Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren

Eindrapportage 2003-2006



landbouw, natuur en voedselkwaliteit

Directie Kennis, juli 2006

© 2006 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK nr. 2006/057-O
Ede, 2006

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2006/dk057-O en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	Leon Lamers (red.), Jeroen Geurts, Babette Bontes, Judith Sarneel, Hein Pijnappel, Harry Boonstra, Jos Schouwenaars, Marcel Klinge, Jos Verhoeven, Bas Ibelings, Ellen van Donk, Wilco Verberk, Bram Kuijper, Hans Esselink, Jan Roelofs.
Druk	Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Directie Kennis Bedrijfsvoering/Publicatiezaken Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

Voor u ligt het eindrapport (2003-2006) van het onderzoek aan laagveenwateren uitgevoerd in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN), in de eerste fase. Dit onderzoek, uitgevoerd in opdracht van de Directie Kennis van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, is uitgevoerd door een consortium van onderzoekers van de Universiteit Utrecht (UU, Landschapsecologie), het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW, Centrum voor Limnologie, Voedselweb-onderzoek), de Radboud Universiteit Nijmegen (RU, Aquatische Ecologie en Milieubiologie), Wetterskip Fryslân, Wageningen Universiteit en Research Centrum (WUR, Waterhuishouding), adviesbureau Witteveen + Bos, Stichting Bargerveen en Alterra. Het onderzoek is begeleid door het OBN-Deskundigenteam Laagveenwateren onder leiding van dr. Harry Hosper. In deze eindrapportage worden de belangrijkste resultaten gepresenteerd van het onderzoeksprogramma. Op basis van de uitkomsten van fase 1 is een aantal concrete en direct toepasbare aanbevelingen geformuleerd voor het herstelbeheer van laagveenwateren in het kader van OBN. In de synthese wordt echter duidelijk dat er ook nog een aantal ontbrekende schakels is, dat uitgewerkt zal worden in fase 2.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

1	**Dankwoord**		**9**
2	**Inleiding**		**11**
	2.1	Laagvenen in Nederland	11
	2.2	Biodiversiteit in laagveenwateren	12
	2.3	OBN-problematiek in laagveenwateren	15
	2.4	Het deskundigenteam Laagveenwateren	16
	2.5	Onderzoeksopzet	17
	2.6	Het Onderzoeksconsortium	19
	2.7	Onderzoeksvragen	21
	2.8	Interacties met laagveenonderzoek buiten OBN	23
	2.9	Doel van het onderzoek: vertaling naar het beheer en mogelijke maatregelen	23
	2.10	Leeswijzer	24
3	**Onderzoekslocaties**		**27**
4	**Correlaties tussen milieukwaliteit en biodiversiteit**		**33**
	4.1	Inleiding	33
	4.2	Onderzoeksmethoden	34
	4.3	Resultaten en discussie: vergelijkende veldstudie	43
	4.4	Resultaten en discussie: mesocosm-experiment	70
	4.5	Conclusies; betekenis voor het beheer	79
5	**Rol van hydrologie in het laagveen-landschap**		**83**
	5.1	Inleiding	83
	5.2	Onderzoeksmethoden	84
	5.3	Resultaten en discussie: waterbalansen	87

5.4 Resultaten en discussie: peilbeheer 92

5.5 Conclusies; betekenis voor het beheer 101

6 Visstandsbeheer & Actief Biologisch Beheer 103

6.1 Inleiding 103

6.2 Onderzoeksmethoden 105

6.3 Resultaten en discussie 110

6.4 Conclusies; betekenis voor het beheer 125

7 Aquatische fase: water-, veenkwaliteit en vegetatie 129

7.1 Inleiding 129

7.2 Onderzoeksmethoden 130

7.3 Resultaten en discussie 134

7.4 Conclusies; betekenis voor het beheer 144

8 Semi-terrestrische fase: verlanding en veenvorming 147

8.1 Inleiding 147

8.2 Onderzoeksmethoden 149

8.3 Resultaten en discussie 152

8.4 Conclusies; betekenis voor het beheer 164

9 Voedselwebrelaties 167

9.1 Inleiding 167

9.2 Onderzoeksmethoden 171

9.3 Resultaten en discussie 173

9.4 Conclusies 187

10 Laagveenherstel en fauna 189

10.1 Inleiding 189

10.2 Onderzoeksmonitoring naar de effecten van baggeren op watermacrofauna 191

10.3 Eerste versie monitoringsplan fauna 204

10.4 Conclusies; betekenis voor het beheer 204

11 Perspectieven voor laagveenherstel in Nederland 207

11.1 De belangrijkste, algemene conclusies opgesomd 207

11.2 Conclusies en synthese: wat weten we? 208

11.3 Stuurvariabelen; *diagnostic tools* 224

11.4 OBN-maatregelen in laagveenwateren 225

11.5 Naar een 'sleutel' voor het beheer van laagveenwateren: de veenloper 244

11.6 Standaardisering van de OBN-monitoring 245

11.7 Vervolgonderzoek: de tweede fase 247

Literatuurverwijzingen 249

Bijlagen

Bijlage 1 Verklaring codering 261

Bijlage 2 EDTA-methode voor het extraheren van verschillende fosfaatfracties uit bodems (naar Golterman, 1996) 263

Bijlage 3 Fosfaatmobilisatie in de vergelijkende veldstudie in relatie tot de chloride:fosfaat ratio en ijzer:zwavel ratio in het bodemvocht 264

Bijlage 4 Relatie tussen de chemische samenstelling van het onderwater-bodemvocht en de bedekking van de waterlaag met Rode Lijst-soorten 265

Bijlage 5 Redoxpotentiaal en sulfideconcentratie in de bodem (gemiddelde ± SEM) 266

Bijlage 6 Correlaties tussen enkele sedimentkarakteristieken in de Reeuwijkse Plassen 267

Bijlage 7 Relaties tussen de sulfideconcentratie van het poriewater, de labiel-P fractie van het sediment en de Fe:S ratio van het sediment 268

Bijlage 8 Gemiddelde bedekking van soorten waterplanten in de bemonsterde gebieden 269

Bijlage 9 Frequentie en gemiddelde bedekking van soorten in bemonsterde gebieden 270

Bijlage 10 Resultaten van de eenmalig bemonsterde laagveen locaties 274

Bijlage 11 Waterstanden in De Deelen 276

Bijlage 12 Introductie van Krabbenscheer in vier Wapserveense petgaten 277

Bijlage 13 Locaties decompositie experiment 278

Bijlage 14 Verdeling van groottefracties in de onderwaterbodems die gebruikt zijn in het decompositie-experiment, uitgedrukt in percentage drooggewicht 279

Bijlage 15 Organische stof fracties van onderwaterbodems uit zes verschillende laagveengebieden 280

Bijlage 16 Een uitgebreide selectie van soorten en de frequentie waarin deze soorten op oevers van petgaten waar kraggen aanwezig gevonden werden en het percentage bedekking van deze soorten op rechte en kraggenoevers 281

Bijlage 17 Verklaring codering algen in Figuur 9.8 en 9.9 en de vergelijkende graasexperimenten 282

Bijlage 18 Totale graas gegevens vergelijking CR van A. anatina, D. polymorpha en D. galeata op enkele voedselbronnen (Scenedesmus, Chlorhormidium, toxische en niet-toxische Planktothrix) 283

Bijlage 19 Dichtheden van veld populaties van Dreissena polymorpha en Daphnia galeata, locaties waar dit is gemeten en de literatuur verwijzing waaruit de getallen afkomstig zijn 284

Bijlage 20 Abiotische variabelen (gemiddelden) per deelgebied 285

1 Dankwoord

Het is wat ongebruikelijk om het dankwoord hoofdstuk 1 te noemen. Een omvangrijk onderzoeksprogramma als dit kan echter alleen slagen met de hulp van velen (doctoraalstudenten, analisten, technici en onderzoekers), die we in dit hoofdstuk 1 willen bedanken voor hun inzet bij het veldwerk, analyses en discussies: Paul van de Ven, Gerrit Rouwenhorst, Boudewijn Beltman, Arjen de Groot, Marieke van Rosmalen, Dries Oomen, Antoine Vorstenbosch, Agnieszka Lawniczak (UU); Geodesk (Alterra); Martin Versteeg, Germa Verheggen, Roy Peters, Jelle Eygensteyn, Bart Willers, José van Diggelen, Kim Kobes, Bas Bierens, Jan van de Graaf, Piet-Jan Westendorp, Marlies van der Welle, Marij Orbons, Peter Spierenburg, Gerard van der Velde, Gerard van der Weerden (RU); Artur Banach (RU / Katholieke Universiteit Lublin, Polen); Fons Smolders, Emiel Brouwer, Rick Kuiperij (Onderzoekcentrum B-Ware); Wojciech Peczula (Katholieke Universiteit Lublin, Polen); Henny Gertsen, Roel Dijksma (WUR); Larisa Samchishina (Zoölogisch Instituut, Kiev); Sjoerd de Beer, Jacco Jong, Miguel Dionisio-Pires, Thijs de Boer, Peter de Vries, Koos Swart, Hans Hoogveld, Klaas Siewertsen, Roel Pel, Irene van der Stap, Lisette Senerpont-Domis, Gabi Mulderij (NIOO-CL); Jack Middelburg, Eric Boschker (NIOO-CEME); Yvonne Nijdam (Waterkundig Laboratorium); Arjenne Bak, Gerwin Bonhof (Bureau Waardenburg) en Jouke Kampen (Aqua Terra); Ankie Brock, Gijs Broens, Albert Dees, Marten Geertsma, Frank Kimenai, Jan Kuper, Theo Peeters, Douwe Schut, Jelle Tienstra, Stef Waasdorp (Stichting Bargerveen / RU); Bernhard van Vondel (controle waterkevers *Haliplidae*).

Bij toegepast onderzoek is een goede communicatie over en weer tussen onderzoekers, water- en terreinbeheerders essentieel. De samenwerking tussen het onderzoeksconsortium en de verschillende beheerders is, net als in het eerste jaar, zeer goed verlopen. We willen hen dan ook van harte bedanken voor hun interesse, informatie en enthousiaste inzet. De volgende personen willen wij hierbij met name noemen: Joop Hellinga, Nico Minnema (Alde Feanen); Sytze de Vries, Emile Nat, Winnie Rip (Botshol), Alexander Rozema, Arend Timmerman (De Deelen); Jeroen Bredenbeek (De Weerribben); Bart de Haan, Ronald Messemaker, Wessel Fokkema (De Wieden); Gerard ter Heerdt, Johan Ellen, Bart Spekken, Rutger van Ouwerkerk (Waternet); Henk Vonk Noordergraaf, Eric de Haan, Ron van Overeem (Het Hol); Gert van Ee (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier); Ron van 't Veer, Niels Hogeweg, Nico Dekker (Ilperveld); Annemieke Boosten, Nicko Straathof (Natuurmonumenten); Luuk Oevermans, Nico de Bruin (Sluipwijk); Tycho Poelen (Uddelermeer); Gerrit Hietbrink, Bert Takman (Wapserveen); Cindy Brak, Jan Spaans, Peter Willig, Piet Praag (Waterland); Bert van Dijk, Jan Manten (Westbroek/Molenpolder); Theo Claassen, Meindert Smit (Wetterskip Fryslân); Jan van der Geld (Wormer-Jisperveld).

