

Evaluatie van Basen- en voedingstoestand 10 jaar na bevoeiing in enkele OBN- referentieprojecten van natte schraallanden

R.H. Kemmers
S.P.J. van Delft
F.P. Sival
P.C. Jansen



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2011 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2011/277-O
Ede, 2004

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2011/277-O en het aantal exemplaren.

Oplage 100 exemplaren

Samenstelling R.H. Kemmers, S.P.J. van Delft, F.P. Sival & P.C. Jansen

Druk Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij

Productie Expertisecentrum LNV
Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie
Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon : 0318 822500
Fax : 0318 822550
E-mail : Balie@minlnv.nl

Voorwoord

In 2000 is onder auspiciën van het OBN-deskundigenteam Natte Schraallanden onderzoek gestart in hoeverre de oude praktijk van bevoeiing met oppervlaktewater als herstelmaatregel tegen verzuring en verdroging perspectief biedt. Hiervoor is door de Universiteit Groningen een aantal natuurterreinen geselecteerd waar de oude bevoeiingspraktijk is of zal worden hersteld. Het onderzoek kent verschillende facetten: hydrologische, vegetatiekundige, plantenfysiologische (bemesting) en bodemkundige.

Het Expertisecentrum LNV heeft voor het onderzoek opdracht gegeven. Het bodemkundige deel van het onderzoek werd door Alterra uitgevoerd. Daarbij zijn de waterkwaliteitsaspecten bestudeerd in relatie tot de basenhuishouding van de bodem als abiotische randvoorwaarde voor de vegetatie. Hierbij werd samengewerkt met het Lab. voor Plantenoecologie van de RUG, het Departement Geobiologie van de RUU en het KIWA. De chemische analyses werden deels uitgevoerd door het adviesbureau Giesen & Geurts. Voor deze samenwerking zijn wij hen allen zeer erkentelijk. In het voorliggende eindrapport worden de bodemkundige deelonderzoeken samengevat en geïntegreerd tot een synthese, waarin de consequenties van de onderzoeksresultaten voor de praktijk van het terreinbeheer worden aangegeven.

Ir. H. de Wilde
Waarnemend Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

Samenvatting	7
1 Inleiding	11
1.1 Probleemstelling	11
1.2 Achtergrond	11
1.3 Onderzoeksvragen	12
1.4 Doelstellingen	12
1.5 Hypothese	12
1.6 Leeswijzer	13
2 Opzet en methoden van het bodemkundig onderzoek	15
2.1 Beschrijvend onderzoek	15
2.1.1 Bodem- en humusprofiel	15
2.1.2 Bemonstering	15
2.2 Modevaluatie	16
2.3 Monitoring	16
3 De uitgangstoestand	19
3.1 Reestdal	19
3.2 Westbroekse zodde	20
3.3 Plateaux	20
3.4 Zijdebrug	21
3.5 Bodemchemische eigenschappen	22
4 Monitoring	25
4.1 Kwaliteit oppervlaktewater	25
4.2 Bodemvocht en redoxpotentiaal	25
4.3 Chemische samenstelling bodemvocht	26

4.4	Conclusies	27
5	Modelevaluatie	29
5.1	Modelcalibratie	29
5.2	De basen-, ijzertoestand	29
5.3	De fosfaattoestand	32
5.4	Adsorptie en desorptie van fosfaat	33
6	Inundatie-experiment	37
6.1	Opzet experiment	37
6.2	Resultaten	38
7	Synthese	45
7.1	Toetsing van de hypothese	45
7.2	Beantwoording onderzoeksvragen	46
7.3	Consequenties voor de praktijk	47
Literatuur		51
Bijlage 1	Bodemchemische analyses	53
Bijlage 2	Samenstelling bodemvocht op verschillende diepten en tijdstippen in de vloeivelden	55

Samenvatting

Effectgerichte maatregelen ter bestrijding van verzuring en verdroging van schraalgraslanden blijken niet altijd even effectief te zijn. Een van de oorzaken is dat vooral hydrologische maatregelen vaak moeilijk zijn te realiseren. Deze maatregelen beogen juist de aanvoer van basenrijk grondwater naar de wortelzone te stimuleren. Uit onderzoek dat is uitgevoerd in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur komen aanwijzingen naar voren dat de aanwezigheid van voldoende ijzer in het bodemprofiel een belangrijke randvoorwaarde vormt voor herstel van de basentoestand. Vermoed wordt dat op veel plaatsen de bodem van kwelgebieden waar kwel is omgeslagen in infiltratie, ontijzerd is geraakt. Door het deskundigenteam natte schraalgraslanden is daarom een onderzoek opgezet om de mogelijkheden van bevoeiing als effectgerichte maatregel tegen verzuring en verdroging te onderzoeken. Het onderzoek werd uitgevoerd in twee terreinen waar al meerdere jaren bevoeiing plaatsvindt (Plateaux, sinds 1984 en Zijdebrug, sinds 1996) en in twee terreinen waar een bevoeiingsexperiment zou worden gestart (Reestdal en Westbroekse zode).

Een van de onderzoeksfacetten betrof het bestuderen van het effect van bevoeiing en van het gebruikte watertype op de basen- en voedingstoestand van de bodem onder verschillende bodemkundige omstandigheden. Daartoe werden de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Leidt inundatie alleen bij hoge ijzergehalten van de bodem tot herstel van de basentoestand?
2. Leidt inundatie met sulfaathoudend water wel en met sulfaatvrij water niet tot indirecte eutrofiering als ongewenst neveneffect?
3. Treedt stikstofmobilisatie door inundatie alleen op bij onveraaard veen?
4. Zijn er effecten van substraat (zand, veen of klei) bij inundatie?

Het onderzoek is gefaseerd in de tijd uitgevoerd. In het eerste jaar werden de terreinen *bodemkundig beschreven* en werden op blanco percelen en bevoeide percelen bodemmonsters verzameld. De bodemmonsters werden geanalyseerd en de resultaten werden gebruikt als invoergegevens voor een *bodemchemisch model* waarmee effecten van bevoeiing op de basen- en nutriëntentoestand konden worden *geëvalueerd*. De bemonsterde plekken werden gedurende twee jaar *gemonitord* op samenstelling van het bodemvocht. In de terreinen werd ook de samenstelling van het bevoeiingswater bepaald. In het laatste jaar werd in het laboratorium onder gecontroleerde omstandigheden een *inundatie-experiment* uitgevoerd om de empirische ervaringen en modelresultaten te kunnen toetsen en verifiëren. Hierbij werden grondmonsters uit de verschillende onderzochte terreinen geïnundeerd met verschillende typen oppervlaktewater.

In het Reestdal bestaat de bodem beneden ca. 30 cm-mv uit onverweerd veen, daarbovenop komt een veraarde kleiige horizont voor, die wordt afgedekt door een 3 à 4 cm dikke, matig verteerde wortelmat (Mm). Zowel van het onverweerde als het veraarde veenmateriaal werden monsters verzameld voor het inundatie-experiment. In de Westbroekse Zodden bestaat de bodem uit een ca 40 cm dikke kragge. In het onderste deel van de profielen is zeggegeven aanwezig dat is ontstaan onder basenrijke omstandigheden. In de bovenste lagen van het zeggegeven is door regenwaterinvloed een laag haarmos en veenmosveen met wisselende dikte aanwezig. In de Plateaux komen laarpodzolen (cHn) met een ca. 35 cm dikke antropogene eerdlaag voor. De eerdlaag vertoont sporen van ontijzering door

uitspoeling. In het niet bevoeide perceel is de pH bovenin het profiel lager dan bij het bevoeide. Uit de eerdlaag van het niet bevoeide perceel werden monsters verzameld voor het inundatie-experiment. In Zijdebrug komen koopveengronden voor met een afdekkende laag van ongeveer 20 cm venige klei. Plaatselijk is deze kleilaag afgegraven en is er sprake van vlierveengronden met een bovengrond van kleilig veen. Zowel in het bevoeide als in het onbevoeide deel werd de kleiige bovengrond van het vlierveen verzameld voor het inundatie-experiment.

In alle onderzochte bodemonsters blijkt pyriet voor te komen. De tabel geeft een korte karakteristiek van de terreinen op basis van de bodemchemische eigenschappen.

Terrein	Substraat	Basentoestand	Ijzertoestand	Fosfaattoestand
Westbroek	Onveraard veen	Basenarm	Ijzerarm	Fosfaatarm
Reest	Veraard veen	Basenarm	Matig ijzerrijk	Fosfaatrijk
Zijdebrug	Klei op veen	Matig basenrijk	Ijzerrijk	Matig fosfaatrijk
Plateaux	Zand	Matig basenrijk	Matig ijzerrijk	Fosfaatarm

Uit de analyse van het oppervlaktewater blijkt dat de samenstelling van het oppervlaktewater in de verschillende terreinen sterk uiteen loopt. Zowel hard water met veel calcium en sulfaat als zacht water met lage calcium- en sulfaatconcentraties komt voor.

Uit de monitoring kan worden geconcludeerd dat in de samenstelling van het bodemvocht geen effecten van bevoeiing tot uiting komen. In de bodem verlopen redoxprocessen waarbij ijzeroxiden en sulfaten de belangrijke oxidatoren zijn. Op alle onderzochte standplaatsen heeft dit geleid tot oppervlakkige pyrietvorming in de bodem. Uit de aanwezige verschillen tussen onbevoeide en langjarig bevoeide percelen komen belangrijke aanwijzingen naar voren dat bevoeiing tot een hogere basenverzadiging van de bodem leidt. Bevoeiing door langdurige inundatie leidt tot omvorming van ijzeroxiden naar pyriet (Zijdebrug) en kortdurende bevoeiing met behoud van aerobie in de bodem leidt tot een toename van het actief ijzergehalte (Plateaux).

Uit de modevaluatie blijkt dat door anaërobe omstandigheden interne alkaliniteit kan worden gegenereerd, die groter is naarmate de redoxcapaciteit van de bodem groter is. De basenverzadiging van een standplaats zal onder anaërobe omstandigheden hoger zijn naarmate de redoxcapaciteit van de bodem groter is. De redoxcapaciteit wordt voornamelijk bepaald door ijzeroxiden en sulfaten. Als tevens sulfaatreductie kan optreden is het pH-effect van bevoeiing groter dan indien alleen ijzeroxiden reduceren.

Uit de modevaluatie blijkt dat onder aerobe omstandigheden de fosfaatconcentraties in het bodemvocht niet gecontroleerd worden door de oplosbaarheid van Fe(III)-P-zouten. Onder sterk reducerende omstandigheden treedt in gronden met hoge ijzergehalten een daling van de fosfaatconcentratie op door de vorming van Fe(II)-P zouten (vivianiet). Deze daling treedt niet op onder ijzerarme condities. Fosfaatomobilisatie door vernatting treedt op door fosfaatdesorptie ongeacht het gebruikte watertype. Fosfaatdesorptie is te verklaren uit het in oplossing gaan van ijzeroxiden door reductie.

Voor het inundatie-experiment werden vijf bodemonsters verzameld die verschillen in substraattype, basenverzadiging, ijzer- en fosfaatgehalten. Het bodemmateriaal werd overgebracht in flessen waaraan water werd toegevoegd, zodat het substraat geheel was ondergedompeld. Er werden twee verschillende watertypen gebruikt, waarmee het effect van sulfaat is onderzocht: sulfaatrijk en sulfaatvrij water. Het experiment werd in drievoud uitgevoerd in een klimaatkamer. De duur van het experiment was 30 dagen en na een inundatieperiode van 0, 1, 2, 3, 6, 10, 16 en 30 etmalen werd van elke serie behandelde substraten de bodemvochtsamenstelling geanalyseerd. Van tijdstip 0 en 30 werd tevens de vaste fase chemisch geanalyseerd. Dagelijks werd in elke fles de redoxpotentiaal gemeten.

Uit het inundatie-experiment blijkt dat er geen effect optreedt van het type water waarmee wordt geïnundeerd. Op alle locaties waar monsters werden verzameld voor

het experiment blijkt oppervlakkig pyriet voor te komen. De aanwezigheid van pyriet in de monsters blijkt van groter belang te zijn bij inundatie dan het gebruikte watertype. Ongeacht het watertype blijkt dat de sterkste fosfaatmobilisatie voorkomt bij de monsters met de laagste ijzer- en fosfaatgehalten in de bodem. Bodems met hoge ijzergehalten zijn minder gevoelig voor fosfaatmobilisatie.

De synthese van de deelonderzoeken leidt tot de conclusie dat inundatie ongeacht het watertype en het substraat een duidelijke invloed heeft op processen die in de bodem verlopen. De aanwezigheid van pyriet in de bodem is daarbij van grote betekenis gebleken voor deze conclusie. De ruimtelijke verbreiding van pyrietvoorkomens is daarom bepalend voor de geldigheid van onze onderzoeksresultaten. De verbreiding van pyriet is in ieder geval ruimer dan de invloedssfeer van het oppervlaktewater. Atmosferische depositie van sulfaat gedurende de afgelopen halve eeuw heeft daarbij mogelijk een rol gespeeld. Globaal zijn twee fasen te onderscheiden waarbij aanvankelijk een pH stijging en fosfaatmobilisatie en later een pH daling en fosfaatimmobilisatie optreden. Fosfaatimmobilisatie blijft achterwege in gronden met lage ijzergehalten. In de eerste fase domineert denitrificatie door aanwezigheid van pyriet en zuurstof. In de tweede fase domineert pyrietoxidatie. Het experiment bevestigde de modelberekeningen dat onder reducerende omstandigheden door vivianietvorming fosfaatimmobilisatie op kan treden.

Voor de praktijk zijn de effecten van indirecte eutrofiering vergeleken met die van directe eutrofiering via aangevoerde nutriëntenvrachten in het oppervlaktewater. Op ijzerrijke gronden is de kwaliteit van het oppervlaktewater een punt van grotere zorg dan de mogelijke gevolgen van indirecte eutrofiering.

Bevloeiing lijkt een goed perspectief te bieden als effectgerichte maatregel tegen verzuring. De gebruikte methode van bevoeiing is daarbij van doorslaggevend belang voor het succes van de maatregel. Kortdurende bevoeiing heeft een gewenst effect. Bevoeiing waarbij het water langdurig op het maaiveld blijft staan is ongewenst.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Sinds 1990 wordt in het kader van OBN in bloemrijke hooilanden en natte schraalgraslanden onderzocht hoe effecten van verzuring en verdroging kunnen worden hersteld. Zowel in de pleistocene beekdalen als in de veenweidegebieden blijft herstel van de oorspronkelijke vegetatie vaak achterwege omdat hydrologische maatregelen gericht op herstel van basenrijke kwel niet mogelijk zijn (Jansen et al., 1997; Van Delft en Kemmers, 1998). Er blijft veelal een gesloten vegetatie van grassoorten bestaan met een wortelmat waarin veel dood organisch (wortel)materiaal is geaccumuleerd. Het is onduidelijk welke mechanismen hiervoor verantwoordelijk zijn: 1) ontijzering van de bovenste humushorizonten, waardoor ijzerreductie als belangrijk zuurconsumerend proces een hoge basenstatus onmogelijk maakt (Kemmers et al., 2000); 2) kaliumgebrek door uitspoeling (Duren & van Andel, 1997), 3) sulfidetoxiciteit en indirecte eutrofiering als gevolg van sulfaatreductie in aangevoerd oppervlaktewater (Lamers et al., 1998).

Uit onderzoek van Kemmers et al. (2000) is gebleken dat ijzer en zwavel via reductieprocessen een belangrijke rol spelen bij de realisering van een hoge basenverzadiging van verzuurde gronden. Een oplossing zou kunnen zijn de verzuring te bestrijden door bevoeiing, waarbij basen- en ijzerrijk oppervlaktewater over de verzuurde en verdroogde vegetatie stroomt. Het succes van deze maatregel is waarschijnlijk afhankelijk van de kwaliteit van het oppervlaktewater (nutriënten, sulfaat, ijzer) en de locale standplaatscondities. Denkbaar is dat door directe of indirecte werking overstroming met oppervlakte water leidt tot ongewenste eutrofiëring (Boxman & Stortelder, 2000; Lamers, 2001). Bij dergelijke herstelmaatregelen tegen verzuring en verdroging zal dus kritisch gekeken moeten worden naar de samenstelling van het overstromingswater in relatie tot de bodemkundige condities en de mogelijke ongewenste neveneffecten van directe of indirecte eutrofiëring.

1.2 Achtergrond

In het verleden werd veelvuldig het systeem van bevoeiing toegepast waarmee een verhoging van de bodemvruchtbaarheid van madelanden werd beoogd door aanvoer van slib (Burny, 1999; Baayens et al., 2001). Daarbij werd niet alleen slib maar ook basenrijk water, ijzermineralen en kalium aangevoerd.

Recent staat overstroming van (boezem- en made)graslanden hernieuwd in de maatschappelijke belangstelling met als doel water tijdelijk te kunnen bergen tijdens piekafvoeren in neerslagrijke perioden en daarmee tevens een buffer op te bouwen voor drogere perioden. Interessant is de vraag of een dergelijk beleid tevens kan worden benut om verdroging en verzuring van natuurgebieden te bestrijden. Bestrijding van verzuring zou aldus meegekoppeld kunnen worden via de maatschappelijke wens natuurgebieden te gebruiken voor tijdelijke berging van water. De kwaliteit van het hedendaagse oppervlaktewater wijkt echter sterk af van de oorspronkelijke kwaliteit. Het is daarom onduidelijk of deze win-win-strategie niet

tot ongewenste neveneffecten in schraalgraslanden leidt in de vorm van eutrofiëring en aanvoer van toxische stoffen.

In het kader van OBN is door het deskundigenteam natte schraalgraslanden een project opgestart (Grootjans et al., 2001) waarbij de ecologische effecten onderzocht worden in een viertal reservaatgebieden waar gebruik gemaakt wordt van bevoeiing om verzuring en verdroging te bestrijden: Plateaux (N.Br), Reestdal (Dr/Ov), Westbroekse zodden (Ut) en Zijdebrug (ZH).

1.3 Onderzoeksvragen

Gegeven de probleemstelling hebben we de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Leidt inundatie alleen bij hoge ijzergehalten van de bodem tot herstel van de basentoestand?
2. Leidt inundatie met sulfaathoudend water wel en met sulfaatvrij water niet tot indirecte eutrofiering als ongewenst neveneffect?
3. Treedt stikstofmobilisatie door inundatie alleen op bij onveraard veen?
4. Zijn er effecten van substraat (zand, veen of klei) bij inundatie?

