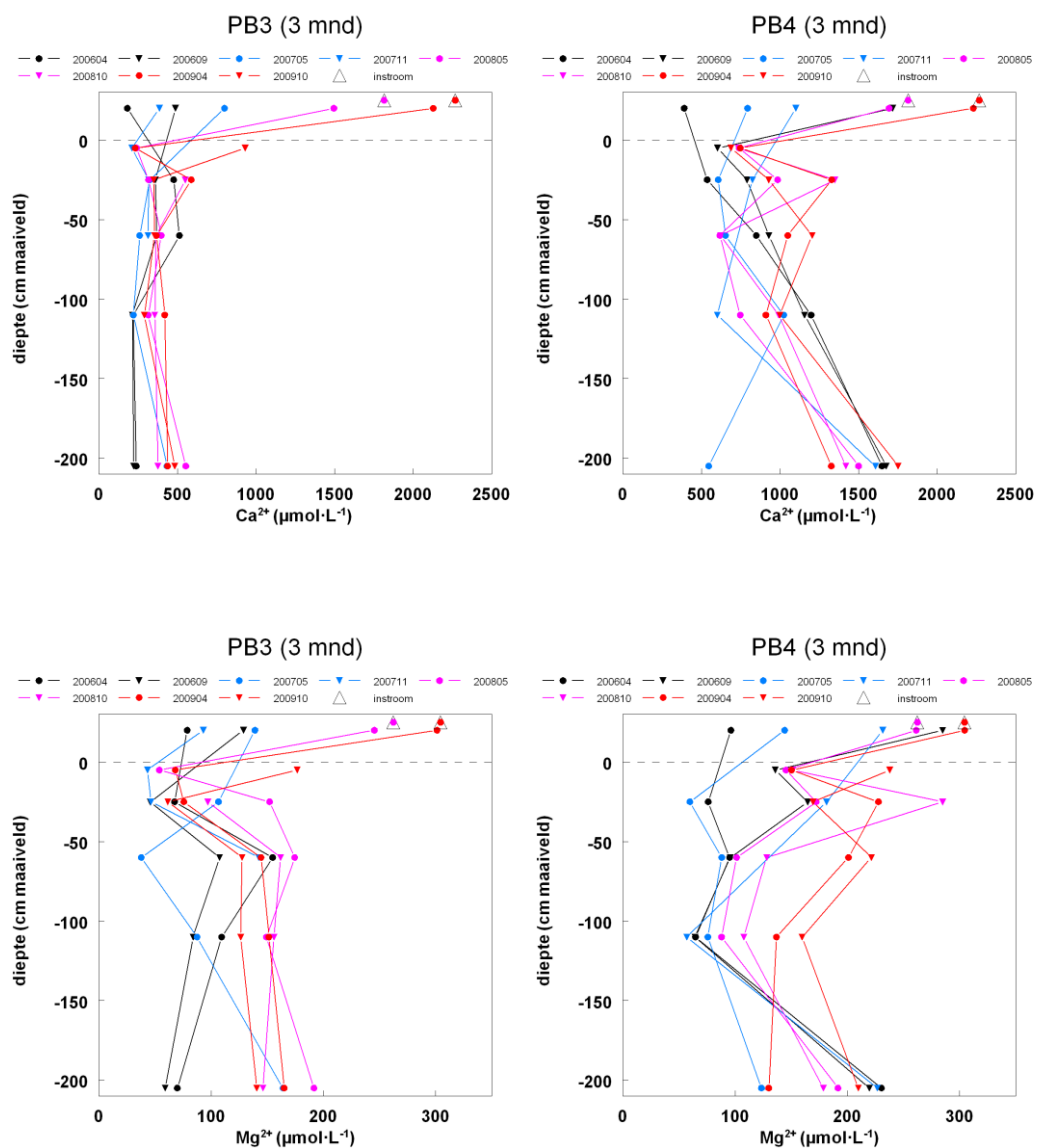
Vervolg figuur 8.



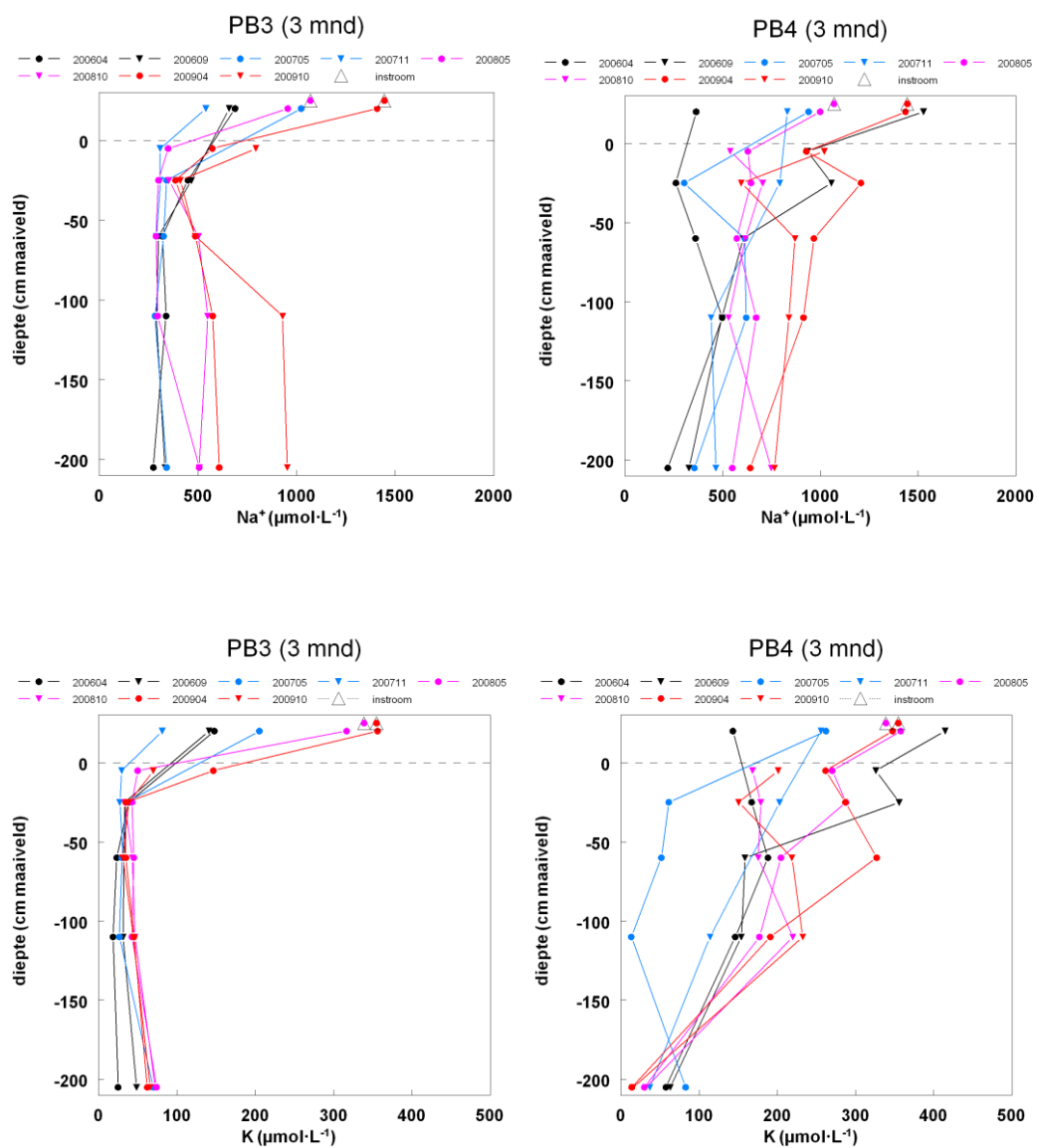
Vervolg figuur 8.



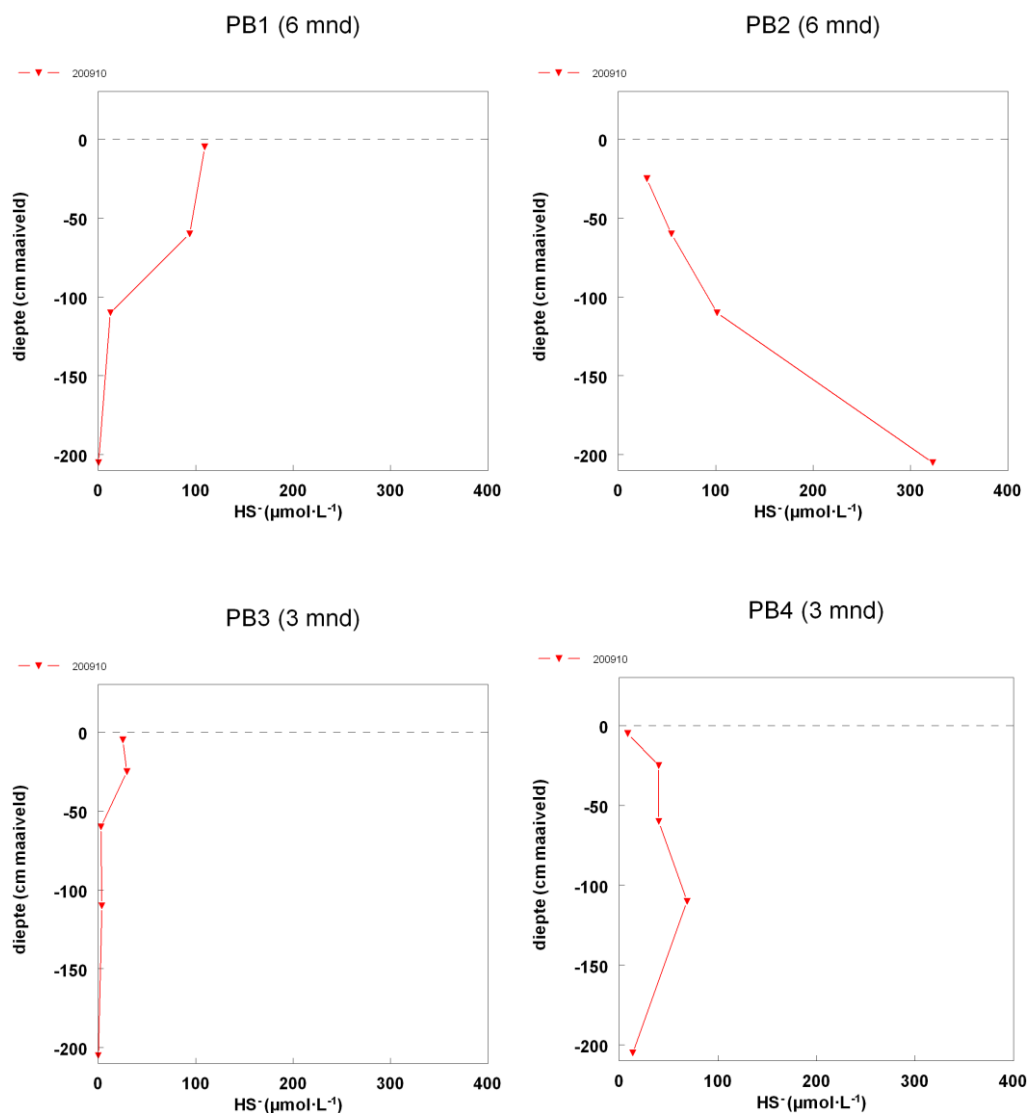
Vervolg figuur 8.



Vervolg figuur 8.



Vervolg figuur 8.



Figuur 9: Sulfidegehalte in het grondwater in oktober 2009.

Aluminium, ijzer en fosfaat

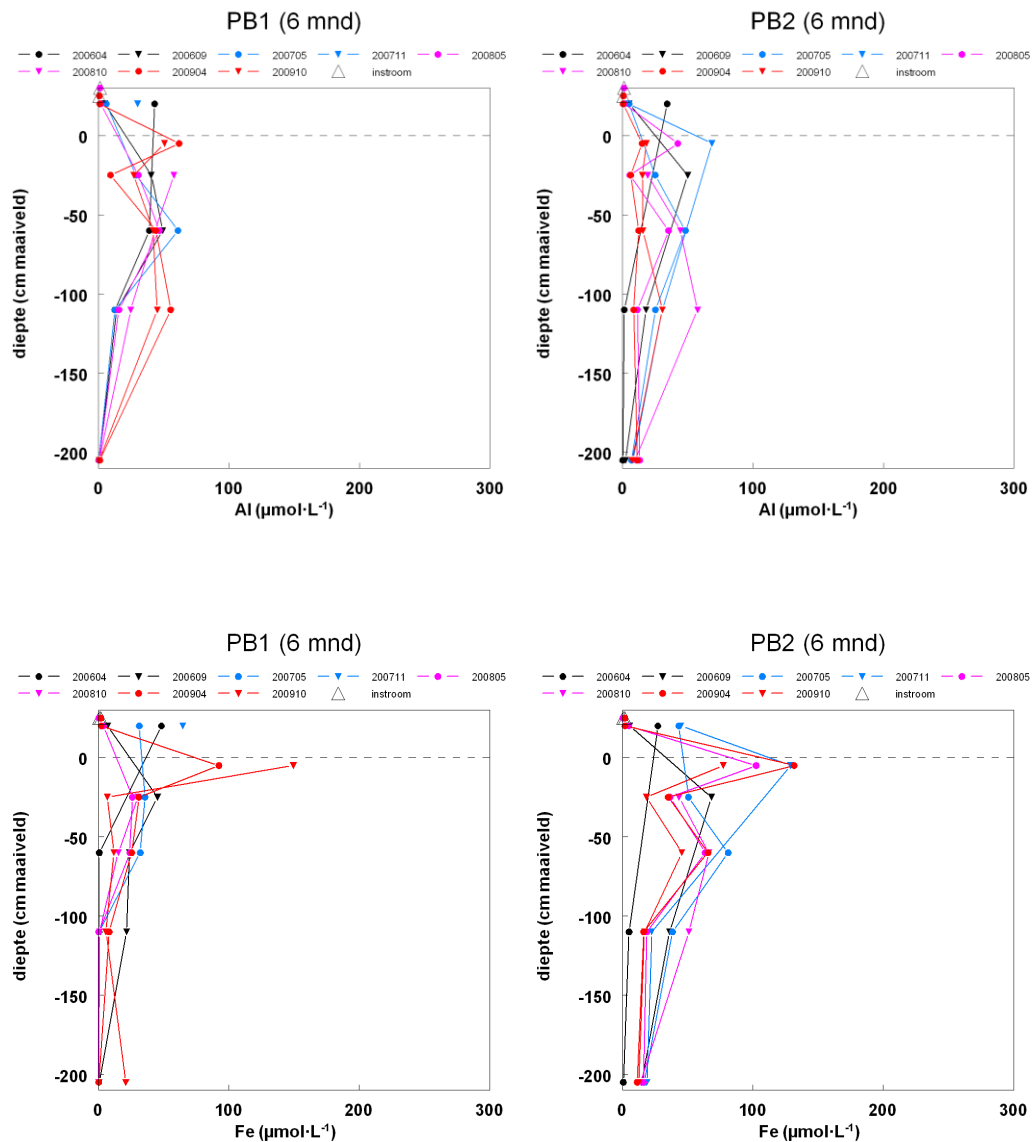
In figuur 10 wordt de ontwikkeling van de concentraties van aluminium, ijzer en ortho-fosfaat in diepteprofielen van de minifilterlocaties weergegeven. Bovenin de profielen worden ook de concentraties in het oppervlaktewater weergegeven.

Aluminium, ijzer en ortho-fosfaat hadden gedurende 2006 en 2007 in het oppervlaktewater, dat dan in het broekbosperceel stagneert, een relatief hoge concentratie. In deze periode was het broekbos al vernat, maar trad nog geen of weinig doorstroming met bevoeiingswater op. Tijdens de bevoeiing in mei 2008 en april 2009 waren de concentraties van de drie stoffen (zeer) laag in zowel het bevoeiingswater dat het perceel instroomt, als het oppervlaktewater op de minifilterlocaties. Het fosfaatgehalte van het instromende bevoeiingswater had toen vergelijkbare waarden als het oppervlaktewater in het broekbosperceel.

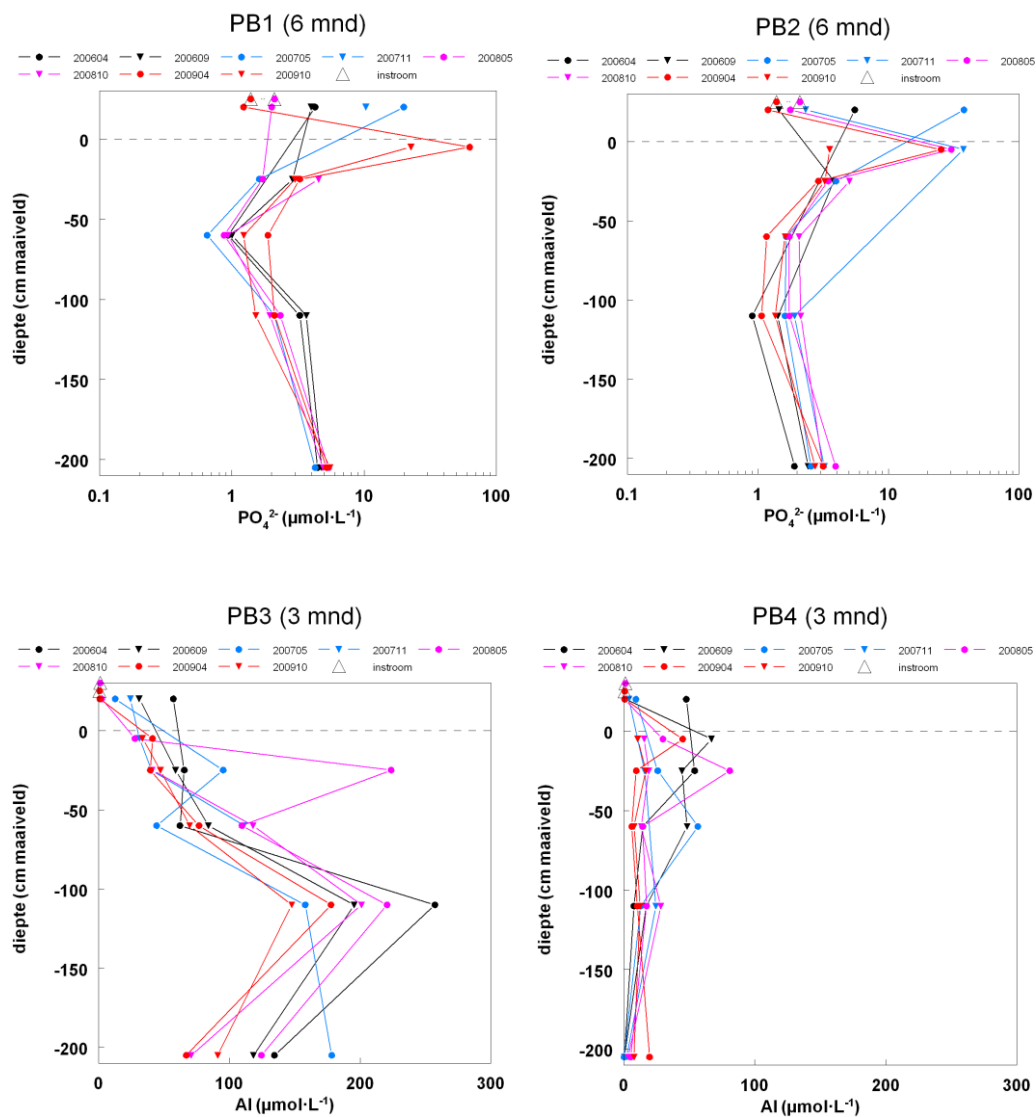
Het ijzer- en ortho-fosfaatgehalte van het grondwater vertoonden op de locaties PB1, PB2 en PB3 een vergelijkbaar patroon in de diepte en tijd. In april 2006 waren tussen 55 en 210 cm -mv de concentraties van beide stoffen laag. In PB3 gold dat ook voor het deel daar boven. Daarna nam de concentratie van beide stoffen toe en dan vooral in het sterkst in de toplaag van het profiel. In de toplaag traden ook sterke fluctuaties op. Hoge waarden traden meestal op in het voorjaar bij hoge waterstanden en relatief lage waarden in oktober 2009 toen de waterstand relatief laag was. Op de locatie PB4 was het patroon van ijzer en ortho-fosfaat als volgt. Het ijzergehalte was op 55 en 210 cm diepte op april 2006 ook laag, maar hoger in het profiel al hoog. Daarna waren de ijzerconcentraties vaak in het hele profiel veel hoger en traden in de toplaag veel hogere gehalten op dan op de andere drie locaties. In mei 2007 waren de ijzergehalten juist opvallend laag. Het fosfaatprofiel van locatie PB4 vertoonde grof weg een vergelijkbare ontwikkeling als het ijzergehalte. Daarbij waren in de toplaag de fosfaatgehalten periodiek zeer hoog. In de 0-10 cm filter was in het voorjaar van 2008 en 2009 (bij een hoge waterstand) de fosfaatconcentratie zeer hoog en in het najaar van die jaren (bij een relatief lage waterstand) relatief laag.

Uit de ontwikkeling van de ijzer- en fosfaatconcentraties blijkt dat er een relatie is tussen het ijzer- en fosfaatgehalte in het oppervlaktewater en grondwater (figuur 11). Hoge ortho-fosfaatgehalten ($7-75 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) traden alleen op als het ijzergehalte ook hoog was ($30-300 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). De combinatie van hoge ortho-fosfaat- en hoge ijzergehalten trad vooral op in het oppervlaktewater en het grondwater van de 0-10 en 20-30 cm filters. Zoals eerder beschreven traden in het oppervlaktewater bij de minifilterlocaties alleen hoge waarden op wanneer dit water daar stagneerde. Deze patronen duiden op desorptie van fosfaat als gevolg het oplossen van ijzerhydroxiden door een toename van de anaerobie. Hoge fosfaatwaarden gingen samen met een Fe/ PO₄-ratio ($\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$) van ca. 1 tot 20.

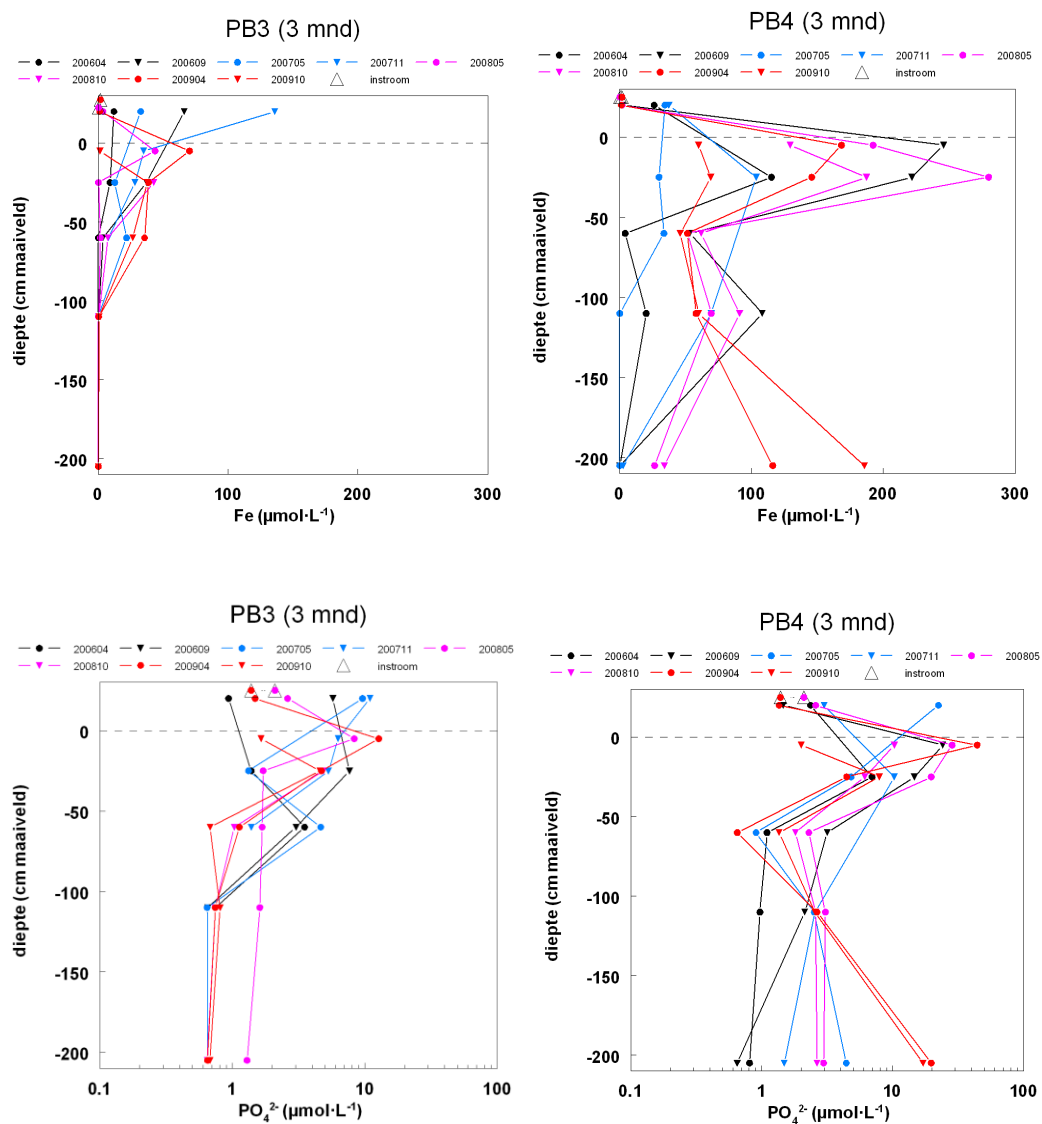
Locatie PB3 week voor aluminium sterk af. Dieper in het profiel was het gehalte hoog. Dit heeft te maken met de lage pH van het grondwater waardoor aluminium hier beter dan op de andere drie locaties in oplossing kon gaan. In de toplaag van de locaties PB1, PB2 en PB4 traden periodiek relatief hoge aluminiumwaarden op zonder dat er sprake was van een duidelijke trend. Op 200-210 cm-mv waren hier de aluminiumconcentraties zeer laag.



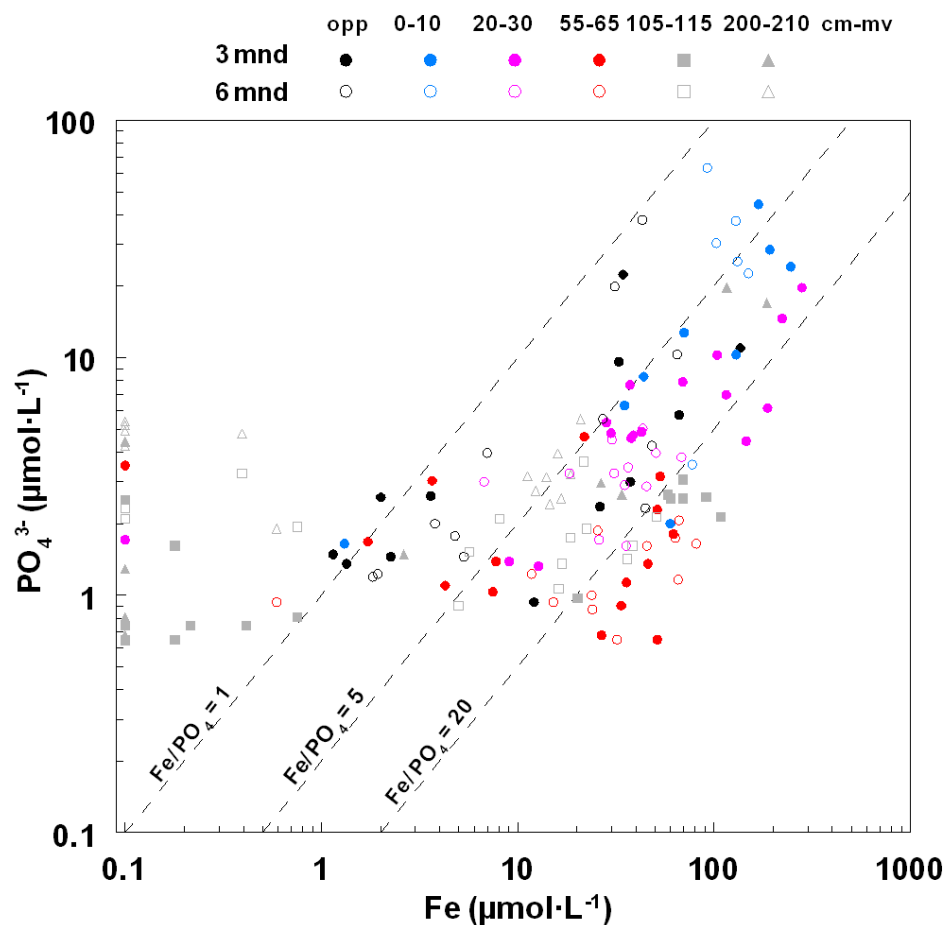
Figuur 10: Ontwikkeling van het aluminium-, ijzer- en ortho-fosfaatgehalte van het oppervlakte- en grondwater in diepteprofielen van op de vier minifilterlocaties op verschillende tijdstippen. Zie voor de ligging van de locaties figuur 1. Er is gemeten in het voorjaar (gemarkeerd met ●, in 2008 en 2009 ook het einde van de bevoeiingsperiode) en in de herfst vlak voor de start van de bevoeiing in het compartiment met 6 maanden bevoeien (gemarkeerd met ▼). De waarden van het instromende bevoeiingswater (gemarkeerd met Δ) is gemeten bij het instroompunt van het compartiment met 3 maandenbevoeiing (locatie instroom_3mnd).



Vervolg figuur 10.



Vervolg figuur 10.



Figuur 11: De relatie tussen ijzer (Fe) en ortho-fosfaat (PO_4^{3-}) in het oppervlaktewater en grondwater van de minifilterlocaties. De stippellijnen geven ratio's aan voor $\text{Fe}/\text{PO}_4^{3-}$.

Nitraat en ammonium

In figuur 12 wordt de ontwikkeling van nitraat en ammonium in het grond- en oppervlaktewater weergegeven.

Nitraatgehalten in het oppervlaktewater en het grondwater van de bodem waren doorgaans laag ($< 100 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). Alleen in april 2006 was het nitraatgehalte in het bovenste grondwater op drie van de vier locaties relatief hoog, wanneer het oppervlaktewater in het onderzoeksgebied stagneerde. Dat was ook het geval in mei 2007 in het compartiment met drie maanden bevoeiing. In 2008 en 2009, wanneer het oppervlaktewater in het broekbos bestond uit stromend bevoeiingswater, was het nitraatgehalte van het oppervlaktewater laag. Hoge nitraatgehalten kunnen dus alleen in de beginperiode van het experiment een rol hebben gespeeld in de nutriëntenvoorziening van de vegetatie.

Het ammonium-gehalte van het instromende oppervlaktewater was in 2008 en 2009 zeer laag. In mei en begin november 2007, wanneer het oppervlaktewater stagneerde, was het ammoniumgehalte van het oppervlaktewater wel hoog (net als het nitraatgehalte). In mei 2008 en april 2009, toen er werd bevoeid, waren de gehalten van het oppervlaktewater zeer laag. Een hoge beschikbaarheid van stikstof in het oppervlaktewater speelde dus een rol op momenten dat stagnant oppervlakte aanwezig was. In

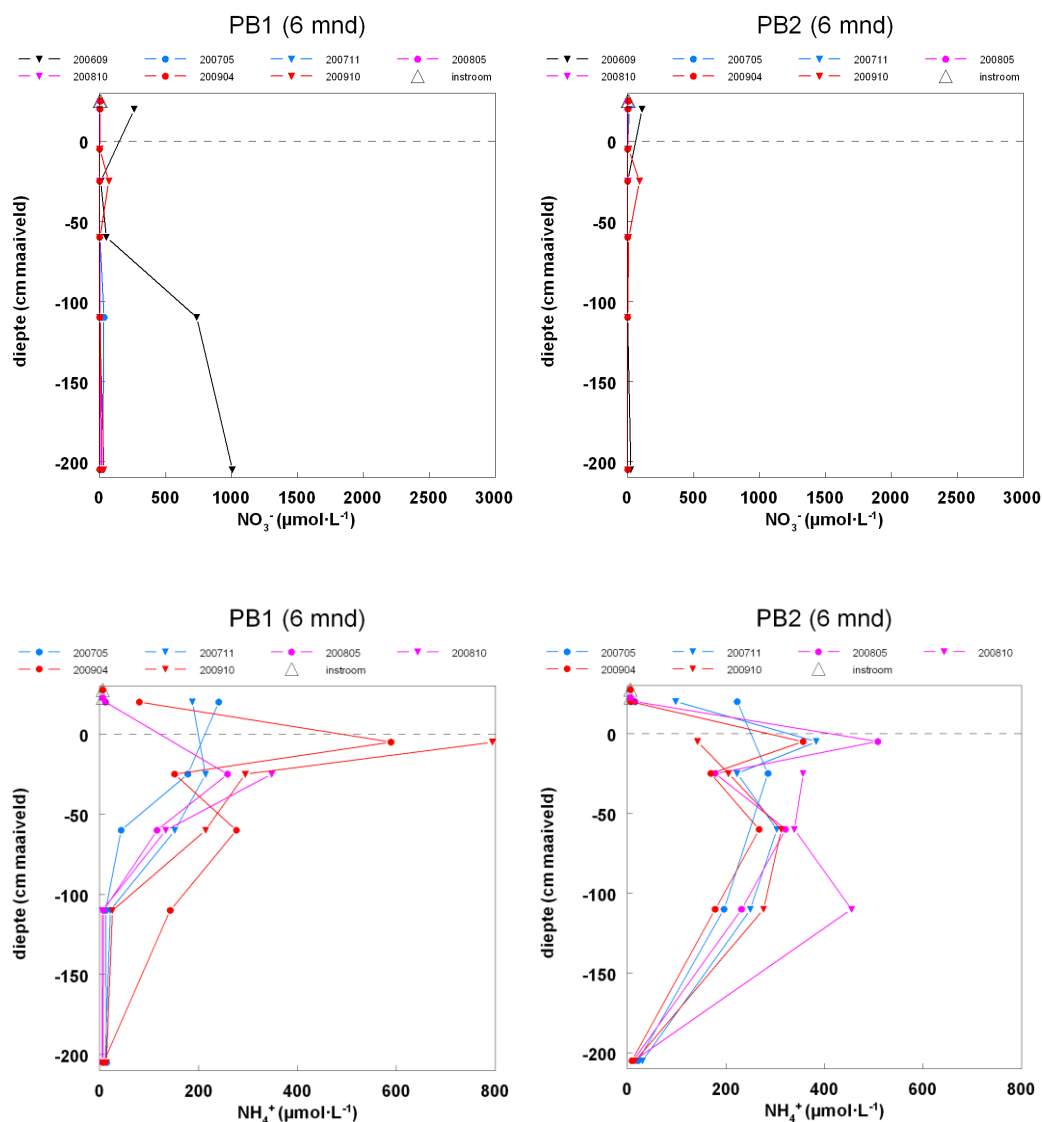
de toplaag van de bodem (filters 0-10 en 20-30 cm-mv) waren de ammoniumgehalten vaak (zeer) hoog. Regelmatig traden waarden op van 300 tot 800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$. Na mei 2007 namen de ammoniumgehalten in het ondiepe grondwater meestal toe. Omdat de ammoniumgehalten in het ondiepe grondwater veel hoger waren dan het nitraatgehalte, is vooral ammonium van belang voor de stikstofbeschikbaarheid van planten die in de toplaag van de bodem wortelen. In de trends en het diepteprofielen van het ammoniumgehalte in het grondwater waren geen duidelijke verschillen aanwezig tussen het compartiment met 3 en 6 maanden bevoeien.

Interpretatie

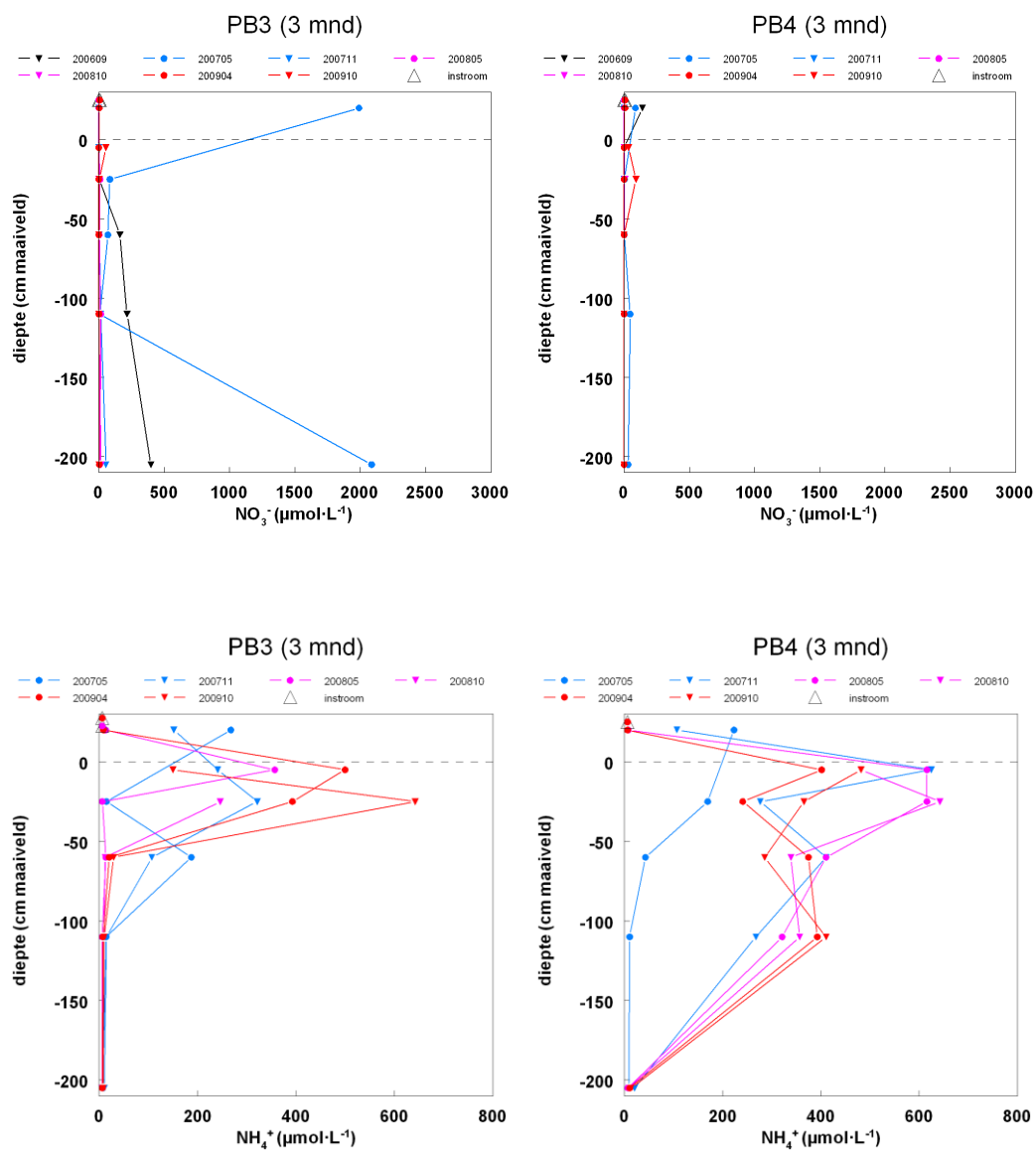
De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- In de nulsituatie was in de toplaag basenarm, laag alkalisch en zuur water aanwezig.
- Door bevoeiing werd water aangevoerd dat matig rijk is aan basische kationen, bicarbonaat en sulfaat. Van de macronutriënten (NPK) werd wel veel kalium aangevoerd, maar slechts weinig N en P.
- Het bevoeiingswater infiltreerde in de bodem. Dit blijkt uit de ontwikkeling van chloride (volledig inert) en natrium, kalium (sterk inert). De geleidelijk oplopende diepteprofielen (bovenin hogere Cl-concentratie) duiden op menging van bevoeiingswater en het oorspronkelijke grondwater. Deze indringing startte vanaf het moment dat bevoeiingswater in de compartimenten kwam.
- Sulfaat dat door infiltratie van bevoeiingswater de toplaag indrong, werd in de bovenste 10 cm's van de bodem sterk gereduceerd.
- In de toplaag trad sinds de sterke vernatting sterke reductie op en daardoor trad ook sterke alkalinisatie op. Bij reductie van ijzerhydroxiden en sulfaat wordt onder anaerobe omstandigheden organisch materiaal afgebroken. Daarbij wordt bicarbonaat gevormd. Deze alkalinisatie zorgde ook voor een stijging van de pH van het bodemvocht. Tijdens de bevoeiing wordt in de toplaag de aangevoerde en lokaal geproduceerde alkaliniteit grotendeels verbruikt door desorbtie van H^+ -ionen.
- Mineraal zwavel in het bodemvocht van de toplaag was ondanks de gereduceerde opstandigheden vooral aanwezig in de vorm van sulfaat. Wel traden relatief hoge sulfideconcentraties op. Sulfaat dat door infiltratie van bevoeiingswater de bodem indringt werd deels door reductie omgezet in ijzersulfiden (FeS , FeS_2).
- Calcium en magnesium dat door infiltratie van bevoeiingswater de bodem indrong, werd in de bovenste 10 cm van de bodem in sterke mate geadsorbeerd. Daarbij desorbeerden H^+ -ionen die alkaliniteit verbruikten.
- Door de reductie van ijzerhydroxiden was het ijzergehalte van het bodemvocht in de toplaag hoog opgelopen. Deze oplossing van ijzerhydroxiden leidde door desorbtie van ijzergebonden fosfaat tot hoge fosfaatgehalten in het bodemvocht van de toplaag en in stagnant oppervlaktewater.
- Het nitraatgehalte is in de toplaag na de vernatting verlaagd.
- In de toplaag traden door de vernatting zeer hoge ammoniumgehalten op. Deze hoge gehalten in het bodemvocht kunnen zijn ontstaan door kationuitwisseling (uitwisseling van Ca en Mg tegen NH_4) en door afbraak van organisch materiaal. Het door mineralisatie gevormde nitraat kan door dissimilatieve nitraatreductie onder anaerobe omstandigheden ontstaan.
- Bij stagnatie van oppervlaktewater traden hoge fosfaat-ammoniumgehalten op in het oppervlaktewater. Tijdens bevoeiing is dat niet het geval en blijven beide laag.