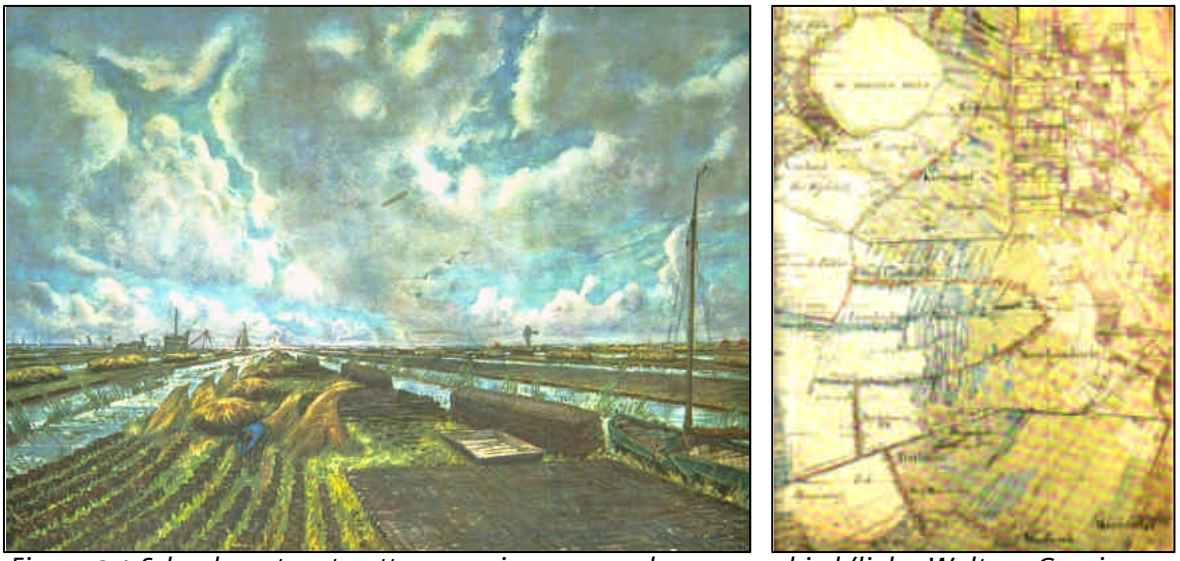
Het onderzoeksconsortium OBN-laagveenwateren



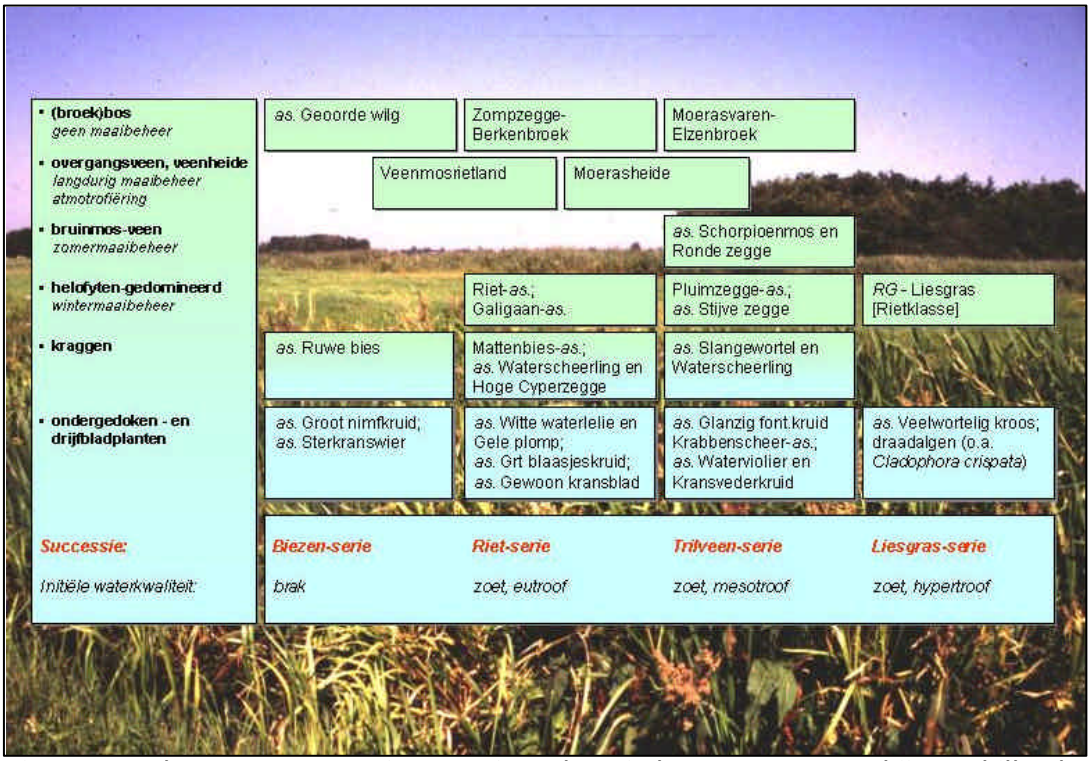
2 Inleiding

2.1 Laagvenen in Nederland

Laagvenen zijn (van oorsprong) veenvormende, natte systemen die voor het grootste deel, en tot in de toplaag, gevoed worden door mineraalrijk grond- en/of oppervlaktewater (tellurisch water; minerotrofie), wat ook tot uitdrukking komt in de vegetatie en (voor een groot deel ook) de faunasamenstelling. Deze basenaanrijking houdt echter niet automatisch in dat aanbod aan voedingsstoffen verhoogd wordt. Onder laagveenwateren worden in het onderzoek ten behoeve van het Overlevingsplan Bos en Natuur alle wateren en verlandingsvegetaties verstaan die in een laagveengebied liggen, door een veenbodem (of venige bodem) gekenmerkt worden en zowel een natuurlijke als een antropogene oorsprong kunnen hebben. Vrijwel alle officiële laagveenreservaten bevinden zich in het holocene deel van ons land en zijn tussen 200 en 600 ha groot. Het karakter van het Nederlandse laagveen-landschap is in hoge mate bepaald door de wijze van vervening, waarbij een patroon van petgaten (trekgaten) en legakkers (ribben) ontstaan is (Figuur 2.1)
Het grootste deel van de huidige laagveenwateren in ons land bestaat uit sterk door de mens beïnvloede, veelal afgegraven of uitgebaggerde plassen en sloten. De hydrologie kenmerkt zich door de menging van water vanuit verschillende bronnen, namelijk regen-, grond- en/of opper-vlaktewater. Laagveensystemen in gebieden grenzend aan hogere zandgronden werden (worden) veelal gevoed door kwel van grondwater. Systemen die niet in kwelgebieden liggen, worden gevoed door oppervlaktewater dat direct of indirect afkomstig is van beken, rivieren of kanalen. De waterkwaliteit in het laagveengebied is deels afhankelijk van de kwantitatieve verhouding tussen de verschillende bronnen en de waterkwaliteit van het instromende water. Deze is in veel gebieden de laatste eeuw sterk veranderd. Daarnaast wordt de waterkwaliteit in de ondiepe Nederlandse laagvenen (vaak 1.5-2 m) zeer sterk bepaald door de waterbodem.



Figuur 2.1 Schoolprent met natte vervening van een laagveengebied (links; Wolters, Groningen – Den Haag) en de omgeving van Loosdrecht in 1849 (rechts; Grote Historische Atlas van Nederland,Wolters-Noordhoff, 1990).



Figuur 2.2 Schema met vegetatiesuccessie-reeksen in laagveenwateren, bij verschillende uitgangssituaties (onderaan weergegeven) en beheerstypen (links weergegeven). Uit: Verhoeven & Bobbink (2001).

2.2 Biodiversiteit in laagveenwateren

Het Onderzoeksplan Bos en Natuur heeft als belangrijkste doelstelling om de biodiversiteit van de Nederlandse natuur, bedreigd door eutrofiëring (vermesting), verdroging, verzuring en versnippering, te behouden en herstellen. Laagveensystemen zijn dynamische systemen met een grote heterogeniteit aan aquatische, semi-terrestrische (semi-aquatische) en terrestrische biotopen. De in potentie zeer hoge biodiversiteit wordt voor een groot deel bepaald door de grote variatie aan nutriëntenaanbod (concentraties P, N, K), waterpeilfluctuatie en zuurbuffering, samengaand met een grote variatie aan vegetatiestructuren boven en onder water. Daarnaast heeft het beheer (water- en terreinbeheer) grote invloed op deze halfnatuurlijke systemen. Het systeem wordt sterk gestuurd door biotische interacties, en ruimtelijke heterogeniteit en dynamiek zijn belangrijk voor het voortbestaan van de soortenrijkdom. Laagvenen spelen een zeer belangrijke rol met betrekking tot het behoud van biodiversiteit op verschillende schalen (landschaps-, systeem-, soortendiversiteit) in Nederland, maar ook op internationaal niveau (o.a. Ramsar-overeenkomst en Natura 2000).

In de Nederlandse laagveenwateren komt een grote verscheidenheid aan plantensoorten (inclusief kranswieren en mossen) en vegetatietypen voor, waaronder enkele zeer zeldzame (Westhoff *et al.*, 1971; Schaminée *et al.*, 1995). Licht brakke venen, zoals in het Ilperveld, kennen karakteristieke brakwatergemeenschappen met soorten als Snavelruppia (*Ruppia maritima*), Brakwaterkransblad (*Chara canescens*) en Ruwe bies (*Schoenoplectus tabernaemontani*). Figuur 2.2 geeft een schematisch overzicht van de belangrijkste successiereeksen van open water naar broekbossen. Afgestorven plantendelen hopen zich hierbij op als veen, en de ophoping van veen stuurt op haar beurt weer de successie (Bakker *et al.*, 1997). Het schema geeft de hoofdlijnen van de successie aan en wijkt enigszins af van meer gedetailleerde schema's, zoals dat van Van 't Veer *et al.* (2000). Hierbij zijn telkens zes fasen onderscheiden: (1) de aquatische fase met ondergedoken- en drijfbladplanten, (2) de half-aquatische fase met helofyten, (3) de 'bruinmos'-fase (*brownmoss phase*) met soortenrijke laagveenvegetaties, (4) de

veenmosfase, waarin verschillende *Sphagnum*-soorten zich in de vegetatie gaan vestigen, (5) de (mogelijke) overgang naar een hoogveenachtige vegetatie, waarin zich een dik veenmostapijt ontwikkelt (6) de broekbosfase, waarin een moerasbos ontstaat. Gedurende de ontwikkeling treedt een steeds verder voortschrijdende verlanding op (Figuur 2.3).



Figuur 2.3 Plaats-tijd-substitutie: in deze gefaseerd verveende laagveensloot bij Utrecht is fraai de successie zichtbaar van Krabbenscheervegetatie, via een vegetatie gedomineerd door grote zeggen, naar een broekbos. Foto's L. Lamers.

In open water met ondergedoken planten treedt, wanneer de afbraak voldoende geremd is, langzaam stapeling van afgestorven organisch materiaal op. Als dit proces van veenvorming het wateroppervlak nadert, kunnen halfterrestrische planten (waaronder helofyten) zich gaan vestigen. De snelheid van verlanding is zeer sterk afhankelijk van de productiviteit van de betreffende vegetatietypen en de decompositiesnelheid. Eutrofe wateren kunnen daarbij eerder dichtgroeien dan mesotrofe wateren. In harde wateren zal de veenvorming langzamer verlopen dan in zachtere wateren, doordat de afbraaksnelheid hier hoger ligt. Hypertrofe wateren, daarentegen, worden gekarakteriseerd door grote dichtheden van algen en/of cyanobacteriën (blauwalgen), waardoor de ondergedoken vegetatie sterk onderdrukt wordt en veelal afwezig is. In dit type wateren is een verlandingssuccessie via submerse waterplanten dan ook onwaarschijnlijk. Het gevormde veen bestaat hooguit uit een dunne, fijnkorrelige laag algenveen.

Naast veenvorming door ondergedoken waterplanten vindt in laagveenwateren ook verlanding plaats door de vorming van drijftillen gecombineerd met de langzame uitbreiding van oevervegetaties. Van de processen die hierbij een rol spelen bestaat slechts een globaal beeld. De indruk bestaat dat de hier geschetste verlanding momenteel vrijwel niet meer voorkomt in Nederland, zonder dat duidelijk is wat de precieze oorzaken hiervan zijn. Verlanding vanuit de oever, vooral via Riet- of andere helofytenvegetaties, treedt voornamelijk op bij wat meer geëxponeerde oevers. Riet vestigt zich hierbij door kieming of via wortelstokken (rhizomen) op drooggevallen oevers en breidt zich langzaam uit naar het midden van de plas. In ondiep water gebeurt dit doordat de planten zijdelings rhizomen ontwikkelen. Behalve door Riet kunnen deze verlandingsgemeenschappen ook gedomineerd worden door Mattenbies (*Scirpus lacustris*), Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) of Galigaan (*Cladium mariscus*). In petgaten met een steil talud kan zich ook een drijvende kragge ontwikkelen vanuit een vast in de oever wortelende helofytenzoom. Een dergelijke kragge is veelal minstens 20 cm dik en heeft, met name bij maaibeheer, voldoende draagvermogen om betreding mogelijk te maken. De ophoping van veen uit afgestorven waterplanten kan dit proces versnellen. In open water en aan de rand van helofytenzomen kunnen drijftillen ontstaan. Deze vormen pioniersstadia in de verlanding, waarbij drijvende eilandjes gevormd worden die slechts een zeer gering draagvermogen hebben en gemakkelijk door de wind worden verplaatst. Voor de vorming van kraggen is gasvorming en -ophoping een belangrijk proces. Het drijfvermogen wordt sterk verhoogd wanneer de kragge zo dicht is en zoveel dood materiaal bevat, dat het bij de afbraak gevormde methaan (aardgas) in de vorm van gasbellen gevangen raakt in de dichte veen- en wortelmassa. De bellen ontstaan door de slechte oplosbaarheid van methaan.

Vanwege de grote diversiteit aan habitats (zowel terrestrische als aquatische) en het hoge voedselaanbod is er ook een grote faunadiversiteit in weinig verstoorde laagveenwateren. Traditioneel wordt hierbij vooral de nadruk gelegd op de avifauna. Laagvenen bieden echter ook een belangrijke uitwijkplaats voor een groot aantal andere gevoelige diersoorten waaronder vis-, amfibieën- en macro-evertebratensoorten. Het bekendste macrofauna-voorbeeld is wellicht de Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*), een in ons land zeldzame libel die sterk afhankelijk is van gezonde drijvende vegetaties, met name die van Krabbenscheer (Figuur 2.4).



Figuur 2.4 Mannetje van Groene glazenmaker (Aeshna viridis) op Krabbenscheerblad. Foto A. van der Heijden.