1.4 Doelstellingen

De bodemkundige aspecten van bevoeiing werden in opdracht van het Expertisecentrum LNV door Alterra onderzocht. Het doel van het onderzoek was vierledig:

1. Een vergelijking van de bodemkundige toestand in de bevoeide en onbevoeide percelen van de vier terreinen.
2. Een modelmatige bodemchemische evaluatie van effecten van bevoeiing op de basentoestand en de mogelijke mobilisatie van fosfaat.
3. Monitoring gedurende een periode van een jaar om het verloop van een aantal bodemchemische en -fysische variabelen te kunnen volgen en onder veldomstandigheden effecten van bevoeiing te kunnen vaststellen.
4. Experimenteel onderzoek naar effecten van vernatting op het fosfaatgedrag in de vier proefterreinen door ter plekke verzameld bodemmateriaal te gebruiken voor een inundatie-experiment onder gecontroleerde omstandigheden in het laboratorium.

Over de verschillende projectdoelstellingen is in afzonderlijke onderzoeksrapporten van Alterra gerapporteerd (Kemmers en van Delft, 2001,2002; Kemmers et al., 2002).

1.5 Hypothese

Als centrale hypothese van het onderzoek hebben we verondersteld dat de pH onder aërobe omstandigheden uitsluitend wordt gebufferd door ionenwisseling en door de (amorfe) aluminium- en ijzerhydroxiden gibbsiet ($\text{Al}(\text{OH})_3$) en goethiet ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Onder anaërobe omstandigheden treden reductieprocessen op waardoor goethiet wordt opgelost. Dit is een zuurconsumerend proces, waarbij H^+ ionen uit de oplossing verdwijnen, de pH en de Fe^{2+} concentratie stijgt en pH-afhankelijke evenwichten gaan verschuiven. Afhankelijk van de voorraad ijzer in de bodem zal dit proces doorgaan totdat alle goethiet is opgelost. Aansluitend kan echter sulfaat worden gereduceerd, hetgeen ook een zuurconsumerend proces is. Daarbij wordt pyriet gevormd (FeS_2). Als tevens al het sulfaat is gereduceerd dan stagneert de verdere reductie en zal de pH niet verder stijgen. Een van de belangrijkste consequenties van de pH stijging door reductie is dat uitwisselbare H^+ -ionen van het adsorptiecomplex in oplossing komen en worden vervangen door Ca^{2+} (en Fe^{2+}). De basenverzadiging en daarmee de zuurbuffercapaciteit, stijgt hierdoor.

Door de pyrietvorming wordt ijzer vastgelegd waardoor fosfaat wordt gemobiliseerd als gevolg van het in oplossing komen van Fe(III)-P verbindingen. Bovendien stimuleert de pH stijging de ammonificatie. De aanwezigheid van sulfaten kan daardoor tot ongewenste (interne) eutrofiering leiden.

1.6 Leeswijzer

Dit eindrapport heeft als doel om de resultaten van de verschillende onder punt 1 tot en met 4 genoemde onderzoeksaspecten te integreren. Dit eindrapport zal vooral gericht zijn op de praktijk. Naast een wetenschappelijk verantwoording zullen vooral ook de consequenties van de resultaten voor de praktijk worden besproken en geëvalueerd. Het wetenschappelijke deel is een synopsis van de deelstudies, waarnaar in de hoofdtekst wordt verwezen.

Na deze inleiding worden in het tweede hoofdstuk de opzet van het onderzoek en de daarbij gebruikte methoden beschreven. Daarin zetten we uiteen waar en hoe de bodems zijn beschreven en bemonsterd en welke chemische analyses zijn uitgevoerd. Op hoofdlijnen wordt uiteengezet hoe we met een chemisch evenwichtsmodel geprobeerd hebben een aantal bodemprocessen te simuleren. Tenslotte geven we aan wat we in het monitoringprogramma hebben gemeten.

Hoofdstuk 3 geeft de resultaten van het beschrijvende onderzoek. Na een korte karakteristiek van bodem- en humusprofieltypen worden een aantal bodemchemische eigenschappen gepresenteerd en tegen het licht gehouden van de praktijk van bevoeiing.

In hoofdstuk 4 worden de resultaten gepresenteerd van het monitoringprogramma. Aan de orde komen de samenstelling van het bevoeiingswater, de redoxpotentiaal en de samenstelling van het bodemvocht in bevoeide en niet bevoeide percelen.

In hoofdstuk 5 worden resultaten gepresenteerd van berekeningen met een chemisch evenwichtsmodel, waarmee voor de beschouwde standplaatsen effecten van inundatie werden doorgerekend op de basen- en ijzertoestand en de fosfaattoestand. Tenslotte wordt een paragraaf besteed aan adsorptie- en desorptie van fosfaat omdat het gedrag van fosfaat met het evenwichtsmodel niet goed bleek te kunnen worden verklaard.

In hoofdstuk 6 worden de opzet en de resultaten gepresenteerd van het inundatie-experiment.

In hoofdstuk 7 worden de deelresultaten geïntegreerd tot een synthese. Daarbij worden de onderzoeksresultaten gebruikt om de hypothese te toetsen, de onderzoeksvragen te beantwoorden en de consequenties van de nieuw verworven inzichten voor de praktijk aan te geven.

2 Opzet en methoden van het bodemkundig onderzoek

Het onderzoek werd uitgevoerd in twee terreinen waar al meerdere jaren bevoeiing plaatsvindt (Plateaux en Zijdebrug) en in twee terreinen waar een bevoeiingsexperiment zou worden gestart (Reestdal en Westbroekse zodde). Het onderzoek is gefaseerd in de tijd uitgevoerd. In het eerste jaar werden de terreinen *bodemkundig beschreven* en werden op blanco percelen en bevoeide percelen bodemmonsters verzameld. De bodemmonsters werden geanalyseerd en de resultaten werden gebruikt als invoergegevens voor een *bodemchemisch model* waarmee effecten van bevoeiing op de basen en nutriëntentoestand konden worden *geëvalueerd*. De bemonsterde plekken werden gedurende twee jaar *gemonitord* op samenstelling van het bodemvocht. In het laatste jaar werd in het laboratorium onder gecontroleerde omstandigheden een *inundatie-experiment* uitgevoerd om de empirische ervaringen en modelresultaten te kunnen toetsen. Hierbij werden grondmonsters uit de verschillende onderzochte terreinen geïnundeerd met verschillende typen oppervlaktewater.

2.1 Beschrijvend onderzoek

2.1.1 Bodem- en humusprofiel

Om de uitgangsituatie vast te leggen zijn in de vier terreinen beschrijvingen gemaakt van het bodem- en humusprofiel en zijn bodem- en watermonsters genomen. Tevens zijn metingen verricht om de redoxpotentiaal en het vochtgehalte van de grond te bepalen.

De humusprofielen zijn tot 40 cm – mv beschreven door met een humushapper een deel van het profiel uit te steken en de kenmerken hiervan te beschrijven. Om de rest van het profiel te kunnen beoordelen hebben we het profiel verder uitgeboord. Voor meer achtergrondinformatie bij de beschrijving van humusprofielen en de classificatie van humusvormen verwijzen we naar de betreffende literatuur: (Green et al. 1993, Van Delft 2001, Kemmers en De Waal, 1999, Kemmers et al. 2001).

2.1.2 Bemonstering

Op de plaatsen waar een humusprofiel werd beschreven werden mengmonsters van 4 prikken per horizont verzameld voor chemische analyse. De monsters werden gestoken op de hoekpunten van pq's. In de meeste profielen zijn 2 of drie lagen bemonsterd. Deze bodemmonsters zijn door middel van vacuümfiltratie gescheiden in een vaste en een vloeibare fase. Aan de monsters van de Plateaux kon onvoldoende bodemvocht worden onttrokken voor analyses van de vochtfase. De volgende analyses zijn uitgevoerd:

Vaste fase

- pH-KCl (potentiometrisch),
- organische stof gehalte (Gloeiverlies)
- actief Al (met oxalaat extraheerbaar Al)
- Fe-totaal (met Koningswater extraheerbaar Fe)
- Pyriet (HNO_3 extractie na verwijdering van $\text{Na}_3\text{-EDTA}$ -oplosbare sulfaten en jarosiet)
- Uitwisselbaar Ca, Mg, K, Na, Fe, H (Bascomb_{pH 8.1})
- P-oxalaat (met oxalaat extraheerbaar P)

Vloeibare fase

- pH, EGV
- Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+}
- SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^-

De analyses zijn uitgevoerd door het bureau 'Giesen & Geurts Biologische Projecten' te Ulft. De gebruikte analysemethoden zijn beschreven in een analyserapport (Giesen & Geurts, 2001).

Uit de analysegegevens zijn een aantal bodemvariabelen afgeleid:

- Potentiële $\text{CEC}_{\text{pH}=8.1}$: Som uitwisselbare basen en waterstof bij $\text{pH}=8.1$
- Ca-verzadiging: $\text{Ca-uitw.}/\text{Potentiële CEC}$
- Fe-oxalaat (amorfe i.e. actieve ijzeroxiden): $0.7272 \cdot \text{Fe-totaal}$ (Kemmers, 1999)
- Ionenwisselingconstante (Gaponcoëfficiënt)

2.2 Modelevaluatie

De verzamelde bodemchemische gegevens zijn gebruikt om met het model ECOSAT de effecten van een gesimuleerde bevoeiing te berekenen.

Met het model ECOSAT (Keizer & van Riemsdijk, 1996) kunnen concentraties van ionen in het bodemvocht worden berekend op basis van evenwichtsreacties, redoxreacties en ionenwisseling tussen verschillende chemische componenten in een bodem-water-systeem. De volgende componenten zijn door ons voor de systemen in beschouwing genomen: H^+ , Ca^{2+} , CO_3^{2-} , Fe^{3+} , OH^- , SO_4^{2-} , Al^{3+} , PO_4^{3-} en e^- .

Het model berekent evenwichtsconcentraties voor alleen die ionen die zijn te herleiden uit de componenten die voor het systeem zijn gedefinieerd. Daarbij vraagt het model tevens gegevens over gassen, mineralen, geadsorbeerde ionen en ionenwisselingsconstanten. Als mineralen die in het systeem voorkomen of gevormd kunnen worden hebben wij gekozen voor die mineralen die een belangrijke rol spelen bij de zuurbuffering. Onder aërobe omstandigheden is dit gibbsiet ($\text{Al}(\text{OH})_3$) en goethiet ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Onder anaërobe omstandigheden wordt goethiet gereduceerd, waarbij sideriet (FeCO_3), of pyriet (FeS_2) kan worden gevormd. De reductie van goethiet en de vorming van pyriet is een zuurconsumerend proces. Van goethiet en gibbsiet is verondersteld dat ze voorkomen in amorfe vorm, die iets beter oplosbaar is dan de minerale vorm. Ook zijn de fosfaat-zouten strengiet, vivianiet en varisciet in beschouwing genomen.

Met het model kan inzicht worden verkregen welke chemische componenten en processen de basen- en nutriëntentoestand van de bodem controleren. De nutriëntentoestand kan daarbij slechts in beschouwing worden genomen voorzover het evenwichtsreacties betreft voor de oplosbaarheid van ijzer-, calcium- of aluminiumfosfaten. Als omgevingsvariabelen vraagt het model gegevens van de ionsterkte, temperatuur en het gasvolume.

Het model is gecalibreerd door de berekende Ca-verzadiging, pH en Al-totaalgehalte te vergelijken met de gemeten waarden. Bij de berekening werd de redoxpotentiaal (pe) gevarieerd.

2.3 Monitoring

Een van de onderdelen van het project betrof het periodiek volgen van het bodemvochtgehalte, de redoxpotentiaal en de chemische samenstelling van het bodemvocht om mogelijke effecten van bevoeiing te kunnen vaststellen. Naast de samenstelling van het bodemvocht werd ook de samenstelling van het oppervlaktewater waarmee werd geïnundeerd, geanalyseerd.

Chemische samenstelling bodemvocht

Voor de bemonstering van het bodemvocht werd aanvankelijk gebruik gemaakt van rhizonsamplers, waaraan via aanbrenging van een vacuüm bodemvocht kon worden onttrokken. Deze methode bleek ongeschikt te zijn (te nat, te droog, te grote

bodemvochtspanning). Uiteindelijk is in alle terreinen overgegaan op verzameling van samengestelde bodemmonsters waarna door centrifugeren in het lab de vochtfase werd gescheiden van de vaste fase. Deze bemonstering werd in alle terreinen tenminste in een droge en een natte periode uitgevoerd: september 2001 en maart 2002. In het Reestdal werd bovendien in maart en juni 2001 bemonsterd. Op dezelfde tijdstippen werd naast het bodemvocht tevens een oppervlaktewatermonster verzameld in vacuüm gezogen buisjes. Het betrof steeds water uit de aanvoerkanalen of beken van waaruit water het terrein werd ingelaten.

In het bodemvocht werden volgens standaardmethoden de volgende chemische analyses uitgevoerd: pH, Ca^{2+} , Fe^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , ortho-P.

Bodemvochtgehalte

Het volumepercentage vocht van de bodem werd gemeten met behulp van TDR (Time Domain Reflectometry, Topp et al., 1980) door een sonde verticaal in de bovenste 15 cm van de bodem aan te brengen. In een straal van 2,5 m rond de plaats van bodemvochtbemonstering werden meerdere metingen verricht die werden gemiddeld.

Redoxmetingen

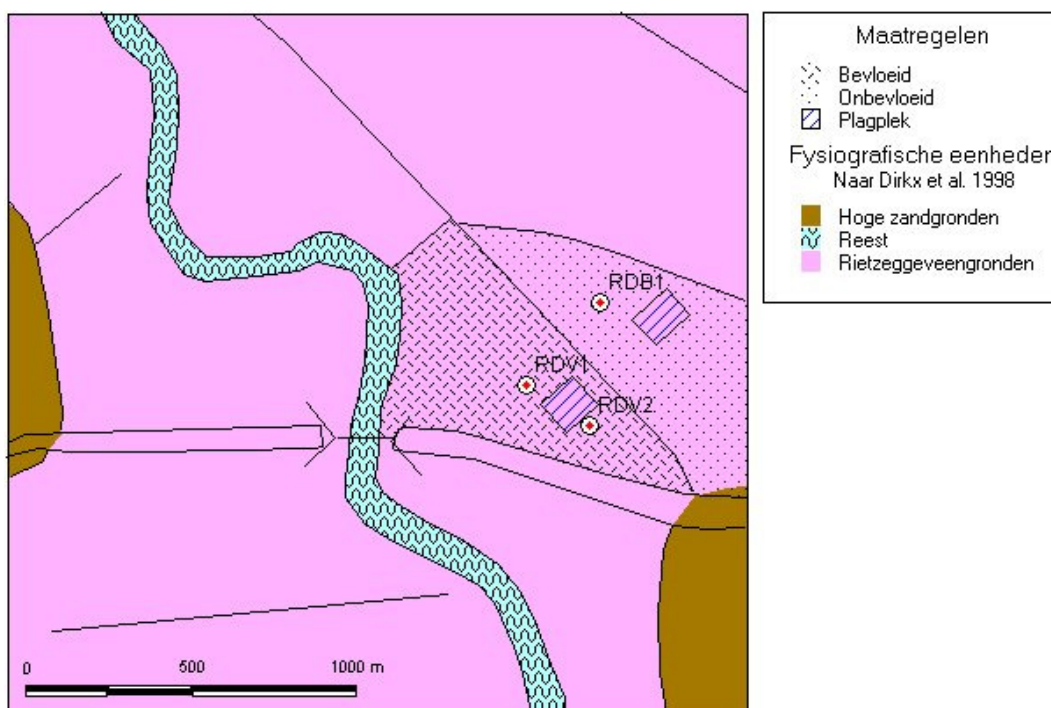
Tegelijkertijd met de bemonstering van bodemvocht werd ook de redoxpotentiaal gemeten. Daartoe werd bij elk terreinbezoek op twee dieptes een platinasonde die via een voltmeter verbonden was met een calomelelectrode in de grond aangebracht. De voltmeter werd afgelezen als de waarde minstens een minuut constant was gebleven. In een straal van 2,5 m rond de plaats van bodemvochtbemonstering werden meerdere metingen verricht die werden gemiddeld.

3 De uitgangstoestand

In de Plateaux en in Zijdebrug is al geruime tijd een bevoeiingssysteem operationeel. In het Reestdal is sinds 2000 enkele keren een kortdurende bevoeiing uitgevoerd (Grootjans et al., 2001). In Westbroekse zodde is door praktische problemen nog geen bevoeiing van start gegaan.

3.1 Reestdal

Het veenpakket in de middenloop van de Reest bestaat voornamelijk uit broekveen en (riet)zeggeveen. Reeds in de Middeleeuwen waren delen van de veengronden in het Reestdal in gebruik als hooiland, waarbij men profiteerde van de toestroom van kwelwater en de verrijking van de bodem tijdens overstromingen. Het eerste punt (RDV1) is beschreven (Kemmers en van Delft, 2001) in het centrale deel van het bevoeide perceel (figuur 1). In het niet bevoeide deel is het profiel RDB1 beschreven. Alle beschreven profielen bestaan beneden ca. 30 cm-mv uit onverweerd veen, daarbovenop komt een veraarde kleiige horizont voor, die wordt afgedekt door een 3 à 4 cm dikke, matig verteerde wortelmat (Mm). Deze wortelmat is een gevolg van de natte omstandigheden waardoor de afbraak van de organische stof geremd wordt. In bijlage 1 zijn de resultaten van de bodemchemische analyses opgenomen.