- Op 20-30 onder maaiveld, dus in het bovenste deel van het minerale profiel, traden verhoogde zwavel-, bicarbonaat-, calcium- en magnesiumgehalten op. Deze houden vermoedelijk verband met een sterke afbraak van organisch materiaal in deze laag (zie paragraaf 5.3). Bij anaerobe afbraak wordt bicarbonaat gevormd en komt minerale zwavel vrij. Bij afbraak van organisch stof neemt de kationadsorbtiecapaciteit af waardoor kationen desorberen. Door deze desorbtie kunnen de gehalten van calcium en magnesium in het bodemvocht zijn opgelopen.
- Afgezien van locatie PB3, geven de chemieprofielen van het grondwater geen duidelijke aanwijzingen voor verschillen tussen het compartiment met 3 en 6 maanden bevoeien.
- Het sterk afwijkende chemieprofiel van PB3 wordt veroorzaakt door meer kwel op deze locatie dan op de andere drie locaties (zie paragraaf 4.2). Op locatie PB3 trad kwel op van basenarm, sulfaathoudend grondwater. Het profiel is basenarm en ijzerarm. Vermoedelijk betreft het hier een oude kwelzone van basenarm grondwater van een uitgeloozd grondwatersysteem in de aangrenzende dekzandrug. Een complicerende factor kan zijn dat sinds de herinrichting van de waterhuishouding een oude sloot net ten zuiden van het onderzoeksperceel beekwater doorvoert. Dit beekwater kan in deze sloot infiltreren en voor chemische veranderingen van het ondiepe grondwater zorgen die in de loop van het experiment gingen doorwerken onderin het profiel van PB3. De andere 3 locaties liggen in de vroegere kwelzone (voor de sterke ontwatering) van basenrijk grondwater. Om deze reden waren deze locaties dieper in het profiel nog basenrijk. De basenarm-basenrijk gradiënt doet zich voort van zuid naar noord, dus binnen elk compartiment. De basenarme zone met basenarme kwel betreft slechts een smalle zone aan de zuidzijde. De chemiepatronen in PB3 zijn daarom voor een belangrijk deel weinig representatief voor een groot deel het compartiment met 3 maanden bevoeien. De patronen in PB1, BP2 en PB4 zijn wel meer representatief.



Figuur 12: Ontwikkeling van het nitraat- en ammoniumgehalte van oppervlakte- en grondwater in diepteprofielen van op de vier minifilterlocaties op verschillende tijdstippen. Zie voor de ligging van de locaties figuur 1. Er is gemeten in het voorjaar (gemarkeerd met ●, in 2007, 2008 en 2009 ook het einde van de bevoeiingsperiode) en in de herfst vlak voor de start van de bevoeiing in het compartiment met 6 maanden bevoeien (gemarkeerd met ▼). De waarden van het instromende bevoeiingswater (gemarkeerd met Δ) is gemeten bij het instroompunt van het compartiment met 3 maandenbevoeiing (locatie instroom_3mnd).



Vervolg figuur 12.

5 Ontwikkeling humusprofiel en organisch stof

5.1 Humusprofiel in de nulsituatie

Humusprofielen van de plots zijn beschreven in 2005 (nulmeting) en in 2007, 2008 en 2009. Uit beschrijving van de nulsituatie (Aggenbach et al. 2005) bleek dat de bovenste minerale laag uit een organisch stofrijke minerale laag van matig fijn zand bestond (A-horizont) met daar boven op een ectorganische laag die in dikte van 2 tot 17 cm varieerde. Lokaal kwam in de Ah-laag ingesloten dunne, veraarde veenlagen voor (O-horizont). De A-horizont was het dikst in het lager gelegen noordelijk deel. De ectorganische laag bestond uit onverteerd strooisel (L-horizont), half verteerd strooisel (F-horizont) en sterk verteerd strooisel (H-horizont). Ze was het dikst in het hoger gelegen zuidelijke deel.

Verschillen in de nulsituatie in 2005 voor behandeling met bevoeien (3 of 6 maanden) en de bodembehandeling (niet of wel plaggen) zijn getest met een 2-factor ANOVA voor de plots met bodembemonstering (bijlage 1). De dikte van de L-horizont verschilde voor de twee bevoeiingscompartimenten ($F=16.03$; $p<0.001$), maar niet voor de geplande bodembehandeling ($F=2.62$; $p=0.12$). De plots in het compartiment met 6 maanden bevoeiing hadden vooraf aan de bevoeiing een dikkere onverteerde strooisellaag. Dit betekent dat verschillen in dikte van de onverteerde strooisellaag effect kunnen hebben op de ontwikkeling van de niet geplagde plots met enerzijds 3 maanden bevoeiing en anderzijds 6 maanden bevoeiing. In de geplagde plots had dit verschil weinig of geen effect omdat hier de strooisellaag is verwijderd vooraf aan de start van de bevoeiing. De dikte van de F+H-horizont en van de A+O-horizont verschilden in 2005 niet significant voor de bevoeiingscompartimenten en geplande bodembehandeling.

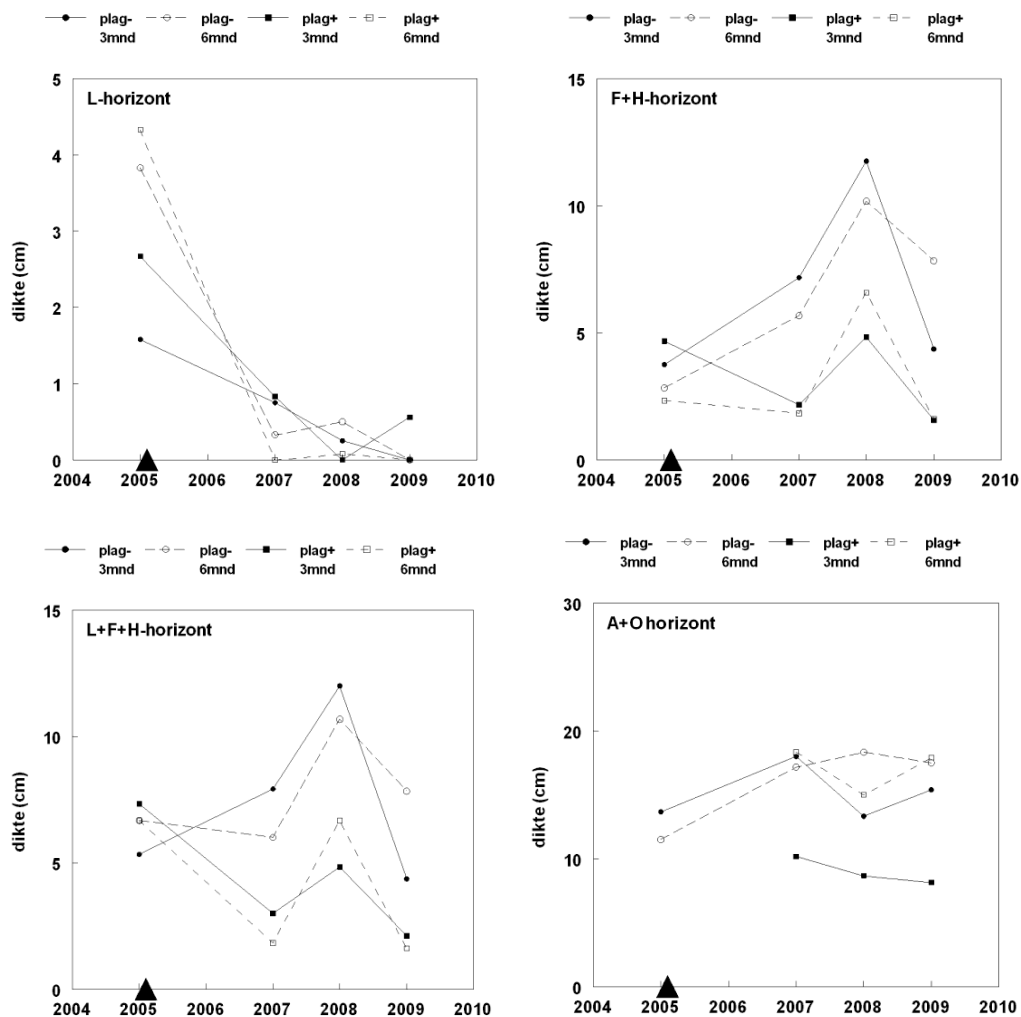
5.2 Ontwikkeling van humuslagen

Vernatting en bevoeiing kan grote invloed hebben op de ontwikkeling van het humusprofiel. Daarom is de dikte van de verschillende humushorizonten gevolgd (figuur 13). Dit betreffen de onverteerd strooisel (H), verteerd strooisel (F+H) en de sterk humeuze tot venige zandlaag (A+O). De dikte van de F- en H-horizont is samengenomen, omdat in 2009 beide type humusvormen niet meer goed van elkaar waren te onderscheiden. Tot 2008 was dat onderscheid nog wel mogelijk. De gezamenlijke dikte van de A- en O-horizont heeft betrekking op de bovenste 20 cm onder de overgang van de ectorganische laag (strooisel) en de endorganisch laag (mineraal).

Figuur 13 geeft de trends van gemiddelde waarden per combinatie van bevoeiingsduur en bodembehandeling. De dikte van de L-horizont en de F+H-

horizont nam in de geplagde plots tussen 2005 en 2007 af wat uiteraard samenhangt met het verwijderen van de ectorganische laag. In de niet-geplagde plots nam de dikte van de H-horizont ook sterk af. In alle vier behandelcombinaties nam de dikte sterk af tussen 2005 en 2007 (lineaire regressie hele tijdreeks: $p\text{-trend} < 0,0001$). Daarna verdween de H-horizont of nam ze af naar een zeer geringe waarde. In de niet geplagde plots nam de dikte van de L+F-laag sterk toe na 2005 tot een maximum niveau in 2008 en daalt vervolgens tussen 2008-2009. Tussen 2007 en 2009 vertoonden de geplagde plots een soortgelijk patroon, maar met lagere maximumwaarden. Alleen de categorie niet plaggen*6 maanden bevoeien heeft een significante toename (lineaire regressie; $p\text{-trend} < 0,001$). In 2009 hadden de bevoeiingsduur en bodembehandeling een significant effect op de verschillen van de dikte van de L+F-laag (2-factor ANOVA: effect bevoeiingscompartiment $F=11.42$ $p < 0.01$; effect bodembehandeling $F=73.66$ $p < 0.0001$). Er was dan ook sprake van een interactie tussen beide behandelingen (hogere waarde bij niet plaggen en 6 maanden bevoeien; $F=10.58$ $p < 0.01$). De dikte van de A+O-horizont bleef min of meer constant voor twee van de vier categorieën (geen significante lineaire trends). De categorie 6 maanden bevoeien*niet plaggen had een significant stijgende trend ($p\text{-trend} < 0,05$). De categorie 3 maanden bevoeien*plaggen had een bijna significant dalende trend ($p\text{-trend}=0.09$).

Geconcludeerd kan worden dat in de niet geplagde plots de laag met onverteerd strooisel na vernatting en bevoeiing snel werd afgebroken en werd omgezet naar meer verteerd strooisel. Aan het eind van het experiment lijkt ook meer afbraak op te treden in de verteerde strooisellaag.



Figuur 13: Ontwikkeling van de gemiddelde waarden van de dikte van bodemhorizonten per combinatie van bevoeiingsduur en bodembehandeling. Legenda: 3mnd is 3 maanden bevoeien, 6mnd is 6 maanden bevoeien, plag- is geen bodembehandeling, plag+ is 20 cm plagen in het najaar van 2005. De zwarte driehoek geeft het moment van plagen aan.

5.3 Ontwikkeling organisch-stofgehalte

Om dieper inzicht te krijgen in de invloed (opbouw en afbraak) van vernatting en bevoeiing op de organisch stofhuishouding is gekeken naar de ontwikkeling van het organisch stofgehalte (OM_{gehalte}) en de voorraad organisch stof (OM_{opp}). De ontwikkeling van beide variabelen wordt weergegeven in figuur 14. Verschillen in de voorraad organische stof zijn alleen geanalyseerd voor de 0-5 en 20-25 cm laag (zie paragraaf 2.8).

Ontwikkeling ectorganische laag (alleen niet geplagde plots)

De trend van het organisch stofgehalte (OM_{gehalte}) vertoonde voor de twee bevoeiingsbehandelingen verschillen, maar de trends zijn meestal niet significant. De voorraad organisch stof (OM_{opp}) van de ectorganische laag was in 2009 in het compartiment met 6 maanden bevoeiing veel hoger dan in het compartiment met 3 maanden bevoeien (bijna significant verschil gemiddelde

waarde, $p=0,07$). Dit verschil correspondeert met het verschil in dikte van de F+H-laag in 2009 (zie figuur 13 rechtsboven).

0-5 cm bodemlaag (alleen niet geplagde plots)

Bij de bevoeiingsduur van 3 maanden trad voor OM_{gehalte} en OM_{opp} geen verandering op. Bij een bevoeiingsduur van 6 maanden namen beide variabelen af (voor OM_{gehalte} significant).

20-25 cm laag

Alle trends van de twee variabelen waren voor de vier behandelcombinaties niet significant. In de meeste behandelcombinaties was wel een tendens tot toename van OM_{gehalte} en OM_{opp} .

50-75 laag

Er traden voor de twee variabelen geen significante effecten op en waren geen trends zichtbaar. De variabelen blijven min of meer constant.

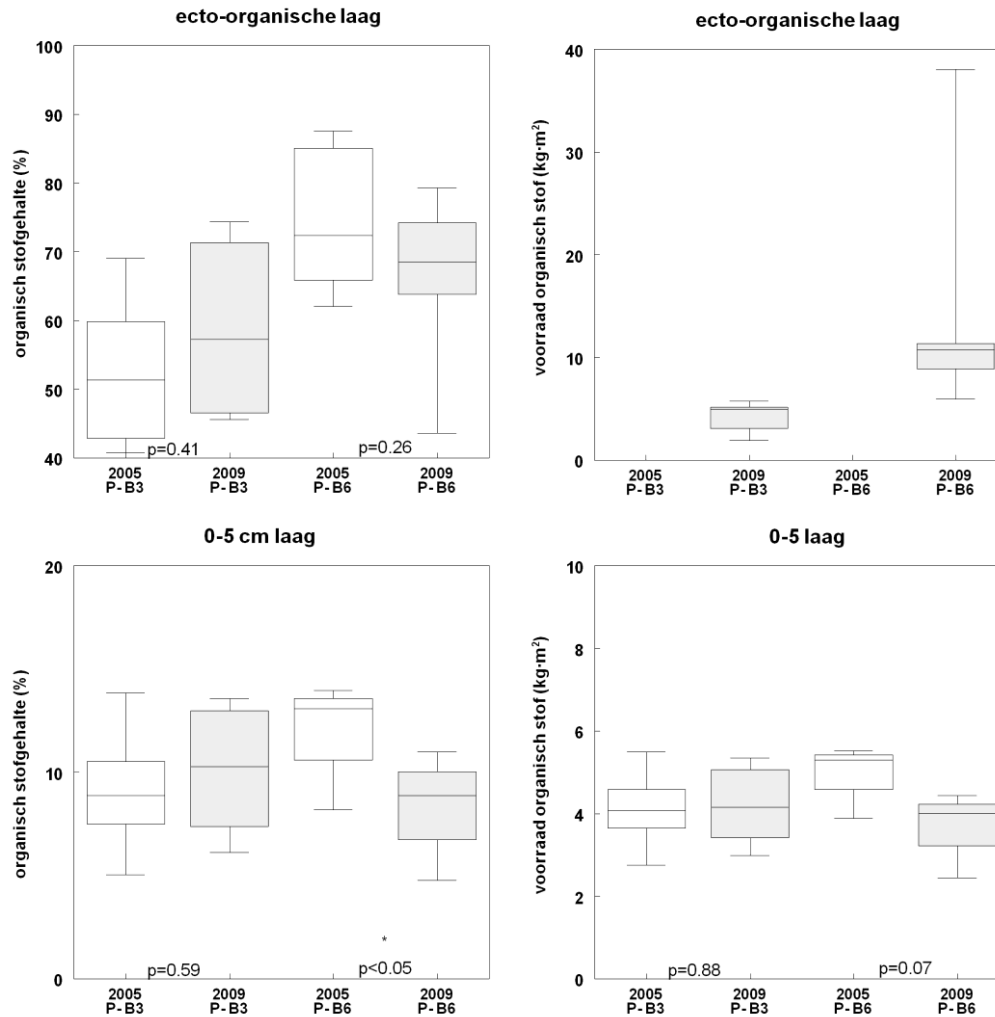
5.4 Interpretatie

Afgezien van het verwijderen van de ectorganische laag en het bovenste deel van de minerale laag trad in de geplagde plots geen trendmatige verandering op in het humusprofiel en in het organisch stofgehalte van de toplaag van de resterende organisch stofrijke minerale laag. Sterke veranderingen in het bovenste deel van het humusprofiel traden wel op in de niet geplagde plots. Eerst trad een sterke afbraak op van de weinig verteerde strooisel en in een latere fase van het verteerde strooisel. De totale dikte van de ectorganische laag fluctueerde hier wel sterk in dikte. Het is de vraag of deze fluctuatie samenhangt met de voorraad organisch stof. Voor deze laag is niet vast te stellen of netto afbraak of accumulatie optreedt. Het wegvallen van het onderscheid tussen half en sterk verteerd strooisel duidt op een toename van de afbraak door vernatting en bevoeiing. Hoewel door het ontstaan van anaerobe omstandigheden afbraak zou kunnen worden geremd, kan juist door een stijging van de zuurgraad en alkaliniteit (zie paragraaf 4.2 en 6.1) anaerobe afbraak sterk zijn bevorderd. Het strooiselprofiel in de verzuurde nulsituatie had een stagneerde afbraak en daardoor sterk gestratificeerd humusprofiel. Door de maatregelen nam de afbraak toe, maar tegelijk trad ook gedurende het experiment elk jaar aanvoer van blad en takken op.

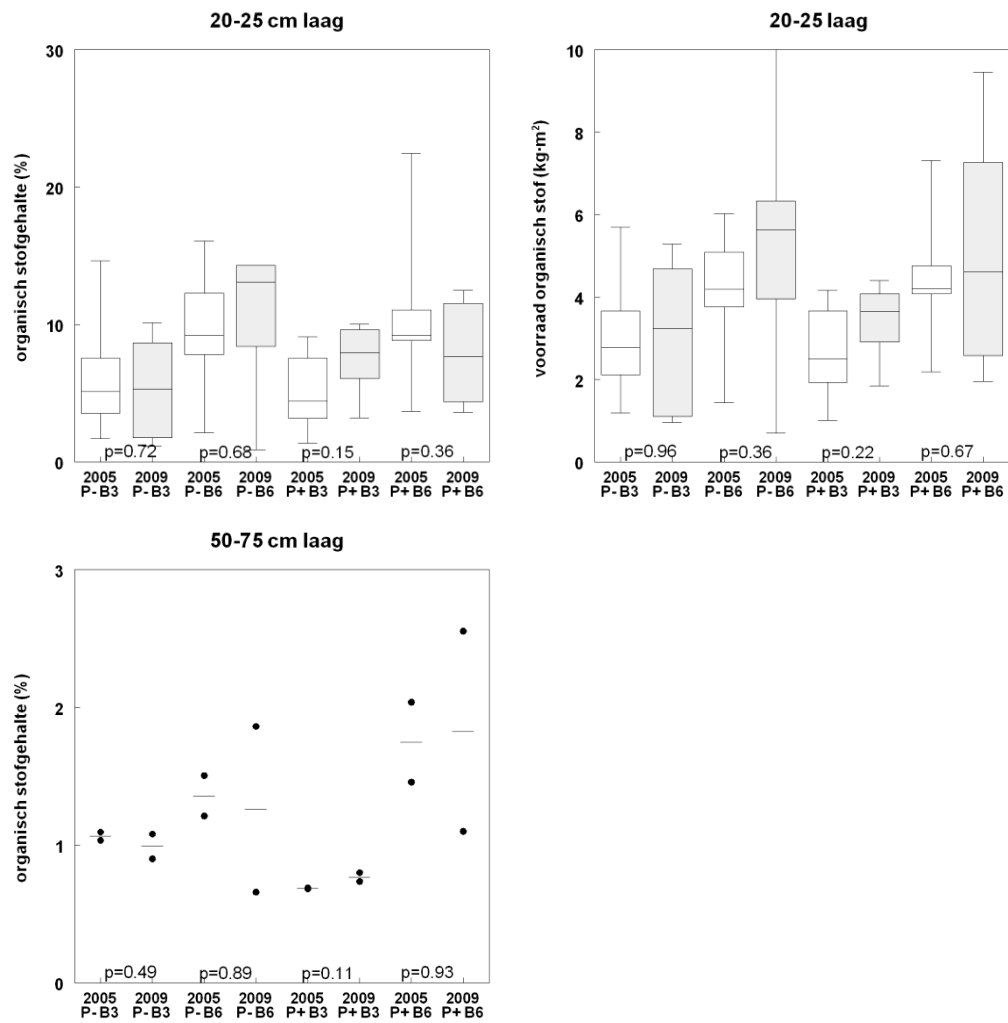
In de niet geplagde plots met 6 maanden bevoeien nam de voorraad organisch stof in het bovenste deel van de minerale laag af wat duidt op netto afbraak van organisch stof. In de vernatte situatie vindt daar geen of nauwelijks aanvoer van strooisel plaats, omdat de meso- en macrofauna die organisch materiaal van de eco- naar de endorganische laag kan verplaatsen grotendeels ontbreekt als gevolg van anaerobie. In de nulsituatie was dit transport ook al gering wegens het sterk verzuurde bodemprofiel. Door stijging van de zuurgraad en door reductieprocessen (zie paragraaf 4.2 en 6.1) nam de anaerobe afbraak van oud organisch materiaal wel toe. Een geringe aanwas van nieuw organisch materiaal in combinatie met een versterkte afbraak zou dan een verklaring kunnen vormen voor netto afbraak. Verder was blijkbaar verder de netto afbraak in de plots met 6 maanden bevoeiing groter dan in de plots met 3 maanden bevoeiing.



Foto: Humusprofielen in 2005. Zichtbaar is de donker bruine strooisellaag boven op de sterk humeuze minerale laag. Onder in is de humusarme C-laag zichtbaar.



*Figuur 14: Box-Wisker-plots van het organisch stofgehalte en de voorraad organisch stof van de bodem voor de vier behandelcombinaties en de twee jaren. De verticale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. Van de bodemlaag 50-75 cm diepte zijn alleen de mediane waarde en de meetpunten (zwarte bol) weergegeven wegens een laag aantal plots per behandelcombinatie. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien. Per behandelcombinatie wordt aangegeven of de gemiddelde waarde van 2005 en 2009 verschillen: *= significant verschil en p = p-waarde van t-toets.*



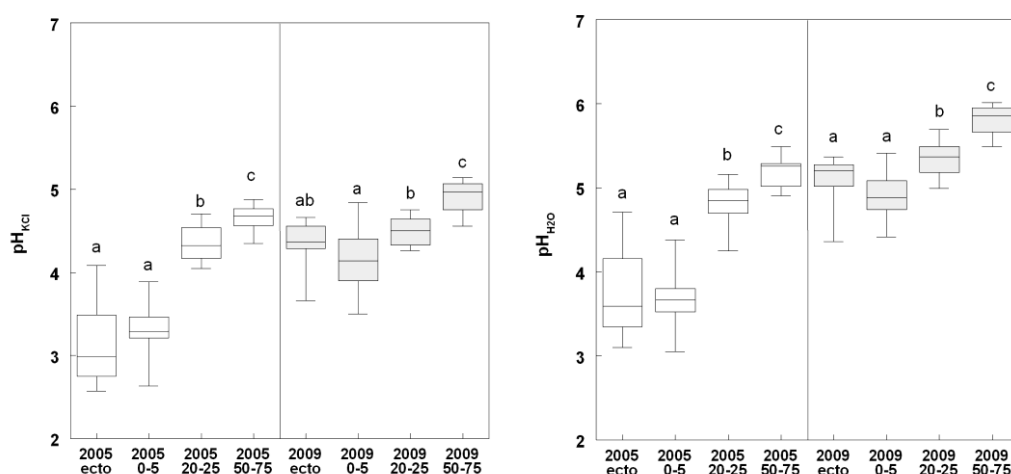
Vervolg figuur 14.

6 Bodemchemie

6.1 Zuurgraad

De pH_{H_2O} en pH_{KCl} zijn in 2005 en in 2009 in geschudde bodemmonsters gemeten. Hieronder worden de resultaten van deze metingen besproken.

In de nulsituatie was de zuurgraad van de bodem duidelijk gestratificeerd (figuur 15). In de toplaag van de bodem waren pH_{H_2O} en pH_{KCl} veel lager dan dieper in de bodem. In de ectorganische laag waren de pH's zeer laag. Het grootste verschil in pH zat tussen de laag van 0-5 cm en 25-25 cm. In 2009 waren pH_{H_2O} en pH_{KCl} ook gestratificeerd. De stratificatie was toen wel minder sterk dan die in 2005, omdat pH's van de ectorganische horizont en de 0-5 cm laag veel sterker stegen dan die van de 20-25 en 50-75 cm laag. Een ander verschil is dat ectorganische laag in 2009 een iets hogere pH heeft gekregen dan de minerale 0-5 cm laag die daar direct onder zit.



Figuur 15: Box-Whisker-plots voor de stratificatie van de zuurgraad in 2005 en 2009 in de niet geplagde plots. Per bodemlaag zijn de metingen in het compartiment met 3 en 6 maanden bevoeien bij elkaar genomen. De verticale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. Voor elk jaar worden met letters significante verschillen van de gemiddelde waarden weergegeven (t-toets).

De ontwikkeling van pH_{H_2O} en pH_{KCl} zijn voor de verschillende bodemlagen en behandelcombinaties weergegeven in figuur 16. In de ectorganische en 0-5 cm laag trad bij beide bevoeiingsduren een sterke stijging op in de niet geplagde plots. In de niet geplagde plots trad bij pH_{H_2O} ook een geringere stijging op in de 20-25 en 50-75 laag. Bij pH_{KCl} steeg in deze bodemlagen niet of nauwelijks. In de geplagde plots trad duidelijke stijging van de pH op bij

een bevoeiingsduur van 6 maanden. Bij 3 maanden bevoeien van de geplagde plots steeg de pH_{H_2O} een beetje en bleef de pH_{KCl} gelijk.

De zuurgraad van de bodem is in het najaar van 2007, 2008 en 2009 ook in het veld gemeten met een speciale bodem-electrode op verschillende diepten in de vers gestoken bodemprofielen. Deze metingen geven inzicht in de ontwikkeling van pH-profielen in de bodem na het tweede bevoeiingsseizoen. De meetmomenten vonden 5 tot 6 maanden na het stoppen van de bevoeiing in beide compartimenten plaats. De resultaten hiervan worden hieronder besproken (figuur 17).

In alle behandelcombinaties verschillen de pH-profielen van 2007 en 2008 niet veel van elkaar. In 2009 was het pH-profiel in de plots met 3 maanden bevoeien min of meer gelijk met de eerdere jaren. Dat geldt voor zowel voor de niet als de wel geplagde plots. De plots met 6 maanden bevoeiing hadden echter in 2009 wel een duidelijk ander pH-profiel. Tot op een diepte van 22,5 cm onder de overgang van ecto- naar endorganisch materiaal was de pH sterk gestegen met 1,5 tot 2 pH-eenheden. Deze stijging van de pH is ook terug te vinden in de labmetingen van pH_{H_2O} en pH_{KCl} van 2005 en 2009 (figuur 16). Opvallend is dat de stijging van de in het lab gemeten pH tussen 2005 en 2009 in de plots met 3 maanden bevoeiing niet waarneembaar is in de veldmetingen van pH. Het is mogelijk dat de in het veld gemeten pH sterker gerelateerd zijn aan de alkaliniteit dan de in het lab gemeten pH's die meer gerelateerd zijn aan het kationuitwisselingsevenwicht. Wellicht trad bij 6 maanden bevoeien meer alkalinisatie op dan bij 3 maanden bevoeien.

Niet geplagde en geplagde plots vertonen ook een duidelijk verschil in het pH-profiel. De geplagde plots hadden al vanaf 2007 in het hele gemeten profiel een hogere bodem-pH dan de niet geplagde plots. Dit verschil bleef in 2009 ook aanwezig in het compartiment met 6 maanden bevoeien waar de pH tussen 2008 en 2009 sterk steeg. Dit patroon komt overeen met het verschil in de labmetingen van pH_{H_2O} en pH_{KCl} van de 20-25 cm bodemlaag tussen niet geplagde en wel geplagde plots met 6 maanden bevoeiing (figuur 16). Wat verder is opvallend dat in de geplagde plots de stratificatie van de bodem-pH veel minder sterk is dan in de niet geplagde plots. In alle behandelcombinaties is de pH van de ectorganische laag hoger dan het bovenste deel van het minerale profiel. Bevoeiing leidt dus snel tot een omkering van stratificatie van de pH in de toplaag van de bodem ten opzichte van de situatie in 2005 (zie figuur 15).

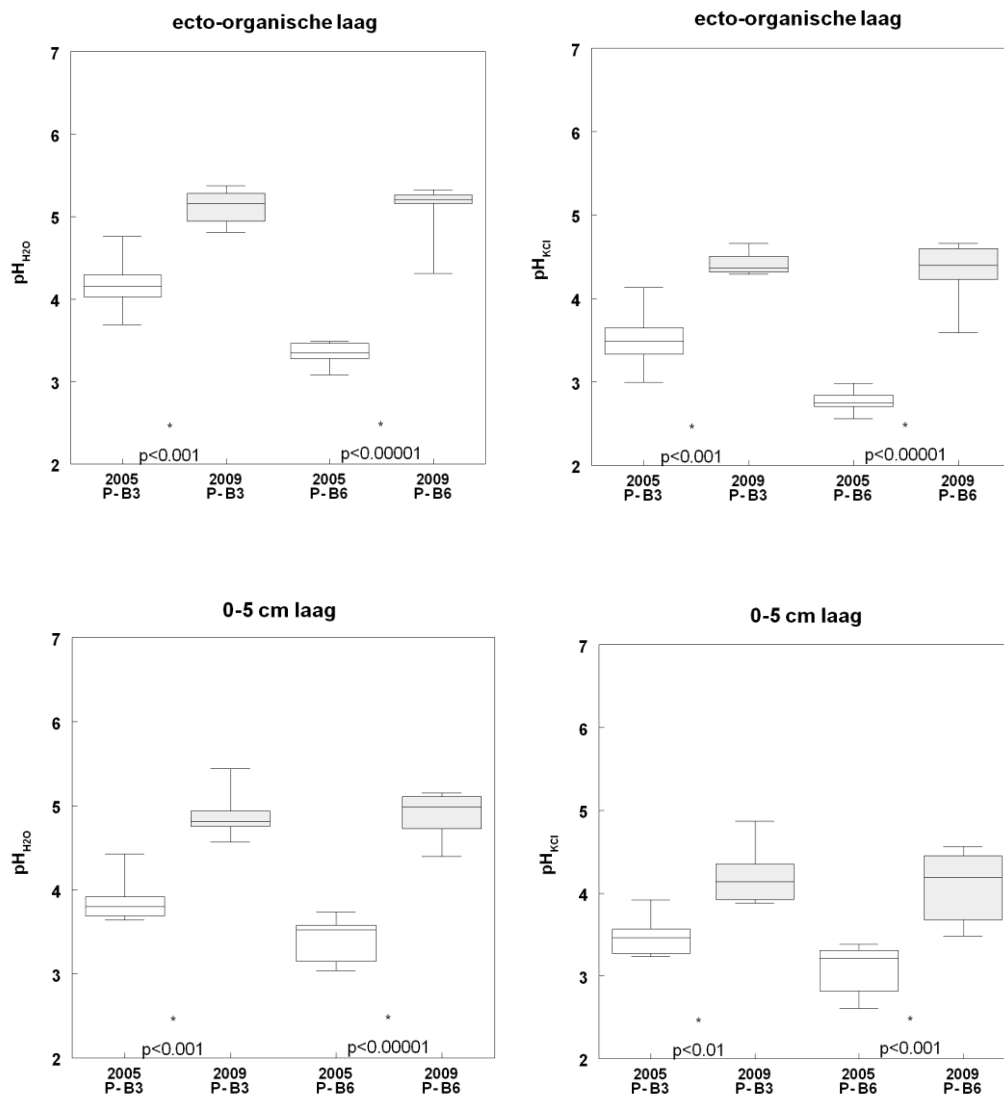
6.2 Kationadsorbtiecomplex en uitwisselbare basen

De bodemonsters uit 2005 en 2009 zijn geanalyseerd op de uitwisselbare basische kationen met het doel inzicht te krijgen in de basenvoorraad van de bodem en de basenverzadiging. De basische kationen (Ca, Mg, K en Na) op het kationadsorbtiecomplex zijn belangrijk voor de buffering van de zuurgraad. Bij toevoer of productie van zuur worden deze kationen uitgewisseld tegen H^+ in het bodemvocht. In kalkarme bodems wordt het zuurbufferd-vermogen in belangrijke mate door deze uitwisselbare basen gevormd. Een hoge basenverzadiging van het kationadsorbtiecomplex is veelal gerelateerd aan een hoge bodem-pH. Alvorens de resultaten worden gepresenteerd is eerst een controle op de metingen uitgevoerd. Achtereenvolgens worden dan kationadsorbtiecapaciteit, de basenvoorraad en

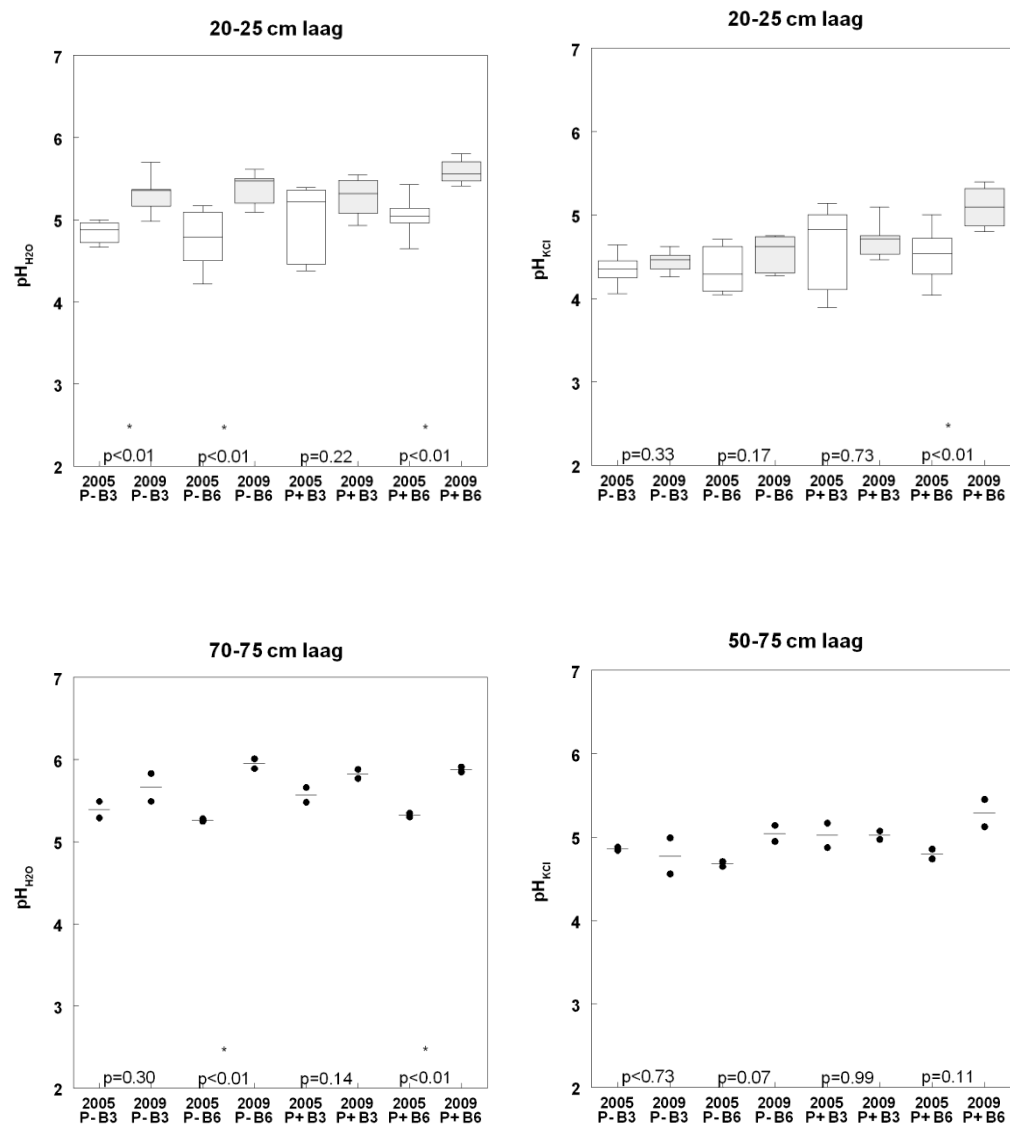
de basenverzadiging besproken. Tot slot wordt ook de relatie tussen basenverzadiging en zuurgraad van de bodem besproken.

Controle van de meetresultaten

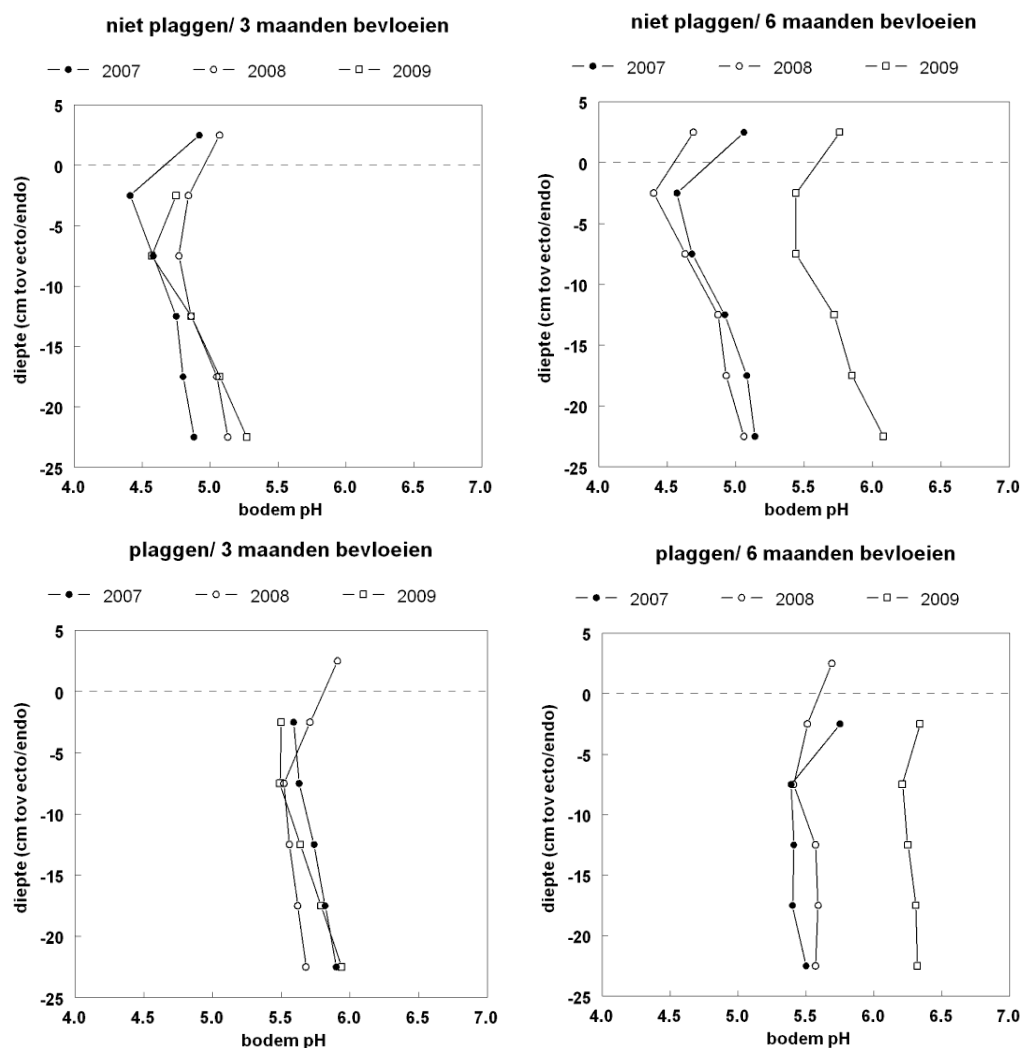
De metingen van de kationadsorbtiecapaciteit (CEC) en uitwisselbare basen zijn gecontroleerd op mogelijke meetartefacten. Reden hiervoor is dat de bepaling van uitwisselbaar H⁺ 'lastig' is. Door diverse oorzaken kunnen in de meting hiervan artefacten optreden. Dit kan worden gecontroleerd door te kijken of extreem hoge waarden van uitwisselbaar H voorkomen. Wanneer dat het geval is dan is de meting geen goede maat voor het werkelijke gehalte van uitwisselbaar H. De CEC van in zandbodems wordt sterk bepaald door het gehalte aan organisch materiaal (zie bij 'Bijdrage van organisch materiaal en kleimineralen aan kationadsorbtiecapaciteit'). Sterk gehumificeerd organisch materiaal heeft een maximale CEC van ca. 3000 meq·kg⁻¹ organisch stof (Schachtschabel et al. 1984; Van Waesemael 1992). Daarom is de hoeveelheid H⁺ per hoeveelheid organisch stof berekend. Als deze veel groter is dan 3000 meq·kg⁻¹ organisch stof dan is er sprake van een meetartefact. In figuur 18 is de ratio van H-uitwisselbaar per hoeveelheid organisch stof uitgezet tegen het organisch stofgehalte. Het blijkt dat bij relatief lage gehalten van organisch stof (< 7 %) zeer hoge waarden van H-uitwisselbaar optreden die ver boven de maximale CEC van organisch stof liggen. Zulke hoge waarden treden vaker op bij de diepe bodemmonsters en deze kunnen niet verklaard worden door een relatief grote bijdrage van kleimineralen aan de CEC van de bodem (bij een een hoog aandeel van kleimineralen zou de ratio hoger kunnen zijn dan 3000 meq·kg⁻¹ organisch stof). In de diepere bodemlagen bedraagt de berekende bijdrage van kleimineralen aan de CEC hooguit 10% van de berekende CEC van het organisch materiaal (zie tabel 7). De zeer hoge waarde van H⁺ geven niet goed de hoeveelheid uitwisselbaar H⁺ aan en kunnen daarom niet gebruikt worden in de berekening van de basenverzadiging. Uit de analyse van de relaties tussen basenverzadiging en bodem-pH blijkt ook dat de monsters met een H⁺/org. stof > 3000 meq·kg⁻¹ organisch stof een lage basenverzadiging hebben terwijl de pH hoog is. Dit wijkt duidelijk af van de relaties tussen basenverzadiging en bodem-pH van de andere monsters (zie figuur 19). De extreem hoge H⁺-metingen hebben vermoedelijk te maken met verzuring van het monster door oxidatieprocessen tijdens de extractie van uitwisselbare kationen.