Vanwege hun specifieke halfnatuurlijke karakter en de hoge biodiversiteit vertegenwoordigen de laagveenwateren een belangrijke natuur- en cultuurwaarde op zowel nationaal als internationaal niveau (Ramsar-gebieden). Het onderzoek dat tussen 2003 en 2006 uitgevoerd is onder leiding van het OBN-Deskundigenteam Laagveenwateren, heeft zich gericht op de verschillende successiestadia van de verlanding van laagveenwateren, van ondergedoken vegetaties tot en met kraggengemeenschappen (Lamers *et al.*, 2001a). Vegetatietypen van een later successiestadium waren reeds ondergebracht bij het Deskundigenteam Natte Schraallanden (Jansen *et al.*, 1997; 1998) en het Deskundigenteam Natte Bossen (Poels *et al.*, 2000). Voor broekbossen zij vermeld dat deze als uitgangssituatie voor de omvorming naar open water wel binnen het bestek van het onderzoek aan Laagveenwateren vallen, maar als doeltype niet. De successie richting hoogveenvegetaties op laagveenkraggen wordt gedeeltelijk in het Preadvies Hoogvenen behandeld, maar de successie naar Veenmosrietland en Moerasheide behoort binnen het OBN-onderzoek aan laagveenwateren. De onderzoeksplanning voor laagveenwateren zal in het toekomstige Deskundigenteam Laagveenlandschap verder afgestemd worden met de overig genoemde onderzoeken. Aangezien er sprake is van een gradiënt van laagveenwateren naar deze ecotopen, is enige overlap uiteraard onvermijdelijk en ook zeer wenselijk. Dit zal met name voor de fauna gelden, die zich veelal weinig aantrekt van de afbakening die wij graag aanbrengen.

2.3 OBN-problematiek in laagveenwateren

Aan de problematiek rond de achteruitgang van laagveenwateren door eutrofiëring, verdroging en verzuring is al de nodige aandacht besteed in het verleden, zowel door beheerders als door onderzoekers. Daarbij zijn diverse herstelmaatregelen op praktijkschaal uitgeprobeerd, maar omdat men daarbij niet altijd systeemgericht te werk ging, leverden die maatregelen doorgaans zeer wisselende resultaten op en was er over het algemeen sprake van een lage effectiviteit.

Om daar verandering in te brengen zijn laagveenwateren opgenomen in het onderzoeksprogramma van het Overlevingsplan Bos en Natuur. Het onderzoek is gepresenteerd in het onderzoeksplan voor de eerste fase van het onderzoek (Lamers *et al.*, 2002) waarbij de keuzen zijn beargumenteerd op grond van de leemten aan kennis binnen het herstelbeheer, bediscussieerd in het Preadvies Laagveenwateren (Lamers *et al.*, 2001) . Hiervoor was het nodig de verschillende typen laagveenwateren te karakteriseren en uitgevoerde beheers- en herstelmaatregelen te evalueren. Bij de achteruitgang van laagveenwateren spelen verschillende processen, vooral rond de thema's eutrofiëring (vermesting), verdroging, verzuring, versnippering en peilverstarring. Voor een uitgebreide beschrijving van de problematiek wordt verwezen naar het preadvies en naar Lamers *et al*. (2004). De nadruk binnen het uitgevoerde OBN-onderzoek ligt sterk op het definiëren van sturende processen en factoren. Dit maakt het mogelijk om de precieze oorzaken van achteruitgang en herstel aan te geven en om de resultaten van het onderzoek te extrapoleren naar andere laagveenwateren. Er is gekozen voor een systeembenadering, waarbij verschillende onderzoeksdisciplines geïntegreerd worden. De onderzoeksresultaten moeten het voor terrein- en waterbeheerders mogelijk maken om, op grond van zo eenvoudig mogelijke metingen, verschillende beheers- en herstelstrategieën tegen elkaar af te wegen. Er wordt, met andere woorden, toegewerkt naar een 'OBN-laagvenensleutel'. De resultaten uit deze eerste onderzoeksfase dragen daartoe bij, maar leveren nog geen definitieve sleutel op.



Figuur 2.5 Vanuit de lucht is het verschil in waterkwaliteit tussen Het Hol (helder met waterplanten; boven) en De Vuntus / Loosdrechtse Plassen (troebel door algen; onder) duidelijk zichtbaar. Foto L. Lamers.

Een belangrijk knelpunt in de Nederlandse laagvenen is de slechte kwaliteit van oppervlaktewater en veen (Figuur 2.5), door eutrofiëring als gevolg van het inlaten van gebiedsvreemd (om verdroging te bestrijden) en vervuild gebiedseigen water in combinatie met sterk veranderde visgemeenschappen. Naast directe eutrofiëring heeft dit ook geleid tot een zeer hoge mobilisatie van voedingsstoffen in het veen (interne eutrofiëring) en vorming van grote hoeveelheden ver afgebroken veen (slib). Bovendien wordt het waterpeil op onnatuurlijke wijze constant hoog gehouden. Door deze veranderingen zijn zeer eutrofe situaties ontstaan en is de dynamiek verdwenen. Verlanding treedt nauwelijks meer op, waardoor de variatie aan verschillende successiestadia sterk is afgenomen. Voor terrestrische vegetaties (schraallanden inclusief trilvenen) speelt bovendien verzuring, door verminderde aanvoer van basen en verhoogde aanvoer en productie van zuren (bij verdroging) in de toplaag, een belangrijke rol bij achteruitgang.

2.4 Het deskundigenteam Laagveenwateren

Binnen OBN-Kennis zijn deskundigenteams werkzaam die ieder een deel van de Nederlandse natuurtypen voor hun rekening nemen. In ieder team is zowel natuuronderzoek als -beheer vertegenwoordigd. In 1999 werd het deskundigenteam Laagveenwateren toegevoegd aan OBN (Hesen & Jansen, 1999). Dit team bestaat uit de volgende personen:

Harry Hosper, *voorzitter*	Ministerie van V&W / RIZA
Mariken Fellinger, *secretaris*	Directie Kennis, Ministerie van LNV
Annemiek Boosten/Nicko Straathof	Vereniging Natuurmonumenten
Theo Claassen (ag. lid)	Wetterskip Fryslân
Hugo Coops	RIZA
Ellen van Donk/Bas Ibelings	NIOO-KNAW
Hans Esselink/Wilco Verberk	Stichting Bargerveen / RU
Bert Higler	Alterra
Jaap Hofstra/Winnie Rip	Waternet

Marcel Klinge	Witteveen+Bos
Leon Lamers	Radboud Universiteit Nijmegen
Bert Takman/Geert Kooijman/ Allard van Leerdam	Staatsbosbeheer
Artur Meuleman	KIWA
Bruce Michielsen	Hoogheemraadschap Rijnland
Jan Roelofs	Radboud Universiteit Nijmegen
Jos Schouwenaars	Wetterskip Fryslân
Ron van 't Veer	Landschap Noord-Holland
Jos Verhoeven	Universiteit Utrecht

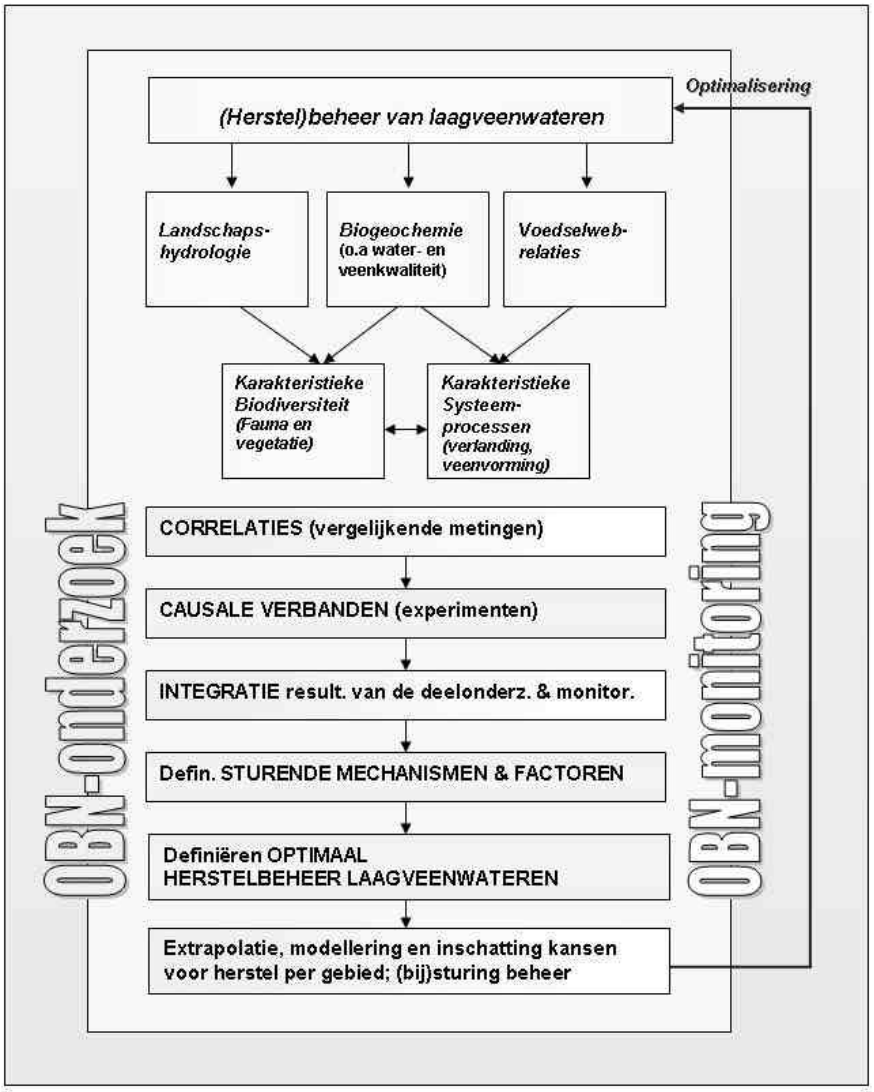
2.5 Onderzoeksopzet

Centraal binnen de onderzoeksopzet stond de gedachte dat alleen een systeemgerichte aanpak volledig antwoord kon geven op de verschillende door het Deskundigenteam Laagveenwateren geprioriteerde vragen. Op de praktische, toegepaste vragen vanuit het (herstel)beheer van de Nederlandse laagveenwateren moesten praktische, toegepaste antwoorden gegeven worden, die direct bruikbaar waren binnen het beheer. Dit kon alleen, zo was en is onze visie, door verschillende mogelijkheden afzonderlijk en in combinatie te bezien. Het onderzoek in het kader van OBN zal altijd toegepast ecologisch onderzoek zijn, gericht op het tegengaan van de negatieve effecten van eutrofiëring, verdroging, verzuring en versnippering in de verschillende typen laagveenwateren die Nederland rijk is. Het ging om *ecosysteemonderzoek* aan laagveenwateren. Onderzoek aan afzonderlijke soorten is alleen uitgevoerd als het specifieke doelsoorten betrof, soorten die een belangrijke rol spelen in systeemprocessen (de zogenaamde *ecosystem engineers*) en soorten die model staan voor een groter aantal bedreigde laagveensoorten. Speerpunt hierbij was, geheel volgens de doelstellingen van het OBN, het herstel van de natuurdoeltypen (Higler, 2000) en de biodiversiteit in laagveenwateren.

Binnen het onderzoek aan laagveenwateren werden (binnen elk van de deelonderzoeken) vier hoofddoelen aangemerkt (Figuur 2.6):

1. Het identificeren van de belangrijkste verschillen in hydrologie, water- en bodemkwaliteit tussen karakteristieke, biodiverse laagveenwateren en verstoorde, soortenarme laagveenwateren (*correlatieve verbanden: vergelijkingen*);
2. Het bepalen van de hydrologische en biogeochemische oorzaken van de achteruitgang van laagveenwateren (*causale verbanden: sturende processen en factoren*);
3. Het bijsturen van het beheer van de onderzochte laagveenwateren op grond van de bevindingen;
4. Het extrapoleren van deze kennis naar andere laagveen-herstelprojecten (*voorspellen & sturen*).

Binnen het programma zijn zowel voor laagveenwateren karakteristieke vegetatietypen als faunagemeenschappen (in het laatste jaar) onderzocht, in zowel aquatische als semi-terrestische (semi-aquatische) gemeenschappen (verlandingsgemeenschappen).



Figuur 2.6 Schematische onderzoeksopzet OBN-Laagveenwateren

Aangezien de verschillende thema's zeer sterk aan elkaar gekoppeld zijn, in laagveenwateren mogelijk nog meer dan in andere ecotopen, konden ze onmogelijk los van elkaar beschouwd worden. Dit vereiste een interdisciplinaire aanpak van de beheersproblematiek, waarbij verschillende onderzoekers en beheerders, ieder vanuit hun eigen optiek, samenwerkten aan een systeemecologisch onderzoeksprogramma. Alleen op deze wijze kon er gericht en efficiënt gezocht worden naar oplossingen voor hardnekkige problemen als eutrofiëring, overmatige algenbloei en troebelheid, het ontbreken van kenmerkende soorten en het uitblijven van verlandingssuccessie.