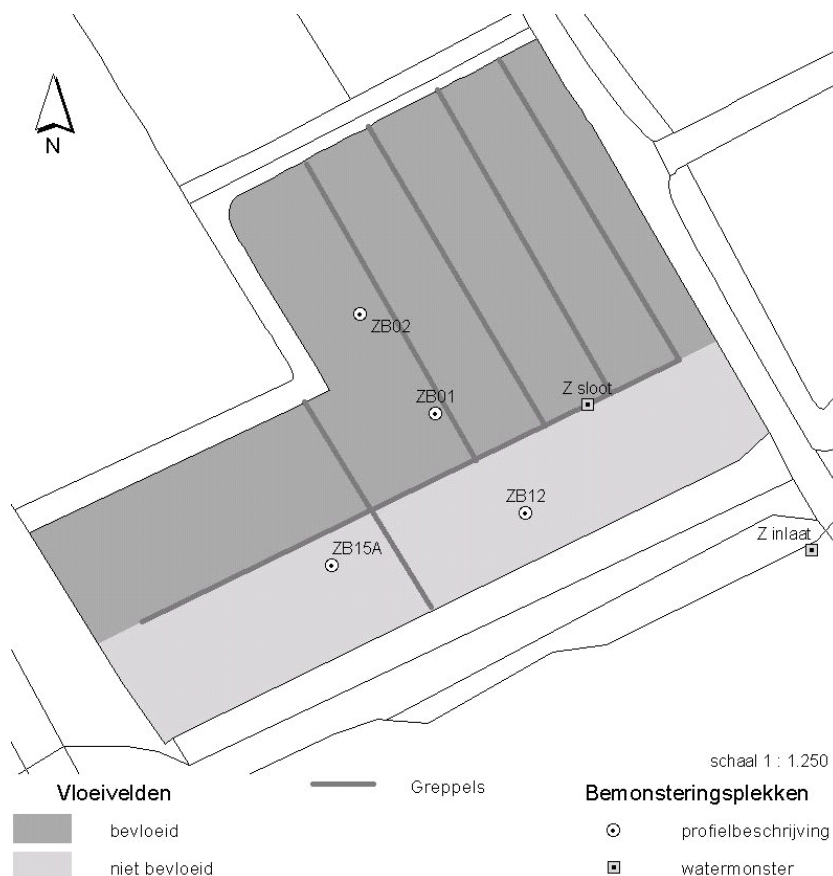


Figuur 1 Ligging van beschreven en bemonsterdeprofielen in de Reest

Het bodemkundig onderzoek werd uitgevoerd op een punt (Pl 12) in een onbevloeid en een bevloeid (Pl06) perceel. Op beide punten zijn laarpodzolen (cHn) met een ca. 35 cm dikke antropogene eerdlaag aangetroffen. De eerdlaag vertoont sporen van ontijzering door uitspoeling. In beide profielen komt bovenin de eerdlaag een 4 tot 7 cm dikke laag voor waarin dode wortels zijn geaccumuleerd. In het niet bevloeide perceel is de pH bovenin het profiel lager dan bij het bevloeide. Bij het bevloeide perceel is de pH in de bovengrond ongeveer 5,5 en in de diepere lagen ca 5. Dit is erg hoog voor een podzolprofiel. Hieruit blijkt dat door bevoeiing en infiltratie met het kalkrijk maaswater de zuurbuffer vergroot is ten opzichte van de natuurlijke waarden. Beide humusprofielen worden gerekend tot de wormhydromullmoders, wijzend op vochtig tot natte omstandigheden met een betrekkelijk snelle omzetting van organische stof door een gunstige pH. Resultaten van bodemchemische analyses zijn opgenomen in bijlage 1.

3.4 Zijdebrug

Het schraallandreservaat Zijdebrug ligt binnendijs aan de boezemwatergang de Achterwaterschap in de Alblasserwaard, ca 2 km te zuiden van Streefkerk. In Zijdebrug zijn de vier beschreven profielen ontwikkeld in bosveen. In de bovenste 40 cm is dit grotendeels veraard (Oh-horizont). Over het algemeen komen koopveengronden voor met een afdekkende laag van ongeveer 20 cm venige klei. Plaatselijk is deze kleilaag afgegraven en is er sprake van vlierveengronden met een bovengrond van kleilig veen. In het bevloeide deel (sinds 1996) ligt ZB01 op een vlierveengrond en ZB02 op een koopveengrond (zie figuur 3). In het niet bevloeide deel ligt ZB12 op een vlierveengrond en ZB15A op een koopveengrond. Bij alle profielen komt enige vorm van accumulatie van organische stof in de vorm van wortelmatten voor. Bij de blanco profielen is de dikte van de wortelmatten groter dan bij de bevloeide profielen. De pH aan maaiveld is overal ongeveer 4 en neemt dan toe tot 5,8 op ongeveer 50 cm – mv. Een effect van bevoeiing op de pH is niet duidelijk waar te nemen. Alle profielen behoren tot de beekkeerdmoders. Op basis van de wortelmatten die overal voorkomen worden ze tot de schrale fase van deze subgroep gerekend. Resultaten van bodemchemische analyses zijn opgenomen in bijlage 1.



Figuur 3 Ligging van de beschreven en bemonsterde profielen in Zijdebrug

3.5 Bodemchemische eigenschappen

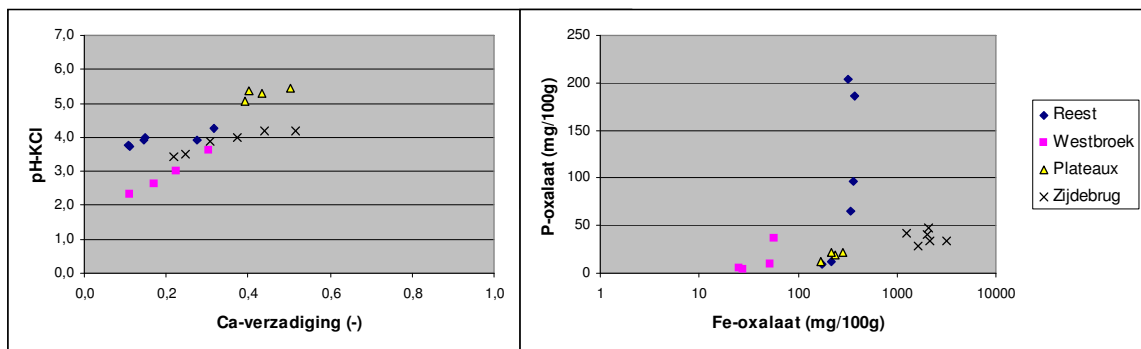
Basentoestand

Uit de chemische analyses blijkt (figuur 4) dat in alle onderzochte terreinen de calciumverzading lager is dan 50%. Dit wijst op een gebrekkige aanvulling van basen door kwelwater, waardoor bodemverzuring is opgetreden. Alleen in de Plateaux is de pH van de bodem nog relatief hoog, hetgeen vermoedelijk samenhangt met een lange bevoeiingstraditie van het terrein.

Ijzer- en fosfaattoestand

In Westbroek komen zeer lage ijzergehalten voor in de bodem, waardoor er slechts weinig interne alkaliniteit door reductie van ijzeroxiden kan worden geproduceerd (Kemmers et al. in press). Waarschijnlijk hangt de lage basentoestand hiermee samen. In Zijdebrug komen zeer hoge ijzergehalten voor en in het Reestdal en de Plateaux tussenliggende waarden. In het Reestdal is het fosfaatgehalte van de bodem plaatselijk zeer hoog. Opvallend is dat in alle monsters pyriet voorkomt (zie bijlage 1), wat wijst op periodiek langdurig anaërobe omstandigheden.

Tabel 1 geeft een korte karakteristiek van de terreinen op basis van de bodemchemische eigenschappen. In geen van de terreinen blijken significante verschillen aanwezig tussen de bodemchemische eigenschappen van bevoeide en onbevoeide percelen



Figuur 4) De calciumverzadiging en de pH-KCl en b) het gehalte met oxalaat extraheerbaar ijzer en fosfaat van de onderzochte monsters in de vloeivelden.

Tabel 1 Bodemsubstraat en enkele bodemchemische karakteristieken van de vloeivelden

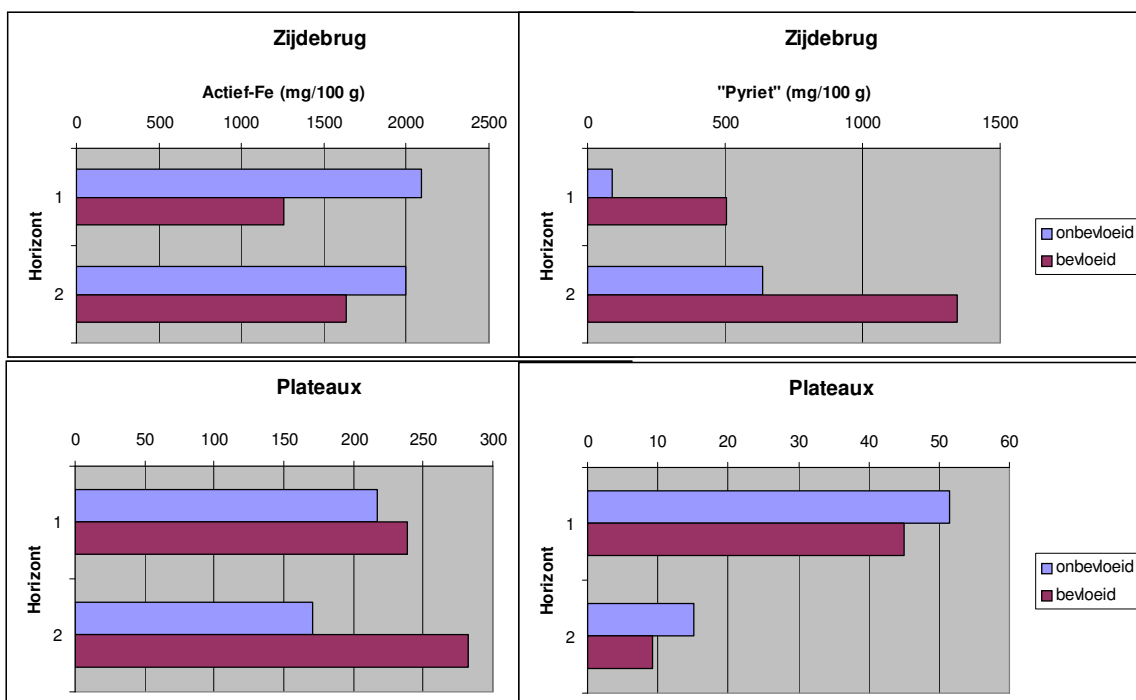
Terrein	Substraat	Basentoestand	Ijzertoestand	Fosfaattoestand
Westbroek	Onveraard veen	Basenarm	Ijzerarm	Fosfaatarm
Reest	Veraard veen	Basenarm	Matig ijzerrijk	Fosfaatrijk
Zijdebrug	Klei op veen	Matig basenrijk	Ijzerrijk	Matig fosfaatrijk
Plateaux	Zand	Matig basenrijk	Matig ijzerrijk	Fosfaatarm

Effecten van bevoeiing

Alleen in de Plateaux en in Zijdebrug is een langjarige traditie van bevoeiing aanwezig en kunnen effecten daarvan in de bodem tot uiting komen. Alleen indien een niet erg streng criterium voor significantie wordt gehanteerd blijken enige effecten van bevoeiing tot uiting te komen in een verhoging van uitwisselbare basen, pH, organische stofgehalte (Kemmers et al., 2002).

In Zijdebrug is door bevoeiing het actief ijzergehalte afgenomen en op de Plateaux juist toegenomen (Figuur 5). Hoewel niet significant zijn de pyrietgehalten in bevoeide percelen van Zijdebrug op vergelijkbare diepten aanzienlijk hoger dan in niet bevoeide percelen. In de Plateaux zijn deze verschillen minder duidelijk en dan juist andersom.

De verschillen tussen de Plateaux en Zijdebrug in ijzergedrag kunnen worden verklaard uit de wijze van bevoeiing. In Zijdebrug vindt bevoeiing plaats door gedurende het winterhalfjaar de peilen op te zetten waardoor een langdurige inundatie ontstaat. Door deze natte omstandigheden kunnen ijzeroxiden in oplossing gaan door reductie en worden omgevormd in pyriet. Op de Plateaux wordt over een korte periode (ca. 10 dagen) water over het maaiveld geleid, dat vervolgens weer tot afvoer komt. Door deze praktijk blijft het profiel aëroob, waardoor ijzeroxiden uit het bevoeiingswater als ijzeroxiden in de bodem achterblijven.



Figuur 5 Gehalten 'actief-Fe' en 'pyriet' in de bodem van bevoeide en onbevoeide percelen in Zijdebrug en de Plateaux

4 Monitoring

4.1 Kwaliteit oppervlaktewater

In tabel 2 is de gemiddelde samenstelling van het bevoeiingswater weergegeven. Het betreft steeds water uit de aanvoerkanalen of beken van waaruit water het terrein werd ingelaten.

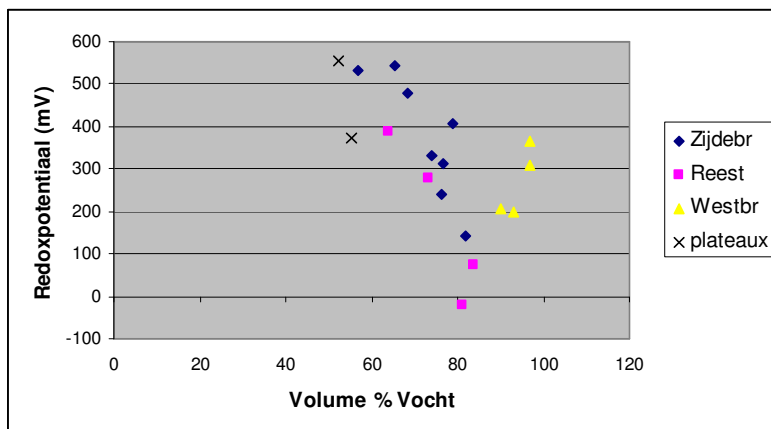
Tabel 2 Gemiddelde samenstelling van het oppervlaktewater waarmee de verschillende terreinen worden bevoeid

Terrein	Gemiddelde samenstelling oppervlakte water							
	P	Ca	Fe	K	NH4	NO3	SO4	HCO3
	mg/l							
Reest	0,20	32,09	5,61	5,58	1,31	1,20	18,54	47,66
Westbroek	0,21	50,19	2,21	10,49	-	0,11	7,13	-
Zijdebrug	0,28	85,95	0,65	7,53	0,56	4,89	95,12	-
Plateaux	0,05	74,37	0,02	0,32	-	-	38,37	-

Uit de analyse van het oppervlaktewater blijkt dat de samenstelling van het oppervlaktewater sterk uiteen loopt. Zowel hard water met veel calcium en sulfaat als zacht water met lage calcium- en sulfaatconcentraties komt voor. Het oppervlaktewater in de Reest heeft de hoogste ijzerconcentraties, Zijdebrug de hoogste calcium-, sulfaat- en nitraatconcentraties. Het oppervlaktewater in de Plateaux heeft de laagste fosfaat- en ijzerconcentraties. In Westbroek komen de hoogste kalium- en de laagste sulfaatconcentraties voor.

4.2 Bodemvocht en redoxpotentiaal

Uit figuur 6 blijkt dat de redoxpotentialen lager zijn naarmate het vochtgehalte van de bodem hoger is. Met name in de profielen van de Reest, Westbroek en Zijdebrug wijzen deze vochtgehalten op nagenoeg waterverzadigde bodems. Niettemin werden nergens lage waarden gemeten waarbij sulfaatreductie kan optreden. In alle terreinen wordt door voldoende aanwezigheid van ijzeroxiden in de bodem de redoxpotentiaal onder anaërobe omstandigheden gebufferd op een vrij hoog niveau. Het is niet ondenkbaar dat door de meetmethode hogere redoxpotentialen worden geregistreerd dan feitelijk in het ongestoorde profiel aanwezig zijn (Kemmers et al., 2002).



Figuur 6 Het volumepercentage vocht en de redoxpotentiaal in de bodem van de verschillende terreinen.

4.3 Chemische samenstelling bodemvocht

In bijlage 2 zijn de resultaten van de bodemvochtanalyses opgenomen. Uit de resultaten blijkt dat in de winterperiode reductieprocessen optreden waarbij ijzeroxiden en sulfaat worden gereduceerd. Dit uit zich in lage ijzer en hoge sulfaatconcentraties tijdens de zomer en hoge ijzer- en lage sulfaatconcentraties in de winter. De daarbij waargenomen daling van de calciumconcentratie in de winterperiode in combinatie met de pH-stijging wijst erop dat het adsorptiecomplex wordt opgeladen met basen. In Zijdebrug en het Reestdal zijn de aanwijzingen voor reductie duidelijker dan in Westbroek en de Plateaux. Met uitzondering van de Plateaux komen geen duidelijke verschillen voor in de bodemvochtsamenstelling van bevroene en onbevroene percelen.

In tabel 3 zijn enkele afgeleide variabelen van de waterkwaliteit van de verschillende horizonten van de Plateaux en Zijdebrug weergegeven. Het blijkt dat in elk van de monsters een vrij hoog aandeel Rijnwater (RHLOB) aanwezig is. Dit geeft aan dat de waterkwaliteit sterk door het oppervlaktewater wordt beïnvloed. Er is geen wezenlijk verschil aanwezig tussen de bevroene en onbevroene bodemhorizonten. De waterkwaliteit wijst erop dat naarmate de monsters van grotere diepte afkomstig zijn de regenwater invloed terugloopt. In het bodemvocht van het monster uit de Plateaux is relatief het grootste aandeel grondwater en rijnwater aanwezig.

Tabel 3 Enkele waterkwaliteitsparameters in het bodemvocht van verschillende horizonten met afgeleide variabelen voor het percentage verwantschap met regenwater (ATW80), grondwater (LIANG), zeewater (TH70) en Rijnwater (RHLOB)

Terrein	Behandeling	Code	horizont	diepte cm-mv	pH	ECm25 mS/m	IR %	ATW80 %	LIANG %	THN70 %	RHLOB %
Plateaux	bevoeid	PL-pq6	Ahm	0-7	6.9	26.3	40.8	6.7	33.4	8.2	59.8
	bevoeid	PL-pq6	Aae	7-15							
	blanco	PL-pq12	Aae	5-15							
	blanco	PL-pq12	Aaeg	20-30							
Zijdebrug	bevoeid	ZB 01	2Oh	3-12	6.3	23.20	37.40	16.0	23.8	-1	53.5
	bevoeid	ZB 01	3Oh	12-20	5.2	42.10	61.50	48.6	20.1	27.5	51.6
	bevoeid	ZB 02	Ahg	2-13	4.9	13.10	35.30	27.8	.8	-7.2	41.6
	blanco	ZB 12	Omm+Omh	2,5-10	4.9	14.00	39.10	38.2	3.9	-7.9	45.1
	blanco	ZB 12	Oh	10-20	4.5	36.60	70.90	53.0	13.9	18.3	34.0
	blanco	ZB 15A	Ah	5-14	4.7	22.30	47.70	49.0	6.2	5.9	51.9

4.4 Conclusies

Uit de monitoring kan worden geconcludeerd dat:

- in de samenstelling van het bodemvocht geen effecten van bevloeiing tot uiting komen;
- in de bodem redoxprocessen verlopen waarbij ijzeroxiden en sulfaten belangrijke oxidatoren zijn;
- deze redoxprocessen in de bodem optreden ongeacht wel of geen bevloeiing;
- dit op alle onderzochte standplaatsen heeft geleid tot oppervlakkige pyrietvorming in de bodem;
- metingen van de redoxpotentiaal moeilijk zijn te interpreteren;
- na langjarige bevloeiing effecten wel in de bodemchemische eigenschappen tot uiting kunnen komen (Plateaux en Zijdebrug).