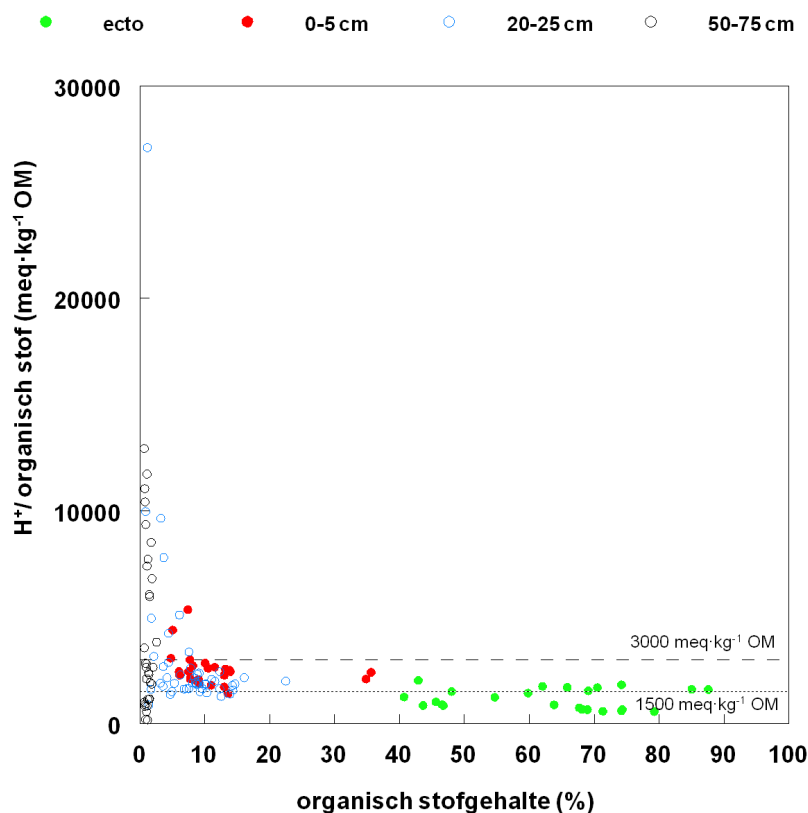
*Figuur 16: Box-Wisker-plots van de pH_{H2O} en pH_{KCl} van bodemhorizonten voor de vier behandelcombinaties en de twee jaren. De horizontale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. Van de bodemlaag 50-75 cm diepte zijn alleen de mediane waarde en de meetpunten (zwarte bol) weergegeven wegens een laag aantal plots per behandelcombinatie. P- = niet pluggen, P+ = pluggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien. Per behandelcombinatie wordt aangegeven of de gemiddelde waarde van 2005 en 2009 verschillen: *= significant verschil en p = p-waarde van t-toets.*



Vervolg figuur 16.



Figuur 17: Diepteprofielen van de bodem-pH die in het veld zijn gemeten in het bodemprofiel in het najaar van 2007, 2008 en 2009 voor de vier behandelcombinaties. Diepte 0 cm is de bovenkant van het minerale profiel en in geval van bodemprofielen met een ectorganische laag, de overgang tussen de ectorganische laag en het minerale profiel. Een diepte met een positieve waarde is in de ectorganische laag en een diepte met een negatieve waarde is in het minerale profiel.



Figuur 18: H^+ per organisch stof uit gezet tegen het organisch stofgehalte van de bodemon monsters uit 2005 en 2009. De stippellijnen geeft de maximale CEC van goed gehumificeerd organisch materiaal ($3000 \text{ meq} \cdot \text{kg}^{-1}$ organisch stof) en weinig goed gehumificeerd organisch materiaal ($1500 \text{ meq} \cdot \text{kg}^{-1}$ organisch stof).

Bijdrage van organisch materiaal en kleimineralen aan de kationadsorbtiecapaciteit

De bijdrage van organisch stof en lutum aan de CEC wordt besproken op basis van de bodemanalysen van 2005 omdat in dat jaar ook het lutumgehalte bepaald is. De bodem in het onderzoeksperceel bestaat uit een zandbodem met een hoog organisch stofgehalte en een laag relatief laag lutumgehalte (tabel 7). Lutum zijn kleine deeltjes van $< 2 \mu\text{m}$ en bestaan voor een belangrijk deel uit kleimineralen. Bovenin het profiel zijn het organisch stof- en lutumgehalte hoger. Zowel organisch stof als kleimineralen dragen in bodems bij aan de kationadsorbtiecapaciteit (CEC) van de bodem. De bijdrage aan de CEC van beide is berekend. Voor organisch stof is daarbij aangenomen dat deze een CEC heeft van $3000 \text{ meq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Schachtschabel et al. 1984; Van Waesemael 1992) en voor lutum $315 \text{ meq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (fracties kleimineralen gebaseerd op Van der Veer 2006; CEC kleimineralen gebaseerd op Appelo & Postma 2005). Uit deze berekening blijkt dat in het onderzoeksgebied het organisch stof de belangrijkste bijdrage levert aan de CEC van de bodem en de bijdrage door de kleimineralen (CEC door kleimineralen) gering is. In de diepere bodemlagen neemt het belang van de CEC door lutum iets toe, omdat de verhouding organisch stof-/ lutumgehalte afneemt met de diepte. De grote bijdrage van organisch stof aan de CEC van de bodem blijkt ook uit de sterke

correlatie tussen organisch stofgehalte en CECsom ($r^2=0.92$). De CECsom is de som van uitwisselbaar Ca, Mg, Na, K, Al, H^+ . Omdat bovenin het profiel het meeste organisch stof voorkomt is daar de CEC het hoogst. De ratio van de CECsom/ organisch stof is in de ectorganische laag lager dan in de diepere lagen. De lagere waarden in deze laag kunnen samenhangen met de geringere humificatie. Minder sterk gehumificeerd organisch materiaal heeft een lagere CEC dan goed gehumificeerd materiaal (Schachtschabel et al. 1984; Van Waesemael 1992). De diepere lagen hebben een hoge ratio omdat hier sterk gehumificeerd organisch materiaal voorkomt. De sterkere humificatiegraad in de diepere lagen blijkt ook uit thermogravimetrische analyses van de monsters uit 2005 (Aggenbach & Hunneman 2007).

Kationsamenstelling op het kationadsorbtiecomplex

Uit tabel 7 blijkt dat in de nulsituatie de belangrijkste kationen op het adsorbtiecomplex bestaan uit H^+ en calcium. Aluminium, magnesium, natrium en kalium zijn van geringe betekenis. Alleen in de toplaag hebben magnesium en kalium nog een relatief hoge waarde. Calcium is het belangrijkste basische kation op het adsorbtiecomplex.

Tabel 7: Gemiddelde van organisch stofgehalte, lutumgehalte, uitwisselbare kationen, CEC door organisch stof, CEC door lutum en de ratio van CEC door lutum/ CEC door organisch stof in 2005 voor de verschillende bodemlagen. N/A is geen meting of berekening mogelijk.

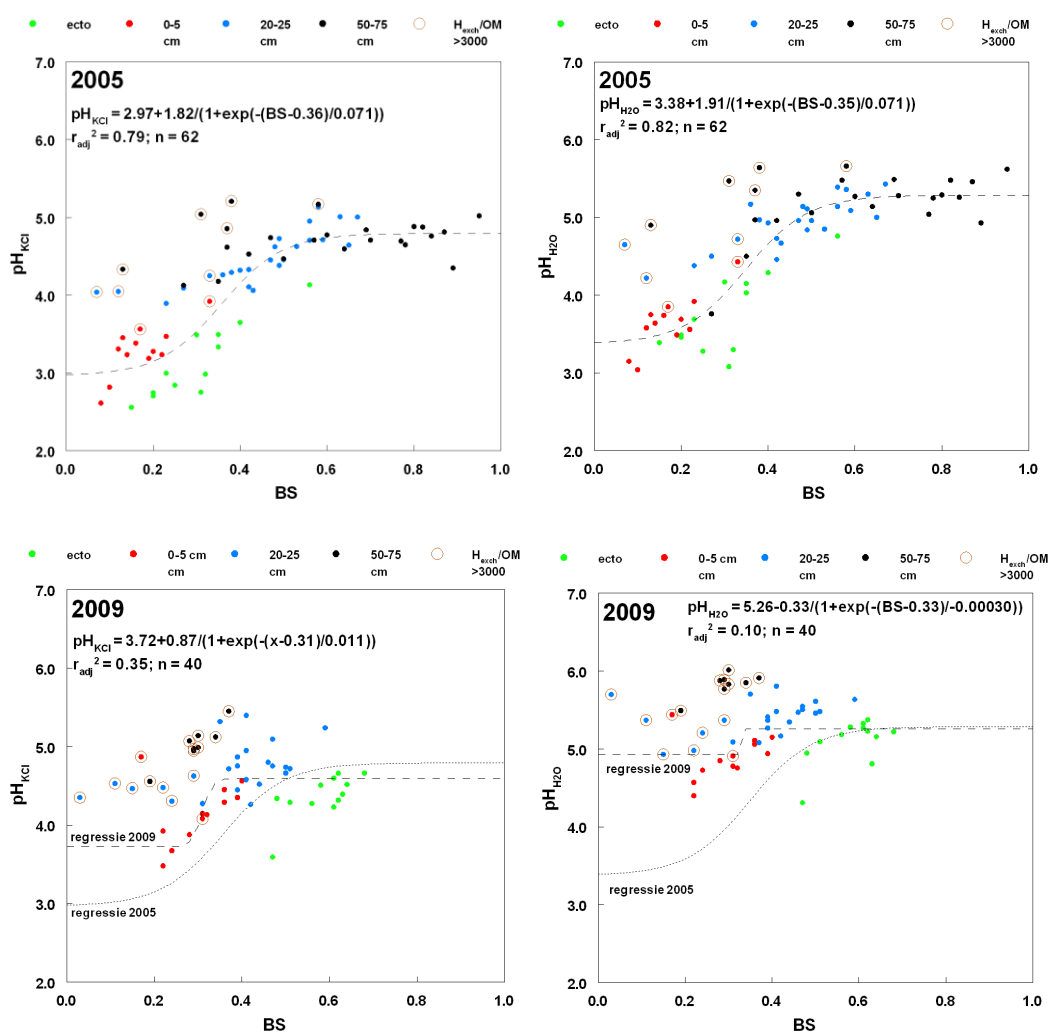
Variabele	Eenheid	Bodemlaag				Gemeten/ berekend
		ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm	
organisch stofgehalte	% dw	63.4	14.5	7.9	1.2	gemeten
lutumgehalte	% dw	N/A	4.4	4.2	1.1	gemeten
H_{exch} (als ratio $H_{\text{exch}}/ \text{org.stof} < 3000 \text{ meq kg}^{-1}$)	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	1012.2	385.9	163.7	19.3	gemeten
Al_{exch}	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.2	1.1	2.0	0.2	gemeten
Ca_{exch}	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	394.2	62.8	143.2	34.4	gemeten
Mg_{exch}	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	24.5	3.0	2.0	0.5	gemeten
Na_{exch}	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	2.0	0.5	0.4	0.2	gemeten
K_{exch}	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	11.8	1.8	0.8	0.7	gemeten
CEC som kationen (als ratio $H_{\text{exch}}/ \text{org.stof} < 3000 \text{ meq kg}^{-1}$)	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	1444.9	453.1	325.7	53.9	berekend
CEC door organisch stof	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	1901.6	433.7	236.2	36.5	berekend
CEC door lutum	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$	N/A	13.8	13.4	3.4	berekend
ratio $CEC_{\text{lutum}}/CEC_{\text{om}}$	%	N/A	4.5	6.7	10.0	berekend
ratio CEC som kationen/ org.stof (als ratio $H_{\text{exch}}/ \text{org.stof} < 3000 \text{ meq kg}^{-1}$)	$\text{meq} \cdot \text{kg}^{-1}$ OM	2305.2	2968.6	3743.7	4524.3	berekend

Relatie tussen basenverzadiging en bodem-pH

In bodems met een intermediair pH-bereik wordt de zuurgraad van de bodem sterk bepaald door de basenverzadiging. Er is daarom gekeken naar de relatie tussen enerzijds pH_{H_2O} en pH_{KCl} en anderzijds de basenverzadiging. Deze relatie is afzonderlijk bekeken voor de nulsituatie in 2005 en de situatie in 2009. De basenverzadiging (BS) als volgt uitgerekend:

$$BS = (Ca_{\text{exch}} + Mg_{\text{exch}} + Na_{\text{exch}} + K_{\text{exch}}) / (Ca_{\text{exch}} + Mg_{\text{exch}} + Na_{\text{exch}} + K_{\text{exch}} + H_{\text{exch}} + Al_{\text{exch}}) \quad (\text{eq} \cdot \text{eq}^{-1})$$

In figuur 19 zijn pH_{KCl} en $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ uitgezet tegen de basenverzadiging met onderscheid naar de bodemlagen. Monsters met een onbetrouwbare meting van H-uitwisselbaar ($\text{H-uitwisselbaar}/\text{org. stof} > 3000 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ organisch stof) zijn gemarkeerd met een cirkeltje. Tevens zijn regressievergelijkingen weergegeven op basis van de monsters met betrouwbare waarden van H-uitwisselbaar. Voor het jaar 2005 is een significant sigmoïd verband aanwezig tussen de basenverzadiging en bodem-pH. Bij een lage basenverzadiging is de pH laag en bij een hoge basenverzadiging stijgt de pH, maar niet verder dan tot een bepaald niveau. In het middendeel van de regressielijn neemt de pH met de basenverzadiging toe. In het jaar 2009 heeft de sigmoïde regressie van pH_{KCl} en $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ op de basenverzadiging een zeer lage verklaarde variantie. Deze slechte relaties hangen samen met ectorganische monsters die een relatief lage pH hebben bij een hoge basenverzadiging. In 2005 hadden de monsters van de ectorganische laag juist een lage pH bij een lage basenverzadiging.



Figuur 19: De relatie van pH_{KCl} en $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ met de basenverzadiging (BS) per jaar en met onderscheid naar bodemlagen. De lijnen zijn regressies met een sigmoïde functie. In de grafieken van 2009 is ter vergelijking ook de regressielijn van 2005 weergegeven. Monsters met een onbetrouwbare meting van H-uitwisselbaar ($\text{H}^+/\text{org. stof} > 3000 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ organisch stof) zijn met een cirkel gemarkeerd en zijn niet gebruikt voor de regressies.

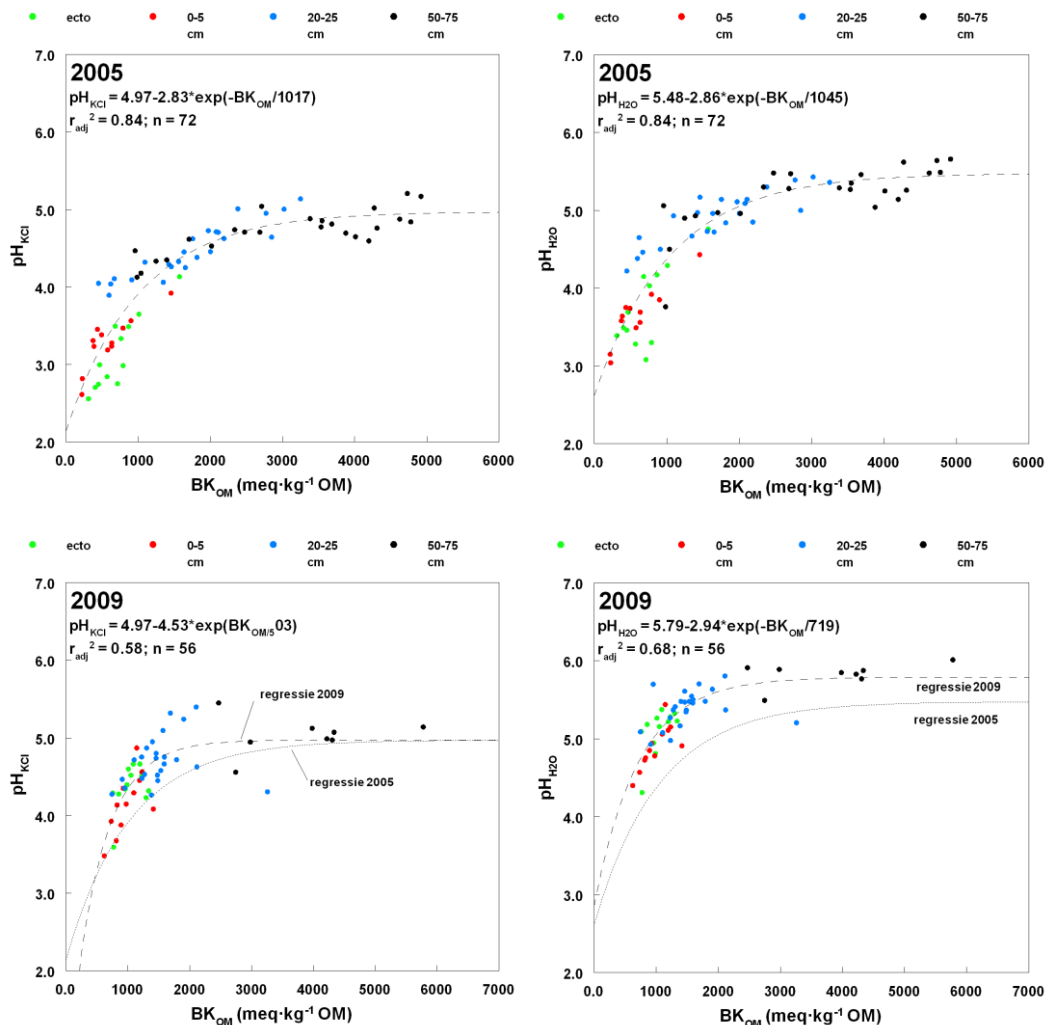
De basenverzadiging kan ook worden berekend als de ratio van de basische kationen en de hoeveelheid organisch stof:

$$BK_{OM} = (Ca_{exch} + Mg_{exch} + Na_{exch} + K_{exch}) / OM$$

(in meq·kg⁻¹ organisch stof)

Deze wijze van berekenen heeft het voordeel dat uitwisselbaar H₊ niet meedoet en dus ook geen 'foute' basenverzadiging wordt berekend door artefacten in de H⁺-meting. In figuur 20 zijn pH_{KCl} en pH_{H2O} uitgezet tegen de basenverzadiging voor de twee jaren met onderscheid naar de bodemlagen. Zonder uitsluiting van monsters, hebben de regressies een hoge verklaarde variantie en deze variantie is hoger dan die van de regressies van pH op de klassieke basenverzadiging (BS; zie figuur 19). Ook voor 2009 kunnen regressies worden berekend met een vrij hoge verklaarde varianties. Deze varianties zijn wel lager dan die van 2005. De beste regressie voor de relatie BK_{OM} en pH is een exponentiële relatie. Een sigmoïde relatie levert geen hogere verklaarde variantie op. Reden hiervoor is dat in het lage bereik van BK_{OM} de pH niet nadert naar een bepaalde minimumwaarde.

De regressielijn in 2009 heeft een iets hogere positie dan in 2005 (dus een hogere pH bij dezelfde BK_{OM}). Dit is vooral het geval bij de pH_{H2O}. De monsters zijn in 2009 langs de regressielijn meer naar rechts en deels omhoog opgeschoven ten opzichte van 2005. Vooral de monsters van ectorganische laag en die van de 0-5 cm laag doen dat sterk. Terwijl deze monsters in 2005 nauwelijks overlap vertonen met de 20-25 cm monsters, doen ze dat in 2009 wel. In 2005 hadden de monsters van de ectorganische laag en de 0-5 cm laag min of meer dezelfde positie. In 2009 zijn de monsters van de ectorganische laag meer omhoog en naar rechts verschoven dan de 0-5 cm monsters.



Figuur 20: De relatie van pH_{KCl} en pH_{H2O} met de hoeveelheid basische kationen per organisch stof (BK_{OM}) per jaar en met onderscheid naar bodemplagen. De lijnen zijn regressies met een exponentiële functie. In de grafieken van 2009 is ter vergelijking ook de regressielijn van 2005 weergegeven.

Ontwikkeling van de basenrijkdom

Omdat de ratio van basische kationen/organisch stof (BK_{OM}) een veel betere relatie heeft met de bodem-pH dan de klassieke basenverzadiging (BS) wordt de ontwikkeling van de basenverzadiging bekeken op basis van veranderingen van BK_{OM} . In figuur 21 worden de ratio basische kationen en organisch stof (BK_{OM}), en de voorraad aan uitwisselbare basische kationen (BK_{opp}) weergegeven voor de verschillende jaren en behandelcombinaties. In dit figuur wordt ook de voorraad organisch stof weergegeven. BK_{opp} is het product van de voorraad organisch en BK_{OM} . Bij veranderingen in de tijd zijn veranderingen in BK_{opp} en de voorraad organisch stof bepalend voor BK_{OM} . De ontwikkeling van de organisch stof voorraad is al besproken in paragraaf 4.5. Hieronder wordt de ontwikkeling van BK_{OM} en BK_{opp} besproken. Voor de ectorganische laag zijn in 2005 geen voorraden uitgerekend (zie paragraaf 2.8).

Ontwikkeling in de ectorganische laag van niet geplagde plots

In de ectorganische laag nam bij zowel 3 als 6 maanden bevoeiing de BK_{OM} toe.

Ontwikkeling in de 0-5 cm laag van niet geplagde plots

In de 0-5 cm laag trad bij beide bevoeiingsduren een toename op van BK_{opp} . Bij 3 maanden bevoeien hing de toename van BK_{OM} alleen samen met een toename van BK_{opp} . Bij 6 maanden bevoeien zorgden zowel de toename van BK_{opp} als de afname van de voorraad organisch stof voor een toename van BK_{OM} .

Ontwikkeling in de 20-25 cm laag van niet geplagde en wel geplagde plots

In de verschillende behandelcombinaties bleef BK_{opp} gelijk of nam af (niet significant). Hetzelfde patroon is ook aanwezig bij BK_{OM} .

Ontwikkeling in de 50-75 cm laag van niet geplagde en wel geplagde plots

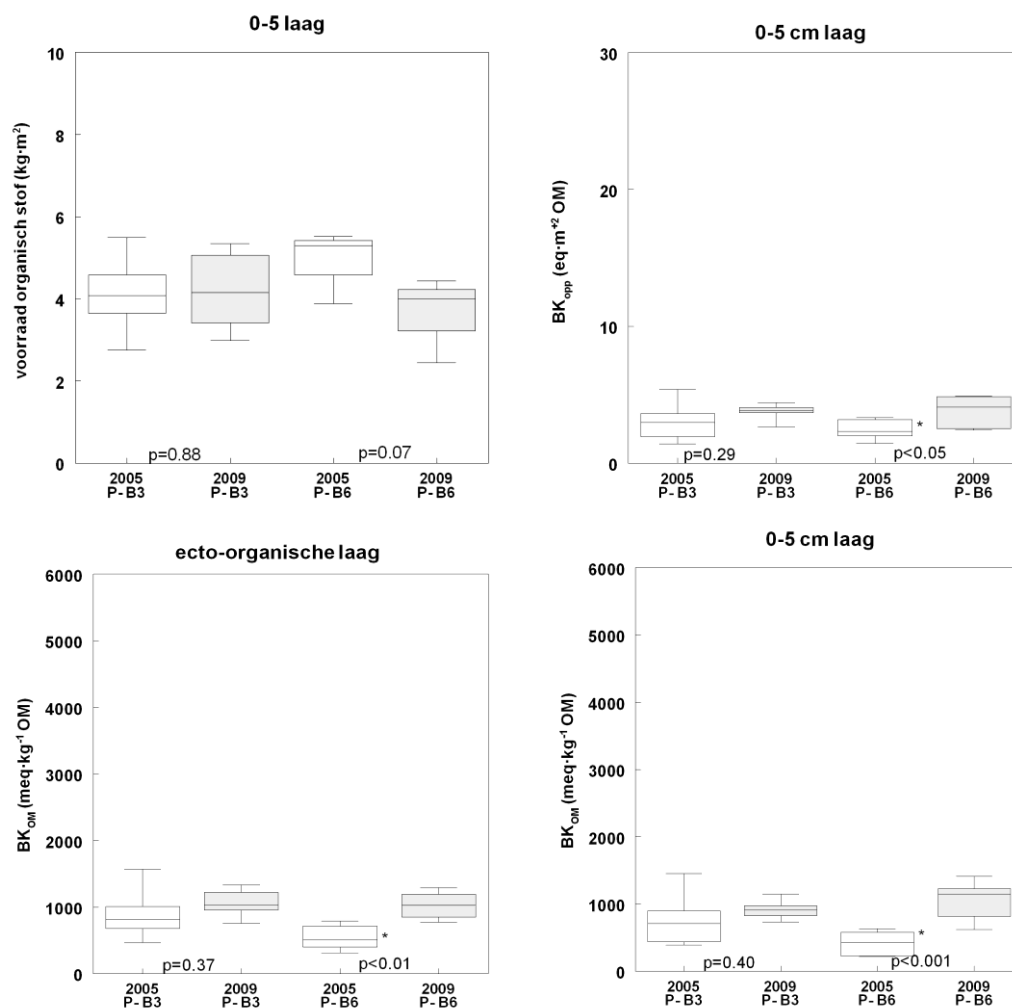
Wegens het lagere aantal monsters per behandelcombinatie (2 in plaats van 6) moeten patronen voor deze laag omzichtiger worden beoordeeld. De trends van BK_{OM} van de vier behandelcombinaties verschillen veel en komen weinig overeen met de trends in de 20-25 cm laag. Bij 3 maanden bevoeiing trad een afname op en bij 6 maanden bevoeiing een toename. Deze veranderingen zijn niet significant.

Interpretatie

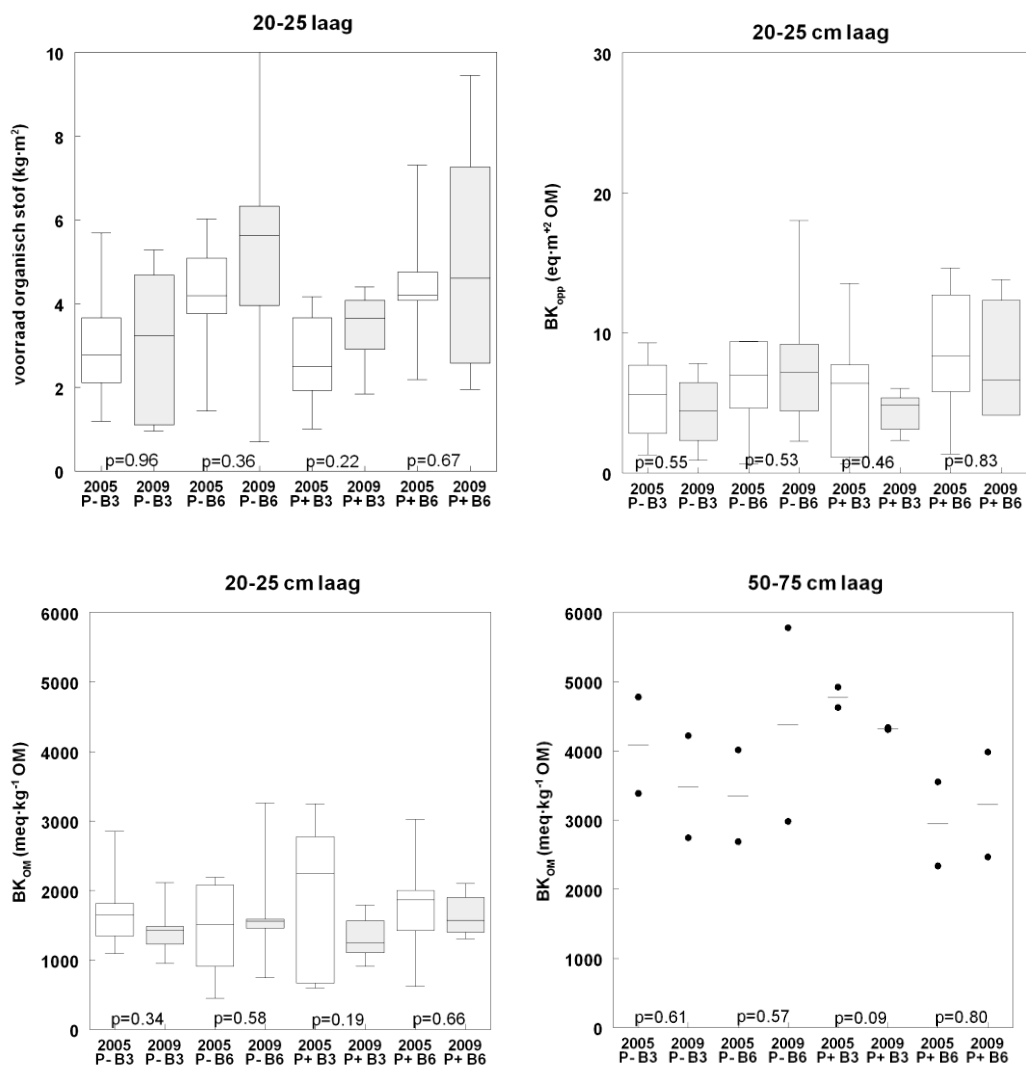
De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- In de toplaag van de niet geplagde plots was de toename van de basenverzadiging bij 6 maanden bevoeien sterker dan bij 3 maanden. Een langere bevoeiingsduur zorgt dus voor meer oplading met basen.
- De basenverzadiging is alleen in de toplaag van de niet geplagde plots aantoonbaar toegenomen en niet in de toplaag van de geplagde plots. De diepere bodemlagen vertoonden ook geen toename. De oplading met basische kationen vond dus vooral in de toplaag plaats. Dit komt overeen met de patronen van de waterchemie (paragraaf 4.2). De oplading van het adsorbtiecomplex vond voornamelijk plaats door adsorbtie van calcium.
- In de minerale deel van de toplaag van de niet geplagde plots werd de toename van de basenverzadiging veroorzaakt door een toename van de voorraad basische kationen. Bij de plots met 6 maanden bevoeien droeg ook de afname van organisch stof in deze laag bij aan de toename van de basenverzadiging. Bij afbraak van organisch stof neemt de CEC namelijk af en desorberen kationen. De vrijgekomen basische kationen worden op het adsorbtiecomplex van het resterende organisch materiaal uitgewisseld tegen H^+ en/of NH_4^+ . De toename van de basenverzadiging had dus hier ook een interne bron van basen. Of ook in de ectorganische laag afbraak een rol speelt in de toename de basenverzadiging kan niet worden vastgesteld.
- In de toplaag van de niet geplagde plots werd de pH-stijging veroorzaakt door alkalinisatie als gevolg van reductieprocessen en door een stijging van de basenverzadiging. Het alkalinisatie effect blijkt uit de ontwikkeling van de waterchemie (paragraaf 4.2) en de relaties tussen enerzijds pH_{H_2O} , pH_{KCl} en anderzijds de basenverzadiging (uitgedrukt als BK_{OM}). In 2009 liggen de regressiecurven bij eenzelfde basenverzadiging op een hoger pH-niveau dan in 2005. In de diepere bodemlaag van de niet geplagde plots en de bodem van de geplagde plots werd de stijging van de bodem-pH vooral veroorzaakt door alkalinisatie.

- In de nulsituatie was de bodem bovenin zuur en basenarm. Dieper in het bodemprofiel was de pH en basenrijkdom hoger. Door uitloging had de bodem een sterk gestratificeerd profiel.
- Door de maatregelen is de bodem-pH gestegen. Omdat boven in de bodem de sterkste stijging optrad, is de stratificatie van de pH minder groot geworden.
- In de niet geplagde plots trad een sterke stijging van de pH op in de toplaag van de bodem. Bij de geplagde plots was de stijging de toplaag na plagen minder groot.
- De kationuitwisselingscapaciteit (CEC) wordt grotendeels bepaald door het organisch stofgehalte. Omdat de bodem bovenin een hoog organisch stofgehalte heeft, is de bovenin de CEC hoog. Dieper in het minerale profiel is de CEC laag wegens een laag organisch stofgehalte. Kleimineralen dragen slechts in geringe mate bij aan de CEC.
- De basenverzadiging kan het beste worden uitgedrukt in de ratio van $(Ca+Mg+Na+K)$ en organisch stof. Deze ratio heeft een sterke relatie met de bodem-pH.



*Figuur 21: Box-Wisker-plots van de ratio van basische kationen en organisch stof (BK_{OM}), de voorraad organisch stof en de voorraad basische kationen (BK_{Opp}) van bodemhorizonten voor de vier behandelcombinaties en de twee jaren. De horizontale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. Van de bodemlaag 50-75 cm diepte zijn alleen de mediane waarde en de meetpunten (zwarte bol) weergegeven wegens een laag aantal plots per behandelcombinatie. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien. Per behandelcombinatie wordt aangegeven of de gemiddelde waarde van 2005 en 2009 verschillen: *= significant verschil en p = p-waarde van t-toets.*

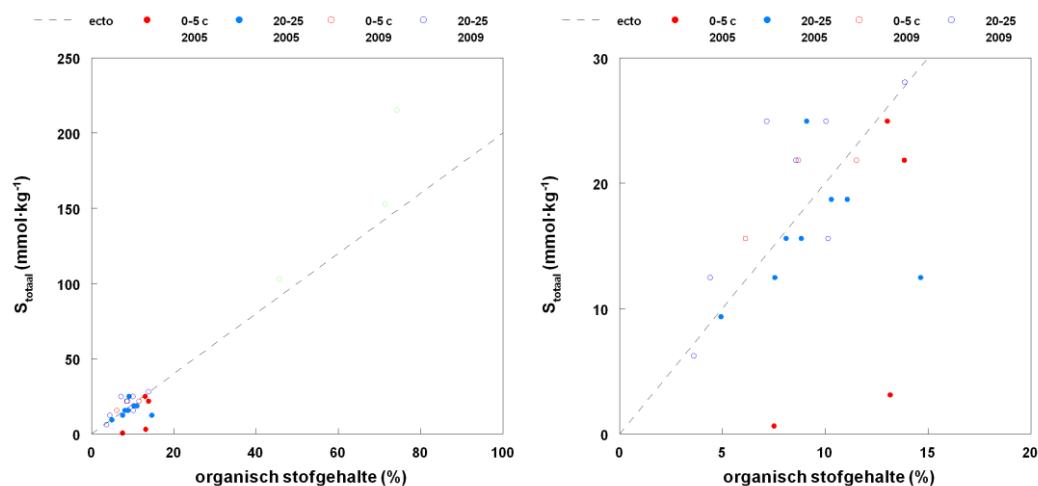


Vervolg figuur 21.

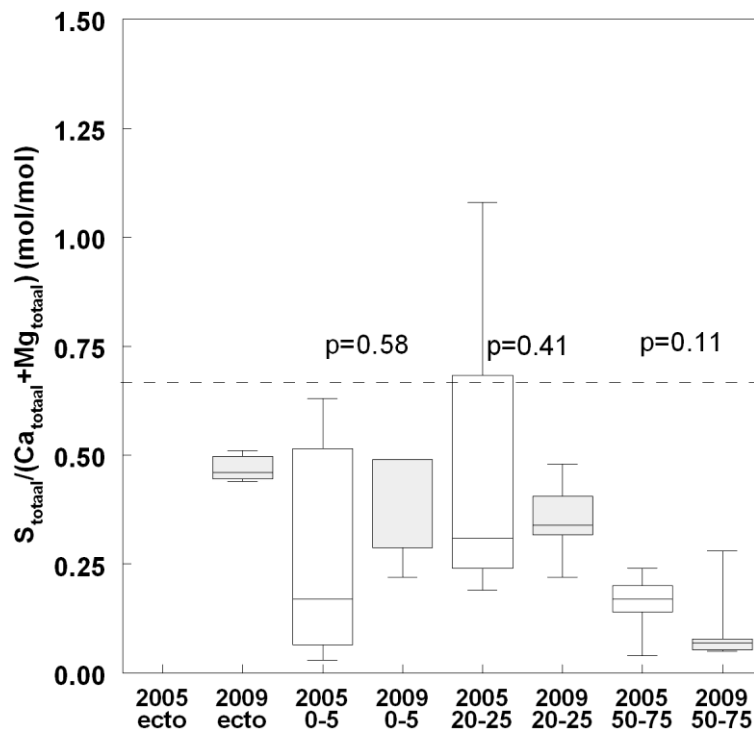
6.3 Zwavelgehalte van de bodem

De zwavelchemie van de bodem is belangrijk voor de potentiële verzuringscapaciteit van de bodem. De verzuringscapaciteit is de hoeveelheid zuur die een bodem kan vormen door zuurvormende processen. In anaerobe bodems kunnen ijzersulfiden (FeS en FeS_2) zijn gevormd die bij droogval oxideren en dan veel zuur vormen. Ijzersulfiden zijn in dit onderzoek niet direct gemeten maar wel totaal-zwavel. Het totaal-zwavelgehalte is sterk gecorreleerd met organisch stofgehalte (figuur 22, links). De reden hiervoor is dat het organisch stofgehalte een min of meer constant zwavelgehalte heeft. De grafiek geeft de relatie tussen de monsters van de ectorganische laag, de 0-5 cm en 20-25 cm laag. De metingen in de 50-75 laag worden niet gepresenteerd omdat de S-metingen in deze laag niet nauwkeurig genoeg zijn. De verhouding totaal-zwavel en het organisch stofgehalte is in beide lagen in 2009 meestal hoger dan die in 2005 (figuur 22, rechts). Dit duidt op accumulatie van vaste sulfiden in de bodem.

Bij droogval van natte broekbosbodems kan de bodem verzuren door oxidatie van ijzersulfide en pyriet (FeS en FeS_2). De netto verzuringscapaciteit van de bodem is afhankelijk van de verhouding tussen ijzersulfiden en de buffercapaciteit (alkaliniteit, kationenuitwisseling en vertering van Fe- en Al-oxiden). Als meer verzuringscapaciteit aanwezig is dan buffercapaciteit verzuurd de bodem. Uit onderzoek van (Lucassen et al. 2002) in organisch stofrijke broekbosbodems is gebleken dat de verhouding tussen totaal zwavel en de som van totaal calcium en totaal magnesium (mol/mol-basis) een goede indicator is voor de netto verzuringscapaciteit. Bodems met een ratio kleiner dan 0,66 bleken een zeer lage netto verzuringscapaciteit te hebben ($<0.1 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$). De ratio in de bodemonsters van het experiment in 't Lankheet is weergegeven in figuur 23. Voor beide jaren en voor alle bodemlagen zit de ratio onder de grenswaarde. Gedurende 2005 heeft alleen de bodemlaag 20-25 cm enkele meetwaarde boven de grenswaarde. In beide jaren is de ratio het hoogst in de ondiepe bodemlagen. De veranderingen die in elke laag optreden zijn niet significant



Figuur 22: De relatie tussen het organisch stofgehalte en het zwavel-totaal gehalte (S_{totaal}) van monsters in 2005 en 2009. Links van de ectorganische laag, 0-5 cm en 20-25 cm laag. Rechts van alleen de 0-5 cm en 20-25 cm laag. De stippellijn geeft de relatie $S_{\text{totaal}} = 2 * \text{organisch stofgehalte}$.



*Figuur 23: Box-Wiskerplot van de ratio van totaal zwavel/calcium+magnesium ($S_{\text{totaal}}/(Ca_{\text{totaal}}+Mg_{\text{totaal}})$) met onderscheid naar jaar en bodemlaag. De horizontale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. In de grafiek de grenswaarde 0.66 van de ratio weergegeven. Per behandelcombinatie wordt aangegeven of de gemiddelde waarde van 2005 en 2009 verschillen: *= significant verschil en p = p -waarde van t -toets.*

Interpretatie

Uit de analyse van de zwavelchemie kan worden afgeleid dat vermoedelijk accumulatie van sulfiden optreedt in de toplaag van het mineraleprofiel. Dit wordt ook ondersteund door de patronen in de waterchemie, die duiden op de reductie van ijzerhydroxiden en sulfaat (paragraaf 4.2). Uit de ratio van $S_{\text{totaal}}/(Ca_{\text{totaal}}+Mg_{\text{totaal}})$ in de bodem blijkt dat de toplaag bij droogval geen risico heeft op sterke verzuring en dat tijdens het experiment het verzuringsrisico niet toeneemt in de top van het minerale profiel. De ontwikkeling van de ratio van $S_{\text{totaal}}/(Ca_{\text{totaal}}+Mg_{\text{totaal}})$ blijft daar onder de grenswaarde van 0,66. Onder deze waarde kunnen broekbosbodems door droogval niet sterk verzuren (Lucassen et al. 2002). Op de toepassing van deze ratio is wel een nuancering mogelijk. Ze heeft vermoedelijk alleen een geldigheid bij hoge gehalten van organisch stof in de toplaag, omdat de ratio is ontwikkeld op basis van metingen in organisch stofrijke sedimenten. In organisch stofarme bodems is de grenswaarde waarschijnlijk niet geldig. Juist in de diepere delen van het minerale profiel worden in dit onderzoek zeer hoge ratio's van H-uitwisselbaar/organisch stof gemeten die ver boven de maximale kationuitwisselingscapaciteit van organisch stof zitten. Deze hoge waarden worden vermoedelijk veroorzaakt door oxidatieprocessen tijdens de analyse van uitwisselbare basen in het lab. Door een relatief lage verhouding tussen enerzijds de hoeveelheid uitwisselbare basische kationen en anderzijds sulfiden en oxideerbaar ijzer wordt dan meer zuur geproduceerd dan door

uitwisseling met basische kationen kan worden geneutraliseerd. Zeer hoge ratio's van H-uitwisselbaar/organisch stof zijn niet gemeten in de organisch stofrijke toplaag wat daar samen met de lage ratio van S-totaal/(Ca-totaal+Mg-totaal) en duidt op een lage verzuringscapaciteit.

6.4 Stikstof

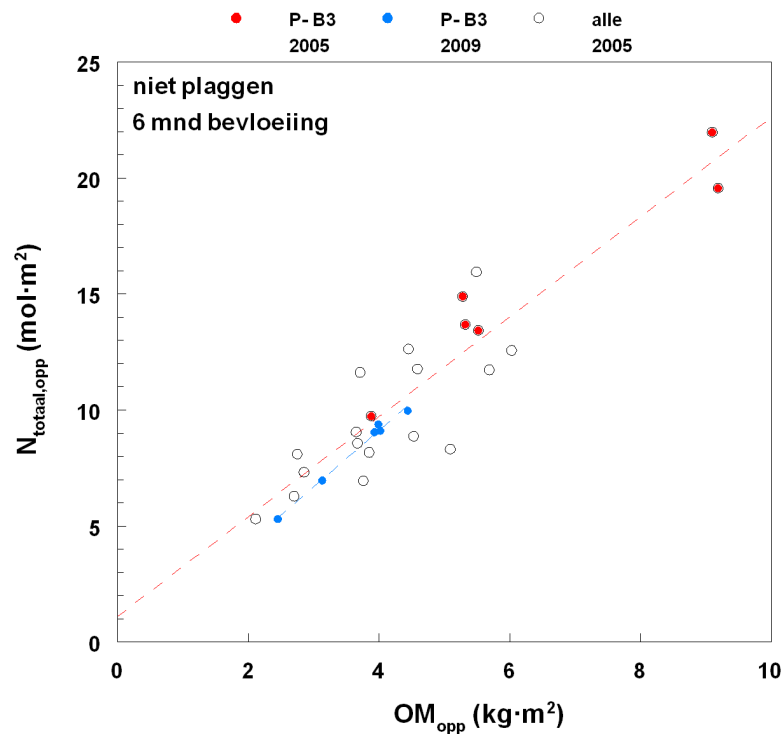
In deze paragraaf wordt de ontwikkeling van stikstof in de bodem besproken. In de bodem is het N-totaal-gehalte bepaald. Bij een N-gehalte $< 200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ zijn monsters uitgesloten wegens de onbetrouwbaarheid van de meting bij zeer lage N-gehalten. Het monster van dezelfde locatie uit het andere jaar is dan ook niet meegenomen in de uitwerking. Dit trad vaak op bij de monsters uit de 50-75 cm laag die een laag organisch stofgehalte heeft. Daarom worden van deze bodemlaag geen resultaten van N-totaal besproken. Hieronder worden het totaal-stikstofgehalte en de stikstofvoorraad per oppervlakte besproken per bodemlaag. Van de ectorganische laag kon voor 2005 de totaal-stikstofvoorraad niet worden berekend (zie paragraaf 2.8).