De gekozen *systeem*gerichte aanpak was alleen mogelijk wanneer onderzoekers van verschillende onderzoeksdisciplines, onderzoekstradities, en daarmee automatisch ook onderzoeksinstellingen, hun krachten bundelden binnen één programma. Er is daarom gekozen voor een constructie met drie junior onderzoekers (plus een vierde in het laatste jaar) die ieder één van de volgende deelonderzoeken voor hun rekening namen (Figuur 2.7):

- hydrologie, water- en veenkwaliteit, en vegetatie;
- verlanding en veenvorming;
- plankton en voedselwebrelaties;
- fauna.

2.6 Het Onderzoeksconsortium

Binnen het onderzoeksconsortium waren de volgende partijen betrokken:
- Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen (RU; penvoerder);
- Leerstoelgroep Landschapsecologie, Universiteit Utrecht (UU);
- Centrum voor Limnologie - Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO-KNAW);
- Stichting Bargerveen / Afdeling Dierecologie & Ecofysiologie, Radboud Universiteit Nijmegen (StB/RU);
- Witteveen + Bos, Afdeling Integraal Waterbeheer (W+B);
- Wetterskip Fryslân (WF)
- Afdeling Ecologie & Milieu, Alterra (ALT).

Ieder van de partijen heeft binnen het onderzoeksprogramma haar specifieke expertise ingebracht. De directe onderlinge aansluiting van de deelonderzoeken, de betrokkenheid van dezelfde onderzoekers binnen de verschillende thema's, de keuze van dezelfde onderzoekslocaties en het gebruik van dezelfde kas- en kweekruimte-opstellingen garandeerden hierbij een geïntegreerd en solide onderzoeksprogramma.

In de eerste fase waren er helaas geen middelen voor een vierde onderzoeker, die zich zou richten op faunaherstel. Voor een deel van het laatste jaar van deze fase is echter financiering voor deze onderzoeker gevonden via het budget voor onderzoeksmonitoring bij EC-LNV. Omdat het een voorwaarde voor financiering was dat er een duidelijke koppeling bestond met een specifieke experimentele OBN-maatregel, is dit onderzoeksvoorstel gekoppeld aan de effecten van baggeren (tegen eutrofiëring) van laagveensloten op macrofaunaherstel. Bij de kennisvragen in het kader van het Overlevingplan Bos en Natuur voor de periode 2005-2010 (Hendriks 2004) staat onderzoek naar het herstel van faunagemeenschappen afzonderlijk geprioriteerd voor laagveenwateren, waarmee aangegeven wordt dat uitbreiding van het lopende onderzoek met faunaonderzoek in de tweede fase zeer wenselijk wordt geacht voor het terrein- en waterbeheer.

Elk van de junior onderzoekers werd begeleid worden door een team van senior onderzoekers, waardoor de kwaliteit van het onderzoek gewaarborgd was. Elk van de verschillende partijen heeft toezicht gehouden op de onderlinge uitwisseling van onderzoeksresultaten. De geformuleerde deelonderzoeken en de activiteiten van de toegevoegde deskundigen weken qua indeling, om praktische redenen, ietwat af van de in het preadvies genoemde thema's. De gezamenlijke inhoud sloot echter geheel aan bij het in het preadvies genoemde, benodigde, onderzoek. De coördinatie (planning, overleg, integratie) lag in handen van dr. L. Lamers, die ook als penvoerder optrad.

De gehele opzet zag er als volgt uit (Figuur 2.7):
- Coördinatie: planning, overleg en integratie van het OBN-onderzoek in laagveenwateren werd verzorgd door dr. L. Lamers (Radboud Universiteit Nijmegen, RU);

- Deelonderzoek 1: Herstel van hydrologie, water- en veenkwaliteit; welk type beheer brengt de verscheidenheid aan laagveengemeenschappen terug? Voltijds uitgevoerd door drs. J. Geurts (RU), begeleid door dr. L. Lamers (RU), dr. A. Smolders (B-Ware/RU), prof.dr. J. Verhoeven (Universiteit Utrecht, UU), prof.dr. J. Roelofs (RU), prof.dr. E. van Donk (Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, NIOO-KNAW). Zie Hoofdstuk 4 t/m 7;

- Deelonderzoek 2: Herstel van verlanding en veenvorming in laagveenwateren: een onderzoek naar sleutelfactoren. Voltijds uitgevoerd door drs. H. Pijnappel (UU; t/m augustus 2005) en drs. J. Sarneel (UU; september 2005 t/m maart 2006), begeleid door prof.dr. J. Verhoeven (UU), dr. B. Beltman (UU), dr. H. Coops

(Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, RIZA), dr. L. Lamers (RU), prof.dr. E. van Donk (NIOO-KNAW). Zie Hoofdstuk 4, 5 en 8;

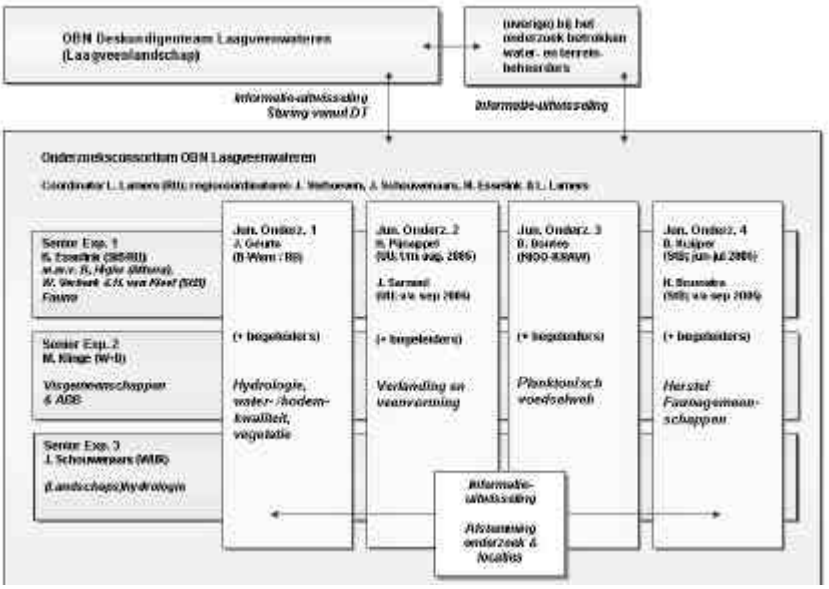
- Deelonderzoek 3: De effecten van herstelmaatregelen op voedselweb-relaties in laagveenwateren. Voltijds uitgevoerd door B. Bontes (NIOO-KNAW), begeleid door prof.dr. E. van Donk (NIOO-KNAW), dr. B. Ibelings (NIOO-KNAW), dr. H. Coops (RIZA), dr. R. Pel (NIOO-KNAW). Zie Hoofdstuk 4, 6 en 9;

- Deelonderzoek 4: Vanaf juni 2005 is, via aparte financiering, een vierde junior onderzoeker aangesteld bij de Stichting Bargerveen (StB), begeleid door drs. H. Esselink, drs. W. Verberk en drs. H. van Kleef (StB /RU). In juni en juli werd dit onderzoek uitgevoerd door drs. B. Kuijper, daarna door ir. H. Boonstra. Zie Hoofdstuk 10;

- De effecten van herstelmaatregelen op de fauna-diversiteit van laagveenwateren. Dit was in handen van drs. H. Esselink (Stichting Bargerveen, StB / RU) en wordt verder begeleid door dr. L. Higler (Alterra). Zie Hoofdstuk 10;

- Het beheer van visgemeenschappen en de toepassing van actief biologisch beheer, door drs. M. Klinge (Witteveen + Bos, W+B). Zie Hoofdstuk 6;

- Hydrologie en het beheer van laagveenwateren door dr. J. Schouwenaars (Wageningen Universiteit en Researchcentrum, WUR / Wetterskip Fryslân, WF). Zie Hoofdstuk 5.



Figuur 2.7 Organisatieschema voor het onderzoek ten behoeve van OBN-Laagveenwateren; laatste jaar van fase 1

De onderzoekers Judith Sarneel (UU) en Harry Boonstra (StB), die in het laatste jaar ingestapt zijn in het onderzoek, zijn elk verantwoordelijk voor het onderzoek uitgevoerd tijdens hun aanstelling. Uit de beschrijvingen van de deelonderzoeken wordt direct duidelijk dat het onmogelijk was om een thema los te zien van elk ander thema. De samenhang en integratie kwam zowel tot uitdrukking in de nauwe aansluiting van de verschillende onderzoeksvragen, als in de praktische en logistieke uitwerking van de deelonderzoeken. De veldlocaties zijn gezamenlijk geselecteerd en metingen en experimenten zijn in teamverband uitgevoerd worden, iedere onderzoeker vanuit haar/zijn eigen discipline. Daarnaast is ook een kweekvijverexperiment door verschillende onderzoekers gezamenlijk opgezet. Dit had niet alleen grote praktische en financiële voordelen, maar zorgde er ook voor dat de betreffende problematiek integraal onderzocht en geïnterpreteerd zal worden.

2.7 Onderzoeksvragen

In het Preadvies Laagveenwateren is in een groot aantal kennislacunes / hoofdvragen met betrekking tot herstelbeheer in laagveenwateren geformuleerd, die in een 'Plan van aanpak' omgevormd zijn tot concrete onderzoeksvragen. De onderzoeksvragen zijn gegroepeerd om de drie onderzoeksthema's, waarbij enige overlap van vragen niet alleen onvermijdelijk, maar ook wenselijk is om de aansluiting en samenwerking tussen de verschillende partijen te waarborgen.

Het betreft 3 typen onderzoek:

A. Vergelijkend onderzoek (veel locaties):
- tussen gebieden van verschillende geografische regio's;
- tussen gebieden verschillend in landschapshydrologie (zie preadvies Laagveenwateren)
- tussen gebieden met gewenste en met ongewenste ontwikkelingen;
- binnen gebieden, tussen sublocaties die verschillende ontwikkelingen laten zien ondanks een ogenschijnlijk gelijke beginsituatie;
- tussen Nederlandse laagveenwateren en een aantal buitenlandse referentiegebieden;

B. Experimenteel veldonderzoek (enkele locaties):
- op de voor de betreffende onderzoeksvragen meest geschikte locaties;
- gebruikmakend van reeds door de beheerder ingerichte beheersexperimenten;
- gebruikmakend van enclosure-opstellingen;

C. Experimenteel onderzoek in kweekopstellingen:
- in kweekfaciliteiten buiten;
- in kweekfaciliteiten binnen.

Op het eerste gezicht lijkt het wellicht alsof de directe relevantie voor het beheer van laagveenwateren het grootst waren bij de onder A genoemde typen onderzoek, aangezien dit het dichtst bij de werkelijke situatie ligt. Het is tegelijkertijd echter zo dat het bij dit type onderzoek nooit mogelijk zal zijn om causale verbanden, dus sturende factoren en mechanismen, te extraheren. Dit type onderzoek leent zich bij uitstek om *mogelijke* sturende factoren en mechanismen te scheiden van (zeer) onwaarschijnlijke variabelen, door te kijken naar verschillen op temporele en spatiële schaal. Deze mogelijke oorzaken werden vervolgens op experimentele wijze getoetst, waarbij causale verbanden aan het licht kwamen. Soms was het hiervoor ook nodig zijn om op ecofysiologische schaal onderzoek te doen aan bepaalde organismen (bijvoorbeeld doelsoorten of juist ongewenste, woekerende soorten).

Uiteindelijk moet het gezamenlijke onderzoek de basis vormen voor concrete beheersadviezen, gericht op verbetering van het huidige (herstel)beheer in Nederlandse laagveenwateren. Deze noodzakelijke vertaalslag van onderzoek naar beheer maakt het onderzoek in het kader van OBN tot een expliciet toegepast onderzoek, waarbij onderzoek van meer fundamentele aard in principe alleen uitgevoerd werd als het direct in dienst staat van de onderzoeksopdracht.

De onderzoeksvragen binnen het OBN-onderzoek aan laagveenwateren staan hieronder gerangschikt per deelonderzoek.

Herstel van hydrologie, water- en veenkwaliteit: welk type beheer brengt de verscheidenheid aan laagveengemeenschappen terug?
1. Wat zijn de relatieve bijdragen van externe en interne bronnen van eutrofiëring, in verband met te maken keuzen binnen het hydrologisch beheer?
2. Wat is de rol van de door het inlaatbeheer toegenomen waterhardheid en/of sulfaatconcentratie bij (veen)bodemafbraak, interne eutrofiëring en bij de vorming van gifstoffen?
3. Welke rol speelt verbrakking bij het herstel van verzoete brakwatervenen?