Uit de aanwezige verschillen tussen onbevloeide en langjarig bevloeide percelen komen belangrijke aanwijzingen naar voren dat:

- bevloeiing tot een hogere basenverzadiging van de bodem leidt;
- de wijze van bevloeiing tot verschillende effecten op de ijzergehalten in de bodem kan leiden;
- bevloeiing door langdurige inundatie leidt tot omvorming van ijzeroxiden naar pyriet (Zijdebrug);
- kortdurende bevloeiing met behoud van aerobie in de bodem leidt tot een toename van het actief ijzergehalte (Plateaux).

5 Modevaluatie

5.1 Modelcalibratie

Tabel 4 geeft de resultaten van de calibratie voor de pH en de Ca-verzadiging. Bij de calibratie werden de aluminiumgehalten aangepast. Dit heeft geleid tot sterk afwijkende waarden van gemeten en gecalibreerde aluminiumgehalten, wat waarschijnlijk is toe te schrijven aan de invloed van organische zuren op de pH, die in het model worden genegeerd. De gebruikte procedure leidt tot een goede voorspelling van de pH en de Ca-verzadiging. Het model is niet betrouwbaar voor reacties waarbij aluminium is betrokken.

Tabel 4 Veldwaarden van de redoxpotentiaal (pe) gemeten en gecalibreerde Al-totaalgehalten, gemeten en berekende waarden van de Ca-verzadiging en pH na calibratie van monsters uit het Reestdal (RD), Westbroekse zoden (WB), de Plateaux (PL) en Zijdebrug (ZB).

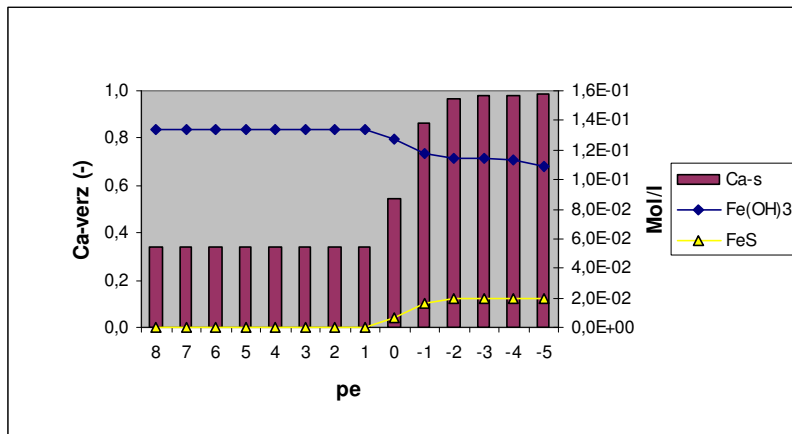
Monster	pe	Al-tot Mol/l		Ca-verz (-)		pH (-)	
	veldwaarde	gem.	calibratie	gem.	ber.	gem.	ber.
RDV11	0.0	0.0045	0.0575	0.11	0.07	5.03	4.68
RDV12	0.0	0.0495	0.0950	0.15	0.14	6.53	6.40
RDV13	0.0	0.0068	0.0270	0.32	0.34	6.31	6.26
RDB11	0.0	0.0068	0.0400	0.26	0.26	5.36	5.31
RDB12	0.0	0.0042	0.0380	0.11	0.12	5.83	5.79
RDB13	0.0	0.0259	0.0825	0.14	0.15	6.40	6.30
WB 11	0.0	0.0016	0.0150	0.30	0.31	4.90	4.80
WB 12	0.0	0.0004	0.0099	0.23	0.22	4.59	4.47
WB 61	0.0	0.0001	0.0095	0.11	0.13	4.15	4.28
WB 62	0.0	0.0003	0.0088	0.17	0.17	4.20	4.26
PL6AhM	3.0	0.0655	0.0010	0.50	0.49	6.92	6.79
PL6Aae	3.0	0.0990	0.0010	0.43	0.42	6.68	6.36
PL12Aae	3.0	0.0928	0.0400	0.39	0.39	6.62	6.59
PL12Aaeg	3.0	0.0914	0.0150	0.40	0.40	6.65	6.58
ZB1-2Oh	5.0	0.0164	0.0164	0.44	0.45	6.28	6.21
ZB1-3Oh	5.0	0.0253	0.0175	0.52	0.52	5.18	5.13
ZB2Ahg	5.0	0.1096	0.0019	0.31	0.29	4.94	4.81
ZB12-OmM	5.0	0.0544	0.0001	0.25	0.25	4.89	4.80
ZB12-Oh	5.0	0.0692	0.0001	0.37	0.34	4.48	4.35
ZB15-Ah	5.0	0.0542	0.0060	0.22	0.23	4.65	4.59

5.2 De basen-, ijzertoestand

Algemeen

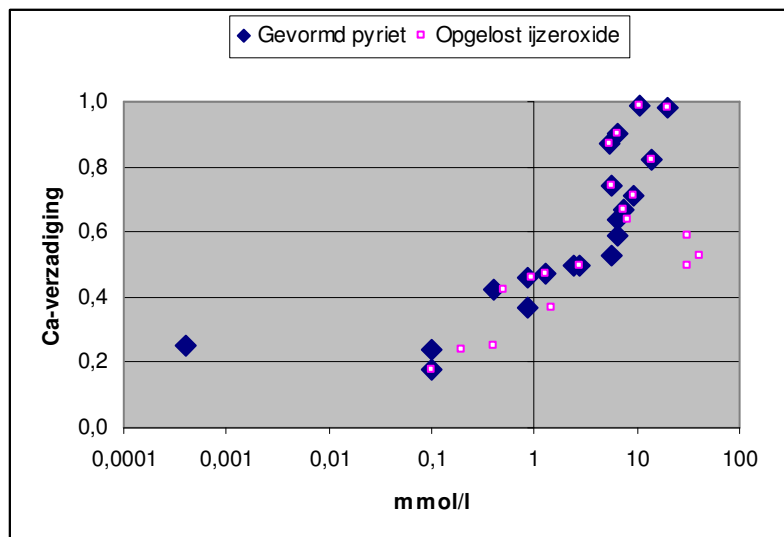
Met het gecalibreerde model werden voor de verschillende standplaatsen effecten van bevoeiing doorgerekend door de redoxpotentiaal te verlagen. Het model berekend voor de opgelegde redoxpotentiaal nieuwe evenwichten voor de pH en de Ca-verzadiging en het ijzergehalte.

Het blijkt dat op alle standplaatsen bij verlaging van de redoxpotentiaal ijzeroxiden door reductie in oplossing gaan en sulfaatreductie optreedt. Door deze reductieprocessen stijgt de concentratie Fe^{2+} en sulfide in het bodemvocht tot een niveau waarbij pyriet (FeS_2) kan neerslaan (zie figuur 7). Omdat reductieprocessen zuurconsumerend zijn (waterstofionen worden omgezet in watermoleculen) stijgt de pH in het bodemvocht. Hierdoor daalt de waterstofverzadiging en stijgt de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex. Door reductieprocessen wordt het adsorptiecomplex van de bodem dus opgeladen met basen (cq. calcium), waardoor de zuurbuffercapaciteit toeneemt.



Figuur 7 Het verloop van het gehalte ijzeroxiden en pyriet en de calciumverzadiging bij daling van de redoxpotentiaal (pe).

De mate waarin de calciumverzadiging zal stijgen zal groter zijn naarmate de redoxcapaciteit van de bodem groter is (figuur 8). Naarmate de voorraad ijzeroxiden en sulfaat groter is, zal de redoxcapaciteit van de bodem en de zuurconsumptie groter zijn, zodat de calciumverzadiging tot een hoger niveau kan oplopen onder reducerende omstandigheden. Tegelijkertijd zal het pyrietgehalte stijgen en het ijzeroxidegehalte dalen. Figuur 9 het verband weer tussen de calciumverzadiging en de hoeveelheid ijzeroxiden die kunnen oplossen en omgevormd worden tot pyriet bij een daling van de redoxpotentiaal tot een waarde van ca. -240mV (=pe-4).

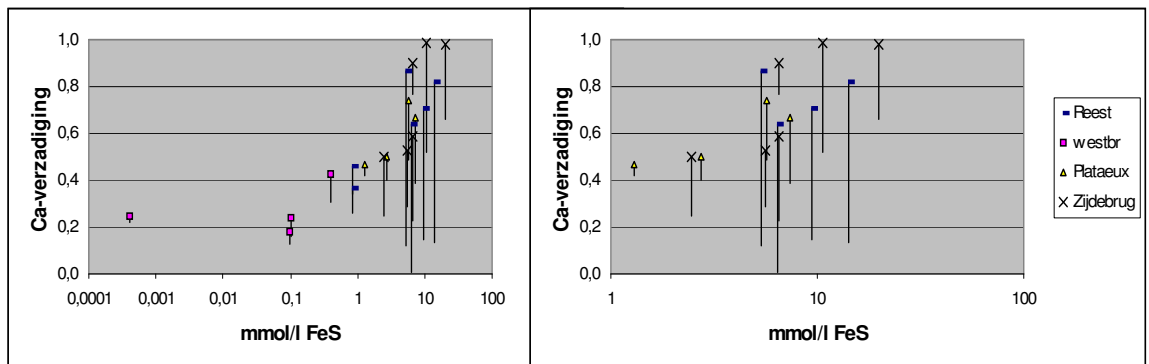


Figuur 8 Verband tussen de calciumverzadiging en de hoeveelheid ijzeroxiden die worden opgelost en omgevormd tot pyriet bij een daling van de redoxpotentiaal tot -240 mV

Uit figuur 8 blijkt dat in sommige gevallen meer ijzeroxiden worden opgelost dan pyriet is gevormd. Daar is sprake van een overmaat aan ijzer ten opzichte van sulfaat. Bij overmaat aan ijzeroxiden gaat de pyrietvorming door totdat alle sulfaten zijn gereduceerd. De reductie van ijzeroxiden gaat daarna verder waardoor de Fe^{2+} concentratie stijgt.

(Bij een overmaat aan sulfaat worden alle ijzeroxiden omgevormd tot pyriet en zullen bij verdere sulfaatreductie vrije sulfiden worden gevormd. Omdat de totale hoeveelheid sulfaat in ECOSAT gebaseerd is op het pyrietgehalte kan nooit een overmaat sulfaat bij onze berekeningen aanwezig zijn.)

Opvallend is dat op een aantal standplaatsen die zeer ijzerrijk zijn (Zijdebrug), de calciumverzadiging niet boven de 60% stijgt ondanks dat er veel ijzeroxiden in oplossing komen. Kennelijk is het pH effect groter als tevens sulfaatreductie optreedt.



Figuur 9 De hoeveelheid gevormd pyriet bij een daling van de redoxpotential van ca 450 tot -240 mV en de daardoor veroorzaakte stijging van de calciumverzadiging (lengte van de stok) op de onderzochte standplaatsen (rechter figuur is een uitvergroting)

Figuur 9 geeft aan hoeveel de calciumverzadiging op de verschillende standplaatsen door reductie kan toenemen. Het blijkt dat de stijging van de calciumverzadiging sterk afhankelijk is van de hoeveelheid pyriet die tijdens reductie kan worden gevormd. Tevens blijkt dat de calciumverzadiging weer sterk kan dalen door pyrietoxidatie onder aerobe omstandigheden.

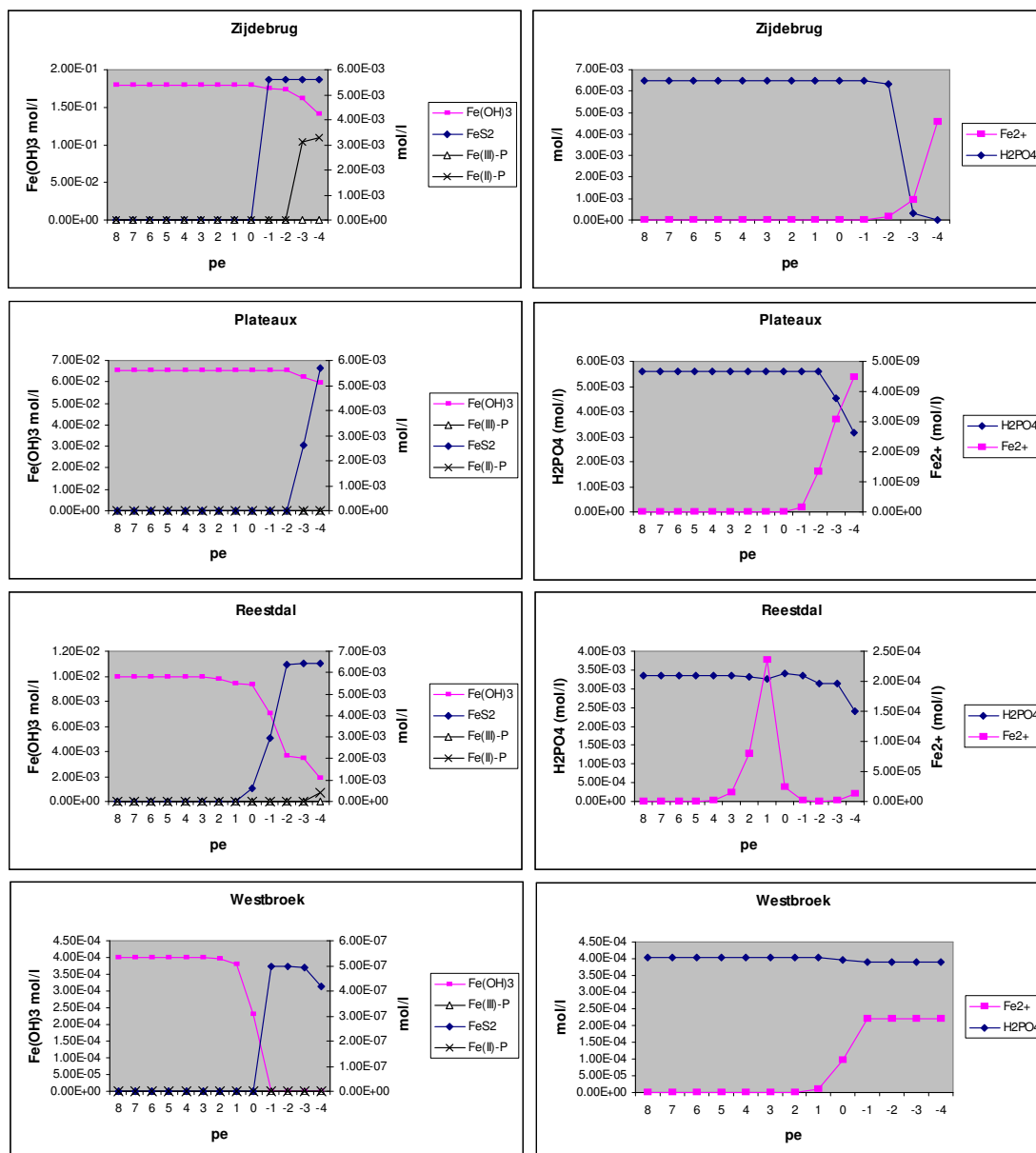
Conclusies

Uit de modevaluatie blijkt dat:

- door anaerobe omstandigheden interne alkaliniteit kan worden gegenereerd, die samenhangt met de redoxcapaciteit van de bodem;
- de basenverzadiging van een standplaats onder anaerobe omstandigheden hoger zal zijn naarmate de redoxcapaciteit van de bodem groter is;
- ijzeroxiden en sulfaten de belangrijkste componenten zijn waaraan de onderzochte bodems hun redoxcapaciteit ontleent;
- als tevens sulfaatreductie kan optreden het pH-effect van bevoeiing groter is dan indien alleen ijzeroxiden reduceren;
- dat op standplaatsen met een geringe redoxcapaciteit, waar minder dan 1 mmol ijzeroxide kan worden omgezet in pyriet, de calciumverzadiging door inundatie niet tot boven een niveau van 25% zal stijgen. Er moet tenminste 5mmol ijzeroxide worden omgevormd in pyriet om een basenverzadiging boven de 50% te kunnen realiseren.

5.3 De fosfaattoestand

In figuur 10 is het verloop van een aantal variabelen weergegeven die van belang zijn om het fosfaatgedrag in de bodem bij vernatting (daling redoxpotentiaal i.e. pe) te kunnen begrijpen. Het betreft de resultaten van ECOSAT berekeningen voor standplaatsen in de verschillende vloeivelden



Figuur 10 Verloop van een aantal variabelen die een rol spelen bij het fosfaatgedrag in de bodem bij vernatting in bodemonsters uit vier vloeivelden.

In alle gevallen gaat ijzeroxide in oplossing als de redoxpotentiaal daalt onder een waarde $pe=0$. In Zijdebrug en de Plateaux is sprake van een grote redoxcapaciteit vanwege de hoge gehalten ijzeroxide, zodat bij een lage redoxpotentiaal nog niet al het ijzeroxide is opgelost door reductie. In het Reestdal komen matig hoge ijzergehalten in combinatie met een lage pH voor. In Westbroek is de redoxcapaciteit erg klein vanwege de lage ijzergehalten. In beide laatste terreinen komt het ijzeroxide bijna of vrijwel geheel in oplossing.

De oplossing van ijzeroxiden gaat gepaard met de vorming van pyriet. De hoeveelheid pyriet die daarbij gevormd kan worden is afhankelijk van de hoeveelheid sulfaat die in het systeem aanwezig is. Zolang de omvorming van ijzeroxide in pyriet doorgaat blijven de Fe^{2+} concentraties in het systeem laag. De pyrietvorming gaat door totdat al het sulfaat is gereduceerd. Indien meer ijzeroxide aanwezig is dan er pyriet kan worden gevormd, gaat de reductie van ijzeroxide door en stijgen de Fe^{2+} concentraties. Dit wordt geïllustreerd bij het monster uit de Plateaux. De absolute Fe^{2+} concentratie blijft daar echter desondanks zeer laag (omdat de pH er vrij hoog is, lost ijzeroxide maar moeizaam op).