Resultaten

In figuur 25 wordt het gehalten en de voorraad totaal-stikstof weergegeven met onderscheid naar jaar, bodemlaag en behandelcombinaties. De ectorganische laag had een veel hogere concentratie aan totaal-stikstof dan de minerale lagen. Dit komt door het hogere organisch stofgehalte in de ectorganische laag. De voorraad totaal-stikstof van de ectorganische laag was alleen in de plots met 6 maanden bevoeiing hoger dan die van de 0-5 cm laag. Voor de plots met 3 maanden bevoeiing was voor deze lagen geen verschil aanwezig. Dat betekent dat bij de plots met 6 maanden bevoeien veel meer stikstof in de toplaag aanwezig was en dan vooral in de ectorganische laag.

De ontwikkeling van totaal-stikstof was in de niet-geplagde plots als volgt. In de ectorganische laag trad geen duidelijke verandering op van het totaal-stikstofgehalte. In de 0-5 cm laag trad alleen in bij 6 maanden bevoeien duidelijk een daling op van zowel het gehalte als de voorraad. De stikstofvoorraad nam hier sterk af, omdat ook het organisch stofvoorraad daalde (figuur 24). In dezelfde figuur is ook zichtbaar dat de stikstofvoorraad in verhouding iets meer afnam dan het organisch stofgehalte. Dit blijkt ook uit het verschil in de C/N-verhouding, dat in 2009 significant hoger is dan in 2005 (t-toets gemiddelde waarden, $p < 0.05$). Dit betekent dat bovenop het stikstofverlies door afbraak een extra verlies van stikstof is opgetreden van ca. 0.5 tot $1.0 \text{ mol N} \cdot \text{m}^{-2}$. Het stikstofverlies trad wel vooral op door afbraak.

In de 0-5 cm laag bij 3 maanden bevoeien traden geen significante veranderingen van het stikstofgehalte en -voorraad op. Dit was ook het geval voor alle behandelcombinaties in de 20-25 cm laag. In de geplagde plots traden ook geen duidelijke veranderingen op in de 20-25 cm laag.



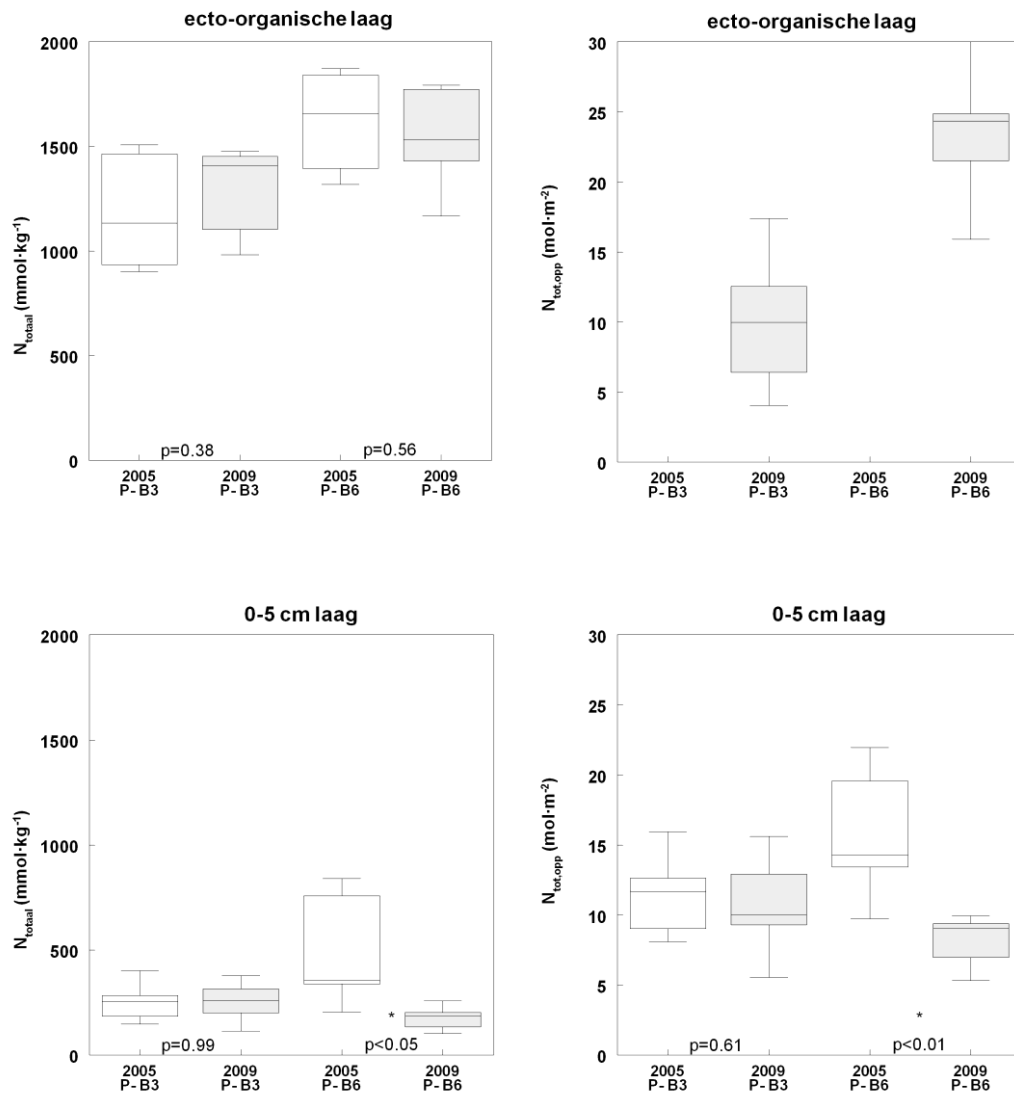
Figuur 24: Metingen van de voorraad organisch stofgehalte (OM_{opp}) en totaalstikstof in de 0-5 cm laag van niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing in 2005 en 2010 (P- B3). De rode stippellijn is de regressielijn van alle 0-5 cm monsters uit 2005 (alle). De blauwe stippellijn is de regressielijn van de 0-5 cm monsters van betreffende behandeling uit 2009.

Interpretatie

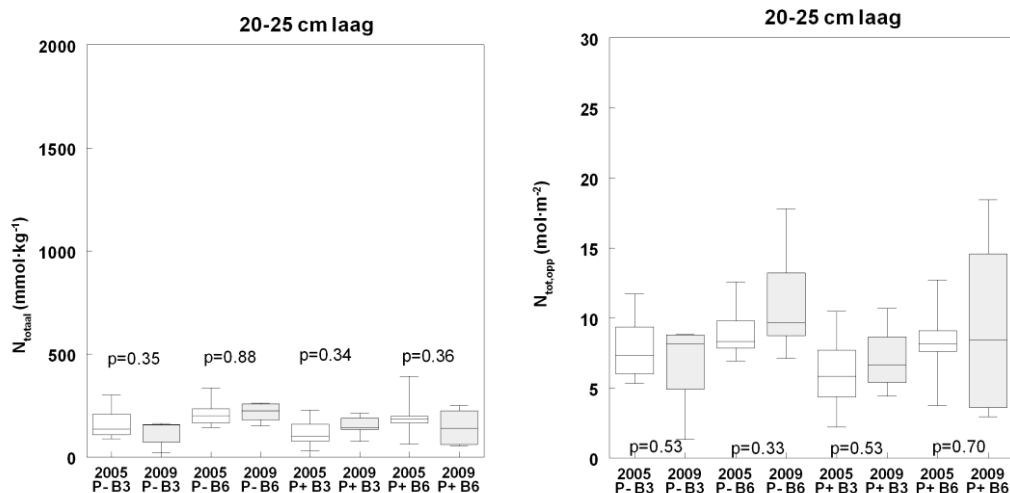
In de toplaag (ectorganische laag) en de top van het minerale profiel zit een grote voorraad stikstof. Het grootste deel van de stikstof is opgeslagen in het organisch materiaal. In de geplagde plots is door het plaggen een groot deel van stikstofvoorraad verwijderd, maar resteert wel nog een aanzienlijk deel in het overgebleven minerale profiel. Het stikstofgehalte en -voorraad vertoonden alleen in de top van de minerale laag van de niet geplagde plots bij 6 maanden bevoeien een sterke afname. Deze afname wordt voor een groot deel veroorzaakt door afbraak van organisch materiaal (zie paragraaf 5.3 en 6.4) en voor een klein deel door extra verlies van stikstof. Het extra verlies van stikstof kan veroorzaakt zijn door desorbtie van ammonium. In het verzuurde bodemprofiel in de nulsituatie kan de ammoniumbezetting relatief groot geweest zijn. Geadsorbeerd ammonium op het adsorbtiecomplex is echter niet gemeten. Het verdwijnen van veel stikstof gaat samen met zeer hoge ammoniumgehalten in het bodemvocht van de toplaag (paragraaf 4.2). Stikstof kan uit de top van de minerale laag verdwijnen door afvoer van ammonium. Het ammonium kan verdwijnen naar de oppervlaktewaterlaag waarvan bij stagnatie het ammoniumgehalte hoog is (zie paragraaf 4.2). Afvoer van ammoniumrijk bodemvocht naar de oppervlaktewaterlaag kan optreden door periodieke kwel (zie paragraaf 4.2). Stikstof zou ook kunnen verdwijnen door denitrificatie tot stikstofgas (N_2).

In de ectorganische laag van de niet geplagde plots van beide bevoeiingscompartimenten trad geen daling van het stikstofgehalte op. Het is echter niet uitgesloten dat uit deze laag zelf geen verlies van stikstof

optreedt. Door aanvoer van bladstrooisel en takken heeft deze laag een aanzienlijke toevoer van stikstof. Desondanks neemt de stikstofconcentratie niet toe. Dat kan alleen als stikstofverlies optreedt door afbraak en/of uitloging van geadsorbeerd ammonium. De minerale toplaag van de geplagde plots vertoonde na het plaggen geen verandering in de stikstofvoorraad.



*Figuur 25: Box-Wiskerplots van totaal-stikstofgehalten (N-totaal) en de stikstofvoorraad (N_{tot,opp}) in de bodem met onderscheid naar jaar, bodemlaag en behandelingscombinatie. De horizontale streep geeft de mediane waarden weer, de boven- en onderkant van de box respectievelijk het 0,25 en 0,75 percentiel van de metingen en de onderste en bovenste whiskers respectievelijk het 0,05 en 0,95 percentiel. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien. Per behandelcombinatie wordt aangegeven of de gemiddelde waarde van 2005 en 2009 verschillen: *= significant verschil en p = p-waarde van t-toets.*



Vervolg figuur 25.

6.5 Fosfaat, aluminium en ijzer

De beschikbaarheid van fosfaat kan op de onderzoekslocatie in sterke mate worden gereguleerd door adsorptie en desorptie van fosfaat aan aluminium- en ijzerhydroxiden. De ontwikkeling van fosfaat in de bodem wordt daarom in samenhang met die van aluminium en ijzer besproken.

Fosfaat in de bodem

Fosfaat is in de bodem als totaal-fosfaat gemeten. Daarnaast is ook met een oxalaat-extractie fosfaat gemeten. Dat is een maat voor de anorganische fosfaat die is gebonden aan Fe- en Al-hydroxiden. Met dezelfde oxalaat-extractie zijn ook aluminium en ijzer gemeten die als Al- en Fe-hydroxiden in de bodem aanwezig zijn. Al- en Fe-hydroxiden kunnen tot een bepaald niveau P sorberen. De mate waarin P aan deze hydroxiden is gesorbeerd wordt uitgedrukt met de fosfaatverzadigingsindex (PSI):

$$PSI = P_{\text{oxa}} / (Al_{\text{oxa}} + Fe_{\text{oxa}}) \quad (\text{berekend uit mmol/kg dw})$$

Hoe hoger de PSI is des te makkelijker kan fosfaat desorberen. Een ander maat voor de gevoeligheid voor fosfaatdesorptie is de ratio van Fe-totaal/ P-totaal (Geurts et al. 2008; Banach et al. 2009b). In bodems met een waarde <12 treedt onder anaerobe omstandigheden desorptie van fosfaat op.

Resultaten

Tabel 8 geeft de gemiddelde waarden van totaal-fosfaat en oxalaat-fosfaat per bodemlaag en per jaar. De ectorganische laag en de minerale 0-5 cm laag hadden veel hogere totaal-fosfaat- en oxalaat-fosfaat-waarden dan de diepere minerale lagen. Verder bestond in de bovenste drie bodemlagen een groot deel van het totaal-fosfaat uit oxalaat-fosfaat. Een groot deel van het fosfaat betreft dus anorganische fosfaat. In de ectorganische en de 20-25 cm laag betrof dat ca. de helft en in de 0-5 cm laag was een groot deel van het fosfaat in anorganische vorm aanwezig. Veranderingen in het oxalaat-fosfaat-gehalte zullen daarom ook sterk doorwerken in het totaal-fosfaat-gehalte. In tabel 8 staan ook de gemiddelde waarden van oxalaat-extraheerbaar ijzer en aluminium. In de ectorganische en 0-5 cm laag hadden zowel Fe- als Al-

hydroxiden een groot aandeel in de hydroxiden, terwijl in de diepere lagen Al-hydroxiden overheersten. In de minerale toplaag bestond in de nulsituatie een groot deel van het totaal-ijzer uit Fe-oxalaat. Dieper in het minerale profiel bestond een aanzienlijk deel van het totaal-ijzer uit andere vormen dan oxalaat-ijzer.

Tussen 2005 en 2009 veranderde Fe-oxalaat veel sterker dan Al-oxalaat. In de ectorganische laag nam Fe-oxalaat sterk toe en in 2009 bestond hier vrijwel al het ijzer uit ijzerhydroxiden. Omdat het totaal ijzergehalte in deze laag in 2005 niet was gemeten, kan niet worden vastgesteld of hier de toename van Fe-oxalaat optrad ten koste van een afname van Fe-totaal door oplossing van ijzermineralen. In de 0-5 cm laag nam Fe-oxalaat juist af, terwijl Fe-totaal toenam. In de 20-25 en 50-75 cm laag veranderden Fe-oxalaat en Al-oxalaat veel minder dan in de ondiepere lagen. De verandering in de hoeveelheid ijzerhydroxiden in de toplaag van de bodem zijn dus het meest bepalend voor de beschikbaarheid van Fe+Al-hydroxiden. P-oxalaat had de hoogste waarde in de ectorganische en 0-5 cm laag. De diepere lagen hadden veel lagere waarden. Tussen 2005 en 2009 nam P-oxalaat af in de ectorganische en 0-5 cm laag van de niet geplagde plots bij vooral 6 maanden bevoeien. P-oxalaat nam toe in de 20-25 cm laag van de geplagde plots bij 6 maanden en vooral 3 maanden bevoeien.

De verzadigingsindex (PSI) was overal laag en daalde in de ectorganische laag. De ratio van Fe-totaal/ P-totaal lag meestal onder de grenswaarde van 12 en daalde in de 0-5 cm laag. Alleen in de nulsituatie van de niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing had de 20-25 cm laag een waarde boven 12. Hier daalde ze echter ook onder de grenswaarde. In de 50-75 cm laag was de ratio vaak hoger en boven 12.

Interpretatie

In de nulsituatie was een belangrijk deel van de fosfaatvoorraad in de toplaag van de bodem aanwezig in anorganische vorm gebonden aan ijzer- en aluminiumhydroxiden (tabel 8). In de ectorganische en de minerale 0-5 cm laag waren zowel ijzer- als aluminiumhydroxiden belangrijk. Dieper in de bodem hadden aluminiumhydroxiden het grootste aandeel in de hydroxiden. Veranderingen in de voorraad en de chemische eigenschappen ijzerhydroxiden van de toplaag zijn daarom van belang voor de fosfaathuishouding. Tijdens het experiment traden in de fosfaathuishouding van de bodemtoplaag grote veranderingen op. De verandering van de anorganische fosfaatvoorraad was daarbij afhankelijk van de wel of niet plagen. Bij niet plagen nam de voorraad fosfaat dat aan hydroxiden is gebonden sterk af in de ectorganische en de 0-5 cm laag (tabel 8). Deze afname trad op door desorptie onder invloed van oplossing van ijzerhydroxiden en niet of nauwelijks door oplossing van aluminiumhydroxiden. Aluminiumhydroxiden lossen pas op onder zure omstandigheden. De ijzerhydroxiden gingen in oplossing door sterke vernatting van de bodem aan het begin van het experiment. Dit leidde tot anaerobe omstandigheden. Dit blijkt ook uit de waterchemie (paragraaf 4.2).

Bij 6 maanden bevoeiing trad in de ectorganische laag een sterkere verlaging op van de hoeveelheid anorganische fosfaat dan bij 3 maanden bevoeien (gemiddeld respectievelijk 0,55 en 0,17 mmol·kg⁻¹·j⁻¹). Bij 6 maanden bevoeien trad ook een verlaging op in de 0-5 cm laag, terwijl dat niet het geval is bij 3 maanden bevoeien (tabel 8). Blijkbaar wordt bij langer bevoeien meer gedesorbeerd fosfaat afgevoerd met het bevoeiingswater. De afname van de anorganische fosfaatvoorraad werkte ook sterk door in de afname van de totaal-fosfaatvoorraad. Uit de waterchemie metingen blijkt ook

dat sterke desorbtie van fosfaat is opgetreden (paragraaf 4.2). In de geplagde plots nam de anorganische fosfaatvoorraad juist toe in de minerale toplaag na plaggen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in deze laag de hydroxiden vooral uit aluminiumhydroxiden bestaan die niet gevoelig zijn voor oplossing bij afname van de redoxpotentiaal. Tegelijk konden de geplagde plots veel aanvoer hebben gehad van fosfaatrijk water in de periode dat niet bevoeid werd maar ze wel nog geïnundeerd waren met fosfaatrijk oppervlaktewater.

Bij de geplagde plots is echter nog een complicerende factor. In de ectorganische laag nam het gehalte hydroxiden sterk toe door vooral een sterke stijging van de hoeveelheid ijzerhydroxiden. De toename van het gehalte ijzerhydroxiden kan zijn veroorzaakt door 1) oplossing van ijzermineralen die in de nulsituatie aanwezig waren, 2) aanvoer van ijzer uit de onderliggende minerale laag en 3) door aanvoer van ijzerhoudend oppervlaktewater. De eerste verklaring is niet na te trekken wegens het ontbreken van totaal-ijzer metingen in de ectorganische laag in de nulsituatie. De tweede verklaring is mogelijk voor de geplagde plots met 6 maanden bevoeien omdat in de toplaag van de minerale laag het gehalte ijzerhydroxiden is afgenomen. De derde verklaring is ook mogelijk gezien het totaal-ijzergehalte (zie paragraaf 4.1) en het debiet van het bevoeiingswater (indicatieve balansberekening).

De fosfaatverzadigingsindex ($P\text{-oxalaat}/(Fe\text{-oxalaat}+Al\text{-oxalaat})$) was in de nulsituatie niet hoog en nam in de toplaag van de niet geplagde plots verder af. Ondanks de lage fosfaatverzadiging trad sterke desorbtie van fosfaat op. Loeb et al. (2008) vond in uiterwaardbodems wel een relatie tussen de fosfaatconcentratie in het bodemvocht en de ratio ijzergebonden-fosfaat en ijzerhydroxiden. De ratio's van totaal Fe/ totaal-P in de toplaag zijn meestal lager dan de grenswaarde 12 waarbij onder anaerobe omstandigheden desorbtie van fosfaat optreedt (Geurts et al. 2008; Banach et al. 2009b). Door een relatief laag ijzergehalte in combinatie met een vrij grote anorganische fosfaatvoorraad was het verdroogde broekbos gevoelig voor desorbtie van fosfaat bij vernatting. Volgens Smolders (2001) treedt desorbtie op bij ratios van Fe/ P in het bodemvocht lager dan 1. In dit onderzoek trad desorbtie op bij een ratio van 1 tot 20. Mogelijk spelen verschillen in de sorbtie-eigenschappen van de hydroxiden een rol.

Tabel 8: Gemiddelde waarden van diverse bodemvariabelen voor de bodemlagen en de twee jaren. Alles = alle behandelcombinaties bij elkaar, P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien. Voor P-totaal P-oxalaat, Fe-oxalaat, Al-oxalaat en PSI is per behandelcombinatie en bodemlaag getoetst op verschil van het gemiddelde tussen beide jaren. Significante verschillen ($p < 0,05$) zijn aangegeven met een '*'. De andere variabelen zijn niet getoetst wegens het lage aantal monsters per behandelcombinatie ($n=2$).

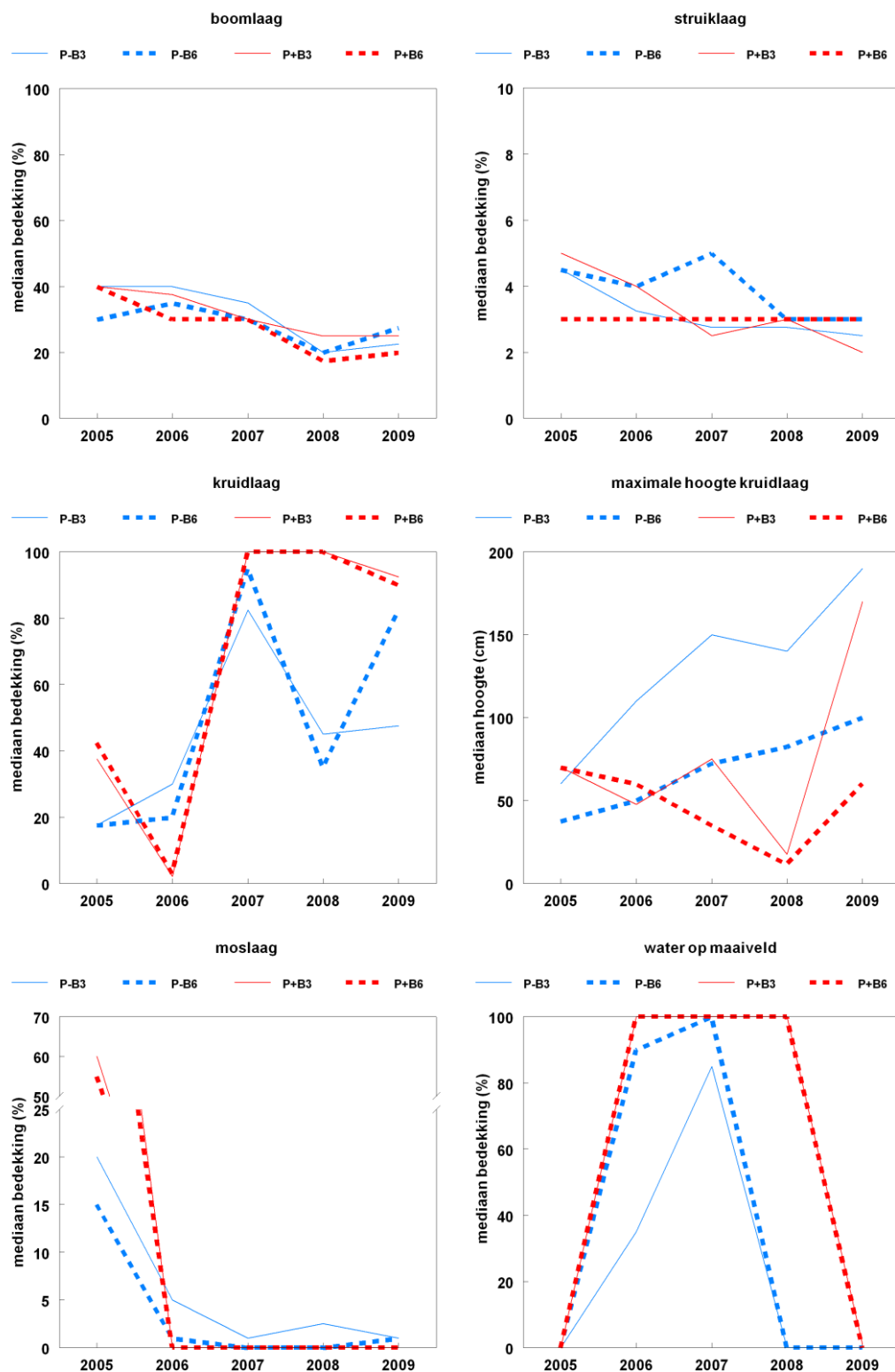
P-totaal (mmol·kg ⁻¹)						Fe-oxalaat (mmol·kg ⁻¹)					
Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm	Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm
2005	alles	21.87	9.84	4.51	2.01	2005	alles	36.11	30.42	12.95	2.07
2009	alles	22.59	8.67	5.61	2.33	2009	alles	92.16	21.16	13.41	1.48
2005	P-B3	19.43	7.42	4.17	1.92	2005	P-B3	29.70 *	28.54	12.10	1.13
2009	P-B3	20.92	9.22	4.38	2.56	2009	P-B3	93.30 *	24.84	9.84	1.84
2005	P-B6	24.30	12.26 *	4.90	2.05	2005	P-B6	42.52 *	32.30 *	14.47	1.65
2009	P-B6	24.25	8.13 *	5.21	2.79	2009	P-B6	91.02 *	17.49 *	15.11	1.18
2005	P+B3			3.70 *	2.10	2005	P+B3			8.69 *	1.86
2009	P+B3			7.16 *	2.41	2009	P+B3			17.43 *	1.87
2005	P+B6			5.27	2.28	2005	P+B6			16.55	1.63
2009	P+B6			5.67	1.58	2009	P+B6			11.28	1.04
P-oxalaat (mmol·kg ⁻¹)						Al-oxalaat (mmol·kg ⁻¹)					
Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm	Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm
2005	alles	9.48	8.56	2.88	0.54	2005	alles	39.41	42.99	69.54	13.98
2009	alles	8.04	6.81	3.84	0.41	2009	alles	49.43	35.33	60.71	12.28
2005	P-B3	8.87	6.79	2.50	0.29	2005	P-B3	41.41	40.82	53.56	11.04
2009	P-B3	8.19	6.34	1.76	0.52	2009	P-B3	52.63	32.91	36.83	9.65
2005	P-B6	10.09 *	10.32 *	3.59	0.59	2005	P-B6	37.41	45.16	91.52	16.24
2009	P-B6	7.89 *	7.27 *	3.05	0.30	2009	P-B6	46.22	37.76	93.40	13.43
2005	P+B3			1.70 *	0.34	2005	P+B3			37.26	6.60
2009	P+B3			5.12 *	0.50	2009	P+B3			48.80	7.02
2005	P+B6			3.71	0.38	2005	P+B6			95.82	20.36
2009	P+B6			5.41	0.29	2009	P+B6			63.79	19.00
ratio P-oxalaat/ P-totaal (mol·mol ⁻¹)						PSI					
Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm	Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm
2005	alles	0.43	0.87	0.64	0.27	2005	alles	0.13	0.12	0.04	0.04
2009	alles	0.36	0.78	0.68	0.17	2009	alles	0.06	0.13	0.06	0.04
2005	P-B3	0.46	0.92	0.60	0.15	2005	P-B3	0.13 *	0.10	0.04	0.03
2009	P-B3	0.39	0.69	0.40	0.20	2009	P-B3	0.06 *	0.12	0.04	0.05
2005	P-B6	0.42	0.84	0.73	0.29	2005	P-B6	0.13 *	0.14	0.03	0.03
2009	P-B6	0.33	0.89	0.59	0.11	2009	P-B6	0.06 *	0.14	0.03	0.03
2005	P+B3			0.46	0.16	2005	P+B3			0.04 *	0.04
2009	P+B3			0.72	0.21	2009	P+B3			0.08 *	0.06
2005	P+B6			0.70	0.17	2005	P+B6			0.03 *	0.02
2009	P+B6			0.95	0.18	2009	P+B6			0.07 *	0.02
Fe-totaal (mmol·kg ⁻¹)						ratio Fe-totaal/ P-totaal (mol·mol ⁻¹)					
Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm	Jaar	Catogorie	ecto	0-5 cm	20-25 cm	50-75 cm
2005	alles		24.62	22.38	17.91	2005	alles		14.08	5.31	18.48
2009	alles	94.31	33.42	25.84	16.37	2009	alles	4.22	5.86	7.55	28.01
2005	P-B3		27.75	27.75	22.38	2005	P-B3		9.85	6.47	9.01
2009	P-B3	94.01	35.81	32.23	14.32	2009	P-B3	4.44	7.08	6.93	23.57
2005	P-B6		21.49	17.91	15.22	2005	P-B6		18.30	5.27	32.35
2009	P-B6	94.90	28.65	17.91	23.28	2009	P-B6	3.77	3.41	7.92	6.55
2005	P+B3			25.07	19.70	2005	P+B3			4.78	10.38
2009	P+B3			31.34	16.12	2009	P+B3			5.18	14.33
2005	P+B6			18.80	14.32	2005	P+B6			4.71	22.18
2009	P+B6			17.91	15.22	2009	P+B6			10.36	56.85

7 Vegetatieontwikkeling

7.1 Vegetatiestructuur

In figuur 26 wordt de ontwikkeling van de vegetatielagen weergegeven. Per behandelcombinatie zijn mediane waarden berekend van structuurvariabelen. De ontwikkeling van de bedekking van de boom- en struiklaag van de geplagde plots werd nauwelijks door het plaggen beïnvloed, omdat de bedekking van deze lagen wordt bepaald door bomen en struiken in de omgeving van de plots.

De bedekking van de boomlaag daalde vrij sterk tussen 2005 en 2008 en leidde in alle behandelcombinaties tot meer lichtinval voor de ondergroei. Na 2008 trad een lichte stijging op. Vernatting en bevoeiing leidden dus tot een verminderde vitaliteit van de boomlaag die vooral bestaat uit Zwarte els. Tijdens het experiment werden de kronen van deze soort ook steeds ijler. De verklaring hiervoor is dat bomen van Zwarte els gevoelig zijn voor sterke vernatting. De bedekking van de struiklaag nam in drie behandelcombinaties af. Oorzaak was de sterfte van struiken. Vooral Vuilboom stierf af en daarnaast ook Amerikaans vogelkers en Geoorde wilg. Omdat de bedekking van de struiklaag in de nulsituatie gering was, had de afname weinig relevantie voor de lichtvoorziening van de ondergroei. De bedekking van de kruidlaag nam in de geplagde plots eerst af naar 0% door het plaggen. In alle behandelingen nam de bedekking tussen 2005 en 2006 sterk toe. In de niet geplagde plots met 3 maanden bevoeien daalde ze daarna weer en met 6 maanden bevoeien ging ze sterk fluctueren. In de geplagde plots bleef de bedekking van planten hoog door vooral een hoge bedekking van Klein kroos. In niet geplagde plots nam de maximale hoogte van de kruidlaag toe door het hoger worden van moerasplanten. In de geplagde plots nam de hoogte eerst af en nam in het laatste jaar toe doordat de kruidenvegetatie rond het plot hoger werd. In het laatste jaar was de hoogte van de kruidlaag in de plots met 3 maanden bevoeiing het hoogst geworden en dit hangt samen met een sterke ontwikkeling van Riet. De bedekking van de moslaag daalde meteen na de vernatting in 2006 naar zeer lage waarden in alle behandelcombinaties. Alleen in de geplagde plots met 3 maanden bevoeiing bleef de mediane waarden steken op enkele procenten. Door de lange inundatieduur werd de ontwikkeling van de moslaag vanaf 2006 sterk belemmerd. Vanaf 2007 belemmerde ook een hoge bedekking van Klein kroos, vooral in de geplagde plots, de groei van mossen.



Figuur 26: Ontwikkeling van de mediane bedekking van vegetatielagen, hoogte van de kruidlaag en van bedekking van water op maaiveld per behandelcombinatie. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevloeien, B6 = 6 maanden bevloeien.

De vier behandelcombinaties vertoonden ook grote verschillen in de bedekking van water op maaiveld tijdens de opnamen (in eind september/oktober). Tussen 2005 en 2006 steeg in al de vier behandelcombinaties de waterbedekking van 0% naar hoge waarden door de vernatting in 2006. In de niet geplagde plots met 3 maanden bevoeien was de stijging minder groot. De overige behandelcombinaties stonden in 2006 (vrijwel) geheel onder water. Hierdoor ontstond een watervegetatie van Klein kroos die de ontwikkeling van terrestrische vaatplanten en mossen sterk heeft belemmerd. Tijdens deze natte jaren konden zich nauwelijks nieuwe vaatplantsoorten vestigen. Tussen 2007 en 2009 daalde de waterbedekking weer sterk door een verbetering van afwatering in de zomer van 2008. In de niet geplagde plots was in 2008 water op maaiveld afwezig en in de geplagde plots werd de waterbedekking in 2009 zeer laag. Vanaf dat moment kunnen zich nieuwe vaatplantsoorten vestigen, vooral in de niet geplagde plots.

7.2 Plantensoorten

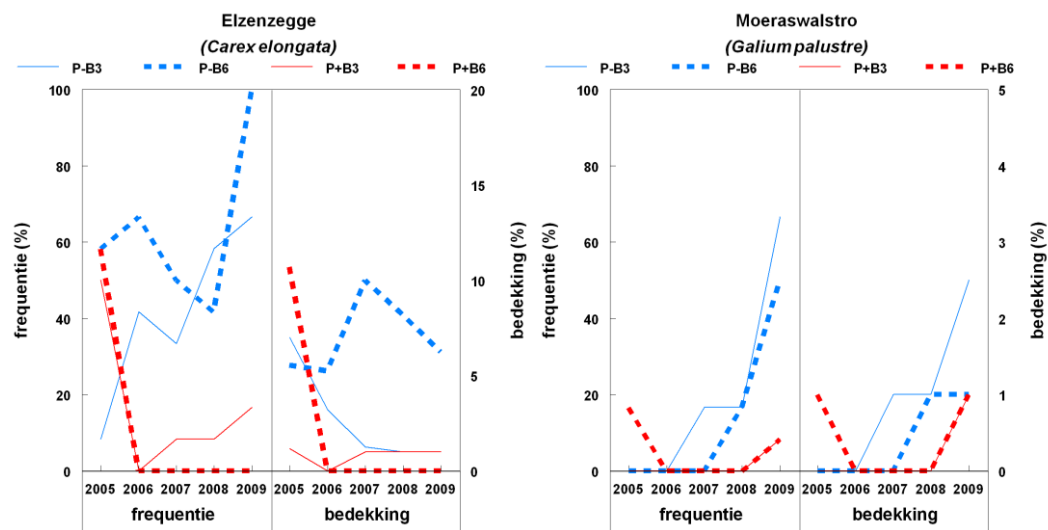
De ontwikkeling van de soortensamenstelling van de vegetatie wordt besproken met onderscheid naar de behandelcombinaties van bodem en bevoeien. In bijlage 4 wordt per behandelingscombinatie en jaar de bedekking en de frequentie van de aangetroffen soorten weergegeven. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de bedekking is berekend voor de opnamen waarin de soort is aangetroffen. De frequentie is het percentage opnamen waarin de soort is aangetroffen. Hieronder wordt per soortgroep de ontwikkeling besproken. Bij de plagbehandelingen wordt de ontwikkeling na het plagen besproken. Uiteraard verdwijnen hier vrijwel alle soorten die in de nulsituatie voorkwamen, als gevolg van het plagen.

Frequentie en bedekking van soorten van het Gewoon elzenbroek (figuur 27)

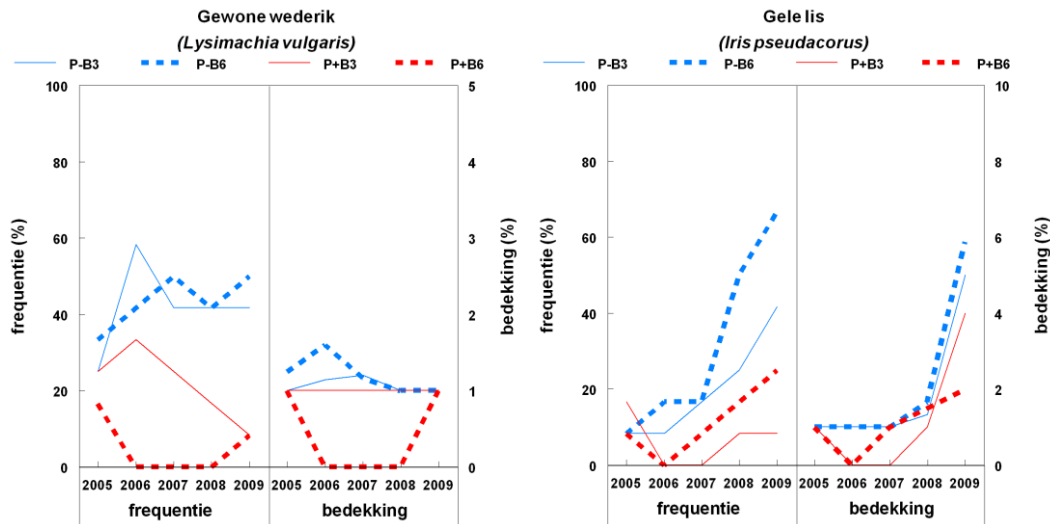
De kensoort van het Gewoon elzenbroek, Elzenzegge, nam in de niet geplagde plots sterk in presentie toe, terwijl de bedekking geen duidelijke trend vertoonde of afnam. In de geplagde plots herstelde de soort in geringe mate bij 3 maanden bevoeiing. De soort heeft zich door kieming uitgebreid. Gele lis nam sterk toe in frequentie en bedekking in de niet geplagde plots en zwak in de geplagde plots. Gewone wederik nam toe in presentie in de niet geplagde plots en af in de geplagde. Bitterzoet, Kattenstaart, Moeraswalstro, Kale jonker en Wolfspoot verschenen gedurende de latere jaren in (vooral) de niet geplagde plots. Hoge cyperzegge verscheen alleen in de niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing. Blauw glidkruid verscheen met een lage frequentie in zowel niet als wel geplagde plots. In de niet geplagde plots verdwenen Wijfjesvaren en Framboos snel. IJle zegge kwam met een lage presentie voor in de niet geplagde plots en vertoonde geen trend. Uit de ontwikkeling van de bedekking van de boomlaag, die voor een groot deel uit Zwarte els bestaat, is op te maken dat bomen van Zwarte els in vitaliteit achteruitgaan. De bedekking nam sterk af in tussen 2007 en 2008. In de kruidlaag trad geen duidelijke verjonging van deze soort op door kieming. In de niet geplagde plots verdween Geoorde wilg als struik door sterfte, terwijl ze later als kiemling verscheen in de kruidlaag.



Foto: Vegetatie in 2005 vooraf aan de bevoeiing. Op de bodem lag veel onverteerd strooisel, de vegetatie had een matige bedekking en hierin kwam regelmatig Gewone braam en Smalle/ Brede Stekelvaren voor. Rechts zijn ook kwijnende planten van Gele lis zichtbaar.



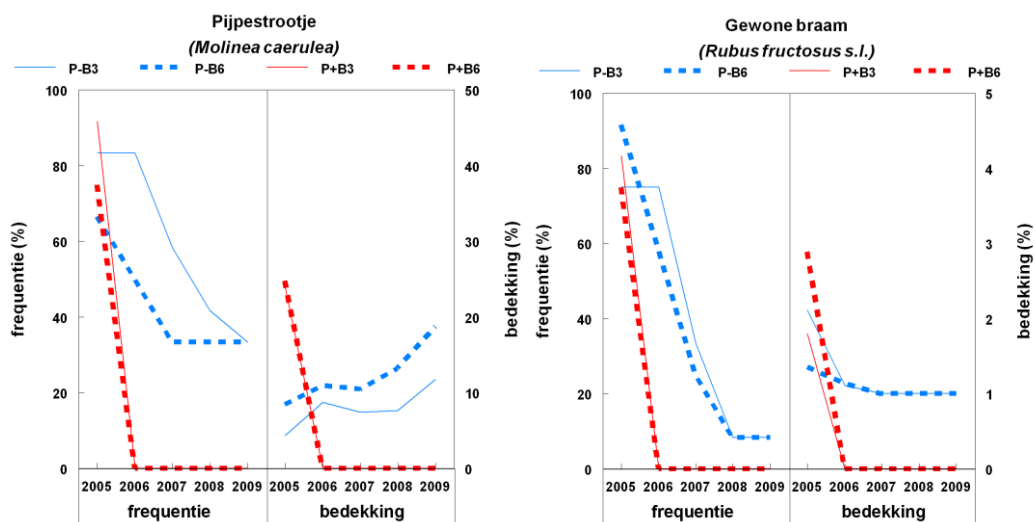
Figuur 27: Ontwikkeling van de frequentie en gemiddelde bedekking van enkele plantensoorten van het Gewoon elzenbroek in de vier behandelcombinaties. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien..



Vervolg figuur 27.