4. Welke sturende rol kan het gekozen waterpeilbeheer (peilregime) spelen bij het verlagen van de concentraties van nutriënten en toxinen in laagveenwateren?
5. Welke sturende rol kan het gekozen waterpeilbeheer spelen bij de ontwikkeling van door waterplanten gedomineerde systemen (kieming, vestiging, groei)?
6. Wat is de rol van waterkwaliteit en peilbeheer bij de interactie tussen algen, cyanobacteriën en macrofyten?
7. Wat is de invloed van water- en bodemkwaliteit (al dan niet na baggerbeheer) op de troebelheid door algen en de opwerveling van bodemdeeltjes?
8. In hoeverre speelt afwezigheid van diasporen of problemen met dispersie een rol bij het ontbreken van waterplanten?
9. Wat is de rol van de visstand en het visstandbeheer bij de ontwikkeling van de waterkwaliteit?

Herstel van verlanding en veenvorming in laagveenwateren: een onderzoek naar sleutelfactoren

10. In hoeverre is er sprake van ongeschikte morfometrie van de wateren (b.v. te steil talud en te grote oppervlakte en strijklengte)?
11. In hoeverre speelt afwezigheid van diasporen door verdwenen zaadvoorraden of geringe aanvoer van zaden een rol bij het ontbreken van verlandingssuccessie?
12. Welke rol speelt de troebelheid van het water, waardoor kiemplanten, ondergedoken stadia en onderwater-uitlopers door lichtgebrek niet kunnen uitgroeien?
13. Welk effect heeft de afwezigheid van peilfluctuaties bij de kieming en vestiging van soorten?
14. Is er sprake van verstoorde ontwikkeling van drijfvermogen door onvoldoende gasvorming in de wortelzone van de planten?
15. Is er sprake van te hoge decompositiesnelheden vanwege de aanwezigheid van te grote concentraties (anaërobe) electronenacceptoren (nitraat, sulfaat) en/of nutriënten, waardoor de accumulatie van organische stof en de kraggenvorming te langzaam gaan en de structuur van het veen verloren gaat?
16. Zijn er directe toxische effecten op de ecosystem engineers van de drijftilvorming (bijvoorbeeld Krabbenscheer, Waterscheerling, Hoge cyperzegge, Pluimzegge of Slangewortel) door te hoge concentraties sulfide of ammonium, of door te lage redoxpotentialen?
17. Is er sprake van overmatige vraat aan de drijvende vegetaties en helofytengordels door vissen (karper), muskusratten of beverratten?

De effecten van herstelmaatregelen op voedselweb-relaties in laagveenwateren

18. Welke terugkoppelmechanismen bestaan er die de ongewenste troebele toestand en permanente (blauw)algenbloei in laagveenwateren instandhouden?
19. Wat is de bijdrage van genoemde herstelmaatregelen op het doorbreken van de blokkades en het herstel van de karakteristieke trofische interacties in laagveenwateren?
20. Welke ontwikkeling van het voedselweb vindt er in laagveenwateren plaats na ingrepen in de visstand, en hoe duurzaam is deze?
21. Welke ontwikkeling van het voedselweb vindt er plaats na uitvoering van andere herstelwerkzaamheden, inclusief de invloed van ruimtelijke interacties (bijvoorbeeld tussen oevers en open water)?
22. Wat is de rol van de samenstelling van en de interacties binnen het voedselweb bij het al dan niet optreden van herstel van laagveenwateren?

Vragen binnen het onderdeel Faunaherstel na baggeren

23. Zijn er populaties aanwezig van bijzondere soorten in de laagveenpolders waarmee rekening moet worden gehouden bij baggeren? Welke soorten komen voor in minder gestoorde situaties?
24. Hoe reageert de faunagemeenschap op de effecten van baggeren? Kunnen deze populaties zich handhaven wanneer wordt gebaggerd?
25. Kunnen deze soorten gemakkelijk vanuit de omgeving het gebaggerde gebied herkoloniseren?
26. Hoe kan de uitvoering van baggerwerkzaamheden worden aangepast om de handhaving van deze soorten te verhogen?
27. Wat zijn sleutelfactoren voor het herstel van karakteristieke watermacrofauna soorten bij baggeren? Zijn er (en zo ja welke) sleutelfactoren die onvoldoende hersteld zijn?
28. Hoe kan de uitvoering van baggerwerkzaamheden worden aangepast om deze sleutelfactoren te herstellen?

Overige vragen

29. Welk type monitoring is gewenst om de effecten van herstelmaatregelen op macrofauna in laagveenwateren effectief te kunnen evalueren?
30. Welk type monitoring is noodzakelijk om de interacties tussen de visstand en waargenomen ontwikkelingen in laagveenwateren effectief te kunnen evalueren?
31. Wat zijn de landschapshydrologische verschillen tussen verschillende onderzoekslocaties?
32. Welk type monitoring is gewenst om de effecten van veranderingen in hydrologisch beheer op laagveengemeenschappen te kunnen evalueren?

2.8 Interacties met laagveenonderzoek buiten OBN

Omdat er ook door andere partijen onderzoek wordt verricht in laagveenwateren, is het belangrijk om deze kennis te integreren met de kennis die binnen het OBN-consortium gegenereerd wordt. Daarnaast is ook de inbreng vanuit het waterbeheer, met name in relatie tot de uitvoering van de Kaderrichtlijn Water, van groot belang. De brede samenstelling van het consortium (waarvan de leden betrokken zijn bij een groot aantal overige laagveenprojecten), de actieve rol van het Deskundigenteam Laagveenwateren (vertegenwoordiging van beheerders en onderzoekers) en de goede contacten met STOWA stonden garant voor het inbrengen van deze informatie. Er is geïnventariseerd welke overige laagveenprojecten uitgevoerd worden (o.a. bij UU, RU, NIOO, Onderzoekcentrum B-Ware en Witteveen+Bos) en contact onderhouden met zowel de onderzoekers als de beheerders die hierbij betrokken zijn.

2.9 Doel van het onderzoek: vertaling naar het beheer en mogelijke maatregelen

Bij de start van de eerste fase van het OBN-onderzoek is in een voorlopige tabel (Tabel 2.1) voor de belangrijkste beheersopties aangegeven wat de mogelijke voor- en nadelen zijn. Met deze tabel zijn op basis van de resultaten en deelconclusies van het onderzoek in Hoofdstuk 11 algemene conclusies ten aanzien van het beheer en concrete aanbevelingen geformuleerd, met een sterk uitgebreide en aangepaste versie van deze tabel en een koppeling naar de tweede fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren. We streven hierbij naar de ontwikkeling van een ‘laagvenensleutel’. Deze ‘sleutel’, die in de tweede fase opgesteld zal worden, zal de vorm hebben van een kennissysteem dat niet statisch is maar naargelang voortschrijdend inzicht aangevuld en up-to-date gemaakt kan worden. Hiermee kunnen terrein- en waterbeheerders de beste beheersoptie kiezen voor hun door verdroging, vermesting, verzuring, peilverstarring en/of versnippering geteisterde

laagveengebied. Uitgangspunt hierbij zijn de actuele biodiversiteit, historische informatie en een aantal zo eenvoudig mogelijk te bepalen abiotische variabelen.

2.10 Leeswijzer

Dit rapport presenteert de resultaten en conclusies van het onderzoek aan laagveenwateren binnen het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur in de eerste fase (2003-2006). In Hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven van de onderzoekslocaties. Vervolgens worden in Hoofdstuk 4 de belangrijkste bevindingen van het correlatieve onderzoek naar de samenhang tusen biodiversiteit en milieukwaliteit gepresenteerd, met in Hoofdstuk 5 de rol van hydrologie in het laagveenlandschap. In de daaropvolgende hoofdstukken 6 tot en met 10 staan de onderzoeksvragen, methoden, resultaten en conclusies van de verschillende deelonderzoeken weergegeven met betrekking tot visstandsbeheer (Hoofdstuk 6), water- en veenkwaliteit (Hoofdstuk 7), verlanding en veenvorming (Hoofdstuk 8), voedselwebrelaties (Hoofdstuk 9) en fauna (Hoofdstuk 10). Ten slotte worden in Hoofdstuk 11 de belangrijkste conclusies van het onderzoek in de eerste fase samengebracht en bediscussieerd, in relatie tot de directe betekenis voor het laagveenbeheer. Dit zal uitgewerkt worden aan de hand van de nieuw gegenereerde kennis en bestaande literatuur over de betreffende milieuproblemen ('ver'-thema's), en de voor- en nadelen van beschikbare OBN-maatregelen. Als afsluiting wordt aan de hand van de resultaten in fase 1 aangegeven welke onderzoeksvragen geprioriteerd zijn voor de tweede fase.

Tabel 2.1 Voorlopige praktische conclusies en aanbevelingen voor het herstelbeheer van laagveenwateren bij de start van het onderzoek. Financiële aspecten zijn hierbij nog buiten beschouwing gelaten, aangezien deze sterk kunnen variëren per gebied. De OBN-onderzoeksresultaten zullen uiteindelijk zoveel mogelijk omgezet worden in concrete vuistregels voor het beheer (een laagvenensleutel), waarbij op grond van vegetatie, fauna, (onderwater)bodem en waterkwaliteit per (deel)gebied of biotoop voorspeld kan worden welke variant het meest geschikt is voor (herstel)beheer.

Maatregel met betrekking tot:	Mogelijke voordelen	Mogelijke nadelen
verdroging		
- (gebiedsvreemd) water inlaten	- vernatting	- externe/interne eutrofiëring; slechte infiltratie in veen; plotselinge vernatting slecht voor flora/fauna
- herstel oorspronkelijke hydrologische situatie (inclusief evt. kwel)	- herstel waterkwaliteit	- vaak onmogelijk
- water vasthouden in winter	- minder inlaatwater nodig; zie verder bij *eutrofiëring*	- minder capaciteit bij waterberging winter
- dynamischer peilbeheer (meer isolatie; winter hoger, zomer lager)	- minder inlaatwater nodig (*idem*)	- tijdelijke verdroging (?); extra verzuring (?); extra mineralisatie (?); problemen infrastructuur en recreatie (?)
eutrofiëring (zie ook onderaan tabel)		
- geen/minder (gebiedsvreemd) water inlaten	- terugdringing externe/interne eutrofiëring	- tijdelijke verdroging (?); extra verzuring (?); extra mineralisatie (?)
- schonere waterbron als inlaatwater	- terugdringing externe/interne eutrofiëring (N.B. niet alleen P en N; macro-ionen ook belangrijk)	- vaak onmogelijk
- dynamischer peilbeheer (meer isolatie; winter hoger, zomer lager)	- minder inlaatwater nodig (idem); immobilisatie fosfaat; betere kieming waterplanten; betere kieming/groei helofyten	- tijdelijke verd roging (?); extra verzuring (?); extra mineralisatie (?); lijkt minder effectief in S-rijke gebieden (o.a. brakwatervenen); onvoldoende bij hypertrofie
- actief biologisch beheer	- verbetering licht- en bewortelings-condities waterplanten; verbetering visgemeenschappen; vermindering interne belasting (door opwoelen); stabiliseren toplaag waterbodem	- bij hypertrofie combinatie met andere maatregelen nodig; P-mobilisatie vanuit de bodem naar de waterlaag maakt lange-termijneffect moeilijk voorspelbaar; opwerveling fijnkorrelig veen
- baggeren toplaag; plaggen toplaag	- afname fosfaatbeschikbaarheid; verwijdering fijnkorrelig slib (algenveen)	- bij onveranderde waterkwaliteit snelle afbraak vrijgekomen veenlaag en nieuwe P-mobilisatie; zaadbankvoorraad onvoldoende (?)
- afgraven veen / plaggen tot zand-/kleilaag	- afname fosfaatbeschikbaarheid; vaak groei kranswieren; terugdringen eutrafente soorten (o.a. pitrus)	- successie ver teruggezet; laagveenaspect bodem vervalt; zaadbank van veenbodemsoorten verwijderd
- graven lokale verdieping (> 10m)	- slibinvang, nutriënten*sink* (hypolimnion)	- ingrijpende maatregel waarvoor vaak geen mogelijkheden zijn; effectiviteit (in laagveenwateren) onvoldoende bekend
- defosfateren inlaatwater	- afname fosfaataanvoer	- alleen effectief als externe eutrofiëring belangrijkste oorzaak is
- doorspoelen (lage verblijftijd water)	- afvoer algen en nutriënten	- vaak hydrologisch niet mogelijk, extra interne eutrofiëring, grotere last afvoerwater (eutrofiëring omgeving)
- helofytenfilter; verlengde aanvoer	- afname nutriëntenlast (m.n. N)	- werkt vaak slecht voor P o.a. door interne mobilisatie van P; alleen effectief als externe eutrofiëring belangrijkste oorzaak is
- ontharden inlaatwater	- afname mineralisatie	- werkt niet als veen al ver afgebroken of sterk gealkaliniseerd is
- desulfateren inlaatwater	- afname interne P-mobilisatie	- werkt niet als intern veel S geaccumuleerd is
- afdekken met zand	- afname P-mobilisatie naar waterlaag; inklinking sliblaag	- zaadbank afgedekt; menging met onderliggend veen door gasproductie (?)
- ijzerinjectie (beijzeren) onderwaterbodem; evt. aluminiuminjectie	- afname interne P-mobilisatie op korte termijn	- werkt alleen langdurig bij geïsoleerde venen met een lage consumptie van ijzer (dus ook niet in S-rijke venen); verzurend in minder gebufferde venen
- beijzeren (semi-)terrestische vegetaties	- binding P in bovenstaand water	- IJzer lost niet op in neutraal oppervlaktewater; sterke verzuring en ijzervergiftiging; geen P-binding in bodem
verzuring		
- inlaat oppervlaktewater (evt. met extra begreppeling)	- aanvoer bicarbonaat, Ca, Mg	- externe/interne eutrofiëring; slechte horizontale infiltratie in veen
- plaggen	- afvoer zuur veen (toplaag)	- door omhoogkomen veen/drijftil opnieuw verzuring (kalkrijk water niet in toplaag)
- bekalken	- aanvoer carbonaat, Ca, Mg	- versnelde afbraak veen en mineralisatie; stimulering veenmosgroei bij herverzuring
- verhogen kweldruk	- aanvoer bicarbonaat, Ca, Mg	- vaak onmogelijk
- bevloeiing met oppervlaktewater in winter	- aanvoer bicarbonaat, Ca, Mg	- niet mogelijk bij kraggen (gaan omhoog); effect afhankelijk van verticale infiltratie
versnippering		
- herintroductie	- doelsoorten terug	- alleen als habitat hersteld is; voor vegetatie onnodig als diasporenbank intact is
- verbinding (corridors)	- dispersie; herkolonisatie	- vaak moeilijk; 'sink-effect' als habitat nog ongeschikt is (?)
handhaven/creëren gewenst succes-siestadium (zie ook eutrof., verzur.)		
- maaien/kappen en afvoeren/begrazen	- afvoer nutriënten; verbetering lichtcondities	- onvoldoende bij hypertrofie
- plaggen	- (zie eutrof.)	- (zie eutrof.)
- opengraven verlande petgaten / graven nieuwe petgaten (laatste geen OBN maar natuurontwikkeling)	- nieuwe verlanding (?); toename habitatdiversiteit	- verlanding afhankelijk van water- en bodemkwaliteit en grootte en richting petgat, vaak niet of slecht
- rechte oevers aflopend maken	- verbetering helofytengroei	- verlanding afhankelijk van water- en bodemkwaliteit en grootte en richting petgat