In Zijdebrug lopen de Fe^{2+} concentraties echter zo hoog op, dat het verzadigingspunt voor vivianiet (Fe(II)-P -zout) wordt bereikt. Vanaf een $\text{pe} = -2$ wordt daardoor vivianiet gevormd. Kennelijk is daar meer Fe^{2+} dan nodig is om al het fosfaat dat in het systeem aanwezig is (P_{ox}), te kunnen binden. De Fe^{2+} concentratie blijft toenemen naarmate de pe verder daalt. Ook in het Reestdal kan op deze wijze vivianietvorming plaatsvinden. In de Plateaux en Westbroek vindt geen vorming van vivianiet plaats. In de Plateaux is weliswaar een overmaat aan ijzeroxide ten opzichte van pyriet, maar de Fe^{2+} concentratie blijft zo laag dat het verzadigingspunt van vivianiet niet wordt bereikt. De ogenschijnlijke daling van het fosfaatgehalte is een pH effect, waardoor het H_2PO_4^- - HPO_4^{2-} evenwicht naar rechts verschuift. De concentratie ortho-P blijft echter gelijk. In Westbroek vindt geen vivianietvorming plaats omdat er een overmaat van sulfaat in het systeem aanwezig is waardoor al het ijzeroxide bij lage redoxpotentialen wordt omgezet in pyriet. Er ontstaan daardoor onvoldoende hoge Fe^{2+} concentraties om in combinatie met de lage fosfaatconcentraties het verzadigingspunt van vivianiet te kunnen bereiken. In een dergelijke situatie blijft fosfaat beschikbaar. Tenslotte blijkt dat bij alle standplaatsen bij hoge redoxpotentialen (aerobe omstandigheden) volgens ECOSAT geen ijzer(III)fosfaat-zouten (strengit) aanwezig kunnen zijn. Zowel de Fe^{3+} als de fosfaatconcentratie zijn zo laag dat geen zoutvorming kan optreden. Volgens ECOSAT blijft de fosfaatconcentratie daarom constant in het 'eerste traject van vernatting', waar de redoxpotentialen nog betrekkelijk hoog zijn.

Conclusies

Bij een overmaat aan ijzeroxiden zal, nadat al het sulfaat is gereduceerd, de vrije Fe^{2+} concentratie verder stijgen (zie paragraaf 5.2). In geval van hoge fosfaatconcentraties kan dan een ijzer(II)fosfaat-zout worden gevormd (vivianiet). Bij overmaat sulfaat gaat pyrietvorming door totdat alle ijzeroxiden zijn gereduceerd en omgevormd in pyriet. De Fe^{2+} concentratie blijft daardoor laag, zodat geen vorming van Fe(II)fosfaat -zouten kan ontstaan en de fosfaatconcentratie in het bodemvocht hoog blijft.

Uit de ECOSAT resultaten blijkt verder dat,

- in geen enkele situatie in het aerobe bereik Fe(III)-P zouten (strengit) gevormd kunnen worden;
- onder bepaalde omstandigheden de fosfaatconcentratie afneemt als de redoxpotentiaal daalt tot onder -100 mV en dat dit niet overeenkomt met de empirische ervaring dat fosfaatconcentraties stijgen onder reducerende omstandigheden;
- de daling van de fosfaatconcentratie onder sterk reducerende omstandigheden het gevolg is van de vorming van Fe(II)-P zouten (vivianiet);
- de kans op lage fosfaatconcentraties onder anaerobe omstandigheden het grootst is onder ijzerrijke sulfaatarme omstandigheden
- de kans op blijvend hoge fosfaatconcentraties onder anaerobe omstandigheden groot is op standplaatsen die arm aan ijzer en rijk aan fosfaat zijn

5.4 Adsorptie en desorptie van fosfaat

Omdat uit de modelevaluatie blijkt dat onder aerobe omstandigheden de fosfaatconcentraties in het bodemvocht niet gecontroleerd worden door de oplosbaarheid van Fe(III)-P -zouten, moet een ander mechanisme een verklaring geven voor de empirische ervaring dat fosfaatconcentraties stijgen onder reducerende omstandigheden (Lamers, 2001).

In het landbouwkundig onderzoek wordt al vele jaren er vanuit gegaan dat het gedrag van fosfaat in de bodem verklaard kan worden uit sorptie- en desorptieprocessen (Van Riemsdijk et al., 1984; Van der Zee, 1988; Schoumans, 1994, 1995). Het protocol fosfaatverzadigde gronden is op dit principe gebaseerd. Daarbij wordt verondersteld dat de fosfaatbinding in kalkloze zandgronden plaatsvindt aan amorf aluminium- en ijzer(hydr)oxiden. De fosfaatbezettingsfractie (FBF) wordt gedefinieerd als de verhouding van met oxalaat extraheerbaar fosfaat (P_{ox}) en aluminium en ijzer $(Al+Fe)_{ox}$:

$$FBF = P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$$

Slechts een deel van het fosfaat is desorbeerbaar. Met een zgn. adsorptie-isotherm kan de relatie tussen het geadsorbeerde fosfaat en de fosfaatconcentratie in het bodemvocht worden berekend.

Bij het vloeivelden onderzoek werden monsters verzameld waarvan o.a. oxalaatextraheerbaar fosfaat, aluminium en ijzer werden bepaald. De hoeveelheid $(Al+Fe)_{ox}$ kan als een maat voor de adsorptiecapaciteit van fosfaat onder aerobe omstandigheden worden opgevat. Het Fe_{ox} -gehalte wordt ook wel als maat gehanteerd voor 'actief' ijzer cq. amorf ijzeroxiden (Buurman et al., 1996). Het blijkt dat in het Reestdal plaatselijk hoge fosfaatbezettingsfracties voorkomen (tabel 5) zowel in het bevoeide (RDV1.1, RDV1.2) als in het onbevoeide (RDB1) perceel. Ook op standplaats 1 in Westbroek komt een hoge fosfaatbezettingsfractie voor. Bij deze laatste horizont is dat niet zozeer het gevolg van een hoog fosfaatgehalte, maar van lage gehalten $(Al+Fe)_{ox}$.

Door reductie lossen de ijzeroxiden op, zodat het aantal adsorptieplaatsen afneemt. Met ECOSAT werd het effect van reductie op het gehalte actief ijzer gesimuleerd door evenwichtsberekeningen te maken bij verschillende waarden van de redoxpotentiaal (Kemmers en van Delft, 2001, 2002). Als criterium voor het aantal sorptieplaatsen onder reducerende omstandigheden werd het berekende 'actief'-ijzergehalte aangehouden bij een $pe=-4$: $(Al+Fe)_{pe=-4}$. Voor Al_{ox} werd ervan uitgegaan dat er geen veranderingen in gehalten optreden door reductie. Het verschil tussen $(Al+Fe)_{ox}$ in de uitgangssituatie ($pe=8$) en na reductie ($pe=-4$) is als maat genomen voor het verlies aan adsorptiecapaciteit voor fosfaat. Vervolgens werd met een voor onze dataset afgeleide adsorptie-isotherm de evenwichtsfosfaatconcentratie berekend (tabel 5). Het verschil in fosfaatconcentraties vóór en na reductie is het effect van reductie op P-mobilisatie.

Tabel 5 Gehalten oxalaat extraheerbaar fosfaat, aluminium en ijzer en berekende waarden van de fosfaatbezettingsfractie, de desorbeerbare fosfaatbezettingsfractie en de fosfaatconcentratie bij verschillende waarden van de redoxpotentiaal (pe).

Stand-plaats	Horizon	pH-KCl	P-ox	$(Al+Fe)_{ox}$	Al_{ox}	Fe_{ox}		$P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$		Q/Al+Fe		P-conc		
						pe=8	pe=-4 ³⁾	pe=8	pe=-4	pe=8	pe=-4	pe=8	pe=-4	P-toename
						mmol/kg		FBF		DFBF		μg/l		
RDV 1.1	Mm	3,7	21,06	88,48	27,45	61,03	11,39	0,238	0,542	0,044	0,190	139,1	1021,3	882,2
RDV 1.2	zOh	4,0	30,96	211,49	146,14	65,35	23,35	0,146	0,183	0,019	0,028	54,9	83,2	28,3
RDV 1.3	zOf1	4,3	3,75	149,50	111,16	38,34	23,63	0,025	0,028	0,001	0,001	2,3	2,8	0,5
RDB 1	Mm	3,9	3,09	119,30	88,05	31,25	0	0,026	0,035	0,001	0,002	2,5	4,2	1,8
RDB 1 ¹⁾	Oh	3,8	60,12	105,19	38,56	66,63	55,23	0,572	0,641	0,209	0,256	1232,0	2020,2	788,2
RDB 1	Om	3,9	65,62	170,42	113,00	57,42	16,54	0,385	0,507	0,104	0,169	391,8	818,6	426,8
WB 1	Od	3,6	3,14	38,78	29,38	9,40	0	0,081	0,107	0,007	0,011	18,7	30,9	12,2
WB 1 ¹⁾	Of	3,0	12,00	21,88	11,49	10,39	6,76	0,549	0,658	0,194	0,268	1062,6	2311,9	1249,4
WB 6	Of1	2,3	1,63	8,45	3,95	4,51	0	0,192	0,412	0,030	0,117	91,7	461,2	369,5
WB 6	Of2	2,6	1,10	12,73	7,73	5,00	0	0,087	0,143	0,007	0,018	21,1	52,3	31,2
PL-pq6	Ahm	5,4	5,93	85,82	43,07	42,75	39,03	0,069	0,072	0,005	0,005	14,1	15,2	1,2
PL-pq6	Aae	5,3	7,16	108,66	58,15	50,51	49,76	0,066	0,066	0,005	0,005	12,9	13,1	0,2
PL-pq12	Aae	5,1	6,81	92,58	53,74	38,83	34,56	0,074	0,077	0,006	0,006	15,7	17,1	1,4
PL-pq12	Aaeg	5,4	3,77	72,41	41,96	30,45	29,21	0,052	0,053	0,003	0,003	8,5	8,8	0,3
ZB 01	2Oh	4,2	13,54	330,84	105,48	225,37	183,2	0,041	0,047	0,002	0,003	5,5	7,1	1,5
ZB 01	3Oh	4,2	9,22	441,13	147,65	293,48	231,8	0,021	0,024	0,001	0,001	1,7	2,2	0,5
ZB 02 ²⁾	Ahg	3,9	11,17	745,98	185,15	560,83	493,83	0,015	0,016	0,000	0,000	0,9	1,1	0,2
ZB 12 ²⁾	Omm+Omh	3,5	15,46	544,47	169,92	374,55	277,55	0,028	0,035	0,001	0,001	2,9	4,1	1,2
ZB 12	Oh	4,0	13,09	541,70	184,56	357,14	303,5	0,024	0,027	0,001	0,001	2,2	2,6	0,4
ZB 15A	Ah	3,4	11,06	551,37	171,16	380,21	281,41	0,020	0,024	0,001	0,001	1,6	2,2	0,7

Het blijkt dat de evenwichtsconcentraties van fosfaat onder reducerende omstandigheden in veel gevallen aanzienlijk hoger zijn dan onder oxiderende omstandigheden. Het blijkt dat de grootste toename in fosfaatconcentratie niet gekoppeld hoeft te zijn aan standplaatsen waar hoge P_{ox} gehalten voorkomen (zie RDV1.1). Juist ook standplaatsen met een lage pH (zoals RDV1.1) tonen een sterke P-mobilisatie. Naarmate de pH lager is neemt de oplosbaarheid van ijzeroxiden bij reductie toe en het aantal sorptieplaatsen af. Dit lijkt ook in Westbroek aan de orde. Ondanks lage P_{ox} gehalten treedt toch een sterke P-mobilisatie op. In de Plateaux en Zijdebrug treedt nauwelijks P-mobilisatie op. In Zijdebrug hangt dat samen met de grote fosfaatadsorptiecapaciteit $(Al+Fe)_{ox}$.

Conclusie

Het is aannemelijk dat reductie kan leiden tot mobilisatie van fosfaat als gevolg van een afname van de adsorptiecapaciteit voor fosfaat. Het verlies aan adsorptiecapaciteit is te verklaren uit het in oplossing gaan van ijzeroxiden door reductie. De fosfaatconcentraties stijgen bij reductie door fosfaatdesorptie.

6 Inundatie-experiment

Om de empirische en modelmatige ervaringen uit de vorige hoofdstukken te toetsen is een experiment uitgevoerd, waarbij in het laboratorium onder gecontroleerde omstandigheden verschillende typen grond werden geïnundeerd.

6.1 Opzet experiment

In de vloeivelden werden per horizont bodemonsters verzameld en gemengd, waarbij de selectie van locaties en horizonten plaatsvond op basis van de resultaten van het eerder uitgevoerde beschrijvende onderzoek (paragraaf 2.1). Er werden vijf bodemonsters verzameld die verschilden in substraattypen, basenverzadiging, ijzer- en fosfaatgehalten (tabel 6). De monsters werden gekoeld bewaard (4 °C). Na homogenisatie van de monsters werd 100 cc bodemmateriaal overgebracht in een 250 ml PPE fles. Aan elk bodemonster werd 100 ml water toegevoegd, zodat het substraat geheel was ondergedompeld. Voor het experiment werden twee verschillende watertypen gebruikt, waarmee het effect van de aan/afwezigheid van sulfaat is onderzocht. De samenstelling van het sulfaatrijke inundatiewater was $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 2 meq Ca^{2+}/l met een pH van ca 6.8. De samenstelling van het sulfaatarme inundatiewater was $\text{CaCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 2 meq Ca^{2+}/l met een pH van ca. 6.8.

Het experiment werd in drievoud uitgevoerd in een klimaatkamer die een constante temperatuur van 15°C en een luchtvochtigheid van 60% had. De duur van het experiment was 30 dagen en na een inundatieperiode van 0, 1, 2, 3, 6, 10, 16 en 30 etmalen werd van elke serie behandelde substraten de bodemvochtsamenstelling geanalyseerd op pH, anorganisch koolstof (IC), NH_4^+ , NO_3^- , K^+ , Fe^{2+} , Ca^{2+} , Ortho-P en SO_4^{2-} . Hiertoe werd de inhoud van elke fles (bodem en water) gescheiden in een vaste en een vloeibare fase via centrifugeren. Van tijdstip 0 en 30 werd tevens de vaste fase chemisch geanalyseerd op uitwisselbare basen, organische stof, N- en P-totaal, Al-, Fe- en P-oxalaat. Dagelijks werd in elke fles de redoxpotential gemeten.

Tabel 6 Locatie enkele bodemkarakteristieken van de monsters die zijn verzameld voor het incubatie-experiment

Locatiecode	Substraat	Org. stof (%)	pH KCl (-)	Ca-verzadiging (-)	Fe-oxalaat mg/100g	P-oxalaat	Pyriet	P-ox/(Al+Fe)ox (-)
Reest V1-Of *	Onvervaard Riet-zegge veen	90,9	4,3	0,32	214	11,62	164,2	0,03
Reest B1-Oh	Lutum-houdend veen	82,9	3,8	0,11	372	186,18	591,8	0,57
Z'brug 12-Oh	Veraard Kleiig veen	48,0	4,0	0,37	1995	40,6	1346,3	0,02
Z'brug 01-Oh*	Veraard Kleiig veen	69,5	4,2	0,52	1639	28,6	506,3	0,02
Plateaux 12-Aae	Humeus zand	6,6	5,1	0,39	217	21,1	51,5	0,07
* bevoeid								

6.2 Resultaten

Een uitvoerige beschrijving van de resultaten is opgenomen in Kemmers et al. (2002). In deze paragraaf wordt een synopsis van de resultaten gegeven, waarbij kort het gedrag van een aantal variabelen bij de verschillende behandelingen wordt besproken.

Redoxpotentiaal

Uit het experiment blijkt dat inundatie met sulfaathoudend water niet leidt tot lagere redoxpotentialen dan inundatie met sulfaatvrij water (figuur 12). In gronden met een hoog ijzergehalte is de redoxpotentiaal na 4 weken inundatie nog niet onder een niveau van 100 mV gezakt. Buffering vindt plaats door de aanwezige ijzeroxiden, waardoor de redoxpotentiaal niet daalt tot een niveau waarbij sulfaatreductie kan optreden. Alleen in een zandgrond met een laag ijzergehalte daalt de redoxpotentiaal tot een waarde lager dan 0 mV. Er kon geen effect van de verteringsgraad van de organische stof op het verloop van de redoxpotentiaal worden aangetoond.

Sulfaat en calcium

Ongeacht het gebruikte watertype treedt in alle monsters m.u.v. de Plateaux na inundatie een stijging van de sulfaatconcentratie op (figuur 15), die het gevolg is van het in de monsters aanwezige pyriet. De stijging van de sulfaatconcentratie gaat gepaard met een stijging van de calciumconcentratie (figuur 16) door verdringing van calciumionen van het adsorptiecomplex door zuurionen die bij de pyrietoxidatie vrijkomen. Inundatie waarbij zuurstof wordt ingesloten of waarbij nitraat in de bodem aanwezig is, leidt tot oxidatie van pyriet.

Zuurgraad

Ongeacht het gebruikte watertype vindt na inundatie aanvankelijk een pH-stijging plaats door denitrificatie, gevolgd door een pH-daling als gevolg van pyrietoxidatie (figuur 12). Na een aërobe periode in gronden met veel organische stof (moerig, venig, kleig veen) treden bij inundatie eerst processen op die tot zuurconsumptie leiden. Tenzij zeer lage gehalten pyriet aanwezig zijn, treedt na ca. een week een pH-daling op. Deze pH daling treedt op indien bij inundatie zuurstof wordt ingesloten in gronden die pyriet bevatten.

Nitraat en ammonium

Ongeacht het gebruikte watertype dalen de nitraatconcentraties zeer sterk gedurende de eerste dagen na inundatie (figuur 13). Na ruim een week vindt er een stijging plaats van de ammoniumconcentratie door ammonificatie. Ammonificatie treedt niet op in grond met moeilijk afbreekbare organische stof.

Fosfaat en ijzer

Ongeacht het gebruikte watertype neemt vanaf ongeveer 3 dagen na inundatie de fosfaatconcentratie door fosfaatdesorptie tot een maximum wordt bereikt na twee à drie weken (figuur 14). De sterkste fosfaatmobilisatie treedt op in gronden met de laagste ijzergehalten. Parallel aan de fosfaatconcentratie stijgt de ijzerconcentratie. Na ca. drie weken daalt de fosfaatconcentratie weer door vivianietvorming, terwijl de ijzerconcentratie blijft stijgen. Een daling van de fosfaatconcentratie door vivianietvorming treedt op bij gronden met hoge ijzergehalten of met een overmaat aan ijzer ten opzichte van zwavel. De vorming van vivianiet wordt ondersteund door modelberekeningen.

Alleen in een ijzerarme zandgrond leidde inundatie met sulfaathoudend water tot een significant grotere fosfaatmobilisatie dan inundatie met sulfaatvrij water.