Frequentie en bedekking van soorten van zure Eiken-Berken-bossen (figuur 28)

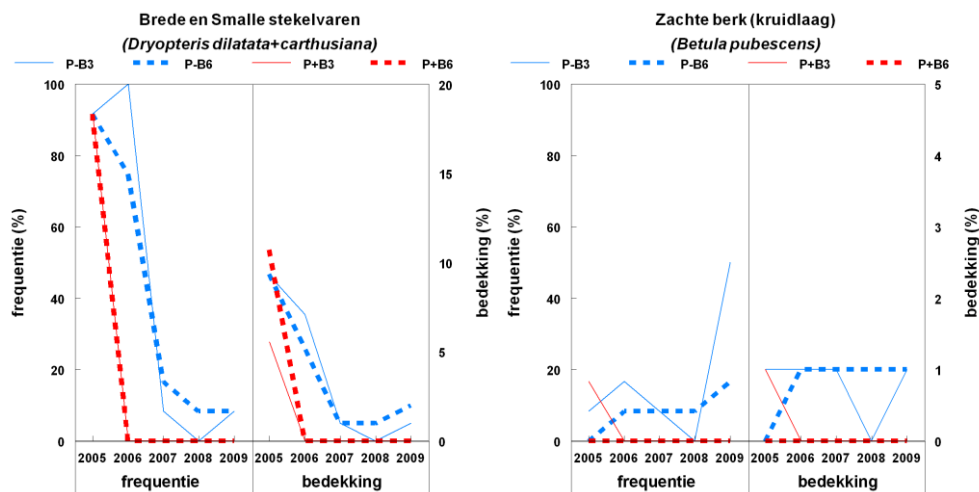
In de niet geplagde plots verdwenen Bochtige smelev, Klimop, Gewone kamperfolie, Hulst en Amerikaanse vogelkers (kruid- en struiklaag) snel. Blauwe bosbes verdween in een later stadium. Kiemlingen van Beuk, Fijnspar en Lijsterbes kwamen alleen spaarzaam voor in 2005 en 2006. Zomereik verdween pas later. In de kruid- en struiklaag nam Vuilboom geleidelijk af in frequentie en bedekking. Pijpenstrootje die in 2005 met een hoge frequentie voorkwam, nam in de niet geplagde plots geleidelijk af in frequentie en juist toe in bedekking. Waar planten niet afsterven, nam de bedekking dus toe. In de geplagde plots trad van deze soort geen hervestiging op. De Gewone braam nam pas na 2007 sterk in frequentie af. Fijn laddermos nam in de niet geplagde plots snel af in bedekking en was in 2009 met een hoge presentie aanwezig.



Figuur 28: Ontwikkeling van de frequentie en gemiddelde bedekking van enkele plantensoorten van zure Eiken-Berkenbossen in de vier behandelcombinaties. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien.

Frequentie en bedekking van indifferente bossoorten (figuur 29)

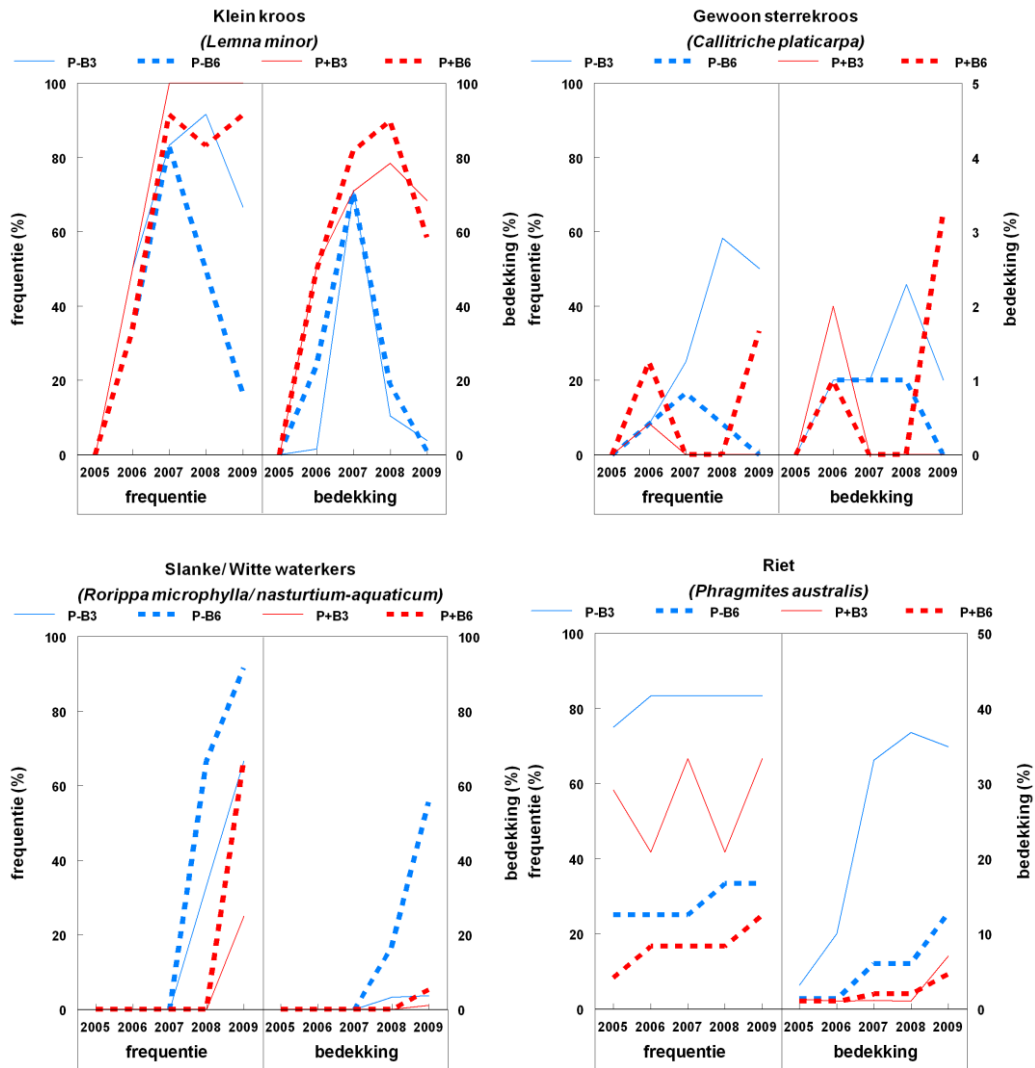
Brede+Smalle stekelvaren namen sterk af of verdwijnen na 2006. In 2006 waren deze soorten sterk geel gekleurd, wat duidt op een afgenomen vitaliteit door vernatting. Kiemlingen van Zachte berk vertoonden aanvankelijk geen ontwikkeling, maar namen in 2009 sterk in frequentie toe in de niet geplagde plots.



Figuur 29: Ontwikkeling van de frequentie en gemiddelde bedekking van enkele indifferente plantensoorten van bossen in de vier behandelcombinaties. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien.

Frequentie en bedekking van (semi)-aquatiscche en amfibische soorten (figuur 30)

Klein kroos verscheen snel na de eerste vernatting in 2006 met vrij hoge frequenties en in de geplagde plots ook met een hoge bedekking. In de geplagde plots nam de bedekking verder toe en na 2008 iets af. In de niet geplagde plots nam de bedekking na 2007-2008 al sterk af. In 2009 verdween de soort ook uit de meeste niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing. Gewoon sterrenkroos verscheen ook snel in alle behandelcombinaties en nam alleen in frequentie toe in niet geplagde plots met 3 maanden bevoeiing. Slanke/Witte waterkers vestigde zich in 2008 veel in de niet geplagde plots en bij 6 maanden bevoeiing snel met hoge bedekkingen. In de geplagde plots trad in het jaar erop vestiging op. De planten konden niet tot op soort worden gedetermineerd (mogelijk betreft het een tussenvorm van beide soorten). In de jaren voor 2008 kwam ze al voor in de helofytfilters. Driedelig tandzaad en Watereppe vestigden zich in 2008 en Moeraskers in 2009 in de niet geplagde plots. Mannagras was tijdelijk met een lage presentie in de niet geplagde plots aanwezig.



Figuur 30: Ontwikkeling van de frequentie en gemiddelde bedekking van enkele plantensoorten van eutrofe wateren en moerassen in de vier behandelcombinaties. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevloeden, B6 = 6 maanden bevloeden.



Foto: Vegetatie in geplagde plots in het najaar van 2007. Door inundatie in de zomers van 2006 en 2007 en sterke interne eutrofiëring heeft Klein kroos een hoge bedekking. Links een geplagde plot, rechts een ongeplagd deel.

Frequentie en bedekking van moerassoorten (figuur 30)

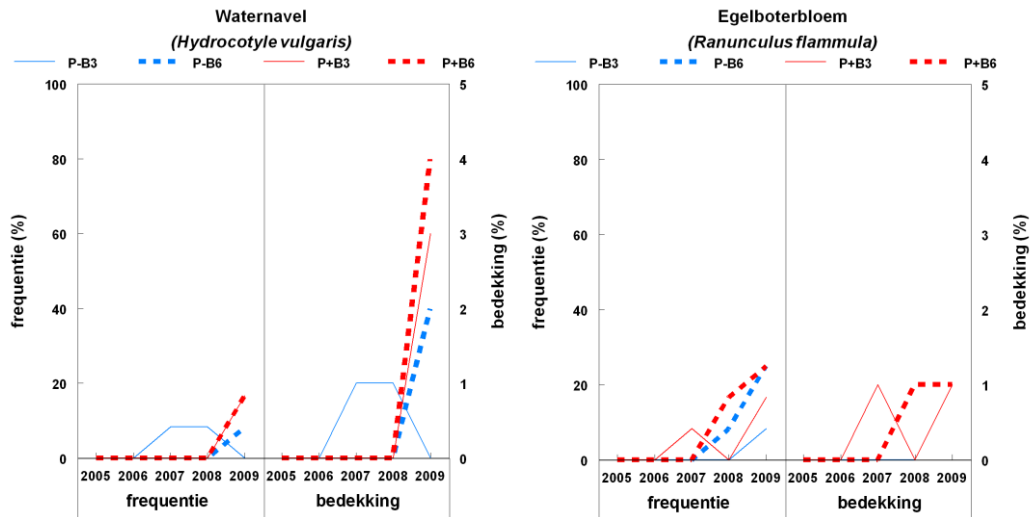
Riet was in de verdroogde nulsituatie met een hoge frequentie en lage bedekking aanwezig. Het is de enige soort die zich goed handhaafde in de geplagde plots. De soort herstelde hier snel vanuit de achtergebleven wortelstokken. Hier nam het pas aan het einde iets toe in bedekking. In de niet geplagde plots nam Riet toe in bedekking. Daarbij trad bij 3 maanden bevoeiing een snelle, sterke toename op en bij 6 maanden bevoeiing een langzame, geringere toename. Opvallend is dat Riet nauwelijks in presentie toenam. Dit duidt er op dat de soort vooral toenam op plekken waar ze al groeide en geen nieuwe plekken koloniseerde. Het is bekend dat ze zich meestal vegetatief uitbreidt en alleen kiemt op kale bodem. In zowel niet geplagde als geplagde plots verschenen Zompvergeet-me-nietje en Waterpeper.

Frequentie en bedekking van natte tot vochtige ruigtesoorten

Grote brandnetel en Paardenbloem verschenen aan het einde in de niet geplagde plots met een lage frequentie. In de niet geplagde plots verschenen in 2009 met een lage presentie Harig wilgenroosje, Viltige bastaardwederik, Koninginnenkruid en Rietgras. Pitrus nam daar langzaam in frequentie af.

Frequentie en bedekking van soorten van kleine zeggenmoerassen (figuur 31)

Kruipend struisgras was in de niet geplagde plots met een lage frequentie aanwezig en nam hier plaatselijk bij 6 maanden bevoeien in later stadium sterk toe in bedekking. Zwarte zegge en Zompzegge kwamen sporadisch voor in de niet geplagde plots zonder een duidelijke trend. Waternavel verscheen in drie van de vier behandelcombinaties aan het eind en Egelboterbloem in al de vier combinaties.



Figuur 31: Ontwikkeling van de frequentie en gemiddelde bedekking van enkele plantensoorten van kleine zeggenmoerassen in de vier behandelcombinaties. P- = niet plaggen, P+ = plaggen, B3 = 3 maanden bevoeien, B6 = 6 maanden bevoeien.



Foto: Vegetatie in het najaar van 2009 nadat de zomers van 2008 en 2009 de bodem droogviel. Links een ongeplagd plot met Slanke/ witte waterkers en Elzenzegge. Rechts een ongeplagd deel met veel Riet.

7.3 Samenhang vegetatie en waterstandsregime

Aanpak

Om de invloed van het waterstandsregime en de effecten van plaggen op de vegetatie-ontwikkeling te evalueren op de vegetatie te analyseren is een CCA uitgevoerd op de vegetatie-opnamen van de plots. Deze analyse is uitgevoerd met vrijwel alle plots in alle jaren (n=231) met als milieuvariabelen waterstandsregimevariabelen en de factor wel/niet plaggen. Er is afgezien van CCA's met chemische variabelen omdat de beschikbaarheid van nutriënten slechts op vier meetlocaties met minifilters is gemeten. Dit aantal is te weinig voor een CCA. De metingen van nutriëntenvoorraden in de bodem in de plots geeft geen numerieke informatie over de beschikbaarheid van de nutriënten in de plots.

Als vegetatiegegevens is het voorkomen van vaatplanten in de struik- en kruidlaag gebruikt. Soorten die in beide lagen tegelijk in een plot voorkomen zijn samengevoegd. Logaritmisch getransformeerde bedekkingspercentages zijn gebruikt. Bij analyse 1 zijn 9 opnamen uit 2006 afgefallen wegens het ontbreken van soorten door plaggen. Zeldzame soorten zijn in de CCA onderdrukt.

In tabel 9 staat de milieuvariabelen opgesomd. De waarden van de variabelen zijn niet getransformeerd omdat grote outlayers ontbraken.

Waterstandsregime-variabelen zijn voor elk opnamejaar berekend voor de zomerperiode en winterperiode voorafgaand aan de vegetatieopname. Voor de opnamen van 2005 is gebruik gemaakt van waterstandmetingen uit de winter 2003/2004 en de zomer 2004 wegens het ontbreken van metingen in de winter 2004/2005 en de zomer 2005. Deze metingen worden representatief geacht voor de nulsituatie in 2005.

Tabel 9: Gebruikte variabelen in de CCA.

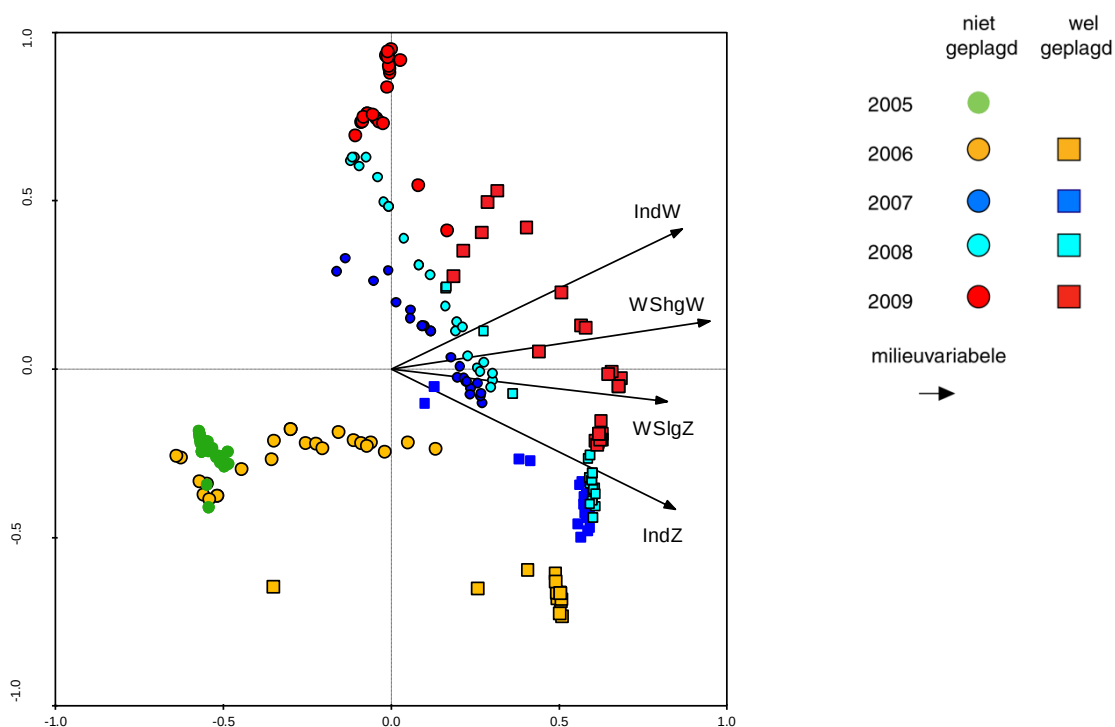
Variabele (code)	Variabele
IndW	inundatieduur winterperiode
IndZ	inundatieduur zomerperiode
WSlgW	laagste waterstand winterperiode (0.05 percentiel)
WSlgZ	laagste waterstand zomerperiode (0.05 percentiel)
WShgW	hoogste waterstand winterperiode (0.05 percentiel)
WShgZ	hoogste waterstand zomerperiode (0.05 percentiel)
plag	wel/ niet geplagd

Resultaten

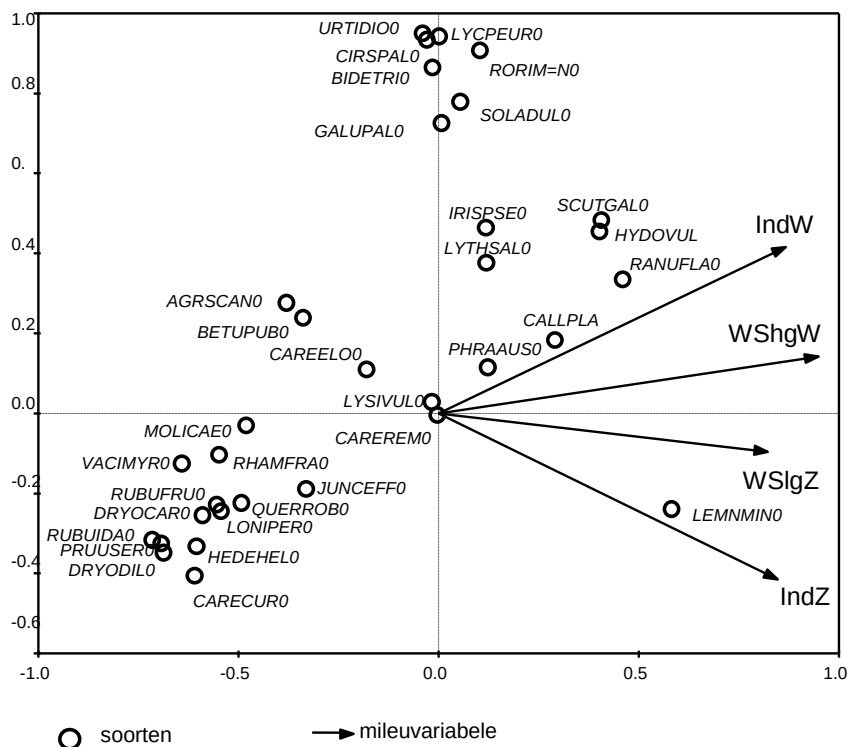
In figuur 32 en 33 staan de CCA-biplots met de eerste en tweede as van respectievelijk de opnamen en de soorten. In deze plots geven de pijlen de invloed van milieufactoren weer. Hoe langer de pijl hoe sterker de invloed van betreffende factor is. De positie van opnamen en soorten ten opzichte van de pijl (loodrechte projectie) geeft aan waar het optimum van een soort op de gradiënt van de milieufactor ligt. De CCA-analyse heeft een verklaarde variantie van 24 %. Dit betekent dat waterstandsregime en wel/niet plaggen

effect hebben, maar dat een groot deel van de variatie in de vegetatie ook door andere factoren wordt bepaald. Eigenwaarden van de eerste 3 assen bedragen 0.64, 0.34 en 0.13. De waterstandsregimefactoren zijn sterk met elkaar gecorreleerd en daarom wordt in de plots een deel hiervan weergegeven. Omdat de pijlen van de inundatieduur in de winter en de inundatieduur in de zomer min of meer haaks op elkaar staan, hebben beide variabelen blijkbaar een verschillend effect op de vegetatie. De niet geplagde plots hebben een relatief korte en de geplagde plots juist een relatief lange inundatieduur in de zomer. Wanneer naar het plot met de soorten wordt gekeken, blijkt dat de meeste soorten voorkomen bij een relatief korte inundatieduur in de zomer. Bij een lange inundatieduur in de zomer komen slechts weinig soorten voor en komt Klein kroos optimaal en veel voor.

In de tijd traden grote verschuivingen van op van de positie van de plots. De niet geplagde plots verplaatsten zich van linksonder met een relatief korte naar rechtsboven met een lange inundatieduur in de winter. De positie van de plots in 2005 viel samen met soorten van vooral relatief droge en zure omstandigheden (o.a. Brede en Smalle stekelvaren, Gewone braam, Kamperfoelie, Bosbes). De positie van de plots in 2009 viel samen met die van natte en eutrafente soorten (o.a. Slanke/Witte waterkers, Grote brandnetel, Bitterzoet, Moeraswalstroo, Wolfspoot). In de eerste jaren bewogen de niet geplagde plots ook in de richting van een langere inundatieduur in de zomer en na 2007 verschoven de plots op naar kortere inundatieduur in de zomer. De meeste geplagde plots verplaatsten zich snel (2006) naar rechts in de richting van een lange inundatieduur in de zomer. Vervolgens schoven ze iets op in de richting van een langere inundatieduur in de winter. Tussen 2007 en 2008 schoof een aanzienlijk deel in de richting van een korte inundatieduur in de zomer en langere inundatieduur in de winter en kwam toen dichterbij de buurt van de niet geplagde plots uit 2009 te liggen.



Figuur 32: Biplot van CCA met plots uit 2005 t/m 2009 en met waterregimevariabelen en de variabele plaggen. Zie tabel 9 voor de betekenis van de milieuvariabelen.



Figuur 33: Biplot met plantensoorten en met waterregimevariabelen en de variabele plaggen van CCA van 2005 t/m 2009). Zie tabel 9 voor de betekenis van de milieuvariabelen. Zeldzame soorten worden niet weergegeven.

Interpretatie

De geschetste ontwikkeling hangt sterk samen met de verandering van het waterstandsregime. In de nulsituatie lag de grondwaterstand gedurende het een groot deel van het jaar diep onder maaiveld en traden geen of hooguit korte inundaties op. Gedurende de winter en het voorjaar van 2006 vernatte het onderzoeksperceel door stijging van de waterstand en raakte veel van de geplagde plots in de zomer van 2006 geïnundeerd. Vanaf de winter 2006/2007 startte de bevoeiing en dat leidde in de plots vanaf 2007 tot sterkere invloed van winterinundaties. In de zomer 2008 was de afwatering beter waardoor in de zomer en het vroege najaar meer droogval optrad. Zowel niet als wel geplagde plots hadden vanaf die tijd minder invloed van zomerinundatie. De niet geplagde plots reageerden daarbij duidelijk sneller dan de geplagde plots. Een verklaring hiervoor is dat de langere en diepere zomerinundatie in de geplagde plots de kieming van plantensoorten sterk heeft geremd. In de niet geplagde plots kon daarentegen wel sneller vestiging van nieuwe soorten op treden.

8 Discussie en conclusies

8.1 Treedt herstel op van het waterstandsregime door bevloeiing?

Een belangrijke vraag is of met bevloeiing het waterstandsregime van het Gewoon elzenbroek kan worden hersteld. Herstel van hoge waterstanden in de winter en het voorjaar werd door de maatregelen in de waterhuishouding en het bevloeiingsregime snel gerealiseerd. Aanvankelijk traden echter door de sterke vernatting ook zeer hoge waterstanden op in de zomer en vroege najaar, waardoor in die periode volledige inundatie optrad met lokaal water. De vereiste droogval van de bodem in de zomer (Stortelder et al., 1998) trad daardoor in de eerste twee zomers niet op. Aanvullende lokale maatregelen waren nodig om droogval in de zomerperiode te realiseren. Bedacht moet worden dat door aanleg van de helofytfilters vlakbij het experiment de stijghoogte sterk was gestegen. Het experiment had daardoor te maken met de effecten van bevloeiing en met maatregelen in de omgeving van het perceel. Door een sterke stijging van de stijghoogte in het freatisch pakket kon er ten opzichte van de nulsituatie ook meer kwel gaan optreden.

De vegetatie reageerde sterk op deze grote veranderingen in het waterstandsregime (figuur 5). Uit de CCA van alle jaren met waterstandsregime variabelen blijkt dat het waterregime in de winter- en zomerperiode elk hun eigen invloed hebben gehad (figuur 32). In de eerste jaren leidden de hoge winter- en zomerstanden tot sterfte van soorten in de kruid- en struiklaag van relatief droge standplaatsen. Voor een belangrijk deel zijn dit soorten die hun optimum hebben in het Eiken-Berkenbos. De langdurige zomerinundatie in 2006 en 2007 leidde ook tot vestiging en snelle toename van Klein kroos en belemmerde de vestiging van nieuwe soorten. Nieuwe soorten en de meeste kenmerkende soorten van het Gewoon-Elzenbroek verschenen pas in de niet geplagde plots wanneer deze gedurende de zomers van 2008 en 2009 droogvielen. In de geplagde plots trad veel minder snel vestiging op van nieuwe soorten omdat deze langdurige zomerinundatie behielden. Bij korte zomerinundatie ontwikkelde de vegetatie zich dus veel sneller dan bij langdurige zomerinundatie. Dit betekent dat de vegetatieontwikkeling van het Gewoon elzenbroek in sterk mate en snel te sturen is met het waterstandregime in de zomer.

8.2 Veranderingen in de chemie

Twee veranderingen waren van dominante invloed op de hydro- en geochemie van de bodem en het ondiepe grondwater. Ten eerste is door een sterke stijging van het grondwater de standplaats van een afwisselend aeroob/anaeroob systeem veranderd in een systeem met een permanent lage redoxpotentiaal. Dit leidde tot grote veranderingen in de redoxchemie. Ten tweede werd het systeem in de nulsituatie voornamelijk gevoed met

basenarm neerslagwater en tijdens het experiment ging ook voeding met veel basenrijk oppervlaktewater plaatsvinden. In het de nulsituatie was de toplaag van de bodem sterk verzuurd en was alleen de diepere bodemlaag basenrijker. Het infiltratiewater had een hooggehalte aan opgelost HCO_3 , Ca, Mg, Na, K en SO_4 . De gehalten aan opgelost PO_4 , NO_3 en Fe waren relatief laag en het NH_4 -gehalte was zeer laag. Uit enkele metingen van ongefiltreerde monsters blijkt dat het bevoeiingswater uit de helofytfilters wel ijzerhoudend was. Het bevoeiingswater transporteerde toen een gering gehalte aan gesuspendeerde ijzerhydroxiden. Bij infiltratie van bevoeiingswater vond dus toevoer plaats van alkaliniteit (bicarbonaat), oxidatoren (vooral sulfaat) en basische kationen (vooral $\text{Ca}+\text{Na}$, en in minder mate $\text{Mg}+\text{K}$).

In de nulsituatie was de bodem matig ijzerhoudend en traden langdurig aerobe omstandigheden op in de bodem. IJzer was daardoor vooral aanwezig in geoxideerde vorm. Na de sterke vernatting gingen deze ijzerverbindingen reduceren waardoor het ijzergehalte in het grondwater van de toplaag hoger werd. Tegelijk vond door aanvoer van het bevoeiingswater ook toevoer van sulfaat plaats. Deze stof ging in de toplaag reduceren (figuur 8). Dit leidde tot vrij hoge sulfidegehalten in het bodemvocht van de toplaag (figuur 9) en de vorming van ijzersulfiden. Bij de reductie van geoxideerd ijzer en sulfaat vindt anaerobe afbraak van organisch materiaal plaats en daarbij wordt bicarbonaat gevormd. Daardoor trad in de toplaag alkalinisatie op. De reductie van ijzer en sulfaat kon langdurig doorgaan wegens de grote voorraad afbreekbaar organisch materiaal in de bodem. Bovendien werd elk jaar reactief organisch materiaal aangevoerd in de vorm van blad en takken.

Ondanks de reducerende omstandigheden nam het gehalte aan ijzerhydroxiden (Fe-oxalaat) in de ectorganische laag van de niet geplagde plots niet af, maar juist sterk toe (verdrievoudiging; tabel 8). Dit trad op bij beide bevoeiingsbehandelingen. Deze toename kan niet verklaard worden door een toevoer van ijzer vanuit de onderliggende minerale laag, omdat hier het gehalte aan totaal-ijzer en ijzerhydroxiden niet of nauwelijks afnam. De toename van ijzerhydroxiden in de toplaag kan veroorzaakt zijn door oplossing van ijzermineralen in deze laag en/of door aanvoer van ijzer met het bevoeiingswater. Of omzetting van ijzermineralen naar ijzerhydroxiden heeft plaatsgevonden is niet duidelijk. Het bevoeiingswater had een gering gehalte aan gesuspendeerde ijzerhydroxiden en in combinatie met de grote hoeveelheid bevoeiingswater die door de bevoeiingscompartimenten stroomde, kan dit de toename kwantitatief verklaren (indicatieve balansberekening, niet gepresenteerd). De gesuspendeerde ijzerhydroxiden in het bevoeiingswater sedimenteerden dan in de bevoeiingscompartimenten.

8.3 Kunnen basenrijke condities hersteld worden door langdurige bevoeiing met oppervlaktewater?

Infiltratie van basenrijk oppervlaktewater

De basische kationen in het bevoeiingswater zijn voornamelijk aanwezig als opgeloste stoffen (vooral Ca en Na, daarnaast ook Mg en K). Bicarbonaat en deze kationen kunnen alleen de bodem bereiken als het bevoeiingswater infiltreert. Uit de metingen van potentiaalverschillen in ondiepe filters en uit de stijging van de tracer chloride blijkt dat het bevoeiingswater gedurende

het experiment de bodem indrong. De ontwikkeling van andere tamelijk inerte stoffen als natrium en kalium laten dit ook zien. Hoewel kwel en infiltratie elkaar afwisselden, kon het bevoeiingswater op de meeste locaties 1 tot 2 m diep de bodem indringen. Op één meetlocatie (PB3) waar gedurende een groot deel van de tijd kwel optrad, kon het bevoeiingswater ook nog de toplaag indringen.

Zuur- en basenhouding

Voor de duurzaamheid van basenrijke condities is het belangrijk om onderscheid te maken in ontwikkeling buffercapaciteit tegen verzuring en de verzuringscapaciteit van de bodem. De buffercapaciteit wordt vooral bepaald door de basenverzadiging van het kationenadsorbtielcomplex op het organisch materiaal en de verzuringscapaciteit door oxideerbaar ijzer en sulfiden.

Basenhuishouding bij niet plaggen

De basenbezetting (uitgedrukt in de ratio basische kationen/ organisch stof) in de ectorganische laag en de toplaag van de minerale laag van de niet geplagde plots is duidelijk toegenomen door infiltratie van basenrijk bevoeiingswater (figuur 21). De oplading van het adsorbtielcomplex vond voornamelijk plaats door calcium. Hoewel in het bevoeiingswater het natriumgehalte ook een hoge concentratie had, wordt het tweewaardige calcium gemakkelijker geadsorbeerd dan het eenwaardige natrium. De sterkste toename trad op bij 6 maanden bevoeiing. De toename van de basenverzadiging in de toplaag van het minerale profiel van de niet geplagde plots bij 6 maanden bevoeien werd zowel veroorzaakt door een toename van de voorraad basische kationen als door een afname van de voorraad organisch stof. Door afbraak verdween een deel van de kationenadsorbtielcapaciteit en desorbeerden kationen. Het desorberen van calcium leidde tot een verhoging van de calciumconcentratie in het bodemvocht. Dieper in het minerale profiel trad geen sterke stijging van de basenvoorraad en basenbezetting op. De reden hiervoor is dat het meeste calcium en ook magnesium in het geïnfiltreerde bevoeiingswater in de toplaag van de bodem werden geadsorbeerd. Dit blijkt ook uit de diepteprofielen van calcium en magnesium in het grondwater tijdens de bevoeiing in het voorjaar van 2008 en 2009 (figuur 8). In de bovenste minifilter waren de concentraties van Ca en Mg sterk verlaagd ten opzichte die in het bevoeiingswater. Voor de adsorbtie van calcium en magnesium werd H^+ uitgewisseld. Dit reageerde met bicarbonaat en zorgde voor lage bicarbonaatgehalten in de bovenste filter. Deze metingen geven aan dat de basische kationen calcium en magnesium in sterke mate bovenin het profiel werden opgenomen op het kationenadsorbtielcomplex. In feite vond er vrijwel maximale kationuitwisseling plaats. Dit proces werd ook niet sterk beperkt door het gebrek aan een protonacceptor omdat het bevoeiingswater een hoog gehalte aan bicarbonaat had en door reductie van ijzer en sulfaat in de toplaag extra bicarbonaat werd gevormd.

Invloed van bevoeiingsduur op herstel van de basenhuishouding

De snelheid van oplading wordt bepaald door de flux van basische kationen vanuit de waterlaag naar de bodem. Dit is ook de reden dat bij 6 maanden bevoeien de basenvoorraad en de basenbezetting meer is toegenomen dan bij 3 maanden bevoeien. Wanneer de trends van de basenverzadiging worden doorgetrokken dan zal in de ectorganische laag bij 6 maanden bevoeien over 15-16 jaar na 2009 een hoge basenbezetting van 0,8 bereiken. Bij 3 maanden bevoeien duurt dat ca. 25-36 jaar.

Basenhuishouding geplagde plots

Opmerkelijk is dat in de minerale toplaag van de geplagde plots geen toename van de basenvoorraad en basenbezetting heeft plaatsgevonden. Hiervoor is geen verklaring. De basenbezetting is hier wel hoger dan in de toplaag van de niet geplagde plots, omdat in de geplagde plots door het verwijderen van de toplaag een basenrijkere bodemlaag is gaan dagzomen.

Verzuringscapaciteit

Door de toename van de voorraad van gereduceerd ijzer en ijzersulfiden nam de verzuringscapaciteit bodem van de bodem toe. Deze verzuringscapaciteit wordt alleen aangesproken wanneer de bodem door droogval kan oxideren. Dit effect was merkbaar aan de pH en het bicarbonaatgehalte van het grondwater in de toplaag in het najaar van 2008 en 2009. Door het uitzakken van de grondwaterstand daalden toen de pH en het bicarbonaatgehalte op drie van vier meetlocaties (figuur 8). De vraag is of door de anaerobie en toevoer van sulfaat meer verzuringscapaciteit is ontstaan dan extra buffercapaciteit door toename van de basenvoorraad. De ratio van S-totaal/(Ca-totaal+Mg-totaal) blijft in de toplaag onder de waarde van 0,66. Onder deze waarde kunnen broekbosbodems door droogval niet sterk verzuren (Lucassen et al. 2002). De hoeveelheid zuurbufferende stoffen (in het experiment vooral basische kationen op het adsorbtiecomplex) was groter dan de hoeveelheid zuur die door oxideerbare stoffen kan worden gevormd. Door de verhouding van basische kationen en sulfaat in het bevoeiingswater werd 4 tot 5 keer zoveel zuurbuffercapaciteit opgebouwd dan verzuringscapaciteit.

Ontwikkeling van de zuurgraad

Goed ontwikkelde vormen van het Gewoon elzenbroek hebben in de toplaag (0-5 cm) een bodemzuurgraad van pH_{KCl} 3.5-6.0 en pH_{KCl} 4.5-6.5 (Stordelder et al., 1998). In de nulsituatie was de zuurgraad van de toplaag in de niet geplagde delen te laag (gemiddelde $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 3.59, pH_{KCl} 3.14). In 2009 was de pH van de toplaag sterk gestegen (gemiddelde $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 5.20, pH_{KCl} 4.37) en dus verschoven in het bereik van het Gewoon elzenbroek. De bodemzuurgraad steeg in alle behandelcombinaties en tot op een diepte van 75 cm onder maaiveld (figuur 16). De grootste zuurgraadstijging trad op in de toplaag en hierdoor vlakke het voor zuurgraad sterk gestratificeerde profiel van de nulsituatie sterk af (figuur 15). De zuurgraad van de bodem steeg door twee processen. Ten eerste werd door reductie van ijzer(oxi)hydroxiden en sulfaat organisch materiaal anaeroob afgebroken en werd alkaliniteit gevormd. Een hogere alkaliniteit leidde tot een hogere pH. In het grondwater van de toplaag is deze stijging snel opgetreden met de vernatting in 2006. De invloed blijkt ook uit de relaties tussen enerzijds $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} en anderzijds de ratio van basische kationen/ organisch stof. In 2009 liggen de regressiecurven bij eenzelfde basenrijkdom op een hoger pH-niveau dan in 2005 (figuur 20). Ten tweede steeg de bodem-pH door toename van de basenverzadiging. De ratio van basische kationen/ organisch stof in de ectorganische laag van niet geplagde plots steeg juist in een bereik waar dit tot sterke stijging van de bodem-pH leidt (figuur 20). In het experiment hebben dus zowel anaerobe omstandigheden door vernatting als aanvoer van basische kationen door bevoeiing geleid tot een stijging van de bodem-pH.

8.4 Welke effecten heeft langdurige bevoeiing op de nutriëntenhuishouding?

De ontwikkeling van de drie macronutriënten fosfaat, stikstof en kalium wordt besproken. Voor goed ontwikkelde elzenbroeken is een niet te hoge beschikbaarheid van de nutriënten N en P van belang (Lucassen et al. 2003).

Fosfaat

Een belangrijk deel van de fosfaatvoorraad in de toplaag van de bodem is aanwezig in anorganische vorm en is gebonden aan ijzer- en aluminiumhydroxiden (tabel 8). In de ectorganische en de minerale 0-5 cm laag zijn zowel ijzer- als aluminiumhydroxiden belangrijk. Dieper in de bodem hebben aluminiumhydroxiden het grootste aandeel in de hydroxiden. Veranderingen in de voorraad en de chemische eigenschappen van ijzerhydroxiden in de toplaag zijn daarom van belang voor de fosfaathuishouding. Tijdens het experiment traden in de fosfaathuishouding van de bodemtoplaag grote veranderingen op. De verandering van de anorganische fosfaatvoorraad was daarbij afhankelijk van wel of niet plaggen. Bij niet plaggen nam de voorraad fosfaat die aan hydroxiden is gebonden sterk af in de ectorganische en de 0-5 cm laag (tabel 8). Deze afname trad op door desorbtie onder invloed van oplossing van ijzerhydroxiden en niet of nauwelijks door oplossing van aluminiumhydroxiden. Aluminiumhydroxiden lossen pas op onder zure omstandigheden. De ijzerhydroxiden gingen in oplossing door verlaging van de redoxpotentiaal als gevolg van de sterke vernatting van de bodem aan het begin van het experiment. In het grondwater van de bodemtoplaag leidde dit tot zeer hoge fosfaat- en hoge ijzergehalten (figuur 10). Ook het oppervlaktewater was fosfaatrijk wanneer dit stagneerde. De ortho-fosfaatconcentraties zaten dan in het bereik waarbij in andere studies in broekbossen door langdurige inundatie eutrofiëring met fosfaat is opgetreden (Lucassen, 2005). De desorbtie van fosfaat leidde in experiment in 't Lankheet tot snelle dominantie van eutrafente soorten als Klein kroos en een toename van Riet. De ratio's van totaal Fe/ totaal-P in de toplaag waren meestal lager dan de grenswaarde 12. Onder deze waarde treedt onder anaerobe omstandigheden desorbtie van fosfaat op (Geurts et al. 2008; Banach et al. 2009b). Naast door desorbtie kan fosfaat ook zijn vrijgekomen door de afbraak van organisch materiaal.

De fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater liep op door afgifte van fosfaat aan de waterlaag. Tijdens bevoeiing bleef de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater laag omdat door de grote toevoer van bevoeiingswater het fosfaat sterk werd verdund en afgevoerd. Bij 6 maanden bevoeiing trad een sterkere verlaging van de hoeveelheid anorganische fosfaat op dan bij 3 maanden bevoeien (gemiddelde waarde respectievelijk 0,55 en 0,17 mmol·kg⁻¹·j⁻¹). Bij 6 maanden bevoeien trad ook een verlaging op in de 0-5 cm laag, terwijl dat niet het geval was bij 3 maanden bevoeien (tabel 8). Blijkbaar wordt bij langer bevoeien meer gedesorbeerd fosfaat afgevoerd met het bevoeiingswater. Wanneer voor de ectorganische laag van de niet geplagde delen de afname lineair wordt geëxtrapoleerd, dan is het aan hydroxiden geadsorbeerde fosfaat bij 6 maanden bevoeien in ca. 13-14 jaar verdwenen en bij 3 maanden bevoeien in ca. 28-47 jaar. In andere studies naar de invloed van inundatie op de fosfaathuishouding is ook afgifte van fosfaat vanuit het sediment naar de waterlaag gevonden (Jensen et al. 1992; Smolders et al. 2001; Young & Ross 2001; Banach et al. 2009a+b). In dit onderzoek kan sterke afwisseling van kwel en infiltratie hebben bijgedragen aan de afgifte van fosfaat. Tijdens perioden met kwel stroomt namelijk het fosfaatrijke bodemvocht naar de oppervlaktewaterlaag.

In de minerale toplaag van de geplagde plots nam de anorganische fosfaatvoorraad juist toe. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in deze laag de hydroxiden vooral uit aluminiumhydroxiden bestaan, die niet gevoelig zijn voor oplossing bij afname van de redoxpotentiaal. Tegelijk kunnen de geplagde plots veel aanvoer hebben gehad van fosfaatrijk water in de periode dat niet bevoeid werd. In de geplagde plots kan door verwijdering van de toplaag de intreedweerstand verlaagd zijn en daardoor meer infiltratie optreden dan in de ongeplagde plots. Het fosfaatrijke stagante water kon hier ook langer infiltreren omdat het maaiveld van de geplagde plots lager ligt dan dat van de niet geplagde plots. In het compartiment met 3 maanden bevoeien trad een sterkere toename van anorganisch fosfaat op dan in het compartiment met 6 maanden bevoeien. Verklaring hiervoor kan zijn dat het 3-maandencompartiment langer stagnant en infiltrerend fosfaatrijk oppervlaktewater heeft gehad.

Stikstof

Na de vernatting en start van de bevoeiing, is de stikstofbeschikbaarheid in de toplaag van de bodem hoog geworden door een sterke stijging van het ammoniumgehalte in het bodemvocht. Deze hoge concentraties worden veroorzaakt door afbraak van organisch materiaal en vermoedelijk ook door desorptie van het adsorbtiecomplex. Bij afbraak van organisch materiaal komt minerale stikstof vrij. Deze afbraak is bevorderd door de stijging van de pH. Onder de anaerobe condities wordt de minerale stikstof omgezet in ammonium door dissimilatieve nitraatreductie (Meuleman 1999; Loeb et al. 2007). Het nitraat-gehalte bleef daardoor zeer laag. In de verzuurde nulsituatie heeft ammonium in de toplaag veel kunnen accumuleren op het adsorbtiecomplex door de lage basenverzadiging. Zure strooisellagen hebben - mede door een hoge atmosferische stikstofdepositie - hoge ammoniumgehalten. Lucassen et al. (2004) veronderstelt dat in broekbossen met stagnatie van water een hoge bezetting van ammonium hebben door een hoge stikstofinput als gevolg van stikstoffixatie (elzen) en depositie. Door de bevoeiing worden veel basische kationen aangevoerd. Het tweewaardig calcium dat het dominante kation is in het bevoeiingswater kan dan ammonium samen met H^+ gaan verdrijven van het adsorbtiecomplex. De calcium-bezetting is tijdens het experiment opgelopen. Kationuitwisseling is daarmee naast afbraak van organisch stof een aannemelijke verklaring voor de toevoer van ammonium vanuit de bodem naar het bodemvocht. In ander onderzoek in broekbossen blijkt dat ammoniumgehalte in het bodemvocht laag te zijn in broekbossen met basenrijke kwel en hoog in broekbossen met lage gehalten aan calcium en magnesium in de bodem (Lucassen et al. 2004). Loeb et al. (2007) vond in een experiment met inundatie met basenrijk water van elzenbroeksediment ook zeer hoge ammoniumconcentraties ($400-1650 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) in het bodemvocht.