3 Onderzoekslocaties

Bij de basiskeuze van de uiteindelijke onderzoeksgebieden was het belangrijk dat alle typen Nederlandse laagveenwateren vertegenwoordigd zijn. Dit wil zeggen dat de verschillen in landschapshydrologie, dimensie, waterchemie, successiestadium, vegetatie, fauna, (blauw)algenproblematiek en slibproblematiek tot uitdrukking komen in de gekozen gebieden. Er moesten daarbij goede mogelijkheden zijn voor vergelijkend onderzoek tussen gebieden, voor vergelijkingen binnen een gebied, en voor experimenteel onderzoek. Om zo efficiënt mogelijk te kunnen werken, is er aansluiting gezocht bij lopende of geplande maatregelen van de beherende instanties. Er is gekozen voor een geïntegreerde aanpak van de onderzoeksvragen in een, in verband met logistieke beperkingen, beperkt aantal gebieden. Deze moeten qua (eventueel te herstellen) milieukwaliteit (hydrologie, bodem, successiestadium) aansluiten bij de onderzoeksvragen. Daarnaast is er ook met experimentele opstellingen binnen en buiten gewerkt worden om deelvragen onder meer gecontroleerde omstandigheden te kunnen onderzoeken. Het draaide bij het onderzoeksprogramma om de *algemene*, door zowel beheerders en onderzoekers als belangrijk aangemerkte, problemen die zich voordoen bij het (herstel)beheer van laagveenwateren in Nederland.

In het eerste onderzoeksjaar is gestreefd naar het bezoeken en bemonsteren van zoveel mogelijk locaties die de verscheidenheid aan typen laagveenwateren in de verschillende regio's van het Nederlandse laagveendistrict (floradistrict volgens Van der Meijden, 1996) weerspiegelen. In de keuze van deze locaties is primair het onderzoeksplan gevolgd (Lamers, 2002a). Het tweede en derde onderzoeksjaar is de intensiteit verminderd en meer de nadruk gelegd op gebieden waar beheersmaatregelen worden genomen. De locaties zijn geselecteerd in onderling overleg tussen de consortiumpartijen en de water- en terreinbeheerders. Omdat ieder deelonderzoek verschilt van aard, kan de intensiteit en/of de manier van monsteren per gebied verschillen. De deelstudies zijn per locatie op elkaar afgestemd, maar dit betekent niet dat er op iedere locatie aan alle onderzoeksvragen gewerkt is. Verder is in dit rapport van een aantal locaties informatie opgenomen uit andere onderzoeksprogramma's die nauw aansluiten bij het OBN-onderzoek. Als buitenlandse referentiegebieden zijn locaties in Ierland (Connemara) en Polen (Lubelskie) bezocht.

In Tabel 3.1 zijn de locaties vermeld die in de eerste fase zijn bezocht. In Tabel 3.1a worden algemene gebiedskenmerken genoemd die vooral betrekking hebben op de hydrologie van het gebied. Dit is vanzelfsprekend de belangrijkste uitgangspositie voor het herstel en behoud van laagveenwateren. In Tabel 3.1b is het doeltype vermeld met de maatregelen die er genomen worden. Het monitoren van de gevolgen van deze maatregelen heeft een hoge prioriteit om het beheer te kunnen adviseren. Per locatie is aangegeven welk deelonderzoek er uitgevoerd wordt en met welke frequentie dit gebeurd is in de afgelopen periode.

In de hoofdstukken van de verschillende deelonderzoeken worden deze locatiebeschrijvingen uitgebreid met gegevens die verder nog van belang zijn voor de betreffende studies. De beschrijvingen geven een globale indruk van de locaties (en sublocaties) waar is gemonsterd.

Tabel 3.1a De onderzoekslocaties ingedeeld in geografische regio's, met hun globale structuur, de voEdselrijkdom en de herkomst van het aangevoerde water.

Locatie	Structuur	Type[1]	Herkomst water
Noordoost-Nederland			
Alde Feanen (1340 ha) It Fryske Gea Wetterskip Fryslan	Petgaten verbonden met boezemsloten en plassen	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Frieze boezem en geïsoleerd
De Deelen (450 ha) Staatsbosbeheer Wetterskip Fryslan	Petgatensysteem (met elkaar verbonden)	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Zandwinplas
De Weerribben (3500 ha) Staatsbosbeheer Waterschap Reest en Wieden	Petgatencomplex	Zoet mesotroof - eutroof	De Wieden (Stroink; sinds 1997)
De Wieden (5676 ha) Natuurmonumenten Waterschap Reest en Wieden	Plassen met complex van petgaten en legakkers	Zoet mesotroof	Ettenlands kanaal (Stroink, sinds 1997)
Wapserveen (5 ha) Staatsbosbeheer	Nieuwe petgaten	Zoet mesotroof	Grondwater
Midden-Nederland			
Het Hol (80 ha) Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Sloten- en plassen systeem	Zoet mesotroof	Vechtplassen
Terra Nova (85 ha) Waternet (voorheen DWR/AGV en WL Amsterdam)	Plas met resten van legakkers en petgaten	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Vechtplassen
Westbroekse zodden (200 ha) Staatsbosbeer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Afzonderlijke petgaten verbonden met duikers	Zoet mesotroof	Vechtplassen via aanliggende polders
Botshol (290 ha) Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Complex plassen, petgaten en legakkers	Zwak brak mesotroof-eutroof	Oude Waver (defosfatering), Vinkeveense Plassen
Molenpolder (190 ha) Staatsbosbeheer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Sloten- en plassensysteem	Zoet mesotroof - eutroof	Vechtplassen via naastliggende polders
Zijdelmeer (15 ha) Landschap Noord-Holland Waternet (voorheen DWR/AGV)	Plas	Zoet eutroof/hypertroof	Amstel
Uddelermeer (6 ha) Kroondomeinen Waterschap Veluwe	Pingoruïne met laagveenkenmerken (van oorsprong zwakgebufferd)	Zoet mesotroof	Geïsoleerd

[1] Locaties zijn gekarakteriseerd volgens de resultaten in hoofdstuk 4

Vervolg tabel 3.1a

Locatie	Structuur	Type	Herkomst water
West-Nederland			
Ilperveld (1300 ha) Landschap Noord-Holland HH Hollands Noorderkwartier	Smalle petgaten, en sloten en vaarten systeem	Zwak brak mesotroof	Waterland
Sluipwijk (70 ha) Staatsbosbeheer HH Rijnland	Plassen met sloten- en vaartensysteem	Zoet eutroof	Reeuwijkse plassen
Wormer-Jisperveld (641 ha) Natuurmonumenten HH Hollands Noorderkwartier	Sloten en vaarten systeem	Zoet eutroof	Schaalsmeerpolder
Waterland (n.v.t.) Particulier HH Hollands Noorderkwartier	Agrarisch slotensysteem	Zoet tot zwak brak hypertroof	Waterland
Ierland			
Lake Aturtaun (2 ha) Particulier	Meer met verlanding	Zoet oligo- tot mesotroof	Grondwater
Lake Emlagharan (5 ha) Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
Lake Aillebrack-North (5 ha) Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof-eutroof	Grondwater
Lake Truska (20 ha) Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
Lake Antony (5 ha) Particulier	Verland meer	Zoet mesotroof	Grondwater
Polen			
Kleszczow (100 ha) Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
Miejske (100 ha) Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
Sumin (100 ha) Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd

Tabel 3.1b De onderzoekslocaties ingedeeld in geografische regio's: het globale doeltype voor een locatie is aangegeven en de relevante maatregelen in het kader van het OBN-onderzoek. Daarnaast wordt vermeld welke deelonderzoeken van toepassing zijn en met welke frequentie bemonsterd wordt. HY= Hydrologie, water- en veenkwaliteit (RU); VE=Verlanding en veenvorming (UU); VO=Voedselwebrelaties (NIOO-CL); FA=Fauna (St.Bargerveen).

Locatie	Doeltype of functie	Maatregelen	OBN deel-onderzoek (en)	Frequentie
Noordoost-Nederland				
Alde Feanen (1340 ha) It Fryske Gea Wetterskip Fryslan	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie		HY VE	2 keer 2 keer
De Deelen (450 ha) Staatsbosbeheer Wetterskip Fryslan	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Peilbeheer (waterbalans) Visbeheer Nieuwe petgaten	HY VE VO	per seizoen per seizoen per seizoen
De Weerribben (3500 ha) Staatsbosbeheer Waterschap Reest en Wieden	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
De Wieden (5676 ha) Natuurmonumenten Waterschap Reest en Wieden	Laagveenmoeras, natuurontwikkeling en referentie	Graven van nieuwe petgaten	HY VE FA	eenmalig eenmalig eenmalig
Wapserveen (5 ha) Staatsbosbeheer	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Introductie van Krabbescheer in nieuwe petgaten	HY VO	3 keer eenmalig
Midden-Nederland				
Het Hol (80 ha) Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Referentie voor herstel laagveennatuur		HY VE VO	per seizoen per seizoen eenmalig
Terra Nova (85 ha) Waternet (voorheen DWR/AGV en WL Amsterdam)	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Visbeheer (ABB)	HY VE VO	per seizoen 2 keer per seizoen
Westbroekse zodden (200 ha) Staatsbosbeer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten (waterbalans) en nieuwe petgaten	HY VE VO	per seizoen per seizoen per seizoen
Botshol (290 ha) Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie		HY VE	2 keer 2 keer
Molenpolder (190 ha) Staatsbosbeheer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Baggeren	VO FA	eenmalig 2 keer
Zijdelmeer (15 ha) Landschap Noord-Holland Waternet (voorheen DWR/AGV)	Laagveenmoeras natuurontwikkeling		HY	eenmalig
Uddelermeer (6 ha) Kroondomeinen Waterschap Veluwe	Verbetering waterkwaliteit	IJzeradditie experiment (beëindigd)	HY	maandelijks tot 2004

Vervolg tabel 3.1b

Locatie	Doeltype of functie	Maatregelen	OBN deel-onderzoek (en)	Frequentie
West-Nederland				
Ilperveld (1300 ha) Landschap Noord-Holland HH Hollands Noorderkwartier	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten en nieuwe petgaten	HY VE VO	per seizoen per seizoen eenmalig
Sluipwijk (70 ha) Staatsbosbeheer HH Rijnland	Waterkwaliteits-herstel	Baggeren	FA	2 keer
Wormer-Jisperveld (641 ha) Natuurmonumenten HH Hollands Noorderkwartier	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten	HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Waterland (n.v.t.) Particulier HH Hollands Noorderkwartier	Waterkwaliteits-herstel	Experimentele peilfluctuatie (beëindigd)	HY VO	maandelijks eenmalig
Ierland				
Lake Aturtaun (2 ha) Particulier	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE	eenmalig eenmalig
Lake Emlagharan (5 ha) Particulier	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Lake Aillebrack-North (5 ha) Particulier	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Lake Truska (20 ha) Particulier	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Lake Antony (5 ha) Particulier	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Polen				
Kleszczow (100 ha) Overheid	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Miejske (100 ha) Overheid	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig
Sumin (100 ha) Overheid	Referentie voor herstel laagveen-natuur		HY VE VO	eenmalig eenmalig eenmalig

4 Correlaties tussen milieukwaliteit en biodiversiteit

4.1 Inleiding

In het verlandingsproces, waarbij ondergedoken plantengemeenschappen overgaan in drijvende matten van terrestrische planten die het water koloniseren, spelen drie factoren een rol. Allereerst speelt de water- en bodemkwaliteit van het petgat een rol als vestigingsplaats van (semi)-aquatische soorten. In het water bevinden zich niet alleen abiotische elementen die deze soorten kunnen beïnvloeden, ook competitie en andere biotische interacties zouden kraggenvorming kunnen remmen. Tot slot zal ook de (a)biotiek van de oever een belangrijke rol spelen omdat terrestrische planten hier vandaan het water in kunnen groeien. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke oorzaken binnen deze drie componenten en hun interactie met elkaar is een vergelijkende veldstudie opgezet en een mesocosm experiment ontworpen.