Kalium

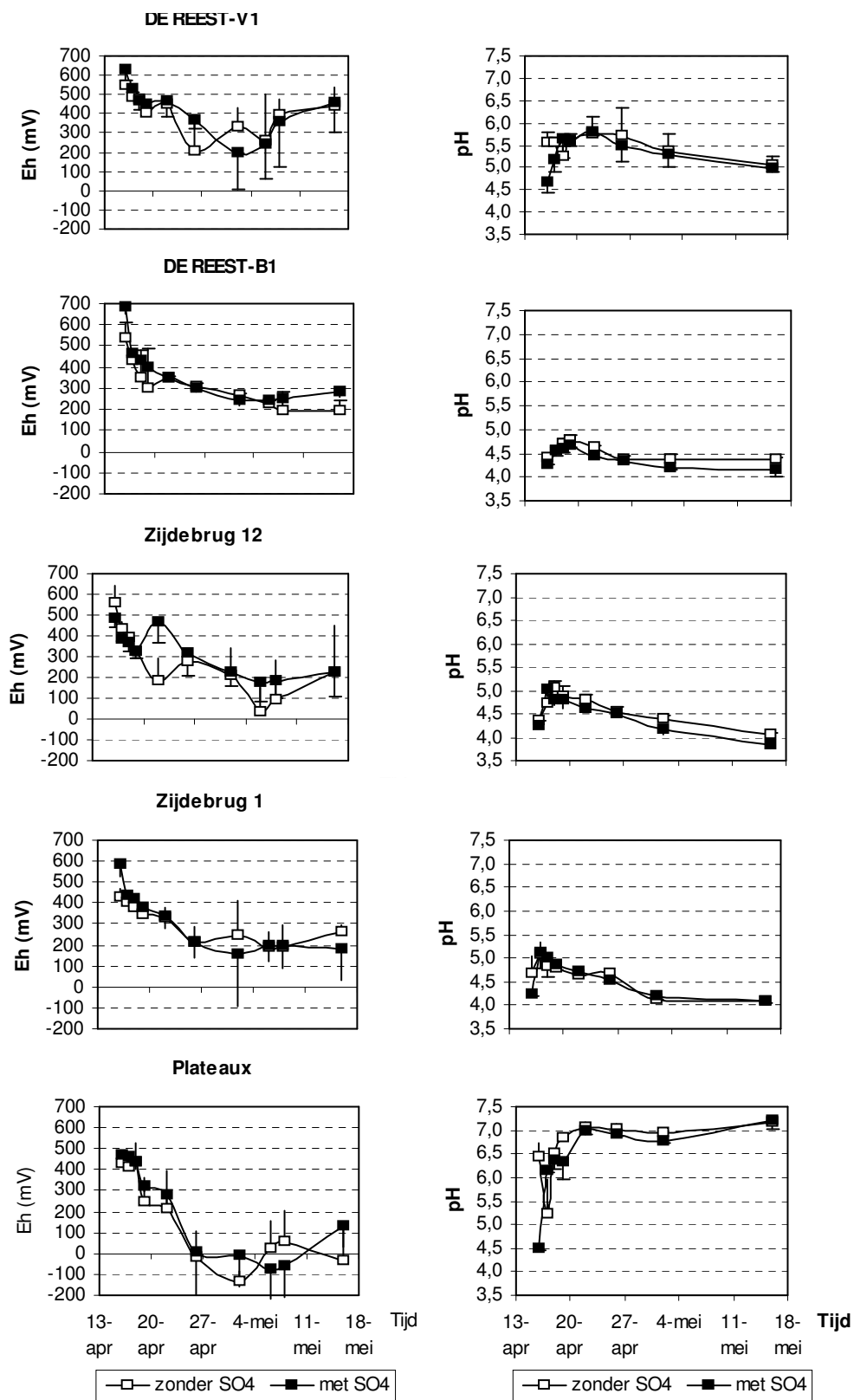
Ongeacht het gebruikte watertype leidt inundatie alleen in het zandig substraat van de Plateaux tot een stijging van de kaliumconcentratie (figuur 16).

Vaste fase

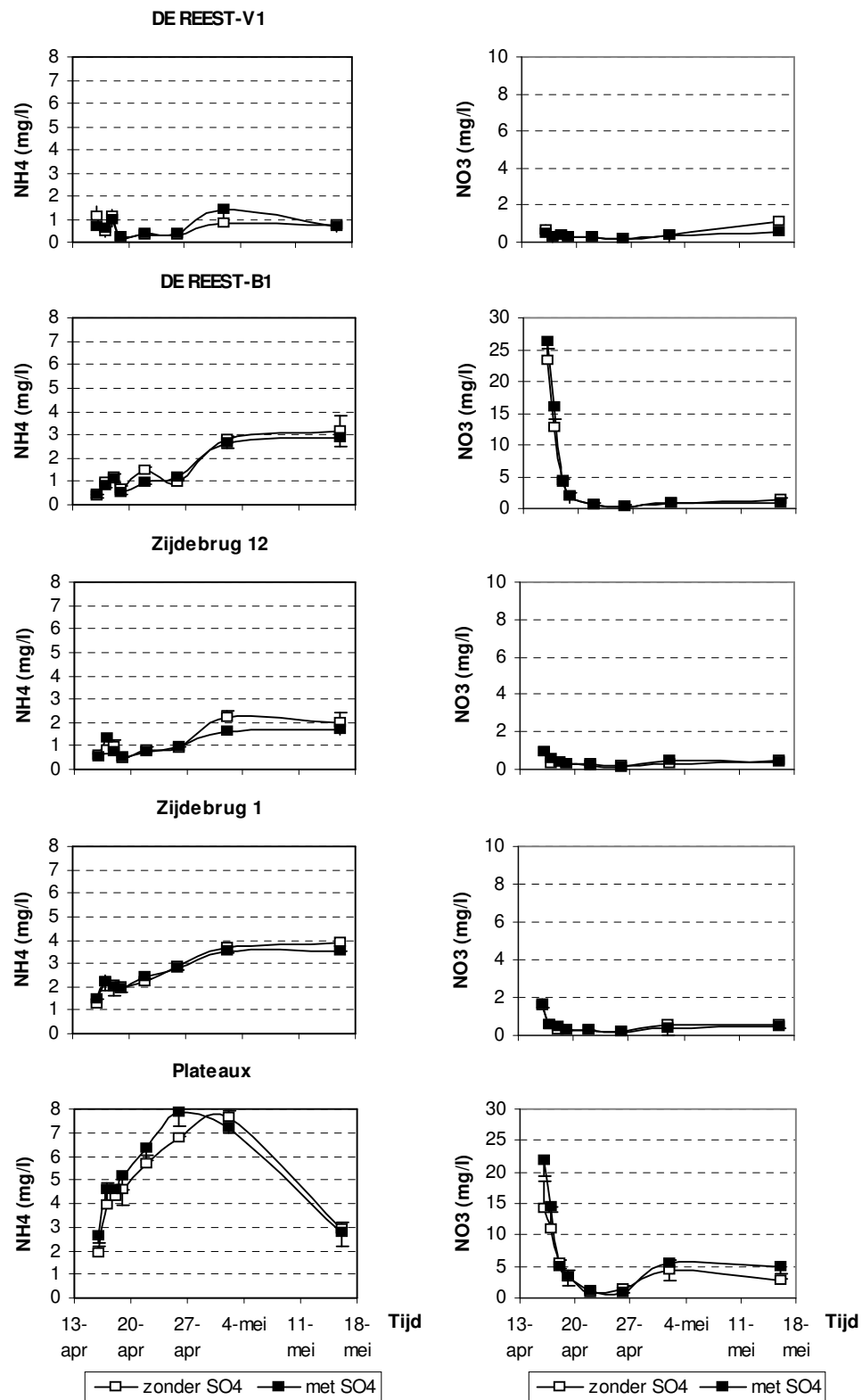
Bij aanvang van het experiment en na afloop werd de vaste fase van de bodem chemisch onderzocht om effecten van inundatie en van het watertype op o.a. de basentoestand te kunnen vaststellen. Het verschil in behandeling heeft nauwelijks tot een verschil in chemische eigenschappen van de vaste bodemfase aan het eind van het experiment geleid. Inundatie met sulfaathoudend water leidt niet tot andere effecten dan inundatie met sulfaatvrij water. Inundatie heeft ongeacht het watertype en ongeacht de substraateigenschappen in dit experiment niet geleid tot een toename van de basenverzadiging. Wel bleek dat ongeacht het watertype en het substraat na 30 dagen inundatie het ijzer- en fosfaatgehalte in de bodem te zijn gedaald.

6.3 Conclusie

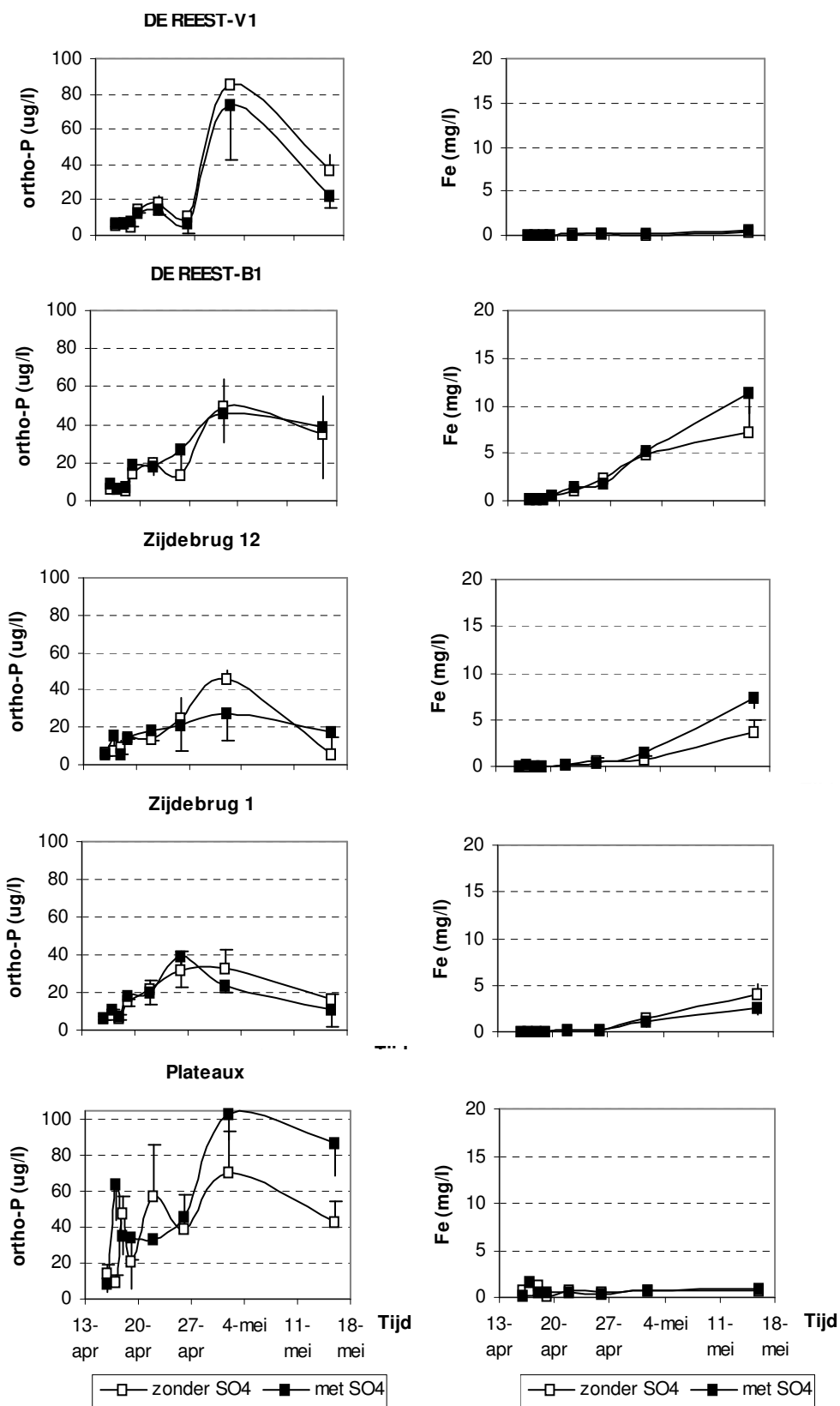
Voor vrijwel alle variabelen geldt dat er geen effect optreedt van het type water waarmee wordt geïnundeerd. Op alle locaties waar monsters werden verzameld voor het experiment blijkt oppervlakkig pyriet voor te komen. De aanwezigheid van pyriet in de bodem blijkt van groter belang te zijn bij inundatie dan het gebruikte type water. Inundatie heeft ongeacht het watertype en het substraat een duidelijke invloed op processen die in de bodem verlopen. Globaal zijn twee fasen te onderscheiden waarbij aanvankelijk een pH stijging en fosfaatmobilisatie en later een pH daling en fosfaatimmobilisatie optreden. In de eerste fase domineert denitrificatie door aanwezigheid van pyriet en zuurstof. In de tweede fase domineert pyrietoxidatie.



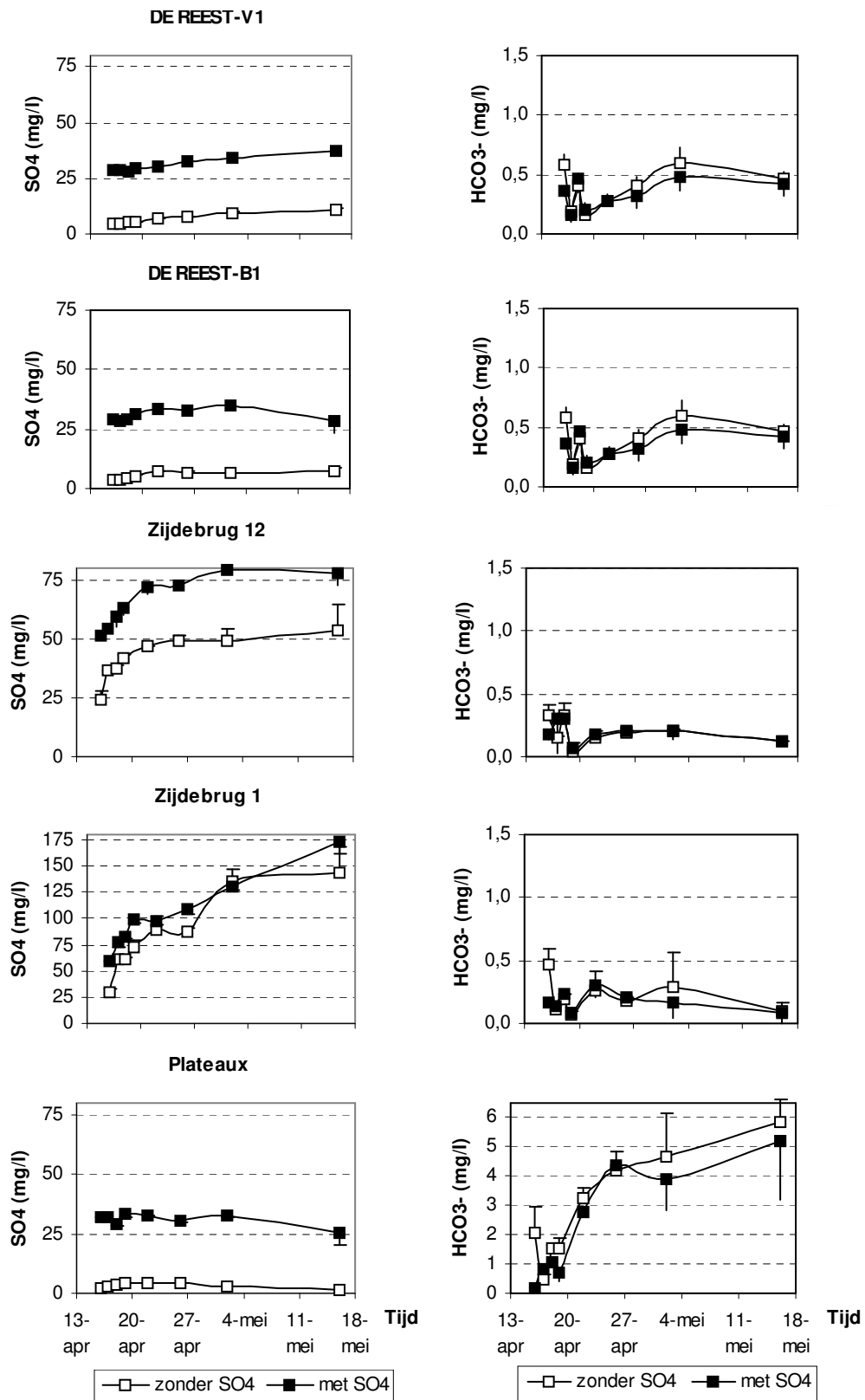
Figuur 11 Het verloop van de redoxpotentiaal (Eh in mV) en de zuurgraad (pH) na vernatting met verschillende typen water.