Het ammoniumgehalte is in stagnerende oppervlaktewater hoog door de afgifte van ammonium door de bodem. Tijdens de bevoeiingen is het ammoniumgehalte van het oppervlaktewater laag. Dit duidt erop dat dan door sterke toevoer van bevoeiingswater het vrijkomende ammonium wordt verdund en afgevoerd. De sterkste afvoer van stikstof uit de bodem trad op in de niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing. Daar trad een duidelijke daling op van de stikstofvoorraad in het bovenste deel van het minerale profiel (figuur 25). De afvoer van stikstof in de vorm van ammonium door oppervlaktewater kan hier groter zijn dan in het compartiment met 3 maanden bevoeien door de langere periode met bevoeien. In de ectorganische laag van de niet geplagde plots met 6 maanden bevoeiing trad echter geen daling van het N-totaal-gehalte op. Een verlies van stikstof door

afbraak en ammoniumdesorbtie kan hier zijn gecompenseerd door aanvoer van organisch stof (bladstrooisel en takken). De geplagde plots vertonen ook geen verandering van de stikstofvoorraad. Zowel voor niet geplagde als wel geplagde plots kan geen uitspraak worden gedaan over op welke termijn de anorganisch stikstof voorraad sterk is afgenomen.

Ammonium kan op drie manieren verdwijnen uit de bodemtoplaag. Door 1) afvoer naar diepere bodemlagen door wegzijging, 2) door afgifte aan de waterlaag, 3) omzetting naar nitraat in periode met droogval en vervolgens bij inundatie denitrificatie tot stikstofgas (N_2). Transport van veel stikstof naar de diepere laag wordt niet bevestigd door de metingen. In de diepere minerale laag nam N-totaal niet toe (figuur 25). Wel zijn de ammoniumconcentraties van het grondwater op 55-65 cm -mv ook hoog (figuur 12). Er zou dus ammonium van de top laag naar deze diepte kunnen zijn getransporteerd. De voorraad stikstof in dit grondwater is echter zeer klein ten opzichte van de afname van de stikstofvoorraad in de top van de minerale laag. Het eerste proces is daarom waarschijnlijk niet belangrijk. Stikstof moeten dus door het tweede of derde proces zijn verdwijnen uit de minerale top laag. Het tweede proces treedt zeker op en een langere bevoeiingsduur lijkt de stikstofverwijdering te bevorderen (zie boven). Het derde proces treedt op in moerassen met een snelle afwisseling van de waterstand. Echter zelfs in helofytfilters met snelle waterstandcycli, kan de denitrificatie gering zijn (Meuleman 1999). Op basis van het onderzoek in 't Lankheet kan de relatieve bijdrage van denitrificatie en ammoniumafgifte aan de water laag niet worden gekwantificeerd.

In de minerale top laag van de geplagde plots nam de stikstofvoorraad niet af. Mogelijk was het effect van afbraak van organisch stof door een pH-stijging geringer, omdat deze laag minder sterk verzuurd was dan de ectorganische laag. In de minerale top laag trad geen daling van de organisch stofvoorraad op.

De zeer hoge ammoniumgehalten in het bodemvocht van de top laag en in het stagnerende oppervlaktewater zorgen voor een hoge stikstofbeschikbaarheid voor terrestrische planten en waterplanten die in staat zijn ammonium op te nemen. Daardoor worden eutrafente moeras- en waterplanten bevorderd. De gemeten concentraties liggen in de range van $150-800 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$. Uit onderzoek in Noord-Limburgse broekbossen blijkt dat bij concentraties kleiner dan $200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de broekbosvegetatie goed is ontwikkeld en bij hogere concentraties vaak Mannagras, Klein kroos, Liesgras, Bitterzoet en Gele lis voorkomen (Lucassen et al. 2004). In dit experiment is de standplaats dus zeer ammoniumrijk geworden en dit gaat ook samen met sterke aanwezigheid van eutrafente soorten waaronder Klein kroos, Gele lis en Riet. Vermoedelijk zijn alle behandelcombinaties rijk aan ammonium.

Kalium

In nulsituatie was weinig kalium aanwezig in grondwater en op het kationadsorbtiecomplex, omdat de top laag aan het uitlogen was. Kalium desorbeert bij verzuring snel en wordt dan met het wegzijgende grondwater afgevoerd. Door bevoeiing met kaliumrijk beekwater trad een sterke toename van kalium op in oppervlaktewater en grondwater tot vrij diep in bodemprofiel (figuur 8). Kalium vertoonde daarbij een soortgelijk inert gedrag als chloride. Omdat de kaliumconcentratie hoog is geworden, zal deze stof geen beperkend nutriënt zijn voor plantengroei. Overigens wordt kaliumbeperking bij elzenbroeken in nutriëntstudies niet genoemd. Gedurende het experiment trad geen adsorbtie op van kalium. Deze adsorbtie wordt voorkomen omdat

andere kationen (Ca, Mg, Na) een hoge concentratie in het bevoeiingswater hebben en calcium en magnesium beter adsorberen dan kalium.

Ontwikkeling en perspectief van totale nutriëntenbeschikbaarheid

Biogeochemische effecten van bevoeiing en langdurige inundatie zorgen voor een grote beschikbaarheid van fosfaat, stikstof en kalium in de toplaag van de bodem en bij stagnatie van oppervlaktewater ook voor hoge gehalten van opgelost fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater. De toename van de fosfaat- en stikstofbeschikbaarheid hangt sterk samen met interne processen en de toename van kalium is een direct gevolg van toevoer van kaliumrijk oppervlaktewater. Omdat al de drie macronutriënten in grote hoeveelheden beschikbaar zijn voor planten, is in principe een hoog productieve moerasvegetatie mogelijk. Een aantal eutrafente soorten nam sterk toe. Dit betreft Klein kroos die sterk ging domineren op plekken met langdurige zomerinundatie, plaatselijk sterke toename Riet en de laatste jaren ook in grote delen een hoge bedekking van Slanke/Witte waterkers. Echter niet overal op plekken die in 2008 en 2009 droogvielen, stond een dichte, hoge vegetatie met een zeer hoge bovengrondse biomassa. Wellicht was de open ruimte in ondergroei nog niet 'opgevuld' en moeten de zeer productieve, hoogopgaande soorten zich nog verder ontwikkelen of vestigen. Dit zijn soorten die in goed ontwikkelde broekbossen geen hoge bedekking hebben (Riet, Liesgras) en grote-zeggenssoorten die in zeer natte broekbossen een hoge bedekking kunnen hebben (Moeraszegge, Oeverzegge, Stijve zegge). Liesgras, Moeraszegge en Oeverzegge komen niet voor in het elzenbroekperceel. Mannagras kwam sporadisch voor en Stijve zegge is slechts eenmaal buiten de plots aangetroffen. Pas op langere termijn zal blijken of onder invloed van de hoge nutriëntenbeschikbaarheid overal een dichtere, hoogproductieve ondergroei ontstaat.

In de toplaag van de niet geplagde delen trad een afname op van de voorraad anorganische fosfaat en de stikstofvoorraad. Wanneer deze afname sterk doorzet, zouden op termijn de beschikbaarheid van deze nutriënten kunnen afnemen. Of de afname van de voorraden ver doorzet en of op termijn de beschikbaarheid van fosfaat en stikstof afneemt, is niet duidelijk. Uit de prognoses van sterke vermindering van de fosfaatvoorraad blijkt dat op een korte tot middellange termijn nog veel fosfaat kan desorberen en dus ook voor een hoge beschikbaarheid kan zorgen. In feite leidt de afname van de fosfaat- en stikstofvoorraden juist tot een hoge beschikbaarheid van deze stoffen. Hoe lang hoge ammoniumgehalte in het bodemvocht blijven voortduren is niet duidelijk. Bij een verlaging van de fosfaat- en stikstofvoorraden door bevoeiing moet het broekbos door een zeer eutrofe fase gaan. Omdat vermoedelijk veel afgifte van fosfaat en ammonium naar bevoeiingswater plaatsvindt, wordt het afvoersysteem belast met stikstof en fosfaat.

De eutrofiëring kan op termijn mogelijk verminderen. Ten eerst zou door peilbeheer gestuurd kunnen worden op uitzakkende grondwaterstanden in de zomer. Door oxidatie van ijzer kan dan de sorbtie van anorganisch fosfaat verbeteren (Lucassen 2003). Ten tweede kan de afbraak van organisch materiaal verminderen wanneer het goed afbreekbare organisch materiaal is verminderd en het humusprofiel een groter aandeel heeft van meer stabiel organisch materiaal. In de nulsituatie was dit organische materiaal onder zure omstandigheden geaccumuleerd. Een verminderde afbraak kan leiden tot lagere ammoniumgehalten. Ten derde stopt de desorbtie van ammonium wanneer de door kationuitwisseling met het basenrijke bevoeiingswater ammonium sterk is uitgeloozd van het adsorbtiecomplex.

8.5 Treden als gevolg van biogeochemische processen toxische effecten op planten op?

Toxiciteit voor planten kan optreden door hoge gehalten van gereduceerd ijzer, ammonium en sulfiden. Hieronder wordt de mogelijke toxiciteit van deze stoffen in het bevoeiingsexperiment geëvalueerd.

Gereduceerd ijzer

Gereduceerd tweewaardig ijzer in water is voor veel planten toxisch. Dit geldt niet alleen voor soorten van relatief droge standplaatsen waar geen hoge ijzergehalten in het bodemvocht kunnen optreden, maar ook voor diverse terrestrisch soorten van vochtige tot zeer natte standplaatsen en waterplanten (Wheeler et al. 1985; Van de Welle et al. 2006+2007; Aggenbach et al. 2010). Zelfs een soort van goed ontwikkelde elzenbroeken als Gewone dotterbloem kan worden benadeeld door hoge ijzergehalten ($380 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$; Van der Welle et al. 2007). In grondwatergevoede beekdalmoerassen hebben diverse mos- en zeggensoorten alleen hoge bedekkingen bij een gehalte $< 200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (Aggenbach et al. 2010). Vooral moerasplanten met veel luchtweefsel en een hoge afgifte van zuurstof in de wortelpunten kunnen hoge ijzergehalte verdragen. Tijdens het experiment waren de ijzerconcentraties in het bodemvocht van de toplaag meestal lager dan $200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ en op één meetlocatie periodiek iets hoger ($200\text{-}300 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). Gezien deze lage waarden zal ijzertoxiciteit geen grote rol spelen. Langdurige inundatie in broekbossen met een veel reduceerbaar ijzer in de bodem kan wel leiden tot veel hogere gehalten die toxisch kunnen zijn voor planten (Loeb et al. 2007). In dit experiment bleven de gehalten aan tweewaardig ijzer laag, omdat in het bodemvocht op mol-basis veel meer zwavel aanwezig is dan ijzer. Veel van het vrije ijzer verdwijnt dan uit het bodemvocht door de vorming van ijzersulfiden. Ondanks de aanwezigheid van ijzerhydroxiden in de toplaag in de nulsituatie kunnen door een overmaat aan zwavel dus geen of nauwelijks toxisch niveaus van ijzer optreden.

Sulfide

In water opgelost sulfide kan al bij zeer lage concentraties toxisch zijn voor planten en zelfs voor moerasplanten. Bepaalde zoetwaterplantensoorten zijn al gevoelig voor waarden groter dan $10\text{-}50 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (Smolders & Roelofs 1996; Van der Welle et al. 2006). Moerasplanten als Holpijp en Moerasvaren hebben bij waarden vanaf $50\text{-}150 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ last van sulfidetoxiciteit (Geurts et al. 2009). Een eenmalige meting van het sulfidegehalte in oktober 2009 geeft aan dat in de toplaag lage tot vrij hoge, maar geen zeer hoge sulfidegehalten optreden ($10\text{-}110 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). Toxische effecten van sulfide zijn dus mogelijk maar vermoedelijk niet van groot belang. Oorzaak voor de aanwezigheid van sulfide in het ondiepe grondwater is de aanvoer van sulfaatrijk bevoeiingswater en de vorming minerale zwavel in de bodem door afbraak organisch materiaal. Er wordt onvoldoende vrij ijzer gevormd om de vrije sulfide voor een groot deel te reduceren naar ijzersulfiden. In feite zijn ijzer- en sulfidetoxiciteit, afhankelijk van de verhouding tussen ijzer en zwavel, uitwisselbaar (Van der Welle et al. 2006). In dit experiment slaat de balans iets door naar sulfidetoxiciteit en zit ijzer op lage, niet of nauwelijks toxische niveaus. Bij voordurende bevoeiing met sulfaatrijk en ijzerarm oppervlaktewater of bij een langdurende sterke anaerobe afbraak kunnen hoge sulfidegehalten in de toplaag langdurig blijven optreden. Optimaal voor bevoeiing is daarom sulfaatarm oppervlaktewater zijn.

Ammonium

Het gemeten ammoniumgehalte in het bodemvocht van de toplaag en het stagnerende oppervlaktewater zijn hoog (100-800 en meestal $> 200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). In goed ontwikkelde elzenbroekbossen is het ammoniumgehalte lager dan $200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (Lucassen 2006). Soorten van zwak gebufferde graslanden zijn gevoelig voor ammoniumtoxiciteit. Zo wordt Spaanse ruiter bij een gehalte van meer dan $100\text{-}250 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ benadeeld (De Graaf et al. 1998; Lucassen et al. 2003). Ook bij heischrale soorten is een negatief effect van hoge ammoniumconcentraties vastgesteld en deze toxiciteitseffecten zijn het sterkst bij een lage pH (Van den Berg et al. 2005). In het experiment in 't Lankheet traden hoge ammoniumgehalten op die mogelijk toxisch zijn. De pH van bodem en het water in de toplaag is echter niet laag, waardoor soorten minder gevoelig zouden kunnen zijn. Het is ook een vraag in hoeverre moerasplanten, die goed in zeer natte, organisch stofrijke en dus anaerobe bodems kunnen groeien gevoelig zijn voor hoge ammoniumgehalten. Moerassoorten kunnen daar juist goed aangepast zijn. Soorten als Mannagras, Klein kroos, Liesgras, Bitterzoet en Gele lis werden door Lucassen et al. (2004) aangetroffen bij hoge ammoniumgehalten (gemiddeld $213 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$).

Effect van mogelijke toxiciteit door sulfide en ammonium op de vegetatie

De effecten van deels hoge sulfidegehalten en hoge ammoniumgehalten kunnen tweeledig zijn. Allereerst kon door een stijging van het sulfide- en ammoniumgehalte sterfte optreden van plantensoorten die in de nulsituatie voorkwamen. Naast de omslag van een aeroob naar een anaeroob systeem kon hier ook toxiciteit een rol spelen. Ten tweede kunnen hoge gehalten de vestiging en uitbreiding van plantensoorten belemmeren. Hierdoor kon zowel de ontwikkeling van doelsoorten van het elzenbroek worden benadeeld en als de ontwikkeling van ongewenste eutrafente soorten. De algemene elzenbroeksoorten vestigde zich in de latere jaren wel. Deze vestiging trad vooral op in de niet geplagde plots toen deze zomers droogvielen. Van de zeggensoorten die voorkomen in goed ontwikkelde elzenbroeken trad alleen vestiging op van Elzenzegge en niet van grote-zeggensoorten als Moeraszegge, Oeverzegge en Stijve zegge. Grote zeggensoorten zouden gezien de zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid goed moeten kunnen groeien. Eutrafente soorten kunnen ook worden geremd door toxiciteit waardoor de productie minder hoog is dan op grond van nutriëntenbeschikbaarheid mogelijk is. In 2009 was in een aanzienlijk deel van het experiment nog geen grote hoeveelheid en hoogopgaande biomassa aanwezig. Door een lage bedekking van de boom- en struiklaag lijkt licht ook geen sterk beperkende factor voor een uitbundige ondergroei. Riet nam wel toe in bedekking, maar relatief langzaam. Een eutrafente soort als Liesgras, die nu niet voorkomt in het experiment, is mogelijk gevoelig voor sulfidetoxiciteit (Loeb et al. 2007; Geurts et al. 2009). Door gebrek aan kennis over de gevoeligheid van elzenbroeksoorten en hoogproductieve moerassoorten voor ammonium- en sulfidetoxiciteit kunnen geen definitieve conclusies worden getrokken over het effect van toxiciteit op de soortensamenstelling en de productiviteit van vegetatie in het experiment.

8.6 Treedt ontwikkeling op richting het Gewoon elzenbroek?

In ongeplagde plots trad vestiging van nieuwe plantensoorten, waaronder ook kenmerkende soorten van het Gewoon elzenbroek, toen deze plots in de zomer droogvielen. De Elzenzegge-populatie bestond in nulsituatie vooral uit oude pollen. Tijdens het experiment nam de soort in niet-geplagde delen wel af in bedekking, maar breidde ze zich uit door verjonging. De populatie van deze meest kenmerkende soort van het Gewoon elzenbroek is dus vitaler geworden. In de geplagde plots ontwikkelden zich nauwelijks elzenbroeksoorten, omdat hier langdurige inundatie in de zomer optrad. In een deel van de plots kregen de eutrafente soorten Riet en Slanke/Witte waterkers een hoge bedekking aan het eind van het experiment, wat atypisch is voor Gewoon elzenbroek. De bestaande boomopstand van Zwarte els en Zachte Berk nam in vitaliteit af, vermoedelijk als gevolg van de plotselinge sterke vernatting. Verjonging van Zwarte els trad nagenoeg niet op, terwijl Zachte berk in het laatste jaar als kiemplanten in veel niet geplagde plots verscheen.

Uit de eerdere paragrafen blijkt dat de bodem-pH relatief hoog is geworden en de beschikbaarheid van fosfaat, stikstof en kalium hoog is. Door afname van de bedekking van de boomlaag en de lage bedekking van de struiklaag werd de lichtinval vrij hoog. Daardoor was de ondergroei behoorlijk productief en kreeg een ze hoge bedekking. De hoogte van de ondergroei is ook toegenomen. Er is echter nog niet overal een dichte en hoge kruidlaag gevormd. Ondanks de hoge nutriëntenbeschikbaarheid hebben zich vrij veel kenmerkende soorten van het Gewoon elzenbroek kunnen vestigen. Het perspectief voor de vegetatie in relatie tot de nutriëntenbeschikbaarheid en mogelijke toxiciteitseffecten is eerder besproken.

8.7 Totaal effecten van bevoeiingsduur

In het experiment zijn de effecten onderzocht in twee compartimenten met een verschil in bevoeiingsduur. Er was een compartiment met 3 maanden bevoeien gedurende oktober tot en met januari en een compartiment met 6 maanden bevoeien van oktober tot en met april.

In de niet geplagde delen treedt bij langere bevoeiing een sterkere toename van de basenbezetting op het kationadsorbtiecomplex in de toplaag en meer toevoer van sulfaat naar de toplaag dat daar reduceert tot sulfiden. Ook leidt langer bevoeien tot een betere verwijdering ijzergebonden fosfaat uit de toplaag en een betere verwijdering van stikstof uit de top van de minerale laag. Ook lijkt langer bevoeien te leiden tot meer afbraak in het bovenste deel van de het minerale profiel. Deze processen zijn dus afhankelijk van de bevoeiingstijd. Langer bevoeien leidt tot meer infiltratie van basenrijk oppervlaktewater en vermoedelijk ook tot meer afvoer van N en P door het doorstromende bevoeiingswater. Voor deze processen is de duur van bevoeiing een belangrijke stuurvariabele. Tussen de bevoeiingsduur en de basenoplading lijkt een rechtevenredig verband te bestaan. Voor de effectiviteit van de nutriëntenverwijdering is het van belang dat het bevoeiingswater stroomt en afgevoerd wordt. Kortstondig bevoeiingswater inlaten en dan lange tijd laten staan leidt tot langdurige stagnatie van oppervlaktewater met hoge ammonium- en fosfaatgehalten en niet tot afvoer van P en N. Dit experiment had zeer veel doorvoer van bevoeiingswater

variërend van enkele tot ca. $200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ voor een beperkte oppervlakte van de twee bevoeiingsvakken (3-maandsvak 0,16 ha en 6-maandsvak 0,24 ha). Het debiet heeft sterk gevarieerd afhankelijk van de regeling van de helofytfilters. Omgerekend naar oppervlakte varieerde het debiet tussen 1 en $125 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (indicatieve berekening). Hogere waarden in deze range zijn regelmatig opgetreden. Het is niet uitgesloten dat bij een veel lager debiet een vergelijkbare nutriëntenverwijdering was gerealiseerd. De N- en P-afgifte uit de toplaag was tijdens bevoeiingsperioden namelijk niet meetbaar in het bevoeiingswater door een sterk verdunningseffect. Een ondergrens voor de doorstroming met bevoeiingswater met een hoge verwijdering van N en P is niet te geven. De stroomsnelheid moet dusdanig groot zijn dat concentraties in de waterlaag niet hoog oplopen.

8.8 Effect van wel of niet verwijderen van de toplaag

In het experiment is ook gekeken naar de invloed van wel en geen verwijdering van de toplaag. Gepland was het verwijderen van 20 cm van de bodem en uiteindelijk is gemiddeld 17 cm verwijderd. De plagplots hebben zich niet ontwikkeld in de richting van een elzenbroek-vegetatie, terwijl de niet geplagde plots dat wel doen. Wat betreft de vegetatiedoelen waren de geplagde plots een mislukking en ontwikkelde in de niet geplagde delen zich juist wel soorten van het Gewoon elzenbroek. De veel langere inundatie in de zomerperiode van de geplagde plots heeft de ontwikkeling van moerasplanten en zelfs amfibische soorten belemmerd. Deels was dit een artefact van het experiment. De plagplots waren kuilen in het perceel waar in de zomer de grondwaterstand onvoldoende kon uitzakken. Grote plagplekken met voldoende uitzakking van de zomergrondwaterstand had mogelijk een veel betere ontwikkeling laten zien. Verder trad in de toplaag van de geplagde delen geen toename op van de basenbezetting, terwijl dat wel plaatsvond in de geplagde plots. Waarom basenoplading niet aantoonbaar is opgetreden in de plagplots is onduidelijk. In de plagplots nam de stikstofvoorraad niet af en nam de anorganische fosfaatvoorraad juist toe en in de niet-plagplots vise versa. Een artefact van de plagplots kan geweest zijn dat ze hebben gefungeerd als afvoerputjes voor het fosfaat dat door de toplaag van niet geplagde delen is afgegeven aan het oppervlaktewater.

Het is de vraag of ondiep plaggen een zinvolle maatregel is en wel voordelen heeft ten opzichte van niet plaggen. Daarnaast is plaggen ook niet nodig voor het creëren van vestigingsplekken voor elzenbroeksoorten. Uit het experiment blijkt dat deze zich goed op een vernatte strooisellaag kunnen vestigen. In de verdroogde situatie is de bodem vrij kaal en heeft de kruidlaag een lage bedekking. Het zeer hoge organisch stofgehalte van de toplaag belemmert vestiging blijkbaar weinig. Verder wordt met ondiep plaggen een organisch stofrijke minerale laag bloot gelegd. Een veel belangrijker factor dan wel of niet plaggen is dat bij vernatting de bodem in de zomer voldoende lang droogvalt omdat dan alleen kieming plaatsvindt. Dan wordt ook niet, zoals in geval van langdurige zomerinundatie met zeer eutroof oppervlaktewater, de bodem verstikt door een dicht kroosdek. De plagplekken die permanent of langdurig inundeerden, werden met uitzondering van Klein kroos alleen spaarzaam via vegetatieve uitbreiding gekoloniseerd (veldwaarneming).

Omdat het organisch stofrijke bodemprofiel diep is, zijn de stikstof- en fosfaatconcentratie tot diep in het profiel hoog. Alleen dieper afgraven,

waarbij de nutriëntenvoorraden worden verwijderd, zal bij vernatting en pH-stijging mobilisatie van grote hoeveelheden fosfaat en stikstof worden voorkomen. Ook wordt door het verwijderen van de organisch stofrijke laag de meeste redoxcapaciteit van de bodem weggehaald en zullen minder snel hoge gehalten van toxisch sulfide ontstaan. Om deze effecten te verkrijgen is dus een rigoureuze maatregel nodig waarbij niet alleen de bodem maar ook het verdroogde elzenbroek moet worden verwijderd.

9 Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer

C.J.S. Aggenbach (KWR) & P.W.F.M. Hommel (Alterra)

9.1 Bevloeiing in relatie tot herstel van broekbossen

Langdurige bevloeiing met basenrijk oppervlaktewater leidt tot herstel van de basenhuishouding van sterk verzuurde broekbossen. De snelheid van basenoplading is evenredig met duur van de bevloeiing. Voor oplading van de basenrijkdom is tevens van belang dat het water kan infiltreren. Langdurige bevloeiing van verdroogde, verzuurde broekbossen leidt zonder verwijdering van de oude bodem echter ook tot zeer voedselrijke omstandigheden door mobilisatie van stikstof en fosfaat. Dit is in sterke mate het gevolg van interne biogeochemische processen door langdurige anaerobie en door de toegenomen afbraak van organisch materiaal. Als gekozen wordt voor langdurig bevloeien, kan dit het best plaatsvinden gedurende de winter en in het vroege voorjaar. Bij doorstroming van bevloeiingswater met lage concentraties aan opgelost fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater wordt anorganisch fosfaat en stikstof vanuit de bodemtoplaag afgevoerd. De mate van afvoer van deze nutriënten is ook afhankelijk van de bevloeiingsduur. Bevloeiingswater langdurig laten stagneren is nadelig, omdat dan hoge concentraties van fosfaat en ammonium optreden, die zorgen voor zeer eutroof oppervlaktewater met dominantie van Kroos. Bij langdurige bevloeiing met doorstroming is het wenselijk dat aan- en afvoer in balans zijn. Ook is het zaak dat na de bevloeiing het oppervlaktewater snel verdwijnt. Situaties waar alleen bevloeiingswater kan instromen en dan blijft stagneren zijn ongewenst.

Langdurige bevloeiing van verdroogde broekbosbodems leidt door de eerder genoemde interne processen tot een fase van één tot minstens enkele decennia met zeer eutrofe condities. Dit treedt zelfs op als het instromende water relatief nutriëntenarm is. Met bevloeiing zijn dus op korte en middellange termijn alleen eutrafente vormen van broekbos te herstellen. Bevloeiing leidt mogelijk ook tot sterke toxiciteitseffecten op planten. In het experiment in het 't Lankheet treden in het bodemvocht zeer hoge gehalten van ammonium en deels vrij hoge gehalten van sulfide op die beperkend kunnen zijn voor doelsoorten van het elzenbroek. In verdroogde ijzerrijke bodems kan bevloeiing ook leiden tot hoge gehalten van gereduceerd ijzer en daarmee eveneens tot toxiciteitseffecten (Loeb et al. 2007). Sulfidetoxiciteit wordt in minder ijzerrijke bodems bevorderd door sulfaat in het bevloeiingswater. In sterk verdroogde en verzuurde broekbossen waar toestroming van basenrijk grondwater niet herstelbaar is, is bevloeiing een maatregel om eutrafente vormen van elzenbroek te herstellen. Het experiment in 't Lankheet laat zien dat ook bij een hoge beschikbaarheid van

nutriënten herstel en terugkeer van kenmerkende plantensoorten van het Gewoon elzenbroek mogelijk is.

Over de lange-termijn-effecten van langdurige bevoeiing voor herstel van de elzenbroekbosvegetatie met bestaat onzekerheid. De vraag is of herstel van de meeste doelsoorten mogelijk is of dat deze op den duur weggeconcentreerd worden door hoog productieve, eutrafente moerassoorten als Riet en Liesgras. Het is ook mogelijk dat deze eutrafente soorten onderdrukt worden door toxiciteitseffecten. De nutriëntenbeschikbaarheid kan op de lange termijn verminderen door uitspoeling van fosfaat en stikstof en afname van de afbraak van organisch stof. Duidelijkheid hierover kan worden verkregen door langdurige monitoring. De onduidelijkheid hoeft echter geen belemmering te zijn om met bevoeiing van verdroogde broekbossen aan de slag te gaan. Voor zwaar verdroogde en verzuurde broekbossen rest bij het achterwege blijven van maatregelen niet meer dan een ontwikkeling naar een soortenarm Eiken-Berkenbos. Waar herstel van kwel met basenrijk grondwater mogelijk is, is dat te verkiezen boven herstel met behulp van bevoeiing.

Een belangrijke voorwaarden voor herstel van elzenbroekbossoorten is dat in de zomer de grondwaterstand 30 tot 60 cm onder maaiveld uitzakt (Stortelder et al., 1998) en droogval gedurende enkele maanden optreedt. Droogval leidt tot de binding van fosfaat door oxidatie van ijzer in de toplaag. Droogval voorkomt ook dat door stagnatie in een eutrofe oppervlaktewaterlaag veel Kroos tot ontwikkeling komt. Dit verstikt de terrestrische vegetatie. Ten slotte maakt droogval de kieming van semi-terrestrische plantensoorten mogelijk.

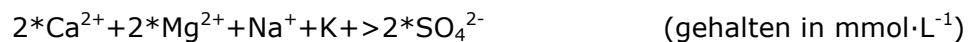
De negatieve interne chemische effecten (eutrofiëring, toxiciteit) kunnen bij bevoeiing heel anders uitpakken als het complete organische profiel wordt verwijderd. Omdat dan een groot deel van de voorraden anorganische stikstof en fosfaat worden verwijderd, is er veel minder kans op hoge fosfaat- en ammoniumgehalten in het bodemvocht en het oppervlaktewater. Met het afgraven van het oude bodemprofiel en vervolgens bevoeiing in de winter en het vroege voorjaar kunnen zich op vrij korte termijn minder eutrafente vormen van broekbos te ontwikkelen. Ondiep plaggen van oude broekbosbodems helpt mogelijk niet, omdat nog veel afbreekbaar organisch materiaal en mobiliseerbaar fosfaat en stikstof achterblijft. Het verwijderen van het volledige organische profiel betekent diep afgraven (ca. 0,5 m) en kan – praktisch - gezien alleen met grote machines worden uitgevoerd. In dat geval is tevens de verwijdering van een (groot) deel van de boomlaag onvermijdelijk. Het sparen van volwassen elzen voor zaadinval is in ieder geval gewenst. Bij de uitvoering dient ook rekening te worden gehouden met het sparen van restpopulaties van flora en fauna. Afgraven en daarna bevoeien is een goede optie als broekbosontwikkeling (in situaties waarin nog geen broekbos voorkomt) wenselijk is. Voor het ontwikkelen van broekbos op voormalige landbouwgronden is het verwijderen van de fosfaatrijke toplaag noodzakelijk om bij vernatting en bevoeiing sterke mobilisatie van fosfaat te voorkomen. Diep afgraven van het bodemprofiel zorgt al voor flinke verlaging van maaiveld en daardoor tot hogere waterstanden ten opzichte van het maaiveld. Dit kan echter wel weer verdrogend werken op aangrenzende natte natuur. Maatregelen moeten daarom op gebiedsniveau integraal worden afgewogen.

Wanneer voor herstel met behulp van bevoeiing wordt gekozen, zijn de volgende chemische aspecten van het bevoeiingswater van belang:

- Opgelost fosfaat en stikstof moeten niet te hoog zijn. Opgelost fosfaat moet lager zijn dan $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ of $0,31 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ en opgelost stikstof

($\text{NO}_3^+ + \text{NH}_4^+$) lager dan $200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ of $2,80 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$ (gebaseerd op grenswaarden voor eutrofiëring in broekbossen van Lucassen 2004). Bij zeer hoge waarden van opgelost stikstof en fosfaat in bevoeiingswater is het bevoeiingswater al uit zich zelf zeer eutroof en kan ontwikkeling van veel kroos en draadalg optreden. Gehalten in beken gedurende de winter en het voorjaar kunnen boven genoemde grenswaarden liggen. Helofytfilters zoals het geval was in 't Lankheet, kunnen een rol spelen in voorzuivering van bevoeiingswater door vermindering van opgelost stikstof en fosfaat.

- De aanvoer van stikstof en fosfaat in het zwevend slib van bevoeiingswater moet laag zijn. Slib sedimenteert namelijk in bevoeide delen omdat bij instroom de stroomsnelheid afneemt. Veel sediment wordt via beken en sloten aangevoerd door turbulentie bij hoge afvoeren. Bij bevoeiingsprojecten met een hersteldoel voor elzenbroekbossen en andere eutrofiëringsevoelige natuur moet gezorgd worden dat slib voorafgaand aan de bevoeiing is bezonken in bezinkbekkens/-vlakten of helofytfilters.
- De aanvoer van stoffen die zuurbuftercapaciteit toevoegen moet groter zijn dan stoffen die verzuringscapaciteit opbouwen. Dit vereist een relatief hoge ratio van de basische kationen en sulfaat in het bevoeiingswater:



Het sulfaatgehalte mag niet te hoog zijn. Een laag sulfaatgehalte gaat vaak samen met een hoger bicarbonaatgehalte en dat is gunstig voor de adsorbtie van basische kationen aan het kationenadsorbtiecomplex.

- Een laag sulfaatgehalte is ook gunstig voor het vermijden van sulfidentoxiciteit en geeft minder interne eutrofiëring met fosfaat (Loeb et al. 2007; Banach et al. 2009). Grenswaarden zijn hier niet zonder meer voor te geven, omdat die ook afhangen van het ijzergehalte van de bodem en van de hoeveelheid ijzer die met het bevoeiingswater wordt aangevoerd. Bij hoge sulfaatgehalten in het bevoeiingswater kan langdurige of permanente sulfidentoxiciteit optreden in sterk organische broekbosbodems met relatief lage ijzergehalten.
- Het calciumgehalte dient voldoende hoog te zijn ($> 1000 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$).

Voor bevoeiing gelden de volgende aanbevelingen:

- Zorg voor een goede doorstroming tijdens bevoeiing. Een grenswaarde voor de doorstroomsnelheid of debiet per oppervlakte bevoeid gebied is niet te geven. De doorstroomsnelheid wordt ingesteld op basis van de monitoring van opgelost fosfaat en stikstof in de uitstroom of in het inundatiewater in het terrein. De gehalten moeten onder de eerder genoemde grenswaarden blijven. Als de gehalten in het oppervlaktewater van het bevoeide broekbos te hoog zijn, moet de doorstroomsnelheid hoger zijn.
- Bevoeiingswater moet zich goed in het terrein kunnen verspreiden. Volledige verspreiding is ook weer niet nodig, omdat onvolledige verspreiding bijdraagt aan de ontwikkeling van gradiënten in basenrijkdom.
- Laat bevoeiingswater niet langdurig stagneren op het maaiveld. Zorgt dat het water na het stoppen van de aanvoer van bevoeiingswater snel wegstroomt.
- Zorg in de zomer voor voldoende droogval en een geringe uitzakking van de grondwaterstand (30-60 cm onder maaiveld).

- Wanneer met sulfaatrijk water ($> 200 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) wordt bevoeid, moet bezien worden of op een langere termijn de bevoeiing verminderd kan worden. Als de basenverzadiging door kationuitwisseling hoog is opgelopen (ratio $(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Na}+\text{K})/\text{organisch stof} > 2500 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ organisch stof) kan het systeem namelijk wel nog toenemen in verzuringscapaciteit (sulfidenvorming door reductie van sulfaat) en niet veel meer toenemen in zuurbuffercapaciteit (door oplading van het kationadsorbtielcomplex). Als de verzuringscapaciteit groter wordt dan de buffercapaciteit, kan de bodem in droge perioden sterk verzuren. Dit kan gemonitord worden door meting van de basenverzadiging en de ratio van totaal-S/(totaal-Ca+totaal-Mg) (mol/mol-basis; moet kleiner dan 0,66 zijn; Lucassen et al. 2002) in de toplaag van de bodem (zie paragraaf 6.3).

9.2 Bevoeiing en herstel kwel in relatie tot herstel van Vogelkers-Essenbossen

Bevoeiing leidt al snel tot een te lange inundatie van broekbossen. Optimaal is een GHG van 20 à 30 cm beneden maaiveld. Bevoeiing is alleen een optie, als dit kortstondig en liefst incidenteel plaatsvindt. Het herstel van de basenvoorraad verloopt dan echter langzaam, omdat dit afhankelijk is van de tijdsduur van de bevoeiing. Naarmate het organisch stofgehalte van de bodem hoger is zal de oplading langer duren.

Uit het experiment in Het Lankheet blijkt dat herstel van de kwelinvloed binnen korte tijd kan leiden tot een herstel van de voor het Vogelkers-Essenbos noodzakelijke basenhuishouding. Dit succes is waarschijnlijk in belangrijke mate te danken aan de omstandigheid dat in de uitgangssituatie het verzuringsfront nog niet tot zeer diep in de bodem was doorgedrongen. In de laag van 50-70 cm -mv waren nog omstandigheden aanwezig die beantwoorden aan het streefbeeld voor de wortelzone van het doelttype. In situaties waar de verzuring veel dieper in het profiel is doorgedrongen en de basen via kwel van grotere afstand moeten worden aangevoerd, zal ontzuring van de bovengrond langer duren. Voorwaarde voor een efficiënte ontzuring is dat het grondwater hoog genoeg in het bodemprofiel kan doordringen (zie hieronder: Waterbeheer).

De nutriëntentoestand in de uitgangssituatie van Het Lankheet was betrekkelijk gunstig. Van eutrofiëring was geen sprake en vernatting heeft weliswaar geleid tot een verhoogd aanbod van fosfaat (hogere PSI), maar de dalende C/P-ratio en het achterwege blijven van verruiging (geen stijging Ellenberg-indicatiewaarde voor trofiegraad) geven aan dat de vrijkomende voedingsstoffen door het bodemleven op efficiënte wijze zijn ingebouwd in stabiele humus.

In veel gevallen zal de uitgangssituatie echter minder ideaal zijn, bijvoorbeeld ten gevolge van landbouwkundig gebruik in het verleden, frequente overstroming met slibrijk beekwater of teelt van populieren (in open plantverband, zonder struiklaag). In al die situaties is het noodzakelijk de vastlegging van nutriënten in stabiele humus te bevorderen en het recycleren van voedingsstoffen in korte, jaarlijkse verruigingscycli te voorkomen. Hiervoor gelden de volgende vuistregels:

- streef door geleidelijke omvorming naar dominantie van boom- en struiksoorten met basenrijk, maar relatief N- arm, goed afbreekbaar bladstrooisel (van bijvoorbeeld es en hazelaar);
- streef naar een gesloten struiklaag die in het zomerhalfjaar de lichtinval op de bosbodem zoveel mogelijk beperkt.

Los van de vraag of de aanwezigheid van cultivars en exoten in een natuurbos gewenst zijn, is de rol van de populier hierbij enigszins gecompliceerd: deze 'soort' laat veel licht door (ongunstig), maar produceert goed afbreekbaar, basenrijk strooisel (gunstig) dat wel weer relatief stikstof- en fosfaatrijk is (ongunstig). Indien onder een scherm van populier al een (al dan niet spontane) tweede boomlaag en/of struiklaag aanwezig is, is het niet aan te bevelen de populieren in een keer te rooien. Hetzelfde geldt indien in de ondergroei van het populierenbos al voor het doeltypische karakteristieke oud-bossoorten aanwezig zijn. Beter is het in die gevallen het risico van een explosieve mineralisatie van stikstof na kap te vermijden en de aanwezige populieren onderdeel te laten worden van het "nieuwe bos", waaruit zij op termijn vanzelf zullen verdwijnen. Men kan ook uit cultuurhistorische overwegingen voor kiezen een aandeel populier in het beekdalbos te handhaven.

Ten aanzien van eventuele ingrepen in de bodem bij herstel van het beekbegeleidend bos geven de resultaten in 't Lankheet aan dat de gewenste ontwikkeling zowel bodemchemisch als vegetatiekundig aanzienlijk versneld kunnen worden indien zowel de strooisellaag (een zure erfenis uit een verdroogd verleden) als de aanwezige vegetatie worden verwijderd. Door de strooisellaag met lage basenverzadiging te verwijderen kan de oplading basenrijkdom in top laag bodem sneller verlopen. Daarbij geldt dat zuur strooisel een grote voorraad geadsorbeerd NH_4 bevat en bij afbraak door toename van de pH veel N en P kan afgeven. Door die te verwijderen, worden hoge NH_4 -gehalten in het bodemvocht en daarmee N-eutrofiëring als ook mogelijke toxische effecten van NH_4 voorkomen. Met het strooisel wordt ook een grote voorraad N en P verwijderd. Hierbij moeten de volgende kanttekeningen worden geplaatst:

- Uit onderzoek aan oude, relatief ongestoorde en zeer soortenrijke bossystemen op leembodem is gebleken dat de hoge totaal-N- en totaal-P-gehalten niet automatisch gepaard hoeven te gaan met een geringe botanische waarde, mits de 'overmaat' aan nutriënten op efficiënte wijze is vastgelegd in stabiele humus (Hommel et al., 2010).
- Bij verwijdering van de strooisellaag is het aan te bevelen deze werkzaamheden zo uit te voeren dat de geplagde delen zo min mogelijk als afvoerloze laagten gaan functioneren, waarin regenwater stagneert en verspoeld strooisel van elders kan accumuleren.
- Belangrijker nog is dat voorafgaande aan de ingreep nauwkeurig wordt geïnventariseerd of zich op de verdroogde bosbodem geen relictpopulaties bevinden van oud-bossoorten als bosanemoon en slanke sleutelbloem. De afwezigheid van bronpopulaties van bosplanten in de omgeving en de traagheid waarmee deze soorten zich door het landschap verplaatsen zijn namelijk een belangrijke bottleneck voor succesvol herstel van het Vogelkers-Essenbos.

9.3 Waterbeheer in relatie tot Vogelkers-Essenbos

Het Vogelkers-Essenbos wordt onder natuurlijke omstandigheden gekenmerkt door een langdurige periode van relatief lage grondwaterstanden. De GLG ligt dan tussen de 60 en 80 cm beneden maaiveld. Indien niet tevens sprake is van kwel of indien de GLG nog dieper wegzakt dan 80 cm -mv, kan dit grondwaterregime op zandbodems snel leiden tot uitloging van basen. Alleen bij voldoende kwel en een niet te lage GLG is een duurzame basenhuishouding mogelijk. Daarom is bij herstel van een Vogelkers-Essenbos op zandige bodems herstel van basenrijke kwel de meest perspectiefvolle maatregel. Maar ook incidentele, kortdurende bevoeijing kan bijdragen aan het herstel van de buffercapaciteit en daarmee aan behoud resp. herstel van dit bostype.