Om de belangrijkste verschillen in water- en bodemkwaliteit, verlanding en voedselwebrelaties tussen karakteristieke, biodiverse laagveenwateren en verstoorde, soortenarme laagveenwateren te kunnen identificeren, zijn verschillende (sublocaties in) laagveengebieden met elkaar vergeleken. Het resultaat van deze correlatieve benadering wordt in paragraaf 4.3 uiteengezet. Er is veldonderzoek gedaan in zowel Nederlandse als buitenlandse laagvenen, waarbij geprobeerd is om de randvoorwaarden en verstorende factoren die een rol spelen bij laagveenherstel te achterhalen. De resultaten hiervan vormen de basis voor experimenteel onderzoek naar de exacte causale verbanden, waarmee inzicht verkregen wordt in de achterliggende sturende processen en factoren. Een deel van deze laboratorium- en veldexperimenten zijn terug te vinden in de volgende hoofdstukken.

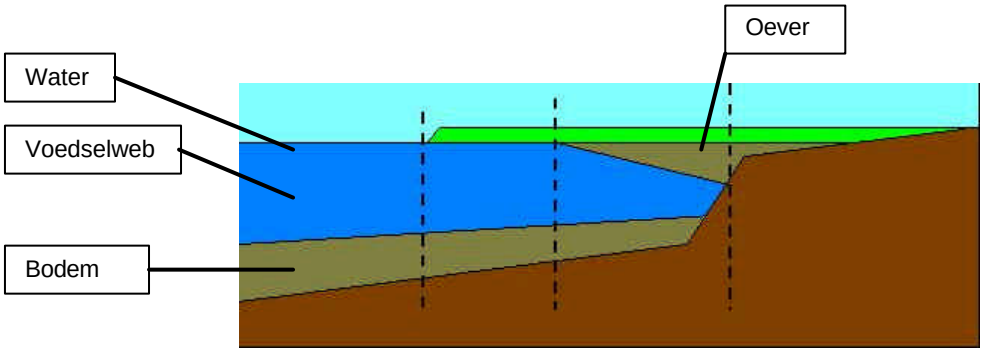
Om meer inzicht te krijgen in de sturende variabelen van de gevonden verschillen in de vergelijkende veldstudie is een mesocosm experiment opgezet. Bij dit meerjarig experiment wordt het hele ecosysteem onder gecontroleerde omstandigheden in het klein nagebootst, waardoor een soort mini-laagveentjes ontstaan zijn. Deze bevatten zowel een oever- als een watercompartiment, en zowel een aantal karakteristieke planten (*ecosystem engineers*; Tabel 8.1) als eutrafente planten. Er wordt gekeken hoe vegetatie, water- en bodemkwaliteit en algensamenstelling zich ontwikkelen onder verschillende omstandigheden: het al dan niet bemesten van de oever met stikstof en fosfaat en het al dan niet opladen van de waterlaag met N en/of P, of sulfaat. De verwachting is dat eutrofiëring en/of sulfaatverrijking van het water een negatief effect zullen hebben op de gevoelige soorten, terwijl eutrafente soorten hiervan zullen profiteren. Verder wordt verwacht dat de klonale oeverplanten eerder geneigd zijn het water in te groeien als de oever niet bemest is, zodat ze zullen gaan “fourageren” op zoek naar voedselrijkere omstandigheden. Een tweede hypothese is dat de klonale oeverplanten juist het water in groeien als de oever wel bemest is, om de concurrentie met de snelgroeiende, eutrafente soorten uit de weg te gaan en op zoek te gaan naar plaatsen met meer licht.

4.2 Onderzoeksmethoden

Vergelijkende veldstudies
Er zijn voor dit onderzoek in totaal 22 laagveenplassen in Nederland (14), Polen (3) en Ierland (5) bemonsterd (Tabel 4.1). Hier zijn watermonsters en monsters van het poriewater van onderwaterbodems en oevers genomen (Figuur 4.1). In dit hoofdstuk zal het poriewater van onderwaterbodems steeds onderwaterbodemvocht en het poriewater van oevers steeds oevervocht genoemd worden. In 2005 werden vegetatie opnamen gemaakt van de aquatische vegetatie (Tansley methode) en de oevervegetatie (met behulp van een aangepaste Braun-Blanqet opname; Barkman *et al*., 1964). Tevens werd informatie over oevermorfologie en het optreden of uitblijven van verlanding in de betreffende petgaten genoteerd. In een aantal gevallen zijn bodemmonsters genomen van de onderwaterbodem en de oever. Vijf Nederlandse laagveengebieden (De Deelen, Het Hol, Ilperveld, Terra Nova en Westbroek) zijn intensief gevolgd gedurende de drie onderzoeksjaren, inclusief monitoring van de fyto- en zoöplanktonsamenstelling in voorjaar, zomer en herfst. De keuze voor de gebieden hangt samen met herstelmaatregelen die in het gebied gepland waren, het omvatten van zowel zoete als brakke gebieden, het dekken van de verschillende geografische regio's van Nederland en het meenemen van voedselarmere referentiegebieden (Tabel 3.1a en 3.1b).

Tabel 4.1 Onderzoeksgebieden, sublocaties, jaar van bemonstering, onderzoeksrelevantie en bemonsterde component. W = kwaliteit van het oppervlaktewater en het onderwaterbodemvocht + vegetatiesamenstelling. O = kwaliteit van het oevervocht + vegetatiesamenstelling. F = Fyto- en zoöplanktonsamenstelling ($_1$ = eenmalig).

Onderzoeksgebied	Sublocaties	Jaar van bemonstering	Component
Aillebrack (Ierland)	1	2004	W, O, F_1
Alde Feanen	5	2003, 2005	W, O
Antony (Ierland)	1	2004	W, O, F_1
Aturtaun (Ierland)	1	2004	W, O
Botshol	9	2004	W, O
De Deelen	9	2003, 2004, 2005	W, O, F
De Weerribben	4	2004	W, O, F_1
De Wieden	13	2005	W, O, F_1
Emlagharan (Ierland)	1	2004	W, O, F_1
Het Hol	7	2003, 2004, 2005	W, O, F
Ilperveld	6	2003, 2004, 2005	W, O, F
Kleszczow (Polen)	1	2003	W, O, F_1
Miejske (Polen)	1	2003	W, O, F_1
Molenpolder	1	2003	F_1
Sumin (Polen)	1	2003	W, O, F_1
Terra Nova	10	2003, 2004, 2005	W, O, F
Truska (Ierland)	1	2004	W, O, F_1
Uddelermeer	1	2002, 2003	W
Wapserveen	5	2004, 2005	W, F_1
Waterland	3	2002, 2003	W, F_1
Westbroek	4	2003, 2004, 2005	W, O, F
Wormer-Jisperveld	2	2003	W
Zijdelmeer	10	2002, 2003	W



Figuur 4.1 Schematische weergave van een ideale verlanding en de verschillende componenten die bemonsterd zijn door de verschillende junior onderzoekers.

Oppervlaktewatermonsters werden verzameld in polyethyleen flessen (0,5 liter) en/of 5 liter vaatjes. Onderwaterbodemvocht en oevervocht werden anaëroob bemonsterd met behulp van keramische vacuüm cups (Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Een deel hiervan werd ter plekke gefixeerd met Sulfide Anti Oxidant Buffer (SAOB) om oxidatie van sulfide te voorkomen. De sulfideconcentratie van het bodemvocht werd dezelfde dag nog gemeten met een Orion sulfide-electrode en een Consort Ionmeter (type P914). Concentraties in het oevervocht werden bepaald met een AgCl elektrode. Bodemmonsters werden genomen met een bodemhapper en vervolgens in plastic zakken luchtdicht bewaard bij een temperatuur van 4 °C tot aan verdere analyses (Figuur 4.2). Verder werd in het veld de redoxpotentiaal van de bodem bepaald met een Ag/AgCl referentie-elektrode (Radiometer Copenhagen, type PHM201).



Figuur 4.2 Bodem bemonsteren met een bodemhapper in De Deelen (Foto: Jan v.d. Graaf).

Analyse van oppervlaktewater en bodemvocht

De pH en alkaliniteit van de water-, waterbodemvocht- en oevervochtmonsters zijn bepaald met een Orion pH-electrode in combinatie met een TIM800 pH-meter en een ABU901 Autoburette (Radiometer Copenhagen) of een Autoburette van Titration Manager Titralab. Na filtratie werd de absorptie bij 450 nm gemeten op een Shimadzu Spectrophotometer (type UV-120-01). Van de ongefilterde watermonsters werd de turbiditeit bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). Hierna werd aan de water- en bodemvochtmonsters citroenzuur toegevoegd tot een eindconcentratie van 0.125 g/l om metalen in oplossing te houden. Vervolgens zijn de monsters in gejodeerde polyethyleenpotjes ingevroren bij een temperatuur van –20 °C tot de elementenanalyse.

In Nijmegen werd met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP type IL Plasma 200, Spectroflame) de concentratie van de volgende elementen bepaald: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Zn^{2+}, Si^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+}, totaal S en totaal P. NH_4^+ en NO_3^- werden colorimetrisch bepaald met een Traacs 800+ auto-analyzer, met behulp van respectievelijk salicylaatreagens (Kempers & Zweers, 1986) en hydrazinesulfaat (Technicon Corporation, 1969). K^+ en Na^+ werden vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control (Technicon Corporation, 1966). Cl^- en PO_4^{3-} werden colorimetrisch bepaald, gebruik makend van een Technicon autoanalyzer II systeem. Voor de Cl^--meting werd mercuritiocyanide gebruikt (Technicon Corporation, 1968) en voor de PO_4^{3-}-meting ammoniummolybdaat en ascorbinezuur (Stanley & Richardson, 1970). Aan de standaardreeks voor de PO_4^{3-}-bepaling werd evenveel citroenzuur toegevoegd als aan de monsters (0.125 g/l), omdat de meting hierdoor beïnvloed wordt.

De concentratie van de belangrijkste kationen en anionen in het oevervocht werd in Utrecht met behulp van een Continuous Flow Auto Analyser bepaald: Fe^{3+}, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^{3+}, PO_4^{3-}, Na^+ en K^+. Aan een deel van de bodemvochtmonsters werd 20 µl citroenzuur (tot 0.125 g l^{-1}) toegevoegd om neerslag-hydroxides van ijzer en fosfaat te voorkomen. Dit deel werd apart geanalyseerd om hiervan de Fe en PO_4^{3-} concentratie te bepalen.

Analyse van fyto- en zoöplankton
In de analyse van het plankton in de bemonsterde gebieden wordt gebruik gemaakt van de Kaderrichtlijn Water (KRW) om een indicatie te geven voor de kansrijkdom op een goede ecologische toestand in een bepaald gebied. Hierbij wordt uit het achtergronddocument *KRW referenties en maatlatten fytoplankton'* de ecologische kwaliteitsratio (EKR) gebruikt. De EKR is de waarde die volgens een vastgestelde maatlat in de KRW wordt gebruikt om de ecologische toestand weer te geven t.o.v. een referentiewaarde. Volgens de opzet van de KRW wordt naar de volgende parameters gekeken:
- de fytoplankton abundantie (uitgedrukt als Chl*a* met een maximum van 20µg L^{-1} bij een goede ecologische toestand);
- de soorten samenstelling van de algen met positieve indicatoren (sieralgen) en negatieve indicatoren (cyanobacteriën / drijflagen).

Per monsterlocatie zijn meerdere punten bemonsterd en veldmetingen (O_2, doorzicht, temperatuur, pH) uitgevoerd. Voor een totaalbeeld van de ecologische kwaliteit van de monsterlocatie is er voor alle drie de deelonderzoeken zoveel mogelijk op dezelfde dagen gemonsterd. In een mengmonster van 5 liter, per monsterpunt, zijn de volgende metingen verricht:
- totale hoeveelheid opgeloste deeltjes (optische dichtheid $_{750nm}$);
- biomassa algen per hoofdgroep (Chl*a* van cyanobacteriën, groenalgen, diatomeeën, gemeten m.b.v. Phytopam);
- aantallen en soortensamenstelling zoöplankton, bemonsterd met 33 µm planktonnet.