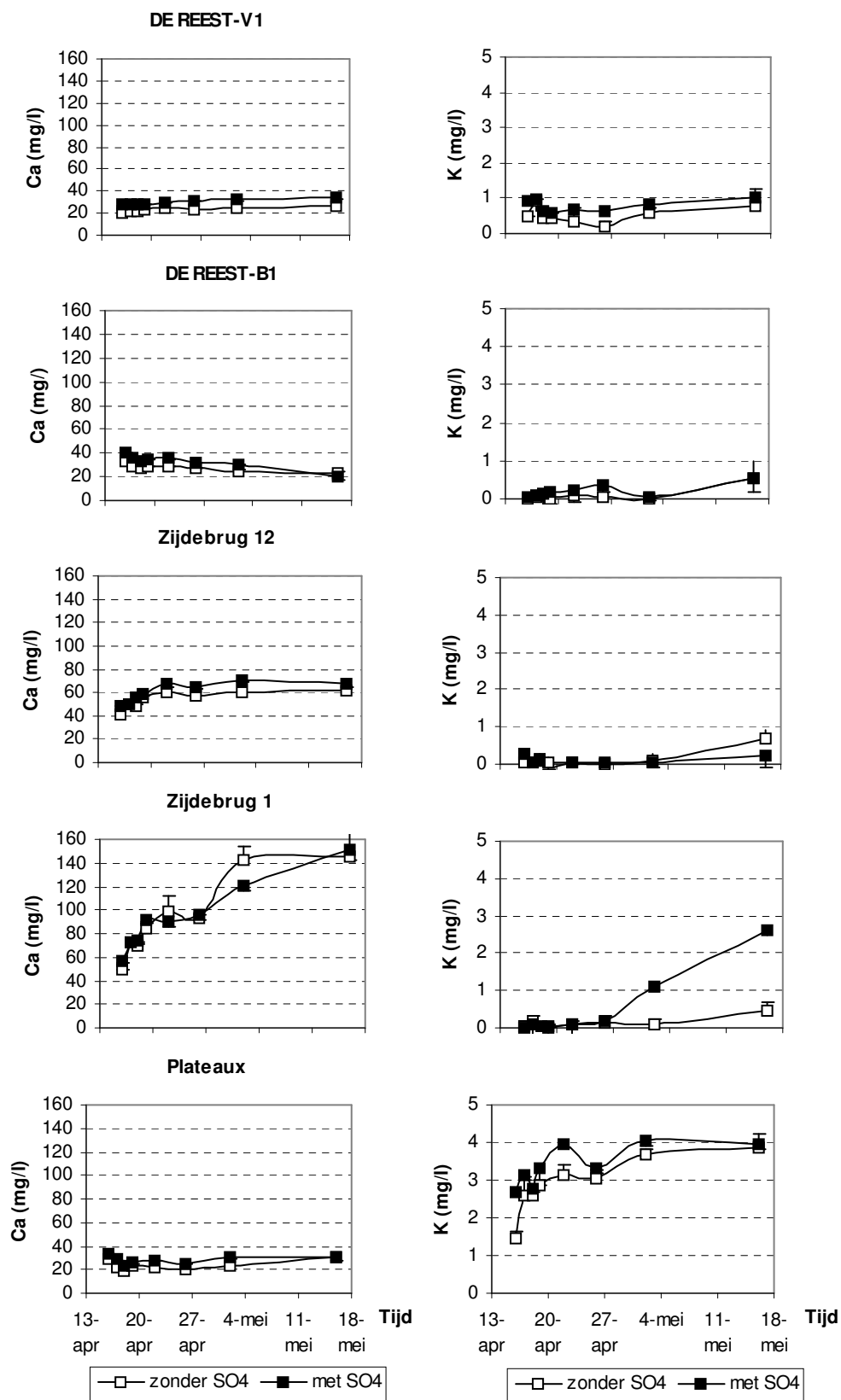
Figuur 12 Het verloop van de ammonium en nitraatconcentratie bij vernatting met verschillende typen water



Figuur 13 Het verloop van de fosfaat- en ijzerconcentratie bij vernatting met verschillende typen water



Figuur 14 Het verloop van de sulfaat- en bicarbonaatconcentratie bij vernatting met verschillende typen water



Figuur 15 Het verloop van de calcium- kaliumconcentratie bij vernatting met verschillende typen water

7 Synthese

Aan het onderzoek lag de hypothese ten grondslag dat een hoge basenverzadiging alleen gerealiseerd kan worden bij voldoende hoge ijzergehalten in de bodem. Onder natte omstandigheden gaan ijzeroxiden reduceren wat een zuurconsumerend proces is waardoor de basenverzadiging stijgt. Sterk verzuurde bodems blijken over onvoldoende redoxcapaciteit te beschikken door ontijzering (Kemmers et al., in press). In aanwezigheid van sulfaten kan vernatting leiden tot pyrietvorming met een versterkte ammonificatie en een ontregeling van de fosfaathuishouding als gevolg (Lamers et al., 2001).

7.1 Toetsing van de hypothese

Basenverzadiging

Uit de modelevaluatie bleek dat onder natte omstandigheden reductieprocessen verlopen waarbij zuurconsumptie plaatsvindt en de basentoestand kan worden hersteld. In vrijwel alle terreinen waren zowel in de bevoeide als onbevoeide situatie ruim voldoende ijzeroxiden in de bodem aanwezig om reductie te kunnen laten plaatsvinden. Alleen in Westbroek blijkt zo weinig ijzeroxide in de bodem aanwezig dat geen herstel van de basentoestand mogelijk lijkt. Het bleek echter dat in alle terreinen tevens pyriet kon worden aangetoond. Pyrietvorming is een zuurconsumerend proces waarbij extra alkaliniteit ontstaat. De modelberekeningen worden ondersteund door empirische ervaringen in de Plateaux waar langjarige bevoeiing tot hogere basenverzadiging heeft geleid dan in niet bevoeide percelen. Aan het eind van het experiment kon geen effect van bevoeiing op de basentoestand maar wel op de ijzergehalten worden vastgesteld. Daarentegen bleek er een stijging van de pH, gevolgd door een daling op te treden. Het experiment geeft dus een bevestiging voor de inverse van de hypothese nl. dat (pyriet)oxidatie tot een sterke verzuring leidt. De hypothese kan dus maar ten dele worden bevestigd, met die kanttekening dat ook sulfaatreductie sterk bijdraagt aan zuurconsumptie.

Interne eutrofiering

Uit de modelevaluatie bleek tevens dat de fosfaatconcentraties in het bodemvocht niet gecontroleerd worden door de oplosbaarheid van Fe(III)-P-zouten (strengit), hoewel dit algemeen wordt verondersteld. Bij lage sulfaatgehalten bleek al het goethiet te worden gereduceerd en werd slechts een gedeelte van het Fe^{2+} als pyriet vastgelegd. De Fe^{2+} concentraties stegen daardoor tot een waarde waarbij in aanwezigheid van fosfaat vivianiet (Fe(II)-P-zout) kan neerslaan. Dit leidde tot zeer lage fosfaatconcentraties, in tegenstelling tot de hypothese dat onder reducerende omstandigheden fosfaatconcentraties zullen stijgen.

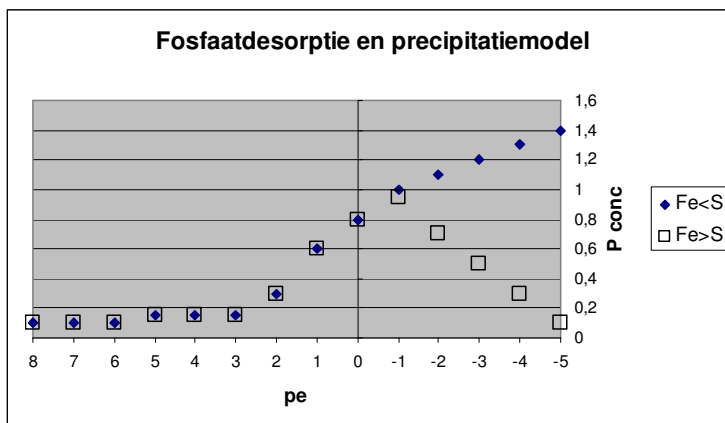
De hypothese over interne eutrofiering die met het model werd getoetst, is vervolgens geverifieerd met een inundatie-experiment. Uit het experiment blijkt dat onder reducerende omstandigheden fosfaatconcentraties aanvankelijk stijgen door fosfaatdesorptie. Dit proces verloopt onafhankelijk van de aanwezigheid van sulfaat. De fosfaatstijging zet in vanaf het moment dat zuurstof en nitraat als oxidator zijn verbruikt en ijzeroxiden deze rol overnemen. De ijzeroxiden komen in oplossing door reductie, waardoor de ijzerconcentratie gaat stijgen en fosfaat desorbeert. Bij aanhoudende inundatie beginnen de fosfaatconcentraties vervolgens weer te dalen (3.2.2).

De hypothese van interne P-eutrofiering wordt door ons experiment dus deels bevestigd en deels verworpen. Fosfaatmobilisatie vindt plaats ongeacht het gebruikte watertype voor bevloeiing. Bij langdurige inundatie leidt een overmaat aan sulfaat tot blijvende fosfaatmobilisatie en bij overmaat ijzer leidt langdurige inundatie tot fosfaatimmobilisatie. In alle gevallen leidt langdurige inundatie tot een toename van de ammonificatie.

Fosfaatmodel

Als algemeen model voor het fosfaatgedrag bij vernatting kan worden uitgegaan van een toename van de fosfaatconcentratie door desorptie, die in geval van een overmaat aan ijzer gevolgd wordt door een afname ten gevolge van precipitatie in de vorm van vivianiet (zie figuur 16).

Door reductie komen ijzeroxiden in oplossing, waardoor de ijzerconcentratie gaat stijgen en fosfaat desorbeert. De fosfaatstijging zet in vanaf het moment dat zuurstof en nitraat als oxidator zijn verbruikt en ijzeroxiden deze rol overnemen. Onder sterk reducerende omstandigheden en een overmaat van ijzer ten opzichte van sulfaat kunnen dermate hoge Fe^{2+} concentraties ontstaan dat het verzadigingspunt van Fe(II)-P (vivianiet) wordt bereikt en bij verdere daling van de redoxpotentiaal de fosfaatconcentraties weer dalen (3.2.2). Bij een overmaat aan zwavel ten opzichte van ijzer wordt al het ijzer vastgelegd in pyriet en kan geen vivianiet vorming plaatsvinden. Hierdoor blijven de fosfaatconcentraties stijgen bij verdere daling van de redoxpotentiaal. Het enige bodemchemische effect van een overmaat aan sulfaat lijkt te zijn dat fosfaatconcentraties niet op een lager niveau kunnen worden gebufferd door het achterwege blijven van de vorming van Fe(II)-P zouten.



Figuur 16 Model voor het gedrag van de fosfaatconcentratie bij dalende redoxpotentiaal (pe) bij verschillende verhoudingen tussen ijzer en zwavel in het bodemsysteem

7.2 Beantwoording onderzoeksvragen

Nu de hypothese gedeeltelijk is bevestigd en het onderzoek enkele nieuwe inzichten heeft opgeleverd kan een antwoord worden geformuleerd op de onderzoeksvragen.

Vraag 1: Leidt inundatie alleen bij hoge ijzergehalten van de bodem tot herstel van de basentoestand?

Uit het experiment bleek dat tijdens inundatie twee fasen zijn te onderscheiden met een tegengesteld effect op de basentoestand. Kortdurende inundatie leidt tot een stijging van de pH, gevolgd door een daling bij aanhoudende inundatie. Niet zozeer het ijzergehalte speelt hierbij een rol, maar juist de aanwezigheid van pyriet in de bodem. Bij kortdurende inundatie van een aërobe bodem domineert aanvankelijk denitrificatie waardoor de pH stijgt, vervolgens daalt de pH vanaf het moment dat al het nitraat is gereduceerd en pyrietoxidatie gaat domineren. Insluiting van zuurstof in de bodem door inundatie speelt daarbij waarschijnlijk een belangrijke rol.

De aanwezigheid van pyriet in de bodem bepaalt dat oxiderende en zuurvormende processen optreden na inundatie. Dit effect overvleugelt het mogelijke zuurconsumerende en basenverhogende effect van inundatie zonder aanwezigheid van pyriet.

Vraag 2: Leidt inundatie met sulfaathoudend water wel en met sulfaatvrij water niet tot indirecte eutrofiering als ongewenst neveneffect?

Voor de samenstelling van het behandelingswater is bewust gekozen voor een gemiddelde sulfaatconcentratie die niet uitzonderlijk is voor oppervlaktewater. Uit het experiment blijkt dat in de bodem vergelijkbare effecten optreden ongeacht het gebruikte watertype. Dit is te verklaren uit de aanwezigheid van pyriet in de bodemonsters. De aanwezigheid van pyriet is volledig bepalend voor het procesverloop na inundatie en overschaduw het effect van het watertype. Fosfaatmobilisatie vindt bij alle gebruikte bodem- en watertypen plaats.

Evenals bij de zuurgraad zijn bij de fosfaatmobilisatie twee fasen te onderscheiden. In de eerste fase vindt in alle gronden bij elk watertype fosfaatmobilisatie plaats. Deze mobilisatie is het grootst in gronden met een laag ijzergehalte. Bij aanhoudende inundatie vindt vervolgens in ijzerrijke gronden een daling van de fosfaatconcentratie plaats door vivianietvorming. In gronden met een laag ijzergehalte (of met een overmaat aan sulfaat) vindt geen vivianietvorming plaats en blijft de fosfaatconcentratie hoog bij langdurige inundatie. In deze laatste categorie gronden wordt de ijzerconcentratie op een laag niveau gebufferd door pyrietvorming. Het bodemchemische effect van een overmaat aan sulfaat lijkt te zijn dat fosfaatconcentraties niet op een laag niveau kunnen worden gebufferd door het achterwege blijven van de vorming van Fe(II)-P zouten. Vernatting lijkt dus aanvankelijk altijd tot fosfaatmobilisatie te leiden. Bij veel sulfaat en weinig ijzer is deze mobilisatie blijvend en bij weinig sulfaat en veel ijzer tijdelijk.

Vraag 3: Treedt stikstofmobilisatie bij inundatie alleen op bij onveraard veen?

In alle gronden treedt ammonificatie op tijdens inundatie ongeacht het gebruikte watertype. De ammonificatie komt pas na enige dagen op gang, zodat kortdurende inundatie niet tot ammonificatie leidt. In gronden met een slecht verteerbaar type strooisel (onveraard veen) vindt nauwelijks ammonificatie plaats.

Vraag 4: Zijn er effecten van substraat (zand, veen of klei) bij inundatie?

Er lijken geen duidelijke verschillen op te treden tussen de verschillende gebruikte rijke (venig, kleig) substraattypen na inundatie. Alleen bij de gebruikte zandgrond leidt inundatie tot een sterkere kaliummobilisatie dan bij de overige gronden en is er een positief effect van het watertype op de fosfaatmobilisatie vastgesteld. Van veel grotere invloed is de mate waarin ijzeroxiden en pyriet aanwezig zijn. De sterkste fosfaatmobilisatie treedt op bij de laagste ijzergehalten, ongeacht of er veel of weinig fosfaat in de bodem voorkomt. Naarmate hogere gehalten pyriet in de bodem voorkomen is de pH-daling sterker bij langdurige inundatie. Naarmate meer pyriet voorkomt is de kans op blijvende fosfaatmobilisatie groter. Naarmate meer ijzeroxiden in de bodem voorkomen is de kans op tijdelijke fosfaatmobilisatie groter.

7.3 Consequenties voor de praktijk

De antwoorden op de onderzoeksvragen hebben een aantal consequenties voor de praktijk.

Directe en indirecte effecten van inundatie

In het monitoringprogramma kon de samenstelling van het bevoeiingswater worden vastgesteld (zie Tabel 2). Op basis daarvan is berekend hoeveel van de verschillende elementen uit het bevoeiingswater kunnen achter blijven als een laag inundatiewater van 10 cm op het maaiveld zou worden gebracht. Daarmee kan dan de directe belasting van een terrein met nutriënten worden benaderd. De indirecte effecten van inundatie door fosfaatmobilisatie of ammonificatie zijn berekend met de resultaten

van het inundatie-experiment. Omdat bij het experiment kwantitatief werd gewerkt (bekende hoeveelheid grond en 'inundatie'water), kon worden berekend hoeveel nutriënten worden gemobiliseerd in een bodemlaag van 25 cm dikte (wortelzone). Daarbij werd uitgegaan van de maximaal gemeten mobilisatie op enig moment tijdens het experiment. In tabel 7 zijn de directe en indirecte effecten van inundatie op hectare basis weergegeven.

Tabel 7 Hoeveelheden nutriënten (kg/ha) die via het oppervlaktewater direct worden aangevoerd of via indirecte bodemprocessen in een bodemlaag van 25 cm dikte beschikbaar komen bij 10 cm inundatie

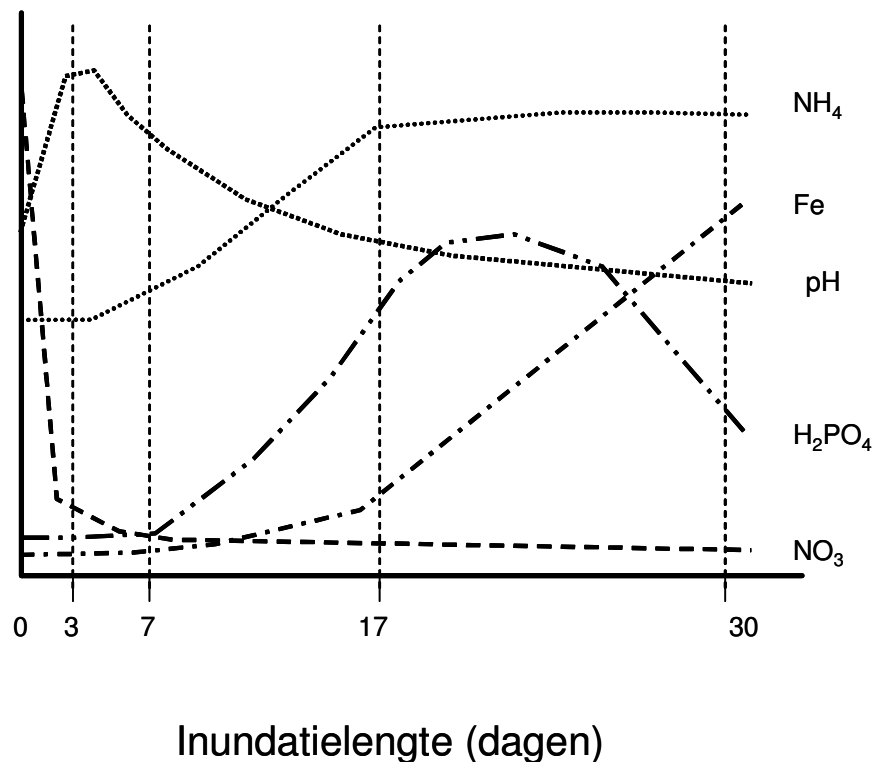
Lokatie	P		NH ₄		NO ₃		K	
	Opp. Water	Mobilisatie	Opp. Water	Mobilisatie	Opp. Water	Mobilisatie	Opp. Water	Mobilisatie
RDV1-Of	0,2	0,15	1,31	2,5	1,2	-	5,58	2,5
RDB1-Oh	0,2	0,125	1,31	6,5	1,2	-	5,58	2,5
ZB12-Oh	0,28	0,075	0,56	3,75	4,89	-	7,53	0,75
ZB01-Oh	0,28	0,075	0,56	6,25	4,89	-	7,53	0,25
PI12-Aae	0,05	0,1875	?	15	?	-	0,32	11,25

Uit de tabel blijkt dat de fosfaatmobilisatie in de ijzerrijke gronden van Zijdebrug een veelvoud lager is dan de directe aanvoer via oppervlaktewater en in de ijzerarme zandgrond van de Plateaux juist een veelvoud hoger is. In het Reestdal is sprake van een gelijke orde van grootte. Voor ammonium is in alle gevallen het effect van mobilisatie groter dan van directe aanvoer via oppervlakte water. Voor kalium is juist de aanvoer via oppervlaktewater groter dan de mobilisatie met uitzondering van de Plateaux.

Effecten van inundatie

Uit het experiment bleek dat er een duidelijk tijdsaspect optreedt in het procesverloop bij inundatie. Vier in tijd opeenvolgende fasen worden onderscheiden bij aanwezigheid van pyriet in de bodem (figuur 18).