Voor de GHG geldt dat de beste herstelkansen voor het Vogelkers-Essenbos liggen tussen de 20 en 30 cm -mv. In de praktijk zal de GHG bij herstelprojecten een grotere spreiding hebben dan de voor dit bostype ideale bandbreedte. Aan de natte kant van het spectrum kan de ontwikkeling op termijn in principe leiden tot een Elzen-Broekbos, maar in hoeverre deze ontwikkeling werkelijk optreedt, zal vooral afhankelijk zijn van de GLG. Bij een onnatuurlijk groot verschil tussen beide waterstanden zal de ontwikkeling naar verwachting stagneren bij een botanisch minder waardevolle rompgemeenschap (voorheen geclassificeerd als Ruigt-Elzenbos: *Macrophorbio-Alnetum*, zie Westhoff & Den Held, 1969).

Aan de droge zijde van de vochtgradiënt ($GHG > 30$ cm en $GLG > 80$ cm -mv) zien wij dat de verandering van de groeiplaatscondities, vooral voor wat betreft de humusvorm en de basenhuishouding, uiteindelijk niet voldoende is om de ontwikkeling naar een Vogelkers-Essenbos mogelijk te maken. Ook hierbij worden twee kanttekeningen geplaatst:

- In de eerste plaats kan ook bij een vernatting die onvoldoende is om een verschuiving van een Quercion- naar een Alno-Padion-begroeiing te bewerkstelligen toch een subtiele verandering in groeiplaatscondities optreden die op termijn zal leiden tot een ander bostype. Een verandering van de humusvorm van mormoder naar moder en een iets gunstiger basenhuishouding kunnen namelijk leiden tot een overgang van een Berken-Eikenbos (*Betulo-Quercetum*) naar een Beuken-Eikenbos (*Fago-Quercetum*). Vanuit oogpunt van natuurherstel is ook dit een belangrijke ontwikkeling, aangezien laatstgenoemd bostype aanzienlijk meer oud-bosplanten (o.a. dalkruid en witte klaverzuring) kan herbergen dan het eerste (maar minder en deels andere dan het Vogelkers-Essenbos).
- Ook moet de ondergrens van de GHG niet als een te absolute grenswaarde worden opgevat. De mate waarin humusvorm en basenhuishouding door verhoging van de kwelinvloed zullen veranderen is mede sterk afhankelijk van het leemgehalte van de bodem en van de boomsoortsamenstelling. Het leemgehalte is vooral van belang vanwege de invloed op vochthuishouding (capillaire opstijging) en de basenhuishouding (adsorptiecapaciteit). De aanwezigheid van een (al dan aan de oppervlakte liggende) kleiige laag kan echter ook averechts werken, indien deze 'storende' laag ervoor zorgt dat basenrijk grondwater niet meer tot in de wortelzone doordringt. Wanneer er nog overstromingen plaatsvinden is dit minder een probleem. Dominantie van soorten met 'rijk', goed afbreekbaar

bladstrooisel (o.a. van es, els en hazelaar) kunnen een zekere compensatie bieden voor een lage aanvoer van basen door het grondwater als de kwelflux door een langdurig lage grondwaterstand gering is. Bij dominantie van soorten met 'arm', slecht afbreekbaar bladstrooisel (o.a. van eik, beuk en naaldbout) ontbreekt deze speelruimte.

Een hoge GHG impliceert dat incidenteel in zeer natte jaren ook (plaatselijk) inundatie zal optreden. Indien dit gepaard gaat met overstromingen door beekwater, bestaat er een concreet risico voor vervuiling met name als de overstroming ook gepaard gaat met slibafzetting (zie hierboven: elzenbroek). Voor het Vogelkers-Essenbos geldt dat inundaties liefst weinig frequent en kort dienen te zijn. Inundaties na het begin van het groeiseizoen zijn niet wenselijk. Hierbij gelden de volgende overwegingen:

- bij inundaties langer dan circa 2 weken treden ongewenste, anaerobe omstandigheden op;
- hierdoor wordt de fosfaatbuffering door Fe (tijdelijk) opgeheven, een ontwikkeling die in het groeiseizoen snel tot vervuiling kan leiden;
- langdurige anaerobe omstandigheden zijn, zeker in het groeiseizoen, ongunstig voor het bodemleven; afsterven van bodemorganismen leidt direct tot afbraak van lichaamseiwitten en daarmee tot een verhoogde stikstofmineralisatie, en indirect tot een verminderde vastlegging van gemineraliseerd N en P in stabiele humus;
- langdurige anaerobe omstandigheden in het groeiseizoen zijn ongunstig voor oud-bossoorten van minerale bodems, dus voor veel doelsoorten van het Vogelkers-Essenbos.

Uit het experiment waarbij in het proefveld in Het Lankheet wortelstokken van Bosanemoon werden ingegraven blijkt echter dat het eenmalig optreden van langdurige waterstanden boven maaiveld niet direct tot uitsterven van de populatie hoeft te leiden. Jaarlijks terugkerende zeer hoge GHG's zijn waarschijnlijk ongunstiger dan een eenmalige 'catastrofe'.

9.4 Bevloeiing in relatie tot waterbeheer

De waterschappen staan voor de opgave om in natte perioden bovenstrooms zo veel mogelijk water vast te houden en voldoende water te kunnen bergen ten einde benedenstrooms wateroverlast te voorkomen. Water bergen is water van elders tijdelijk opslaan. De momenten en plekken waar water zo moeten worden geborgen, hoeven niet aan te sluiten op de eisen die vanuit natuurbeheer en -herstel gesteld worden. Vanuit het waterbeheer zal vooral behoefte zijn aan kortstondige waterberging, terwijl voor het herstel van elzenbroekbossen juist langdurige bevoeiing gewenst is. Bovendien bieden zulke gebieden weinig bergingscapaciteit bij afvoerpieken. Als waterberging nodig is, zijn zulke terreinen immers al gevuld met water. Grote gebieden waarin de ontwikkeling van elzenbroekbos wordt nagestreefd, kunnen wel bijdragen aan waterbeheeropgave mits na neerslagpieken het water langzaam wordt afgevoerd. Het bergen van water uit beken kan wel conflicteren met de chemische kwaliteitseisen die aan broekbosontwikkeling gesteld worden. Juist met afvoerpieken kunnen gehalten van opgeloste nutriënten en nutriëntentrijk slib te hoog zijn en kan veel slibafzetting optreden (Sival et al, 2010). Vaak is het te bergen water afkomstig uit stroomgebieden met intensieve landbouw waar in de winter veel uitspoeling van stikstof en fosfaat optreedt. Het

combineren van de wateropgave met natuurhersteldoelen moet voor ieder specifieke situatie worden geanalyseerd en afgewogen. De oplossingen zullen afhangen van de combinatiemogelijkheden van de verschillende doelen. Vooral in de grotere natuurontwikkelingsgebieden liggen kansen voor het combineren van natuur- en waterbeheer.

Men moet zich daarbij wel realiseren dat het toepassen van bevoeiingssystemen in voorheen verdroogde broekbossen leidt tot uitspoeling van stikstof en fosfaat en dat dit het oppervlaktewater zal belasten met nutriënten. In kleine bevoeiingssystemen met veel doorstroming is het effect op opgeloste nutriëntenconcentraties van het oppervlaktewaterstelsel verwaarloosbaar door een sterk verdunningseffect. Bij ontwikkeling van bevoeiing in grote voormalige broekbosgebieden en ook voormalige landbouwgebieden kan wel een significante belasting optreden. De effecten op de nutriëntengehalten van beken zal afhangen van de specifieke kenmerken van het stroomgebied waarin nieuwe bevoeiingssystemen worden gerealiseerd.

De inrichting van bevoeiingssystemen vergt veel maatwerk, omdat niet alleen de bevoeiing goed moet functioneren maar ook droogval in de zomer moet worden gewaarborgd. Na de inrichting kunnen nog aanpassingen nodig zijn. Beheer van bevoeiingssystemen vergt een jaarlijkse zorg en accuratesse. Er kan snel van alles 'mis' gaan. Het beheer van bevoeiingssystemen moet dus goed gewaarborgd zijn in de organisatie van ofwel de lokale terreinbeheerder en/of de waterbeheerder. Systemen met weinig kunstwerken en die zonder (veel) beheer, uit zich zelf goed kunnen functioneren hebben de voorkeur. Het is raadzaam om met het monitoren van waterstanden, chemie en vegetatie een vinger aan de pols te houden.

9.5 Vestiging van doelsoorten

De vestiging van elzenbroekbossoorten wordt weinig beperkt door aanwezigheid van soorten in de nabije omgeving en door de verspreidingsmogelijkheden van deze soorten. De meeste kenmerkende soorten zijn namelijk niet zeldzaam. Door aanvoer van bevoeiingswater kan ook veel aanvoer van zaad optreden, omdat stroming van oppervlaktewater een belangrijk verspreidingsmechanisme is voor deze planten.

Voor het herstel van het Vogelkers-Essenbos is de aanwezigheid van bronpopulaties van bosplanten in de omgeving wel een belangrijke bottle-neck. De doelsoorten zijn zeldzaam en de verspreidingsmogelijkheden van veel bosplanten zijn beperkt. Hierboven werd al aangegeven dat de mogelijke aanwezigheid van doelsoorten een punt van aandacht is. Het effect van de verwijdering van de strooisellaag op de plantensoortensamenstelling is niet te bepalen als de doelsoorten (met hun beperkte verspreiding) niet in de directe omgeving voorkomen. De vraag is dan in hoeverre het wenselijk is de ontwikkeling van het doeltype te versnellen door reïntroductie van zogenaamde oud-bossoorten. Welke beslissing hierin moet worden genomen is ook voor een belangrijk deel afhankelijk van de locale situatie. Bij de afweging of al dan niet tot herintroductie van oud-bossoorten wordt overgegaan, kunnen de volgende overwegingen van nut zijn:

- herintroductie is weinig zinvol als het abiotisch milieu van het doeltype niet volledig is hersteld (zie daarvoor de in voorgaande hoofdstukken genoemde drempelwaarden);

- dispersie van veel bosplanten is niet realistisch als zich tussen de locatie van het herstelproject en de laatste relictpopulaties geen netwerk van stepping-stones van voldoende milieukwaliteit aanwezig is of wordt gerealiseerd (Grashof-Bokdam, 2003);
- herintroductie van soorten en met name van oud-bossoorten dient zorgvuldig overwogen en goed gedocumenteerd te worden; herintroductie betekent immers tevens een zeker verlies aan informatiewaarde van de soorten met betrekking tot de bosgeschiedenis.

10 Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., E. Brinkmann, A. Doomen & C. Maas (2005). Herstel van bevoeiing op landgoed Het Lankheet. Monitoring resultaten oktober 2002 - april 2004. KWR 03.077, Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S., R. van Diggelen, A.P. Grootjans, H. van Kleef, L.P.M. Lamers & F. Smolders (2010). Pilotstudie herstel veenvormende zeggenbegroeiingen in beekdalen. KWR 2010.067/ OBN, KWR/ Universiteit Antwerpen/ Bware/ Stichting Bargerveen, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S & H. Hunneman (2007). Herstelexperiment voor Elzenbroek door bevoeiing met oppervlaktewater in 't Lankheet. Interpretatie nulsituatie en ontwikkeling in 2006. Rapport DK 2007/dk079-O, Directie Kennis Ministerie LNV, Ede.
- Appelo, C.A.J. & D. Postma (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands. 649pp.
- Banach. A.M., K. Banach, E.J.W. Visser, Z. Stepniewska, A.J.M. Smits, J.G.M. Roelofs, L.M. Lamers (2009a). Effects of summer flooding on floodplain biogeochemistry in Poland; implications for increased flooding frequency. Biogeochemistry 92:247-262. H2
- Banach. A.M., K. Banach, R.C.J.H. Peters, R.H.M. Jansen, E.J.W. Visser, Z. Stepniewska, J.G.M. Roelofs, L.M. Lamers (2009b). Effects of long-term flooding on biogeochemistry and vegetation development in floodplains; a mesocosm experiment to study interacting effects of land use and water quality. Biogeosciences 6:1-15.
- Berg, L.J.L. van den, E. Dorland, P. Vergeer, M.A.C. Hart, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (2005). Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. New Phytologist 166: 551-564.
- Delft, B. van (2004). Veldgids humusvormen. Beschrijving en classificatie van humusprofielen voor ecologische toepassingen. Alterra/ Wageningen UR, Wageningen.
- Graaf, M. de, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek (1998). Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. Plant Ecology 135:185-196.
- Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2008). Sediment Fe:PO4 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. Freshwater Biology 53: 2101-2116.
- Geurts, J.J.M., Sarneel, J.M., Willers, B.J.C., Roelofs, J.G.M., Verhoeven, J.T.A., Lamers, L.P.M. (2009) Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. Environmental Pollution 157, 2072-2081.
- Grashof-Bokdam, C.J. (2003). Ruimtelijke rangschikking. In K.W. van Dort, C.J. Grashof-Bokdam, A.F.M. van Hees, P.W.F.M. Hommel, J.T.R. Kalkhoven, & M.J. Schelhaas (Eds.), Kleine bossen in het landschap; geschiedenis, waarde en beheer (Alterra-rapport, 643) (pp. 63-71). Wageningen: Alterra.

- Hommel, P.W.F.M., R.H. Kemmers, E.P. Querner, R.W. de Waal (2010). Herstel Vogelkers-Essenbos in Het Lankheet. Resultaten van het OBN-onderzoek 2005-2010. Alterra.
- Jensen, H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen & A. Skytthe (1992). Iron-phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from anaerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235: 731-743.
- Loeb, R., E. van Daalen, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2007). How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry* 85: 289-302.
- Loeb R, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2008). Prediction of phosphorus mobilisation in inundated floodplain soils. *Environmental Pollution* 156: 325-331.
- Lucassen, E.C.H.E.T (2003). Biogeochemical constrains for restoration of sulphate-rich fens. Dissertatie Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Lucassen, E.C.H.E.T., R. Bobbink, A.J.P. Smolders, P.J.M. van der Ven, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003). Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology* 165: 45-52.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2002). Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution* 120: 635-646.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders, & J.G.M. Roelofs (2005) Effects of temporary desiccation on the mobility of phosphorus and metals in sulphur-rich fens: differential responses of sediments and consequences for water table management. *Wetland Ecology and Management* 13: 135-148.
- Lucassen, E.C.H.E.T, A.J.P Smolders, G. Boedeltje, P.J.J. van den Munckhof, & J.G.M. Roelofs (2006). Groundwater input affecting plant distribution by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science* 17: 425-434.
- Meuleman (1999). Performance of treatment wetlands. Dissertatie Universiteit Utrecht.
- Mulder, H.M. & E.P. Querner (2008). Waterberging op het landgoed ALnkheet. Mogelijkheden en consequenties voor watersysteem. Rapport 1674, Alterra, 52 pp.
- Schachtschabel, P., H.-P. Blume, K.-H. Hartge & U. Schertmann (1984). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enk, Stuttgart, 442 pp.
- Sival, F.P., H. ten Beest & R. Engelbertink (2010). Sedimentatie en nutriëntenaanvoer in kleine rivier- en beekdalgraslanden. Rapport 1064, Alterra, Wageningen.
- Smolders, A.J.P., L.P.M, Lamers, M. Moonen, K. Zwaga & J.G.M. Roelofs (2001). Controlling phosphate release from phosphorus-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54:219-228.
- Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs, 1996. The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New Phytol.*, 133: 253-260.
- Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. Hommel & R.W. de Waal (1998). *Broekbossen*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 216 pp.
- Welle, M.E.W. van der, M.L.C. Cuppens, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2006). Detoxifying toxicants: interactions between iron and sulfide toxicity in freshwater wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 1592-1597.

- Welle, M.E.W. van der, Niggebrugge, K., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2007) Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulphidic environments. *Environmental Pollution* 147: 222-230.
- Veer, G. van der (2006). Geochemical soil survey of the Netherlands. Atlas major and trace elements in topsoil and parent material; assessment of natural and anthropogenic enrichments factors. *Nederlandse Geografische Studies* 347, Universiteit Utrecht.
- Wesemael, B. van (1992). Soil organic matter in mediterranean forest and implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. Thesis Universiteit van Amsterdam.
- Westhoff, V. & A.J. den Held (1969). Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen, 324 pp.
- Wheeler, B.D., M.M. Al-Farray & R.E.D. Cook (1985). Iron toxicity to plants in base rich wetlands: comparative effects on the distribution and growth of *Epilobium hirsutum* L. and *Juncus subnodulosus* Schrank. *New Phytologist* 100:653-669.
- Young, E.O. & D.S. Ross (2001). Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. *Journal of Environmental Quality* 30:91-101.

Bijlage 1: Maaiveldhoogte en overzicht metingen in plots

Plot_nr	Hoogte maaiveld (cm+NAP)	Bevloeingsduur (mnd)	plag	bodem-monster-locatie	ook totaal-analyse	in 2005 bemonstering van:				in 2009 bemonstering van:			
						ecto-orga-nisch	minerale laag cm onder bovenkant mineraal profiel (voor het plaggen)			ecto-orga-nisch	minerale laag cm onder bovenkant mineraal profiel (voor het plaggen)		
							0-5	20-25	50-75		0-5	20-25	50-75
1	2443	3	x										
2	2440	3		x		x	x	x	x	x	x	x	
3	2413	3	x	x				x	x			x	
4	2438	3											
5	2413	3	x	x				x	x			x	
6	2437	3											
7	2419	3	x										
8	2437	3		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9	2402	3	x										
10	2433	3		x		x	x	x	x	x	x	x	
11	2410	3	x	x	x			x	x			x	x
12	2437	3											
13	2442	3											
14	2437	3	x										
15	2424	3		x		x	x	x	x	x	x	x	
16	2415	3	x	x				x	x			x	
17	2427	3											
18	2410	3	x										
19	2432	3		x		x	x	x	x	x	x	x	
20	2425	3	x	x	x			x	x			x	x
21	2434	3											
22	2408	3	x										
23	2431	3		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
24	2408	3	x	x				x	x			x	
25	2417	6	x										
26	2436	6											
27	2412	6	x										
28	2437	6		x		x	x	x	x	x	x	x	
29	2409	6	x	x				x	x			x	
30	2435	6											
31	2431	6	x										
32	2422	6		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
33	2431	6	x	x				x	x			x	
34	2422	6											
35	2410	6	x	x	x			x	x			x	x
36	2434	6		x		x	x	x	x	x	x	x	
37	2452	6											
38	2414	6	x										
39	2429	6											
40	2416	6	x										
41	2427	6		x		x	x	x	x	x	x	x	
42	2410	6	x	x	x			x	x			x	x
43	2427	6		x		x	x	x	x	x	x	x	
44	2430	6	x										
45	2429	6											
46	2394	6	x	x				x	x			x	
47	2424	6		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
48	2404	6	x	x				x	x			x	

Bijlage 2: ruimtelijke patronen kwaliteit oppervlaktewater

Bijlage 3: chemische samenstelling bevoeiingswater

Datum	Voor- behandeling	Cl	Ca	Mg	Na	K	Al	Si	HCO ₃	S	P	NH ₄	NO ₃	Fe	ratio (Ca+Mg+Na+K)/ (2°S)
		µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	µmol·L ⁻¹	mol·mol ⁻¹
20070122	net gefilterd	620	1201	231	582	374	18.35	155.6		390	3.00			11.85	4.90
20070219	net gefilterd	790	1635	266	754	411	12.64	168.2		494	2.42			10.83	5.03
20070319	net gefilterd	818	1617	265	748	451	8.93	78.2		520	2.07			9.31	4.78
20070430	net gefilterd	1382	2068	301	1453	379	2.11	17.1		727	1.29			4.89	4.52
20080512	gefilterd	1100	1813	265	1070	301	0.85	13.2	3200	624	2.03	6.43	0.81	0.54	4.43
20080512	gefilterd	1241	1816	262	1070	339	1.11	14.9	3450	701	2.10	6.43	0.81	0.30	3.97
20090428	gefilterd	1847	2272	307	1475	350	0.61	32.3	3600	844	1.29	7.14	7.74	1.59	4.14
20090428	gefilterd	1805	2269	304	1445	355	0.63	30.5	3700	831	1.39	6.43	7.26	1.77	4.18
		1200	1836	275	1076	370	10.51	104.8		641	2.20			9.22	4.49
		460	363	27	358	46	6.81	70.7		164	0.72			3.07	0.39
		0.38	0.20	0.10	0.33	0.12	0.65	0.7		0.26	0.33			0.33	0.09
	net gefilterd						0.80	22.7	3488		1.70	6.60	4.15	1.05	
	net gefilterd						0.23	10.1	217		0.42	0.36	3.87	0.74	
	gefilterd						0.29	0.4	0		0.25	0.05	0.93	0.70	
	gefilterd														
in mei 2008															
20080512	gefilterd	1100	1813	265	1070	301	0.85	13.2	3200	624	2.03	6.43	0.81	0.54	4.43
20080512	gefilterd	1241	1816	262	1070	339	1.11	14.9	3450	701	2.10	6.43	0.81	0.30	3.97
20080512	gefilterd	1156	1648	260	990	355	0.82	3.2	3200	572	2.23	6.43	0.32	1.75	4.52
stroom_6mnd		-85	-167.51	-2.73	-80.29	16.03	-0.30	-0.3	-250	-129.90	0.13	0.00	-0.48	1.45	0.55
		-0.07	-0.09	-0.01	-0.08	0.05	-0.27	-0.02	-0.07	-0.19	0.06	0.00	-0.60	4.76	0.14
april 2009															
20090428	gefilterd	1847	2272	307	1475	350	0.61	32.3	3600	844	1.29	7.14	7.74	1.59	4.14
20090428	gefilterd	1805	2269	304	1445	355	0.63	30.5	3700	831	1.39	6.43	7.26	1.77	4.18
20090428	gefilterd	1833	2214	298	1461	367	0.85	17.0	3600	805	1.26	8.57	4.35	2.02	4.25
stroom_6mnd		28	-54	-6	16	12	0.22	0.2	-100	-26	-0.13	2.14	-2.90	0.25	0.08
		0.02	-0.02	-0.02	0.01	0.03	0.35	0.01	-0.03	-0.03	-0.09	0.33	-0.40	0.14	0.02

Bijlage 4: Ontwikkeling plantensoorten per behandelcombinatie

Legenda behandeling

P- = niet plaggen

P+ = plaggen

B3 = 3 maanden bevoeien

B6 = 6 maanden bevoeien.

Plantensoort	Behandeling	gemiddelde bedekking ± sd (%)					frequentie (%)				
		2005	2006	2007	2008	2009	2005	2006	2007	2008	2009
Agrostis canina	P-B3	1.0	1.0 ± 0.0	1.0	1.0	2.0	8.3	16.7	8.3	8.3	8.3
	P-B6	1.0	2.0	1.0	20.0	50.0	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3
	P+B3	20.0					8.3				
	P+B6	5.5 ± 6.4	1.0	1.0			16.7	8.3	8.3		
Agrostis stolonifera	P-B3		1.0			1.0		8.3			8.3
	P-B6										
	P+B3					1.0					8.3
	P+B6										
Alnus glutinosa kl	P-B3	1.0	1.0			1.0	8.3	8.3			8.3
	P-B6										
	P+B3	1.0					8.3				
	P+B6										
Athyrium filix-femina	P-B3										
	P-B6	1.0					8.3				
	P+B3	2.0					8.3				
	P+B6	4.0					8.3				
Berula erecta	P-B3				1.0	30.0				8.3	8.3
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Betula pubescens kl	P-B3	1.0	1.0 ± 0.0	1.0		1.0 ± 0.0	8.3	16.7	8.3		50.0
	P-B6		1.0	1.0	1.0	1.0 ± 0.0		8.3	8.3	8.3	16.7
	P+B3	1.0 ± 0.0					16.7				
	P+B6										
Bidens tripartita	P-B3				1.0	1.0 ± 0.0				8.3	41.7
	P-B6				1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0				25.0	16.7
	P+B3										
	P+B6										
Callitriche platycarpa	P-B3		1.0	1.0 ± 0.0	2.3 ± 2.4	1.0 ± 0.0		8.3	25.0	58.3	50.0
	P-B6		1.0	1.0 ± 0.0	1.0			8.3	16.7	8.3	
	P+B3		2.0					8.3			
	P+B6		1.0 ± 0.0			3.3 ± 2.9		25.0			33.3
Carex curta	P-B3		1.0					8.3			
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Carex elongata	P-B3	7.0	3.2 ± 4.9	1.3 ± 0.5	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	8.3	41.7	33.3	58.3	66.7
	P-B6	5.6 ± 5.4	5.3 ± 4.9	10.0 ± 12.3	8.2 ± 8.0	6.3 ± 11.9	58.3	66.7	50.0	41.7	100.0
	P+B3	1.2 ± 0.4		1.0	1.0	1.0 ± 0.0	50.0		8.3	8.3	16.7
	P+B6	10.7 ± 13.6					58.3				
Carex nigra	P-B3		1.0	1.0		2.0					8.3
	P-B6					1.0		8.3	8.3		8.3
	P+B3										
	P+B6	1.0					8.3				
Carex pseudocyperus	P-B3				1.0	1.0 ± 0.0				8.3	25.0
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6	1.0					8.3				
Carex remota	P-B3	1.0	1.0	1.0		1.0	8.3	8.3	8.3		8.3
	P-B6	4.0	7.0	7.0	2.0	2.0	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3
	P+B3										
	P+B6										
Cirsium palustre	P-B3				1.0 ± 0.0	1.5 ± 0.6				16.7	33.3
	P-B6				1.0	1.0 ± 0.0				8.3	16.7
	P+B3										
	P+B6										
Deschampsia flexuosa	P-B3	1.0	1.0				8.3	8.3			
	P-B6										
	P+B3	1.0					8.3				
	P+B6										
Dryopteris dilatata+carthusiana	P-B3	9.3 ± 10.3	7.1 ± 6.6	1.0		1.0	91.7	100.0	8.3		8.3
	P-B6	9.4 ± 7.2	5.2 ± 10.1	1.0 ± 0.0	1.0	2.0	91.7	75.0	16.7	8.3	8.3
	P+B3	5.5 ± 5.4					91.7				
	P+B6	10.7 ± 8.5					91.7				
Epilobium hirsutum	P-B3					1.0					8.3
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										

Plantensoort	Behandeling	gemiddelde bedekking ± sd (%)					frequentie (%)				
		2005	2006	2007	2008	2009	2005	2006	2007	2008	2009
Epilobium parviflorum	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6					1.0 ± 0.0					16.7
Eupatorium cannabinum	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6		1.0			1.0 ± 0.0		8.3			16.7
Fagus sylvatica kl	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 ± 0.0 1.0	1.0				25.0 8.3	8.3			
Galium palustre	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6			1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0	2.5 ± 3.9 1.0 ± 0.0 1.0			16.7	16.7	66.7 50.0 8.3 8.3
Glyceria fluitans	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 ± 0.0	1.0	1.0		1.0		8.3	8.3		
Hedera helix	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0				25.0 16.7 25.0	41.7			
Holcus mollis	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0					8.3				
Hydrocotyle vulgaris	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6			1.0	1.0	2.0 3.0 ± 1.4 4.0 ± 0.0			8.3	8.3	8.3 16.7 16.7
Ilex aquifolium	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0					8.3				
Iris pseudacorus	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 1.0 1.0 ± 0.0 1.0	1.0 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0 1.0	1.3 ± 0.6 1.7 ± 1.2 1.0 1.5 ± 0.7	5.0 ± 8.4 5.9 ± 10.0 4.0 2.0 ± 1.7	8.3 8.3 16.7 8.3	8.3 16.7	16.7	25.0 50.0 8.3 16.7	41.7 66.7 8.3 25.0
Juncus bulbosus	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6				1.0	1.0				8.3	8.3
Juncus effusus	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0 1.3 ± 0.6 5.5 ± 6.4	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0	1.0 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0	1.0	16.7 16.7 25.0 16.7	16.7 16.7	8.3 16.7	16.7 8.3	8.3
Lemna minor	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6		1.5 ± 1.2 24.0 ± 44.0 50.8 ± 44.1 49.8 ± 46.5	71.2 ± 30.6 70.8 ± 35.8 71.0 ± 35.7 81.9 ± 26.8	10.4 ± 8.6 19.2 ± 16.0 78.4 ± 27.0 90.0 ± 0.0	3.8 ± 6.6 1.0 ± 0.0 68.4 ± 35.4 58.6 ± 35.2		50.0 33.3 50.0 33.3	83.3 83.3 100.0 91.7	91.7 50.0 100.0 83.3	66.7 16.7 100.0 91.7
Lonicera periclymenum	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.5 ± 0.7 1.0 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0			16.7 8.3 25.0	16.7	16.7		
Lycopus europaeus	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6			1.0 1.0 ± 0.0	1.0 4.7 ± 6.4	1.0 ± 0.0 12.0 ± 14.9 2.0 1.0			8.3 33.3	8.3 25.0	75.0 66.7 8.3 8.3
Lysimachia vulgaris	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	1.0 ± 0.0 1.3 ± 0.5 1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0	1.1 ± 0.4 1.6 ± 1.3 1.0 ± 0.0	1.2 ± 0.4 1.2 ± 0.4 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0 ± 0.0 1.0	25.0 33.3 25.0 16.7	58.3 41.7 33.3	41.7 50.0 25.0	41.7 41.7 16.7	41.7 50.0 8.3 8.3
Lythrum salicaria	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6		1.0	1.0 ± 0.0 1.0	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0 1.0		8.3	16.7	16.7	16.7 8.3
Molinia caerulea	P-B3 P-B6 P+B3 P+B6	4.3 ± 3.4 8.5 ± 6.1 24.0 ± 15.8 24.8 ± 17.5	8.7 ± 5.4 11.0 ± 14.6	7.4 ± 8.8 10.5 ± 11.0	7.6 ± 8.3 13.3 ± 14.2	11.8 ± 13.0 18.8 ± 22.4	83.3 66.7 91.7 75.0	83.3 50.0	58.3 33.3	41.7 33.3	33.3 33.3

Plantensoort	Behandeli	gemiddelde bedekking ± sd (%)					frequentie (%)				
		2005	2006	2007	2008	2009	2005	2006	2007	2008	2009
Myosotis scorpioides	P-B3					1.0 ± 0.0					16.7
	P-B6										
	P+B3					1.0					8.3
	P+B6										
Persicaria hydropiper	P-B3				1.0	1.0				8.3	8.3
	P-B6					1.0					8.3
	P+B3										
	P+B6										
Phalaris arundinacea	P-B3					1.0 ± 0.0					16.7
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Phragmites australis	P-B3	3.1 ± 2.5	10.0 ± 6.5	33.1 ± 19.3	36.8 ± 27.3	34.9 ± 29.2	75.0	83.3	83.3	83.3	83.3
	P-B6	1.3 ± 0.6	1.3 ± 0.6	6.0 ± 1.7	6.0 ± 4.7	12.8 ± 12.2	25.0	25.0	25.0	33.3	33.3
	P+B3	1.3 ± 0.5	1.0 ± 0.0	1.1 ± 0.4	1.0 ± 0.0	7.0 ± 11.4	58.3	41.7	66.7	41.7	66.7
	P+B6	1.0	1.0 ± 0.0	2.0 ± 0.0	2.0 ± 0.0	4.7 ± 6.4	8.3	16.7	16.7	16.7	25.0
Picea abies kl	P-B3	1.0	1.0 ± 0.0	1.0			8.3	16.7	8.3		
	P-B6		1.0					8.3			
	P+B3	1.0 ± 0.0					25.0				
	P+B6	1.0					8.3				
Poa trivialis	P-B3	1.0					8.3				
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6					1.0					8.3
Prunus padus kl	P-B3										
	P-B6										
	P+B3	1.0					8.3				
	P+B6										
Prunus serotina kl	P-B3	1.5 ± 0.7	1.0 ± 0.0				16.7	16.7			
	P-B6	1.0					8.3				
	P+B3	1.0 ± 0.0					25.0				
	P+B6	1.0 ± 0.0					16.7				
Prunus serotina sl	P-B3										
	P-B6										
	P+B3	2.5 ± 2.1	2.0				16.7	8.3			
	P+B6										
Quercus robur kl	P-B3	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0			50.0	50.0	25.0		
	P-B6	1.0	1.0 ± 0.0	1.0	1.0		8.3	16.7	8.3	8.3	
	P+B3	1.0 ± 0.0					41.7				
	P+B6	1.0					8.3				
Ranunculus flammula	P-B3					1.0					8.3
	P-B6					1.0 ± 0.0				8.3	25.0
	P+B3			1.0	1.0	1.0 ± 0.0			8.3	16.7	16.7
	P+B6				1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0				16.7	25.0
Rhamnus frangula bl	P-B3										
	P-B6	1.0					8.3				
	P+B3										
	P+B6										
Rhamnus frangula kl	P-B3	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.0	1.0 ± 0.0	25.0	33.3	25.0	8.3	33.3
	P-B6	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0		1.0	25.0	33.3	25.0		8.3
	P+B3	1.0 ± 0.0					41.7				
	P+B6	1.0 ± 0.0					66.7				
Rhamnus frangula sl	P-B3	5.2 ± 4.4	4.3 ± 2.5	4.0 ± 0.0	1.5 ± 0.7	6.5 ± 7.8	41.7	25.0	16.7	16.7	16.7
	P-B6	6.5 ± 5.5	2.5 ± 1.2	1.7 ± 0.6	2.0	1.0	91.7	50.0	25.0	8.3	8.3
	P+B3	1.0 ± 0.0					25.0				
	P+B6	1.0 ± 0.0					25.0				
Rorippa microphylla + R. nast	P-B3				3.3 ± 1.5	3.6 ± 2.5				33.3	66.7
	P-B6				16.5 ± 27.5	55.6 ± 24.2				66.7	91.7
	P+B3					1.0 ± 0.0					25.0
	P+B6					5.4 ± 10.0					66.7
Rorippa palustris	P-B3					4.0 ± 4.2					16.7
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Rubus fruticosus ag.	P-B3	2.1 ± 2.1	1.1 ± 0.3	1.0 ± 0.0	1.0	1.0	75.0	75.0	33.3	8.3	8.3
	P-B6	1.4 ± 0.5	1.1 ± 0.4	1.0 ± 0.0	1.0	1.0	91.7	58.3	25.0	8.3	8.3
	P+B3	1.8 ± 1.9					83.3				
	P+B6	2.9 ± 2.8					75.0				
Rubus idaeus	P-B3	1.5 ± 0.6	1.0				33.3	8.3			
	P-B6	1.6 ± 1.3					41.7				
	P+B3	1.5 ± 0.7					16.7				
	P+B6	1.5 ± 0.7					16.7				

Plantensoort	Behandeli	gemiddelde bedekking ± sd (%)					frequentie (%)				
		2005	2006	2007	2008	2009	2005	2006	2007	2008	2009
Salix aurita kl	P-B3				1.0					8.3	
	P-B6					1.0					8.3
	P+B3										
	P+B6										
Salix aurita sl	P-B3	80.0	16.0 ± 19.8			20.0	8.3	16.7			8.3
	P-B6		7.0	7.0				8.3	8.3		
	P+B3										
	P+B6										
Scutellaria galericulata	P-B3					1.0					8.3
	P-B6										
	P+B3					1.0					8.3
	P+B6										
Solanum dulcamara	P-B3					1.0 ± 0.0					33.3
	P-B6										
	P+B3					2.0					8.3
	P+B6										
Sorbus aucuparia	P-B3										
	P-B6	1.0	1.0 ± 0.0				8.3	16.7			
	P+B3	3.3 ± 4.5					33.3				
	P+B6	1.0					8.3				
Stellaria media	P-B3					1.0					8.3
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Taraxacum species	P-B3					1.3 ± 0.5					33.3
	P-B6										
	P+B3										
	P+B6										
Urtica dioica	P-B3				1.0	1.0 ± 0.0				8.3	25.0
	P-B6					1.0					8.3
	P+B3										
	P+B6										
Vaccinium myrtillus	P-B3	1.0 ± 0.0	1.0				16.7	8.3			
	P-B6	1.0	1.0	1.0	1.0		8.3	8.3	8.3	8.3	
	P+B3										
	P+B6	1.0					8.3				
Vicia sativa s. nigra	P-B3										
	P-B6		1.0					8.3			
	P+B3										
	P+B6										

Bijlage 5: metingen waterchemie

Datum	Filter	bk	Filter	ok	Locatie	pH	ECV	20C	HCO3	S	Cl	Br	B	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Si	PO4	NO3	NH4
	cm-mv		cm-mv			µS/cm		µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L
2006_4_28	opp			1		3.66		120		182	367	0.65	2.22	196	39	303	109	48.26	42.99	53.8	4.26		
2006_4_28	55		65	1		4.98		53	80	208	282	0.26	1.66	292	35	259	44	0.59	38.88	201.5	0.94		
2006_4_28	105		115	1		5.38		70	351	156	141	0.13	1.11	394	25	577	9	0.39	12.45	313.3	3.26		
2006_4_28	200		210	1		5.70		200	402	546	423	1.06	1.48	722	154	309	91	0.10	0.19	196.6	4.46		
2006_9_20	opp			1		6.38		663	1393	598	1382	1.45	6.10	1009	230	1369	373	6.98	4.78	111.7	3.97	262.72	
2006_9_20	0		10	1		7.09																	
2006_9_20	20		30	1		5.58		239	737	78	508	2.82	2.22	538	56	304	77	45.25	40.40	388.2	2.87	9.99	
2006_9_20	55		65	1		5.07		288	246	234	902	1.95	1.94	495	65	385	65	23.80	49.22	399.8	1.00	50.69	
2006_9_20	105		115	1		5.51		239	410	260	254	0.18	1.39	490	34	439	10	21.61	13.94	410.3	3.65	737.48	
2006_9_20	200		210	1		5.78		441	442	649	536	0.93	1.57	854	189	403	114	0.39	0.33	295.8	4.78	1005.92	
2007_5_23	opp			1		6.90		299	2249	78	790	1.74	3.33	937	163	941	259	31.17	5.93	39.2	19.95	0.16	240.9
2007_5_23	0		10	1																			
2007_5_23	20		30	1		6.80		150	950	26	592	3.17	1.57	611	60	306	65	35.60	28.72	291.2	1.61	0.16	178.5
2007_5_23	55		65	1				267	250	468	790	1.51	1.29	610	83	614	47	32.02	60.93	285.2	0.65	0.32	43.5
2007_5_23	105		115	1		6.60		262	300	779	479	0.79	0.74	1049	75	641	13	0.10	12.68	331.2	2.10	33.87	12.1
2007_5_23	200		210	1		6.80		170	250	520	197	0.34	0.74	579	126	375	85	0.10	0.11	212.0	4.26	21.77	14.3
2007_11_4	opp			1		5.30		184	550	156	1072	2.33	3.98	352	90	624	119	64.71	30.02	148.6	10.33	0.48	187.4
2007_11_4	20		30	1					1100													0.16	214.2
2007_11_4	55		65	1		5.00		247	550													0.48	151.7
2007_11_4	105		115	1		5.39		180	250													0.81	21.4
2007_11_4	200		210	1																		18.39	10.7
2008_5_12	opp			1		7.22		412	2800	364	874	1.56	3.24	1500	241	956	351	3.78	1.67	9.1	2.00	0.00	11.6
2008_5_12	20		30	1		5.68		177	1000	26	761	5.58	1.76	707	64	361	74	25.93	30.54	349.6	1.71	0.16	258.8
2008_5_12	55		65	1		5.41		150	300	312	395	1.55	1.66	395	55	399	37	23.96	46.74	307.1	0.87	0.32	116.0
2008_5_12	105		115	1		5.67		150	150	468	451	0.54	1.20	541	35	392	9	0.10	15.57	317.5	2.32	3.71	7.9
2008_5_12	200		210	1		6.15		128	150	364	226	0.34	1.29	389	97	330	72	0.10	0.26	250.2	5.39	16.45	6.4
2008_10_1	opp			1																			
2008_10_1	0		10	1																			
2008_10_1	20		30	1		5.63		179	400	234	649	1.75	12.86	394	52	440	195	30.12	57.78	319.7	4.52	0.16	348.0
2008_10_1	55		65	1		5.64		163	350	52	818	2.88	2.22	305	37	362	38	15.18	43.33	291.4	0.94	0.48	133.9
2008_10_1	105		115	1		5.66		209	300	649	451	0.86	1.76	628	33	453	8	0.75	24.68	320.4	1.94	0.16	5.7
2008_10_1	200		210	1		5.99		211	300	546	508	0.51	1.76	624	138	413	97	0.10	0.30	237.6	4.91	13.55	5.7
2009_4_28	opp			1		7.35		564	3500	779	1664	1.43	8.42	2113	301	1409	350	1.93	0.93	18.3	1.23	3.71	80.3
2009_4_28	0		10	1		5.57		244	100	130	1156	1.76	3.51	276	70	757	289	92.31	61.71	262.7	63.02	0.16	589.0
2009_4_28	20		30	1		8.79		412	3000	338	1382	1.28	4.25	1452	233	1154	288	30.92	9.15	59.4	3.26	0.16	151.7
2009_4_28	55		65	1		5.34		204	800	78	1128	2.78	2.77	351	47	766	70	25.50	43.96	188.1	1.87	0.16	276.6
2009_4_28	105		115	1		5.37		208	700	260	931	1.96	2.50	576	47	632	26	8.08	55.30	191.7	2.10	0.16	142.8
2009_4_28	200		210	1		5.51		200	700	416	677	1.65	1.29	617	129	468	82	0.10	0.93	249.3	5.20	0.16	7.1
2009_10_26	0		10	1		4.64		366	600	546	1579	1.21	11.56	154	80	1096	256	149.48	50.52	465.8	22.63	2.10	794.2
2009_10_26	20		30	1		5.69		322	500	442	733	0.89	13.50	864	155	641	167	6.73	27.06	205.7	3.00	70.16	294.5
2009_10_26	55		65	1		5.79		161	800	52	931	2.75	3.61	282	40	574	35	11.76	41.81	210.6	1.23	2.10	214.2
2009_10_26	105		115	1		5.26		129	900	78	790	1.96	3.42	404	34	439	13	5.68	44.99	203.0	1.52	0.65	25.7
2009_10_26	200		210	1		5.41		231	800	286	1100	1.80	1.66	697	142	342	91	20.90	0.59	232.8	5.52	31.45	13.6