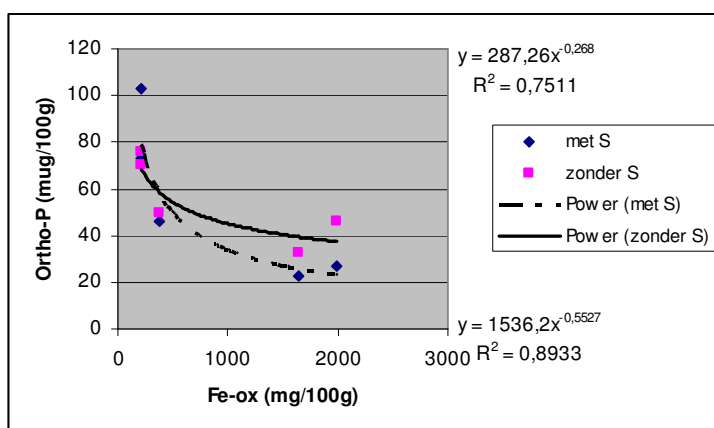
- 1-3 dagen: Korte inundatie leidt tot een stijging van de pH en de basentoestand zonder fosfaatmobilisatie en ammoniumproductie.
- 3-7 dagen: Bij langere inundatie vindt een sterke daling van de pH en basentoestand plaats in combinatie een beginnende ammonificatie, maar nog steeds zonder fosfaatmobilisatie.
- 7-17 dagen: Bij langduriger inundatie blijft de pH en de basenverzadiging dalen, zet de ammonificatie door en begint fosfaatmobilisatie op te treden.
- 17-30 dagen: Bij zeer langdurige inundatie stabiliseert de pH zich op het oorspronkelijke lage niveau, stabiliseert de ammonificatie zich op een hoog niveau en daalt de fosfaatconcentratie naar een laag niveau.



Figuur 17 Verloop van een aantal elementen in het bodemvocht bij verschillende lengteperioden van inundatie

Gevoeligheid van gronden voor fosfaatmobilisatie

Opvallend is dat de beginconcentratie van fosfaat voorafgaand aan inundatie in alle gronden erg laag is (6-14 µg/l). Ongeacht het watertype blijkt dat de sterkste fosfaatmobilisatie voorkomt bij de monsters met de laagste ijzer- en fosfaatgehalten in de bodem (figuur 19). Bodems met hoge ijzergehalten zijn minder gevoelig voor fosfaatmobilisatie. Op ijzerrijke gronden is de kwaliteit van het oppervlaktewater een punt van grotere zorg dan de mogelijke gevolgen van indirecte eutrofiering.



Figuur 18 Fosfaatmobilisatie na 16 dagen inundatie in relatie tot het met oxalaat extraheerbare ijzergehalte van de bodem in de verschillende vloeivelden

Bevloeïing als effectgerichte maatregel

Omdat uit het onderzoek is gebleken:

- dat het ijzergehalte van de bodem kan worden verhoogd,

- dat het ijzergehalte de redoxcapaciteit en daarmee de zuurbuffercapaciteit van bodems vergroot,
 - dat de kans op fosfaatmobilisatie afneemt bij hoge ijzergehalten,
- lijkt bevoeiing een goed perspectief te bieden als effectgerichte maatregel tegen verzuring zonder het gevaar van interne eutrofiering met zich mee te brengen.

De gebruikte methode van bevoeiing is daarbij van doorslaggevend belang voor het succes van de maatregel. Kortdurende bevoeiing waarbij het water over het maaiveld wordt geleid en overwegend aërobe omstandigheden blijven bestaan (Plateaux) leidt tot een verhoging van het ijzergehalte en de basentoestand van de bodem. Bevoeiing waarbij het water langdurig op het maaiveld blijft staan (Zijdebrug) leidt tot anaerobe omstandigheden en omvorming van ijzeroxiden in pyriet en is daarom ongewenst.

Literatuur

Baaijens, G.J., F.H. Everts en A.P. Grootjans. 2001. Traditionele bevoeiing van grasland; een studie naar vroegere bevoeiing van reservaten in Pleistoceen Nederland, alsmede enkele boezemlanden. Wageningen, Expertisecentrum LNV. OBN-rapport 18.

Boxman, A.W. en A.H.F. Stortelder, 2000. Hoe natter hoe beter? De invloed van het waterpeil bij maatregelen tegen verdroging in elzenbroekbossen. Vakblad Natuurbeheer (5)

Burny, J., 1999. Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse Kempen (1910-1950): tweehonderd gesprekken samengevat. Natuurhistorisch Genootschap Limburg.

Buurman, P., B. van Lagen and E.J. Velthorst. 1996. Manual for soil and water analysis. Backhuys Publishers Leiden.

Delft, S.P.J. van & R.H. Kemmers, 1998. Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraalgraslanden en laagveenmoerassen. DLO-Staring Centrum. Rapport 619. Wageningen.

Delft, S.P.J. van, 2001. Ecologische typering van bodems; Deel 2 Humusvormtypologie voor korte vegetaties. Wageningen, Alterra. Rapport 268.

Duren, I.C. & J. van Andel, 1998. Nutrient deficiency in undisturbed, drained and rewetted peat soils tested with *Holcus lanatus*. Acta Botanica Neerlandica 46: 377-386.

Giessen & Geurts, 2001. Toelichting bij de twee-fasenanalyse van strooiselmonsters uit het Reestdal en de Westbroekse Zodde. Ulft.

Green, R.N., R.L. Trowbridge and K. Klinka, 1993. 'Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms.' Forest Science. Monograph 29. Washington DC (USA), The Society of American Foresters.

Grootjans, A.P., S.K. Verbeek, E.B. Adema et al. 2001. Bevoeiing als beheersmaatregel; mogelijkheden voor herstel van verzuurde en verdroogde graslanden. Expertisecentrum LNV, Wageningen. OBN-rapport 52.

Jansen, A.J.M., A. Barendrecht, B. Beltman, A.P. Grootjans, D. van der Hoek, R.H. Kemmers & G. van Wirdum, 1997. Natte schraallanden en het overlevingsplan bos en natuur; evaluatie van zes jaar monitoring en onderzoek in beekdalen, laagvenen en natte duinvaleien. KOA 97.047. KIWA. Nieuwegein.

Keizer & van Riemsdijk, 1996. Ecosat; user manual. Department of Soil Science and Plant Nutrition. Wageningen Agricultural University.

Kemmers, R.H. 1999. Fosfor- en kaliumhouding in kwelafhankelijke schraalgraslanden. Wageningen, Alterra. Rapport 669

Kemmers, R.H. & R.W. de Waal, 1999. Ecologische typering van bodems; Deel 1 Raamwerk en humusvormtypologie. Wageningen, Alterra. Rapport 667-1.

Kemmers R.H & P.C. Jansen, 2000. De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen. Wageningen, EC-LNV/Alterra, OBN-rapport 8.

Kemmers, R.H. en S.P.J. van Delft, 2001. Bodemkundige aspecten van de uitgangstoestand in het Reestdal en de Westbroekse zode bij bevoeiing als herstelmaatregel voor verzuurde beekdalgraslanden. Wageningen, Alterra. Rapport 196.

Kemmers, R.H., R.W. de Waal en S.P.J. van Delft, 2001. Ecologische typering van bodems; Deel 3 Van typering naar kartering. Wageningen, Alterra. Rapport 352.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, 2002. Bodemkundige aspecten van bevoeiing als herstelmaatregel voor verzuurde beekdalgraslanden in De Plateaux en Zijdebrug. Wageningen, Alterra. Rapport 585.

Kemmers, R.H., F.P. Sival en P.C. Jansen, 2002. Effecten van bevoeiing op de basentoestand en nutriëntenbeschikbaarheid van natte schraalgraslanden op klei-, zand-, en veengronden; Veldwaarnemingen en laboratoriumexperimenten. Wageningen, Alterra. Rapport 534.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft and P.C. Jansen. In press. Iron and sulphate as possible key factors in the restoration of rich fens in discharge areas. *Wetlands Ecology and Management*.

Lamers, L.P.M., Tomassen, H.B.M. and Roelofs, J.G.M., 1998. Sulphate-induced eutrofication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32:199-205.

Riemsdijk, Van, W.H., L.J.M. Boumans and F.A.M. de Haan. 1984. Phosphate sorption by soils. I. A diffusion-precipitation model for the reaction of phosphates with metal oxides in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 537-540.

Schoumans, O.F., 1994. Relatie tussen de fosfaattoestand van de bodem en de fosfaatconcentratie in oplossing van een onderzoekslocatie aan de Mosbeek. Wageningen. DLO-Staring Centrum. Rapport 348.

Schoumans, O.F. 1995. Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkloze zandgronden. Wageningen. DLO-Staring Centrum. Rapport 381.

Topp, C.G., Davis, J.J. and Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water resources Res.* Vol. 16: 579-582.

Zee, Van der, S.E.A.T.M., 1988. Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Wageningen. Proefschrift. Landbouwniversiteit Wageningen.

Bijlage 1 Bodemchemische analyses

Terrein	Code	diepte	Fe A.R.	FeS2	Fe		Al	P	Bezetting pot CEC				LogK _G	Soil/Solution ratio
					oxalaat				Fe-verz	Ca-verz	H-verz	Cas/Fes		
		cm-mv	mg/100 g					(-)					kg/l	
Reestdal	RDV 1.1	0-3	468,7	470,7	340,8	74,1	65,23	0,07	0,11	0,78	1,53	4,00	0,164	
	RDV 1.2	3-15	501,9	759,0	364,9	394,3	95,89	0,04	0,15	0,81	4,21	5,37	0,339	
	RDV 1.3	20-30	294,4	164,2	214,1	299,9	11,62	0,04	0,32	0,64	8,95	4,80	0,061	
	RDB 1	0-4	240,0	131,5	174,5	237,6	9,58	0,03	0,27	0,69	9,89	4,01	0,078	
	RDB 1	4-20	511,7	591,8	372,1	104,0	186,18	0,06	0,11	0,80	1,74	4,89	0,108	
	RDB 1	20-40	440,9	491,4	320,7	304,9	203,23	0,06	0,14	0,78	2,52	5,31	0,229	
Westbroek	WB 1	-20-40	72,2	85,6	52,5	79,3	9,74	0,01	0,30	0,66	38,27	3,08	0,053	
	WB 1	2,5-20	79,8	8,2	58,0	31,0	37,17	0,02	0,23	0,68	10,52	2,89	0,034	
	WB 6	0-9	34,6	51,4	25,2	10,7	5,03	0,00	0,11	0,83	494,33	2,67	0,024	
	WB 6	9-20	38,4	29,5	27,9	20,9	3,42	0,01	0,17	0,78	21,12	2,65	0,033	
Plateaux	PL-pq6	0-7	328,3	45,1	238,8	116,2	18,4	0,04	0,50	0,41	12,65	5,03	1,522	
	PL-pq6	7-15	387,9	9,3	282,1	156,9	22,2	0,03	0,43	0,49	16,62	5,03	1,702	
	PL-pq12	5-15	298,2	51,5	216,9	145,0	21,1	0,03	0,39	0,56	14,76	5,03	1,727	
	PL-pq12	20-30	233,9	15,1	170,1	113,2	11,7	0,01	0,40	0,57	30,41	5,03	2,178	
Zijdebrug	ZB 01	3-12	1730,7	506,3	1258,6	284,6	41,9	0,02	0,44	0,52	21,95	4,53	0,156	
	ZB 01	12-20	2253,8	1346,3	1639,0	398,4	28,6	0,02	0,52	0,45	27,02	3,47	0,172	
	ZB 02	2-13	4307,0	113,6	3132,1	499,5	34,6	0,02	0,31	0,65	15,83	3,31	0,592	
	ZB 12	2,5-10	2876,4	91,6	2091,7	458,5	47,9	0,02	0,25	0,71	10,94	3,39	0,320	
	ZB 12	10-20	2742,8	638,4	1994,5	497,9	40,6	0,02	0,37	0,59	20,52	2,99	0,375	
	ZB 15A	5-14	2919,9	247,9	2123,3	461,8	34,2	0,02	0,22	0,74	10,86	3,35	0,317	
Terrein	Behandeling	Code	horizont	diepte	pH	org.	Uitwisselbaar (pH=8,1)						Pot	
				KCl	stof	Ca	Mg	K	Na	H	Fe	CEC		
				cm-mv	%	cmol+/kg								
Reestdal	bevloeid	RDV 1.1	Mm	0-3	3,7	71,07	13,29	1,13	1,73	1,16	93,3	8,69	119,3	
	bevloeid	RDV 1.2	zOh	3-15	4,0	46,87	16,83	0,46	0,39	0,31	91,2	4,00	113,2	
	bevloeid	RDV 1.3	zOfr	20-30	4,3	90,91	68,37	1,86	0,08	0,57	138,2	7,64	216,7	
	blanco	RDB 1	Mm	0-4	3,9	88,74	60,00	1,85	0,10	0,56	150,2	6,07	218,8	
	blanco	RDB 1	Oh	4-20	3,8	82,91	13,85	1,17	1,22	1,08	103,4	7,94	128,6	
	blanco	RDB 1	Om	20-40	3,9	63,46	19,06	0,62	0,79	0,41	103,7	7,56	132,1	
Westbroek	WB 1	Od	-20-40	3,6	90,25	38,21	2,24	0,16	0,86	83,0	1,00	125,5		
	WB 1	Of	2,5-20	3,0	95,39	25,76	5,43	1,12	1,95	77,4	2,45	114,1		
	WB 6	Of1	0-9	2,3	98,24	14,85	4,33	2,15	1,47	112,7	0,03	135,5		
	WB 6	Of2	9-20	2,6	95,74	17,15	3,02	0,52	0,87	77,2	0,81	99,6		
Plateaux	bevloeid	PL-pq6	Ahm	0-7	5,4	8,0	13,44	0,82	0,36	0,15	10,9	1,06	26,7	
	bevloeid	PL-pq6	Aae	7-15	5,3	5,9	12,04	0,44	0,11	0,86	13,5	0,72	27,7	
	blanco	PL-pq12	Aae	5-15	5,1	6,6	11,12	0,47	0,07	0,01	15,9	0,75	28,4	
	blanco	PL-pq12	Aaeg	20-30	5,4	3,2	9,10	0,31	0,04	0,00	12,9	0,30	22,7	
Zijdebrug	bevloeid	ZB 01	2Oh	3-12	4,2	72,2	76,00	2,33	0,80	1,39	89,3	3,46	173,3	
	bevloeid	ZB 01	3Oh	12-20	4,2	69,5	125,16	2,50	0,35	1,02	109,0	4,63	242,6	
	bevloeid	ZB 02	Ahg	2-13	3,9	37,5	39,01	1,52	0,58	0,38	83,3	2,46	127,3	
	blanco	ZB 12	Omm+Omh	2,5-10	3,5	53,8	33,25	1,08	0,66	0,67	95,2	3,04	133,9	
	blanco	ZB 12	Oh	10-20	4,0	48,0	59,21	1,58	0,47	0,56	93,9	2,89	158,6	
	blanco	ZB 15A	Ah	5-14	3,4	55,8	33,27	1,24	0,54	0,63	113,0	3,06	151,7	

Bijlage 2 Samenstelling bodemvocht op verschillende diepten en tijdstippen in de vloeivelden

Zijdebrug													
PQ	Monster datum	Behandeling	Diepte cm-mv	pH	Ca	Fe	K	Mg	Na	SO4	NO3	NH4	H2PO4
				mg/l									
ZB-01	26-Sep-01	bevloeid	0-10	5.68	45.63	1.18	0.75	4.49	37.39	68.83	0.70	0.87	0.21
	17-mrt-02			5.30	7.63	6.54	<0.54	0.20	9.00	16.20			0.06
ZB-02	26-Sep-01	bevloeid	0-10	5.17	12.58	1.81	0.57	0.93	10.26	18.20	0.91	0.35	0.28
	17-mrt-02			5.76	5.73	3.78	<0.54	0.64	8.50	12.09			0.09
ZB-15A	26-Sep-01	onbevloeid	0-10	4.95	27.85	1.63	0.56	2.32	11.81	79.67	0.61	0.32	0.55
	17-mrt-02			5.55	9.46	5.58	<0.54	0.70	10.97	18.51			0.25
ZB-12	26-Sep-01	onbevloeid	0-10	5.03	57.05	0.68	0.69	4.65	13.84	164.31	2.15	0.42	0.32
	17-mrt-02			5.53	9.50	12.85	<0.54	0.90	11.58	13.02			0.28
Reestdal													
RDB1	6 mrt 01	onbevloeid	0-10		31.50	>100	<0.54			35.52	1.18	0.50	1.17
	16 juni 01										<0,16	<0,08	
	25-Sep-01			5.00	11.65	0.66	0.76			12.45	1.56	0.49	0.56
RDB1	15 mrt-02			5.01	15.54	0.84	<0.54			7.26			
	6 mrt 01	onbevloeid	25-35	7.54	7.54	32.19	<0.54			8.19	0.26	0.28	0.21
	16 juni 01										0.34	<0,08	
RDV2	25-Sep-01			n.b.	n.b.	18.04	0.81			3.48	0.58	<0.08	0.34
	6 mrt 01	bevloeid	0-10								0.19	0.36	
	16 juni 01										0.22	0.09	
RDV2	25-Sep-01			5.00	14.88	1.19	0.70			16.53	9.98	0.37	0.50
	15 mrt-02			5.58	10.19	1.24	<0.54			4.23			0.25
	6 mrt 01	bevloeid	25-35	6.19	21.08	18.10	<0.54			2.55	<0,16	0.15	
RDV2	16 juni 01				25.50	36.62	<0.54			14.55			
	25-Sep-01			n.b.	26.33	38.30	0.75			8.13	0.28	<0.08	0.66
	Westbroek												
WB-1	27-Sep-01	onbevloeid	0-10	5.26	12.07	2.25	4.33	9.69	11.87	9.28	0.34	0.28	1.49
	15-mrt-02			5.94	10.36	0.83	0.13	1.24	6.42	23.67			
WB-6	27-Sep-01	onbevloeid	0-10	5.90	25.33	6.82	8.73	20.71	8.41	21.29	0.39	0.10	0.44
	15-mrt-02			5.06	6.90	0.62	0.22	0.94	8.33	12.66			
Plateaux													
PI-6	6-sept-01	bevloeid	0-10	6.58	86.01	0.42	1.27	7.67	34.92	221.03	32.29	0.44	0.34
	17-mrt-02			6.23	18.32	3.15	1.44	1.37	16.45	27.51			
PI-12	6-sept-01	onbevloeid	0-10	6.34	40.81	1.00	1.32	3.79	3.92	34.91	43.97	0.41	0.36
	17-mrt-02			6.48	13.47	1.08	0.93	1.27	6.57	14.19			