Datum	Filter	bk	Filter ok	Locatie	pH	EGV	20C	HCO3	S	Cl	Br	B	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Si	PO4	NO3	NH4
	cm-mv		cm-mv			µS/cm	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L
2006_4_28	opp			2	5.95	64	319	260	169	0.55	1.11	491	56	230	50	27.07	34.17	143.6	5.52			
2006_4_28	105		115	2	6.19	257	1690	494	169	0.25	<0.46	1344	128	390	5	4.98	1.26	146.3	0.90			
2006_4_28	200		210	2	7.27	337	3147	442	169	0.25	<0.46	1794	190	423	15	0.59	0.11	114.8	1.90			
2006_9_20	opp			2	6.49	667	1082	624	1382	1.38	6.94	937	201	1392	413	5.32	5.00	114.9	1.45	110.66		
2006_9_20	20		30	2	5.80	421	1229	104	987	3.39	3.33	811	64	867	140	68.15	49.96	293.1	3.81	0.10		
2006_9_20	55		65	2	6.30	532	2376	156	818	3.25	2.03	1501	119	599	5	36.12	17.98	369.9	1.42	0.10		
2006_9_20	105		115	2	5.91	629	2622	468	479	0.76	0.55	1828	199	417	21	14.58	2.26	452.6	2.42	23.56		
2006_9_20	200		210	2	6.36	629	2622	468	479	0.76	0.55	1828	199	417	21	14.58	2.26	452.6	2.42	23.56		
2007_5_23	opp			2	6.70	377	2899	104	818	1.54	3.98	1291	198	1012	313	43.10	5.00	106.2	38.00	1.13	223.1	
2007_5_23	20		30	2	6.80	375	2929	104	959	2.18	3.24	1154	166	1204	308	50.53	24.98	133.0	3.97	0.32	285.6	
2007_5_23	55		65	2	6.90	212	1750	52	1015	2.62	2.03	765	54	1026	160	81.04	48.18	208.1	1.65			
2007_5_23	105		115	2	7.11	260	1750	104	931	2.54	2.13	935	76	1008	23	38.30	25.24	235.8	1.61	0.16	196.3	
2007_5_23	200		210	2	7.40	306	2499	26	1015	3.58	1.11	1426	156	680	19	16.60	6.82	388.2	2.55	0.16	21.4	
2007_11_4	opp			2	6.19	388	2200	390	1241	1.86	2.03	1115	202	825	229	44.69	4.37	209.5	2.32	13.06	98.2	
2007_11_4	0		10	2			1100	104	1043	2.49	4.62	468	121	663	235	128.83	68.57	384.6	37.68	0.65	383.7	
2007_11_4	20		30	2			1550													0.16	223.1	
2007_11_4	55		65	2	5.59	301	2100	52	987	4.12	3.61	823	66	793	104	22.42	30.50	233.6	1.90	0.16	303.4	
2007_11_4	105		115	2	7.02	435	2600	26	1608	7.33	1.76	1439	171	859	18	18.60	7.89	437.4	3.23	0.16	30.7	
2008_5_12	opp			2	7.30	444	3100	468	931	1.40	2.87	1678	248	997	359	4.78	1.33	8.1	1.78	0.32	16.1	
2008_5_12	0		10	2			1400	52	592	1.63	5.46	498	125	662	349	102.44	42.33	370.0	30.38	0.16	508.7	
2008_5_12	20		30	2	6.78	393	2900	182	846	1.33	3.51	1278	236	893	390	36.47	5.60	51.8	3.45	0.00	178.5	
2008_5_12	55		65	2			1650	52	564	1.70	2.31	647	56	660	201	63.35	35.28	175.6	1.74	0.32	321.3	
2008_5_12	105		115	2	6.10	219	1500	130	508	1.24	2.22	683	54	578	177	18.59	11.42	110.7	1.74	0.16	232.0	
2008_5_12	200		210	2	5.92	280	2500	26	677	4.81	1.20	1268	129	860	18	15.97	13.19	404.2	3.94	0.32	11.4	
2008_10_1	20		30	2	6.37	465	1600	1117	620	1.46	15.35	1453	251	696	213	43.31	19.42	190.1	5.04	2.42	357.0	
2008_10_1	55		65	2	6.13	245	1850	104	705	2.17	4.35	674	57	653	258	66.20	44.29	201.8	2.07	0.16	339.1	
2008_10_1	105		115	2	5.98	355	2500	78	1297	6.12	3.14	1248	80	958	140	50.94	57.52	264.4	2.13	0.16	455.1	
2008_10_1	200		210	2	6.25	257	2300	52	677	1.93	1.76	1006	103	733	16	13.97	9.53	390.4	3.13	0.16	12.9	
2009_4_28	opp			2	7.65	579	3500	805	1805	1.54	9.16	2215	325	1442	367	1.83	0.48	15.9	1.19	3.55	7.1	
2009_4_28	0		10	2	6.60	472	2600	208	1326	1.46	4.16	1169	230	1088	324	131.56	14.97	198.9	25.44	0.16	357.0	
2009_4_28	20		30	2	6.72	513	3700	468	1467	1.49	5.46	1951	294	1153	338	34.95	6.23	71.6	2.91	0.16	169.6	
2009_4_28	55		65	2			2400	78	1128	1.43	4.99	950	135	960	317	65.61	12.38	113.9	1.16	0.48	267.7	
2009_4_28	105		115	2	6.21	360	2350	442	1100	1.23	4.90	1208	191	922	297	16.13	8.52	98.3	1.07	0.16	178.5	
2009_4_28	200		210	2	5.93	316	1600	416	1297	1.39	2.40	1317	100	864	11	11.21	11.30	210.5	3.16	0.16	9.3	
2009_10_26	20		30	2	5.83	203	800	494	254	0.39	24.88	478	120	386	53	77.30	18.23	242.7	3.55	7.26	142.8	
2009_10_26	55		65	2	7.28	348	1400	753	479	1.20	24.23	1401	204	800	163	18.32	15.23	107.7	3.26	89.51	205.3	
2009_10_26	105		115	2	6.06	415	1800	546	790	1.18	7.58	899	137	1017	285	45.43	15.64	109.4	1.61	8.23	312.3	
2009_10_26	200		210	2	5.84	369	2900	234	1354	2.27	4.44	1232	111	1083	254	16.81	30.47	194.5	1.36	0.16	276.6	
2009_10_26	200		210	2	5.85	330	1950	494	1269	1.30	3.33	1302	119	891	14	12.34	7.26	292.6	2.74	0.32	15.7	

Datum	Filter bk	Filter ok	Locatie	pH	EGV	20C	HCO3	S	Cl	Br	B	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Si	PO4	NO3	NH4
	cm-mv	cm-mv			µS/cm	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L
2006_4_28	opp		3	3.43	123		390	733	0.55	2.03	181	79	688	148	12.09	57.15	92.9	0.94			
2006_4_28	20	30	3	4.81	80		494	395	0.46	1.76	476	67	449	38	9.04	65.45	184.5	1.39			
2006_4_28	55	65	3	4.72	89		675	169	0.33	1.48	513	155	319	23	0.10	62.19	234.3	3.52			
2006_4_28	105	115	3	4.04	177		675	169	0.30	1.39	219	109	339	18	0.10	257.36	203.9	0.74			
2006_4_28	200	210	3	4.07	141		520	85	0.19	1.29	238	70	274	25	0.10	134.46	268.0	0.65			
2006_9_20	opp		3	5.59	173	393	338	761	1.76	2.22	487	129	658	141	66.32	30.98	390.4	5.75	0.10		
2006_9_20	20	30	3	5.44	241	426	130	536	1.58	1.57	360	46	467	33	37.26	58.86	436.4	7.68	4.28		
2006_9_20	55	65	3	4.59	270	0	546	226	0.39	1.39	368	107	301	32	3.65	83.91	345.1	3.03	162.06		
2006_9_20	105	115	3	4.15	287	0	572	197	0.36	1.39	213	84	289	31	0.18	195.54	292.0	0.65	217.03		
2006_9_20	200	210	3	4.24	251	0	416	169	0.28	1.29	221	59	334	48	0.10	118.41	388.2	0.65	399.80		
2007_5_23	opp		3	7.30	272	0	104	846	1.88	3.14	799	139	1023	205	32.70	12.56	122.6	9.62	1990.31	267.7	
2007_5_23	20	30	3	4.40	150	0	546	226	0.41	0.74	325	107	341	35	12.73	95.18	338.9	1.32	84.67	15.0	
2007_5_23	55	65	3	4.02	97	0	156	226	1.16	0.83	260	38	327	30	21.81	44.33	293.2	4.65	70.16	187.4	
2007_5_23	105	115	3	4.50	114	10	442	226	0.35	0.55	220	88	282	26	0.10	158.11	257.7	0.65	8.87	14.3	
2007_5_23	200	210	3	4.60	212	0	364	705	0.55	<0.46	433	164	342	70	0.10	178.34	345.0	0.65	2087.40	7.1	
2007_11_4	opp		3	8.44	200	600	208	987	1.78	2.40	385	93	540	81	135.92	24.24	262.1	10.98	0.32	151.7	
2007_11_4	0	10	3			700	26	620	2.30	1.11	210	43	309	29	34.95	31.28	277.7	6.30	0.16	240.9	
2007_11_4	20	30	3			900	52	479	2.32	1.29	317	46	310	27	28.27	40.36	320.7	5.33	0.16	321.3	
2007_11_4	55	65	3	4.06	196	50	468	818	0.66	1.11	312	142	290	31	7.74	111.04	337.3	1.39	1.77	107.1	
2007_11_4	105	115	3	3.79	217	30													16.13	15.0	
2007_11_4	200	210	3	3.78	282	50													55.64	10.7	
2008_5_12	opp		3	7.25	424	2900	494	1128	1.71	2.77	1456	246	955	317	3.60	2.26	11.2	2.62	0.97	13.4	
2008_5_12	0	10	3			600	52	790	1.73	1.85	240	54	349	50	43.80	27.76	352.8	8.33	0.32	357.0	
2008_5_12	20	30	3	4.21	212	0	494	846	0.80	1.29	316	152	300	43	0.10	223.82	332.9	1.71	9.92	6.4	
2008_5_12	55	65	3	4.29	206	0	416	874	0.84	1.29	397	175	288	45	1.72	109.59	354.1	1.68	4.60	13.4	
2008_5_12	105	115	3	4.26	204	0	494	846	0.78	1.20	314	149	296	43	0.18	220.74	334.2	1.61	14.51	6.4	
2008_5_12	200	210	3	4.32	262	0	675	959	0.88	1.11	553	192	507	74	0.10	124.57	348.0	1.29	6.61	6.4	
2008_10_1	20	30	3	5.74	210	1200	104	987	1.66	1.57	551	97	353	33	42.65	40.81	342.3	4.88	0.16	246.3	
2008_10_1	55	65	3	4.44	217	0	624	649	0.66	1.29	363	162	502	43	7.45	118.04	293.1	1.03	0.32	12.5	
2008_10_1	105	115	3	4.38	248	0	883	367	0.53	1.29	355	156	549	46	0.21	201.06	287.7	0.74	0.48	9.3	
2008_10_1	200	210	3	4.40	226	10	675	564	0.50	1.85	375	146	506	72	0.10	70.68	323.3	0.65	16.93	5.7	
2009_4_28	opp		3	7.43	582	3500	805	1805	1.46	8.14	2128	301	1408	356	1.15	0.85	18.1	1.49	3.87	8.6	
2009_4_28	0	10	3	5.91	204	700	78	1156	2.13	3.51	231	68	573	147	70.30	41.14	281.8	12.75	0.16	499.7	
2009_4_28	20	30	3	5.59	217	1300	26	987	2.22	1.48	588	76	386	35	38.75	39.47	289.7	4.71	0.16	392.7	
2009_4_28	55	65	3	4.47	213	0	520	761	1.21	1.20	366	145	487	35	35.70	76.72	269.7	0.32	20.5	7.9	
2009_4_28	105	115	3	4.21	258	0	779	508	0.83	1.20	419	151	575	45	0.41	177.83	226.8	0.74	1.45	7.9	
2009_4_28	200	210	3	4.36	241	0	649	677	0.73	1.57	437	165	608	62	0.10	66.97	227.7	0.65	4.84	6.4	
2009_10_26	20	30	3	4.97	338	600	701	959	0.44	1.387	932	177	794	70	1.31	33.43	215.8	1.65	53.22	149.9	
2009_10_26	55	65	3	5.92	212	850	234	761	1.50	5.55	349	61	411	39	37.80	47.22	228.3	4.58	4.03	642.5	
2009_10_26	105	115	3	4.58	217	500	468	790	1.16	1.66	353	128	486	31	26.73	69.60	246.8	0.68	0.48	29.4	
2009_10_26	200	210	3	4.20	264	500	572	1072	1.04	2.13	290	126	929	44	0.75	147.69	218.3	0.81	1.13	10.0	
2009_10_26	200	210	3	4.17	281	500	520	1495	1.13	2.77	483	141	953	66	0.10	91.06	239.0	0.68	2.66	7.9	

Datum	Filter	bk	Filter	ok	Locatie	pH	EGV	20C	HCO3	S	Cl	Br	B	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Si	PO4	NO3	NH4
	cm-mv		cm-mv			µS/cm		µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L
2006_4_28	opp			4		4.65		73		286	367	1.15	2.31	390	96	365	143	26.18	47.63	9.5	2.36		
2006_4_28	20	30	4	208		5.27		74	462	208	338	1.63	2.40	537	76	261	167	115.17	54.07	252.8	6.97		
2006_4_28	55	65	4	5.48		102		403	598	367	0.90	2.13	849	95	361	188	4.26	14.42	249.3	1.10			
2006_4_28	105	115	4	5.70		250		743	753	282	0.58	1.66	1198	65	498	146	20.18	7.60	237.0	0.97			
2006_4_28	200	210	4	6.85		285		1956	701	141	0.34	0.65	1650	230	219	58	0.10	0.26	72.1	0.81			
2006_9_20	opp		4	6.87		784		2540	624	1382	1.23	7.03	1717	285	1528	415	2.26	1.41	66.2	1.45	141.36		
2006_9_20	0	10	4	5.38		460		656	260	1241	3.95	4.44	603	136	936	326	245.64	66.86	371.0	24.15	0.10		
2006_9_20	20	30	4	5.67		537		1131	416	1241	4.22	4.99	790	165	1057	356	221.68	44.33	280.6	14.63	0.10		
2006_9_20	55	65	4	5.77		208		1098	104	929	3.64	2.59	929	96	605	159	53.16	48.26	357.8	3.16	0.10		
2006_9_20	105	115	4	5.84		450		1409	390	592	2.09	1.94	1156	64	496	154	108.22	16.94	461.3	2.13	0.10		
2006_9_20	200	210	4	6.63		575		2131	649	282	0.50	0.83	1676	220	328	63	0.10	0.37	146.3	0.65	0.10		
2007_5_23	opp		4	6.70		270		1700	78	761	1.85	3.88	793	144	940	262	34.34	9.19	55.2	22.41	87.09	223.1	
2007_5_23	20	30	4	6.80		202		1000	78	677	3.05	2.40	607	60	304	61	29.85	25.87	319.0	4.81	2.58	169.6	
2007_5_23	55	65	4	6.30		217		400	494	874	1.99	2.13	653	88	614	52	33.59	56.48	333.4	0.90	0.81	42.8	
2007_5_23	105	115	4	6.00		208		350	831	592	0.91	1.66	1024	76	621	13	0.10	12.82	377.2	2.52	45.96	10.7	
2007_5_23	200	210	4	7.50		198		300	494	254	0.41	1.29	546	123	355	83	0.10	0.15	239.4	4.42	31.45	8.6	
2007_11_4	opp		4	6.14		410		2100	442	1241	1.86	1.02	1101	232	832	256	37.41	3.82	231.7	3.00	1.45	107.1	
2007_11_4	0	10	4	7.06		328		1800													0.97	624.7	
2007_11_4	20	30	4	5.92		344		2100	130	1269	2.85	1.76	825	182	792	203	103.59	15.79	255.5	10.27	0.16	276.6	
2007_11_4	55	65	4	5.54		236		1100													0.16	410.5	
2007_11_4	105	115	4	5.39		208		1100	78	1015	2.57	3.05	601	57	441	114	69.49	24.39	257.9	2.55	0.32	267.7	
2007_11_4	200	210	4	5.56		399		3300	52	1100	6.12	1.76	1608	227	465	37	2.63	1.93	254.3	1.49	0.16	20.7	
2008_5_12	opp		4	7.19		439		3600	546	1128	1.58	4.81	1694	261	999	358	2.01	0.56	14.2	2.58	0.32	8.0	
2008_5_12	0	10	4	6.11		348		2200	78	761	5.49	4.53	740	145	629	270	192.20	29.80	442.7	28.48	0.10	615.8	
2008_5_12	20	30	4	5.93		321		1950	104	733	6.60	3.05	985	172	645	288	279.85	80.83	464.8	19.73	0.10	615.8	
2008_5_12	55	65	4	5.95		231		1900	130	649	2.54	2.13	617	101	572	205	51.39	14.27	181.7	2.29	0.00	410.5	
2008_5_12	105	115	4	5.85		240		1900	104	761	4.02	2.40	747	88	672	177	69.49	17.27	284.2	3.07	0.16	321.3	
2008_5_12	200	210	4	5.98		304		2950	78	902	3.72	1.94	1501	192	549	30	26.50	5.11	329.1	2.97	0.16	7.1	
2008_10_1	0	10	4	5.72		280		850	935	395	2.28	21.09	736	152	539	168	129.25	15.42	408.8	10.30	1.61	481.9	
2008_10_1	20	30	4	5.73		425		400	1896	451	1.74	23.86	1350	285	705	179	187.12	18.98	324.5	6.13	6.13	642.5	
2008_10_1	55	65	4	6.33		235		1900	78	649	1.83	7.21	622	128	616	176	62.03	13.31	194.8	1.81	0.10	359.1	
2008_10_1	105	115	4	5.93		268		2100	78	818	6.08	3.61	991	108	531	220	91.12	28.13	344.9	2.58	0.16	357.0	
2008_10_1	200	210	4	6.39		316		2900	208	677	1.46	2.22	1419	179	748	32	33.99	3.26	269.7	2.65	0.16	8.6	
2009_4_28	opp		4	7.50		590		3700	831	1720	1.48	9.25	2232	305	1436	348	1.34	0.74	29.9	1.36	7.02	6.4	
2009_4_28	0	10	4	6.54		262		1500	104	1128	2.38	3.61	748	150	929	262	168.26	44.92	345.1	44.23	0.16	401.6	
2009_4_28	20	30	4	7.27		471		3000	364	1382	1.51	4.81	1329	228	1208	287	145.72	9.41	97.2	4.46	0.16	240.9	
2009_4_28	55	65	4	6.46		366		2500	234	1156	1.51	4.90	1049	201	967	327	51.39	5.97	140.4	0.65	0.16	374.8	
2009_4_28	105	115	4	6.20		328		2200	130	1100	1.43	3.79	910	137	914	191	57.93	10.12	150.6	2.65	0.16	392.7	
2009_4_28	200	210	4	6.02		291		2200	182	846	2.75	2.22	1326	130	641	14	116.16	19.64	455.7	19.73	0.16	10.7	
2009_10_26	opp		4	5.35		420		600	831	959	1.70	16.37	688	238	1021	201	59.77	10.53	307.7	2.00	33.87	481.9	
2009_10_26	20	30	4	6.16		307		600	701	620	1.50	20.53	929	169	596	151	69.14	16.68	225.3	7.91	91.93	385.9	
2009_10_26	55	65	4	6.22		354		3100	338	677	2.17	11.84	1205	222	870	219	46.00	7.67	100.5	1.36	0.48	285.6	
2009_10_26	105	115	4	5.89		321		2750	130	1015	3.37	5.73	1000	160	839	233	60.04	12.34	177.0	2.55	0.81	410.5	
2009_10_26	200	210	4	6.02		408		2700	494	1551	1.70	2.59	1752	210	765	15	185.61	7.71	388.0	17.05	0.97	13.4	

Bijlage 6: metingen bodemchemie

Plot	Laag	Jaar	Plaag	Bevolci	lutum	org	bulk	pH-	pH-	AI-	Ca-CEC	Mg-CEC	Na-CEC	K-	H-	C	S-	Al-	Fe-	P-	N-total	P-oxalat	Fe-	Al-	
					% dw	stod	density	KCl	H2O	CEC	meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	CEC	% dw	total	total	total	total	mmol/	mmol/	oxalat	oxalat	
						kg/ dms											mmol/	mmol/	mmol/	mmol/	mmol/	mmol/	mmol/	mmol/	
2	ecto	2005 P-	B3		54.70			4.13	4.76	0.32	757.69	46.57	0.38	7.39	667.06						1.73	1185.2	7.9	41.7	65.6
8	ecto	2005 P-	B3		40.71			3.48	4.15	0.38	252.86	14.82	1.44	8.35	504.80						1.58	1001.9	6.3	27.7	27.0
10	ecto	2005 P-	B3		48.08			3.65	4.28	0.28	437.76	28.51	1.30	18.55	722.87						1.77	1082.2	9.0	26.6	39.3
15	ecto	2005 P-	B3		69.09			3.00	3.69	0.44	288.79	20.51	1.68	11.64	1060.47						2.47	1507.6	11.0	34.9	56.7
19	ecto	2005 P-	B3		42.91			3.49	4.17	0.22	333.66	23.15	1.01	12.66	869.88						1.92	1353.3	10.4	25.7	32.3
23	ecto	2005 P-	B3		59.82			3.52	4.03	0.02	409.96	29.22	0.84	16.38	847.62						2.17	1464.7	8.3	21.5	27.6
2	0.5 cm	2005 P-	B3		3.32	7.70		3.27	4.43	1.25	103.88	6.82	1.00	0.34	231.32	7.22	21.83	88.95	41.18	6.6	240.8	5.6	18.5	20.2	
8	0.5 cm	2005 P-	B3		4.70	13.85		3.27	3.69	1.74	82.49	3.28	0.46	1.68	345.65					9.7	402.3	6.8	35.2	50.6	
10	0.5 cm	2005 P-	B3		7.34	10.51		3.47	3.92	2.22	76.94	4.03	0.26	1.75	271.95					8.5	269.4	9.1	35.7	49.4	
15	0.5 cm	2005 P-	B3		3.07	10.04		3.45	3.75	2.45	40.77	0.78	0.65	1.55	284.44					7.5	284.7	9.3	29.9	67.5	
19	0.5 cm	2005 P-	B3		5.31	5.05		3.56	3.85	0.95	40.68	1.58	1.97	1.26	221.58					6.1	148.7	6.0	28.3	30.8	
23	0.5 cm	2005 P-	B3		4.46	7.51		3.28	3.64	2.63	26.13	1.54	0.18	1.34	183.54	4.02	0.63	37.06	14.32	5.7	186.1	3.9	23.3	26.4	
2	20.25 cm	2005 P-	B3		2.36	1.69		4.32	4.93	1.12	16.66	1.27	0.42	0.15	77.14					1.8	32.0	0.9	1.6	20.3	
8	20.25 cm	2005 P-	B3		3.11	4.93		4.64	5.00	1.30	136.88	2.42	0.28	0.94	73.76	2.84	9.36	77.83	21.49	5.0	114.6	1.9	6.3	25.7	
10	20.25 cm	2005 P-	B3		3.80	5.32		4.38	4.84	1.53	92.40	2.41	0.40	1.28	99.62					3.1	186.2	2.4	8.7	52.8	
15	20.25 cm	2005 P-	B3		1.53	3.54		4.06	4.67	1.31	46.28	0.10	0.57	0.79	61.93					3.2	88.9	2.6	8.4	34.0	
19	20.25 cm	2005 P-	B3		6.05	7.56		4.25	4.72	1.16	122.01	1.87	0.19	1.02	253.82					5.1	176.6	3.6	15.6	66.6	
23	20.25 cm	2005 P-	B3		6.38	14.64		4.45	4.96	2.26	233.98	4.11	0.49	1.00	271.60	8.66	12.48	55.59	34.02	6.8	302.0	3.6	31.9	121.9	
8	50.75 cm	2005 P-	B3		0.30	1.10		4.88	5.29	0.10	35.72	0.30	0.24	0.79	8.92	0.47	3.12	37.06	16.12	1.7	98.3	0.5	1.5	6.7	
23	50.75 cm	2005 P-	B3		1.56	1.04		4.84	5.49	0.13	48.45	0.20	0.26	0.52	21.70	0.62	18.71	129.72	28.65	2.1	17.6	0.1	0.7	15.3	
2	50.75 cm	2005 P-	B3		0.79	0.77		4.47	5.06	0.56	6.88	0.11	0.29	0.14	6.92					1.6	17.3	0.7	0.9	12.4	
10	50.75 cm	2005 P-	B3		0.95	0.77		4.76	5.26	0.09	30.42	1.45	0.16	1.12	6.21					1.8	17.3	0.4	1.3	6.7	
15	50.75 cm	2005 P-	B3		0.66	1.03		4.53	4.96	0.29	18.51	0.68	0.63	0.92	28.80					2.1	18.9	1.0	0.9	9.7	
19	50.75 cm	2005 P-	B3		0.99	1.34		4.77	5.27	0.08	45.40	1.14	0.19	0.77	32.08					2.2	26.3	0.5	1.0	8.5	
28	ecto	2005 P-	B6		62.06			2.56	3.39	0.00	175.62	9.53	0.82	7.53	1079.18					17.4	1394.7	7.5	17.8	38.3	
32	ecto	2005 P-	B6		74.23			2.74	3.46	0.37	310.41	14.67	1.38	8.94	1343.88					28.5	1840.1	11.5	59.1	60.7	
36	ecto	2005 P-	B6		70.51			2.84	3.28	0.04	363.23	24.40	1.60	13.14	1183.94					21.5	1318.6	9.7	31.2	37.7	
41	ecto	2005 P-	B6		87.60			2.70	3.49	0.00	311.64	23.24	1.26	18.25	1389.62					27.4	1870.7	12.1	34.5	23.4	
47	ecto	2005 P-	B6		85.07			2.75	3.08	0.01	565.17	31.87	1.49	9.14	1364.66					27.6	1816.5	9.0	46.5	27.2	
47	ecto	2005 P-	B6		65.85			2.98	3.30	0.09	483.79	25.51	1.34	9.62	1112.65					23.5	1496.1	10.8	66.0	37.2	
28	0.5 cm	2005 P-	B6		2.56	3.63		2.61	3.15	0.36	70.05	4.70	0.38	3.25	853.14	7.52	3.12	40.77	10.74	10.9	788.5	12.4	47.8	51.6	
32	0.5 cm	2005 P-	B6		4.88	13.16		3.38	3.74	1.56	60.80	1.82	0.31	1.91	336.30					14.8	1840.1	9.4	25.5	62.2	
36	0.5 cm	2005 P-	B6		4.56	8.19		3.31	3.58	0.63	27.73	1.20	0.21	1.57	222.35					8.1	205.6	6.6	19.4	23.3	
41	0.5 cm	2005 P-	B6		3.43	34.84		2.82	3.04	0.56	71.37	4.21	0.49	3.36	725.93	4.21	8.41	12.2	37.4	17.3	1318.6	12.2	37.4	49.8	
47	0.5 cm	2005 P-	B6		4.82	13.97		3.19	3.49	0.76	75.56	3.02	0.29	1.88	340.95	6.07	24.95	55.59	32.23	12.0	339.8	11.1	32.8	44.3	
47	0.5 cm	2005 P-	B6		4.24	13.02		3.23	3.56	0.60	77.11	2.89	0.35	2.05	294.58					10.5	367.2	10.2	30.9	39.8	
28	20.25 cm	2005 P-	B6		5.00	12.29		4.09	4.50	4.59	109.65	0.96	0.33	1.20	298.85	5.69	18.71	107.48	16.12	5.4	200.8	4.0	10.1	132.1	
32	20.25 cm	2005 P-	B6		4.50	10.29		4.71	5.09	2.77	210.93	1.68	0.70	0.86	148.52					4.3	201.7	2.5	7.5	82.7	
36	20.25 cm	2005 P-	B6		5.51	7.83		4.26	5.17	3.31	112.06	1.21	0.36	0.74	203.26					4.0	144.8	3.2	21.4	83.3	
41	20.25 cm	2005 P-	B6		1.55	2.14		4.05	4.22	0.70	8.27	0.57	0.13	0.69	67.27					2.2	36.6	1.3	3.5	28.9	
43	20.25 cm	2005 P-	B6		4.76	16.09		4.33	4.73	3.47	246.02	3.40	0.76	0.80	346.20	4.09	15.59	107.48	19.70	8.8	335.8	6.5	30.9	134.9	
47	20.25 cm	2005 P-	B6		4.55	8.10		4.63	4.85	2.13	174.01	1.93	0.55	0.96	153.96					4.8	172.0	4.0	13.4	87.2	
32	50.75 cm	2005 P-	B6		1.51	1.51		4.71	5.25	0.19	38.80	0.55	0.31	0.79	17.32	0.68	3.12	40.77	14.32	2.2	22.4	0.9	2.0	14.8	
47	50.75 cm	2005 P-	B6		1.00	1.21		4.65	5.25	0.13	46.95	0.60	0.24	0.84	13.70	0.65	3.12	37.06	16.12	1.9	22.0	0.3	1.3	17.7	
28	50.75 cm	2005 P-	B6		1.25	1.72		4.33	4.90	0.30	20.00	0.56	0.16	0.74	146.46					2.0	17.4	0.6	1.2	20.0	
36	50.75 cm	2005 P-	B6		1.18	1.82		4.71	5.48	0.31	43.80	0.56	0.14	0.62	133.81					1.7	17.2	0.5	1.9	23.1	
41	50.75 cm	2005 P-	B6		0.88	0.83		4.62	4.97	0.14	13.28	0.04	0.15	0.62	23.38					1.4	1.4	1.1	1.2	13.0	
43	50.75 cm	2005 P-	B6		1.25	1.39		4.59	5.14	0.19	56.27	0.99	0.07	0.82	32.04					2.5	2.5	0.3	1.5	18.2	
3	20.25 cm	2005 P+	B3		1.36	3.16		3.59	4.38	1.50	17.99	0.34	0.33	0.15	59.74					2.5	80.6	1.3	9.8	24.6	
5	20.25 cm	2005 P+	B3		1.49	1.37		4.11	4.46	0.61	7.45	1.46	0.16	0.13	11.97					2.7	30.1	0.5	8.9	12.2	
11	20.25 cm	2005 P+	B3		6.19	7.55		4.70	5.14	2.23	154.22	3.30	0.36	1.37	123.41	3.80	12.48	118.60	19.70	3.7	159.1	2.4	8.3	59.9	
16	20.25 cm	2005 P+	B3		2.75	4.65		5.01	5.30	1.03	109.63	0.58	0.50	0.51	63.28					4.6	121.7	2.6	4.6	34.6	
20	20.25 cm	2005 P+	B3		5.20	9.10		5.14	5.36	0.47	291.66	2.54	0.38	0.69	215.24	4.97	24.95	88.95	30.44	5.5	229.1	2.3	15.9	47.6	
24	20.25 cm	2005 P+	B3		2.51	4.18		4.95	5.39	1.39	114.65	0.25	0.15	0.67	89.97					3.2	76.2	1.2	4.5	45.5	
11	50.75 cm	2005 P+	B3		0.91	0.88		4.67	5.48	0.10	30.15	0.22	0.25	0.93	6.78	0.30	0.63	37.06	14.32	1.9	24.7	0.4	1.6	7.6	
20	50.75 cm	2005 P+	B3		1.15	0.69		5.17	5.66	0.01	33.10	0.17	0.15	0.58	24.55	0.35	18.71	96.36	25.07	2.3	30.9	0.3	5.2	1.5	
3	50.75 cm	2005 P+	B3		1.19	1.58		4.18	4.50	0.51	15.16	0.61	0.32	0.24	30.29					2.1	25.9	0.6	5.2	10.5	
5	50.75 cm	2005 P+	B3		0.89	1.08		4.13	3.76	0.24	8.88	0.09	0.24	0.43	25.74					2.0	25.9	0.4	11.8	8.6	

Plot	Laag	Jaar Plag	Beveloel	Iutum	org stof	bulk density	pH-KCl	pH-H2O	Al-CEC	Ca-CEC	Mg-CEC	Na-CEC	K-CEC	H-CEC	C	S-totaal	Al-totaal	Fe-totaal	P-totaal	N-totaal	P-oxalaat	Fe-oxalaat	Al-oxalaat
				% dw	% dw	kg/ dm3			meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	meq/ kg	% dw	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg	mmol/ kg
2	ecto	2009 P-	B3		74.37	0.21	4.66	5.38	1.13	762.51	35.43	5.01	5.78	485.60	25.64	102.92	81.54	82.37	18.7	1414.2	6.6	121.7	57.5
8	ecto	2009 P-	B3		45.62	0.14	4.34	4.95	0.49	409.77	20.20	2.97	4.12	463.96					18.3	1104.4	6.6	65.6	32.5
10	ecto	2009 P-	B3		46.59	0.31	4.51	5.28	0.53	540.94	23.04	2.80	3.47	410.48					18.8	1404.1	7.5	80.8	49.1
15	ecto	2009 P-	B3		67.73	0.17	4.29	5.09	0.28	483.70	20.74	3.67	5.57	493.72					27.8	1451.8	13.0	117.9	105.6
19	ecto	2009 P-	B3		46.75	0.13	4.32	5.23	0.31	593.55	23.58	3.80	3.57	389.60					18.9	982.5	7.7	85.2	35.6
23	ecto	2009 P-	B3		71.35	0.10	4.40	4.81	1.04	668.94	27.55	2.53	4.69	404.68	35.54	152.82	74.12	105.65	23.1	1475.3	7.7	88.6	35.5
2	0.5 cm	2009 P-	B3		7.38	0.93	4.87	5.44	5.44	77.01	4.73	2.03	0.69	395.24					8.6	200.7	4.9	13.1	13.2
8	0.5 cm	2009 P-	B3		11.52	0.88	3.93	4.57	2.86	76.62	4.50	2.24	0.98	304.51	6.43	21.83	92.66	44.77	9.5	294.4	6.1	30.4	39.8
10	0.5 cm	2009 P-	B3		12.98	0.82	4.13	4.76	2.47	97.81	6.29	2.10	1.17	222.33					9.8	378.4	6.9	35.9	39.5
15	0.5 cm	2009 P-	B3		13.57	0.65	4.35	4.94	4.05	118.73	4.23	1.91	0.90	190.92					11.3	316.1	8.0	23.6	53.1
19	0.5 cm	2009 P-	B3		9.05	0.86	4.15	4.78	7.63	81.45	3.79	1.85	0.99	186.54					8.8	226.0	6.9	27.0	29.7
23	0.5 cm	2009 P-	B3		6.12	0.98	3.88	4.85	4.58	49.77	2.67	1.47	0.57	138.75	3.41	15.59	129.72	26.86	7.4	113.9	5.2	19.0	22.3
2	20.25 cm	2009 P-	B3		1.15	1.67	4.35	5.70	6.14	8.93	0.09	1.50	0.35	310.43					2.8		0.4	0.8	16.4
8	20.25 cm	2009 P-	B3		4.41	1.34	4.48	4.98	5.61	50.87	1.08	1.62	0.51	187.02	2.83	12.48	96.36	26.86	5.1	90.8	1.5	6.5	24.8
10	20.25 cm	2009 P-	B3		6.22	1.13	4.45	5.37	5.48	88.00	1.85	1.60	0.84	141.90					4.4	155.5	1.6	8.6	36.0
15	20.25 cm	2009 P-	B3		1.77	1.25	4.63	5.37	4.65	34.77	0.66	1.33	0.67	87.49					2.6	21.4	1.0	6.1	10.9
19	20.25 cm	2009 P-	B3		8.67	1.08	4.26	5.17	5.11	115.70	1.62	1.72	0.81	160.83					4.9	163.6	2.8	16.5	52.7
23	20.25 cm	2009 P-	B3		10.14	1.04	4.52	5.35	4.06	146.23	1.40	1.63	0.70	188.21	6.29	15.59	92.66	37.60	6.6	156.8	3.3	20.6	80.2
8	50.75 cm	2009 P-	B3		1.08		4.56	5.49	1.55	27.54	0.28	1.28	0.53	126.68	0.60	1.27	51.89	17.91	3.0		0.8	2.6	6.7
23	50.75 cm	2009 P-	B3		0.90		4.99	5.83	4.44	36.01	0.35	1.21	0.44	84.34	0.44	1.27	48.18	10.74	2.1		0.2	1.1	12.6
28	ecto	2009 P-	B6		63.82	0.23	3.59	4.31	0.16	462.33	22.54	3.96	4.78	553.11					22.9	1499.7	8.4	98.0	52.7
32	ecto	2009 P-	B6		74.22	0.15	4.52	5.16	0.28	744.51	28.31	3.36	2.87	443.37	40.28	215.19	77.83	94.90	25.5	1792.0	7.0	85.7	46.2
36	ecto	2009 P-	B6		68.95	0.26	4.60	5.27	0.96	653.26	31.27	4.28	6.71	442.90					25.3	1567.1	7.8	93.2	32.7
41	ecto	2009 P-	B6		68.13	0.21	4.28	5.18	0.26	545.53	28.05	3.68	4.27	452.23					24.2	1429.8	7.9	92.3	53.2
43	ecto	2009 P-	B6		79.28	0.48	4.66	5.22	0.43	901.51	35.67	3.69	5.79	440.20					26.9	1773.2	8.3	92.4	51.3
47	ecto	2009 P-	B6		43.62	0.18	4.23	5.33	0.62	539.19	18.73	2.37	3.67	366.19					20.7	1166.2	8.0	84.5	51.1
28	0.5 cm	2009 P-	B6		7.77	1.01	3.48	4.40	7.86	43.23	1.93	2.08	0.98	163.15					9.3	178.9	6.2	16.8	28.3
32	0.5 cm	2009 P-	B6		8.69	0.92	4.45	5.11	6.99	96.93	4.09	1.67	0.87	174.69	5.29	21.83	107.48	28.65	10.8	197.1	8.5	16.4	47.6
36	0.5 cm	2009 P-	B6		4.78	1.02	4.08	4.91	5.11	61.48	3.66	1.40	0.98	146.55					8.0	103.5	6.7	17.8	26.9
41	0.5 cm	2009 P-	B6		6.03		3.67	4.73	4.73	44.70	1.93	1.57	0.86	146.82					5.5	134.4	8.5	7.8	23.9
43	0.5 cm	2009 P-	B6		9.07	0.98	4.29	5.06	5.31	92.78	4.25	1.30	1.11	169.89					6.6	203.6	8.5	18.5	46.0
47	0.5 cm	2009 P-	B6		10.99	0.73	4.56	5.15	4.63	127.38	5.29	1.50	0.96	197.10					8.6	258.5	8.3	27.7	53.9
28	20.25 cm	2009 P-	B6		12.31	0.97	4.28	5.09	3.04	87.05	1.46	2.09	0.81	200.04					7.3	191.1	3.0	7.4	135.2
32	20.25 cm	2009 P-	B6		13.87	0.91	4.74	5.61	9.59	194.31	4.62	2.12	1.02	191.67	8.20	28.07	129.72	17.91	5.0	256.8	1.3	8.6	109.0
36	20.25 cm	2009 P-	B6		14.32	1.59	4.66	5.46	3.89	221.75	2.59	1.83	1.06	224.98					7.0	224.2	4.4	28.2	103.3
41	20.25 cm	2009 P-	B6		0.87		4.31	5.21	5.41	26.21	0.17	1.21	0.66	86.43					2.4		0.6	2.7	14.8
43	20.25 cm	2009 P-	B6		8.42		4.58	5.48	5.12	124.35	2.04	1.64	1.10	180.17					3.3	151.4	2.9	13.8	75.0
47	20.25 cm	2009 P-	B6		14.29	0.74	4.75	5.51	1.23	218.56	4.40	2.65	1.60	255.29					6.3	262.7	6.1	30.0	123.0
32	50.75 cm	2009 P-	B6		0.66		5.14	6.01	2.34	35.21	0.01	2.15	0.72	85.27	0.33	12.48	96.36	23.28	2.6		0.4	1.1	7.9
47	50.75 cm	2009 P-	B6		1.86		4.95	5.89	7.06	52.90	0.43	1.32	0.84	126.84					3.0	29.3	0.2	1.2	19.0
3	20.25 cm	2009 P+	B3		3.21	1.15	4.53	5.37	6.76	37.36	1.38	1.42	0.64	309.79					4.8	76.8	3.1	6.8	24.9
5	20.25 cm	2009 P+	B3		6.08	1.13	4.47	4.93	5.80	51.50	1.58	1.55	0.69	310.28					7.5	152.8	4.6	28.1	29.2
11	20.25 cm	2009 P+	B3		10.04	0.81	4.72	5.08	4.12	104.17	3.76	1.71	1.03	184.61	6.12	24.95	144.54	32.23	6.3	189.8	5.5	18.9	80.5
16	20.25 cm	2009 P+	B3		8.76	1.00	4.75	5.27	6.04	101.11	3.31	1.46	1.16	162.86					9.8	212.9	6.3	21.0	43.8
20	20.25 cm	2009 P+	B3		7.15	0.81	4.72	5.48	6.41	122.08	3.49	1.29	0.98	116.96	4.15	24.95	111.19	30.44	8.6	137.0	6.0	13.6	43.8
24	20.25 cm	2009 P+	B3		9.62	0.80	4.97	5.55	9.81	142.74	5.08	1.77	1.28	157.58					6.0	135.0	5.2	16.2	61.5
11	50.75 cm	2009 P+	B3		0.80		5.10	5.77	1.57	31.68	0.69	1.33	0.72	83.33	0.41	1.27	55.59	14.32	1.2		0.4	1.5	7.6
20	50.75 cm	2009 P+	B3		0.74		5.07	5.88	0.81	29.96	0.01	1.30	0.64	81.29	0.33	1.27	51.89	17.91	3.6		0.6	2.3	6.5
29	20.25 cm	2009 P+	B6		6.80	0.83	4.80	5.47	6.77	93.93	2.68	1.58	0.96	109.49					7.0	118.8	4.6	9.5	50.1
33	20.25 cm	2009 P+	B6		4.40	1.17	5.32	5.70	9.30	70.52	1.40	1.43	0.89	126.18					5.0	61.6	4.0	9.1	58.4
35	20.25 cm	2009 P+	B6		3.61	1.08	5.40	5.81	10.42	72.52	1.35	1.32	0.88	96.81	2.58	6.24	63.01	10.74	4.2	54.7	3.4	5.1	37.9
42	20.25 cm	2009 P+	B6		8.57	1.49	4.95	5.48	7.28	114.38	2.66	1.39	1.35	164.60	5.28	21.83	129.72	25.07	3.8	160.0	5.6	10.9	64.2
46	20.25 cm	2009 P+	B6		12.49	1.16	5.24	5.64	5.35	228.77	5.85	1.66	1.42	158.81					6.8	250.9	7.5	14.6	88.7
48	20.25 cm	2009 P+	B6		11.55	1.64	4.87	5.91	5.23	143.23	4.31	1.88	1.31	229.27					7.2	25.3	7.4	18.5	83.4
35	50.75 cm	2009 P+	B6		2.55		5.45	5.91	10.15	59.00	1.67	1.47	0.88	97.68	1.53	1.27	55.59	16.12	1.7		0.3	1.0	25.2
42	50.75 cm	2009 P+	B6		1.10		5.12	5.85	5.27	41.77	0.23	0.95	0.84	81.44	0.59	1.27	59.30	14.32	1.5	20.5	0.3	1.0	12.8

Bijlage 7: vegetatie-opnamen van de plots

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

151

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

153

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

155

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

157

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

159