In Bijlage 1 wordt de codering van de monsterlocaties en de verschillende herstelmaatregelen die zijn toegepast nader uitgelegd. Eventuele verschillen in soortsamenstelling binnen en tussen de locaties in de verschillende regio's zullen worden bediscussieerd met betrekking tot de belasting met nutriënten en organisch materiaal.

De indeling van het zoöplankton is gemaakt op basis van functionele groepen (predatoren, grazers) en de afmeting van het voedsel (radardiertjes eten bacteriën, detritus en kleine algen; grotere watervlooien eten grotere algen). De copepoden zijn omnivoor en zijn ingedeeld in de totale predatoren. *Polyphemus* als dominante predator van andere zoöplanktonsoorten is ook apart in een figuur weergegeven. Een andere groep die verantwoordelijk is voor het consumeren van grote hoeveelheden kleine algen zijn de (nauplii) larven van copepoden. In tegenstelling tot de volwassen dieren zijn zij in de vroege ontwikkelingsfasen herbivoor en komen vaak in grote hoeveelheden voor.

De volgende dominante groepen zijn gebruikt voor de correspondentie analyse en de grafieken:

Dominante cladoceren (bladvoetkreeftjes) (radardiertjes)	Dominante rotiferen
Bosmina longirostris	*Anuraeopsis*
Ceriodaphnia	*Asplanchna*
Chydorus	*Brachionus*
Daphnia cuculata	*Keratella coch/ticinen*
Diaphanosoma	*Keratella quadrata*
Polyarthra	
Belangrijkste predatoren /omnivoren	*Synchaeta*
Cyclops (omnivoor)	*Trichocerca*
Harpactoïde	
Leptodora	
Polyphemus	

Bodemanalyses

Om het vochtpercentage van de waterbodems te kunnen bepalen, werd een deel van de bodem gedroogd bij een temperatuur van 105 °C gedurende 24 uur (Heraeus droogstoof). Het organisch-stofgehalte werd vervolgens bepaald door de gedroogde monsters gedurende 4 uur bij een temperatuur van 550 °C in een verbrandingsoven (Nabertherm) te verassen. Met enkele bodems werd een sequentiële P-extractie uitgevoerd met 5 gram verse bodem om te bepalen aan welke sedimentfractie het fosfaat gebonden is (Bijlage 2). Omdat gebleken is dat de in 2003 gebruikte methode (afgeleid van de methode van Psenner *et al.* (1988)) behoorlijke afwijkingen kon geven, is er daarna voor gekozen om gebruik te maken van Ca-EDTA en Na-EDTA (naar Golterman (1996)) in plaats van NaOH en HCl. Voor het centrifugeren is gebruik gemaakt van een Sorvall centrifuge, type RC-5B (Du Pont Instruments). Organisch gebonden P werd bepaald door het overgebleven pellet te destrueren met 4 ml HNO_3 (65%) en 1 ml H_2O_2 (30%) in een Milestone destructie-oven (type mls 1200 Mega). Daarnaast werd 200 mg droge bodem op dezelfde manier gedestrueerd om de totale hoeveelheid P in de bodem te kunnen bepalen.



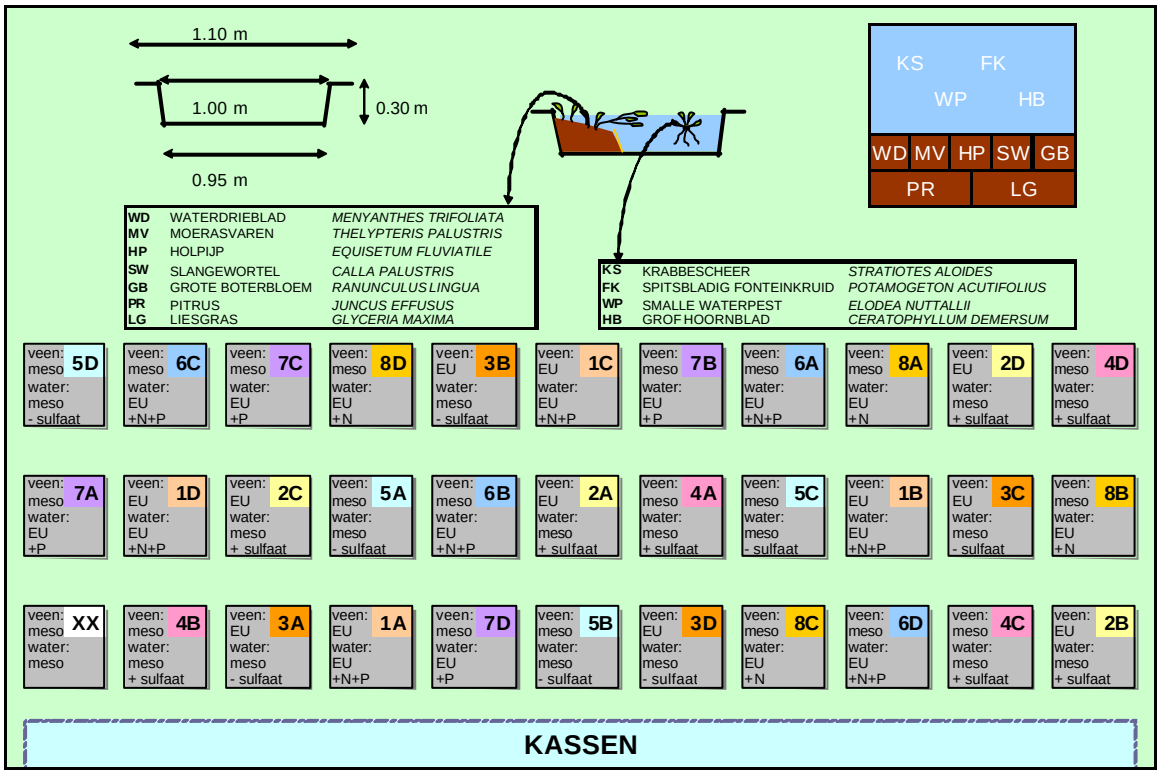
Figuur 4.3 Lactaatextractie voor het bepalen van biologisch beschikbaar fosfaat in de bodem.

Biologisch beschikbaar fosfaat in de bodem werd geëxtraheerd volgens de ammonium lactaat-acetaat methode van Houba *et al.* (1979; Figuur 4.3). Hierbij werd 20 gram verse bodem gedurende 4 uur uitgeschud met 100 ml extractievloeistof (100 rpm). Een andere methode die gebruikt werd om biologisch beschikbaar fosfaat te bepalen is de Olsen-methode (Olsen *et al.*, 1954), waarbij 5 gram verse bodem gedurende een half uur uitgeschud wordt met 100 ml $NaHCO_3$ (100 rpm). Voor het extraheren van biologisch beschikbaar stikstof (ammonium en nitraat) werd 35 gram verse bodem met 100 ml 0,2 M NaCl uitgeschud gedurende 4 uur (100 rpm).

De verschillende P-fracties werden bepaald door de concentratie totaal-P te meten op de ICP (zie boven). Biologisch beschikbaar stikstof werd bepaald door NH_4^+ en NO_3^- te meten op de Traacs (zie boven), met 0,2 M NaCl als achtergrond.

Verwerking van gegevens
De biogeochemische gegevens van water- bodem- en oevervocht werden vervolgens gecorreleerd aan verschillende parameters die samenhangen met het verlandingsproces. Tevens is getracht de samenhang van de onderlinge componenten (Figuur 4.1) weer te geven. Aangezien de verwerking op diverse manieren is gebeurd, is er voor gekozen deze in het hoofdstuk resultaten steeds kort toe te lichten alvorens de resultaten ervan besproken worden. Statistische analyses werden uitgevoerd op ongetransformeerde data (weergegeven in µmol/l) met behulp van SPSS 12.5. De biogeochemische gegevens van de aquatische en de terrestrische fase en de fyto- en zoöplanktongegevens van de locaties De Deelen (DD), Westbroek (WB), Ilperveld (IV), Terra Nova (TN) en Het Hol (HH) zijn gebruikt voor correspondentieanalyses.

Experimentele opzet mesocosm experiment
In 2005 is bij het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen (RU) een mesocosm experiment gestart met minilaagveentjes in 33 ondiepe buitenbakken met een oppervlakte van 1 m² en een diepte van 30 cm (Figuur 4.4 t/m 4.6). Een derde van elke bak werd opgevuld met onbemest Baltisch veen en met worteldoek en een plank gefixeerd, zodat een geleidelijk aflopende oever werd gecreëerd. De rest van de bak werd gevuld met gedemineraliseerd water tot een hoogte van 25 cm, waarbij een dun laagje veen werd aangebracht om als waterbodem te fungeren. Omdat de pH laag was (4 in het veen en 5 in het water) werd het veen voor aanvang van het experiment bekalkt met dolokal (175 g per bak) en het water met $NaHCO_3$ (20 g per bak). De $NaHCO_3$-additie werd herhaald in mei en augustus om de concentratie in het water op ongeveer 1,5 mmol te houden. De mesocosms werden tevens beijzerd met 5 gram Fe^{3+} (als $FeCl_3$) om eventueel door vernatting vrijgekomen fosfaat te kunnen binden. Het waterpeil werd vervolgens zoveel mogelijk op hetzelfde peil gehouden door extra aanvulling of afvoer van water. In de zomer werden echter wel perioden van lager peil toegestaan en in de winter werd het water juist langere tijd vastgehouden.



Figuur 4.4 Opzet van het mesocosm experiment met "minilaagveentjes".

In april zijn vijf soorten klonale oeverplanten verzameld die karakteristiek zijn voor (beginnende) verlandingsvegetaties in laagveenwateren (Figuur 4.4). Deze planten waren afkomstig uit Westbroek, Het Hol en de vijvers van J. Roelofs en G. van der

Velde. Daarnaast werden twee eutrafente soorten verzameld (Figuur 4.4). Pitrus werd in maart uit zaad, afkomstig uit de Ronde Venen, opgekweekt en Liesgras was afkomstig uit de Ooijpolder. In 32 mesocosms werden drie jonge exemplaren van elke soort oeverplant geplant in het veen, behalve Grote Boterbloem (2 stuks), Liesgras (2 stuks) en Pitrus (2 polletjes). Eén mesocosm bleef leeg ter controle. De soorten zijn geplant zoals in Figuur 4.4 staat weergegeven, waarbij gevarieerd werd in de "horizontale" volgorde. Dit wil zeggen dat de eutrafente soorten wel altijd achteraan op de oever stonden en de karakteristieke soorten altijd vooraan. Voor inzetten zijn scheutlengte, wortellengte, versgewicht en aantal bladeren gemeten. Bij Liesgras is bovendien de stengeldikte bepaald, bij Holpijp de rhizoomlengte en bij Slangewortel en Waterdrieblad het aantal internodiën. Daarnaast is plantenmateriaal van deze soorten gedroogd om nutriëntenanalyses te kunnen doen. Begin mei zijn als gevolg van vestigingsproblemen reeds afgestorven exemplaren van Slangewortel, Grote Boterbloem en Moerasvaren vervangen door nieuwe exemplaren.

Na het inzetten van de oeverplanten werden bodemvochtsamplers geïnstalleerd (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Vervolgens werd de nulsituatie vastgelegd door monsters te nemen van de waterlaag en het bodemvocht van de oever en de onderwaterbodem. Deze werden geanalyseerd zoals eerder al beschreven werd bij de vergelijkende veldstudies. Daarna is begonnen met het instellen van in totaal acht verschillende behandelingen met vier replica's elk (Figuur 4.5). Om te beginnen werd in 12 mesocosms de oever bemest met $CaPO_4$ (100 kg P per ha) en NH4NO3-korrels (300 kg N per ha; voor de helft slow release korrels). Deze hoeveelheden zijn vergelijkbaar met voedingstoffenniveaus in landbouwgebieden. De andere mesocosms bleven onbemest. In juli zijn bodemmonsters genomen en verwerkt volgens de Olsen-methode (zoals eerder in dit hoofdstuk beschreven) om de hoeveelheid beschikbaar fosfaat te bepalen. Om fosfaatverrijking van het water door uitspoeling vanaf de oever te bestrijden, is het water in de zomer twee keer beijzerd. Verder bleek er chlorose op te treden bij Liesgras als gevolg van de nitraatbemesting van de oever (zie Smolders *et al.*, 1997). Om dit tegen te gaan, werd Liesgras in mei twee keer besproeid met een Fe-EDTA oplossing.

nr.	*veen*	*water*
X	controlebak zonder planten	
1	$CaPO_4$ + N-korrels	N + PO_4
2	$CaPO_4$ + N-korrels	SO_4
3	$CaPO_4$ + N-korrels	
4		SO_4
5		
6		N + PO_4
7		PO_4
8		N

Figuur 4.5 Overzicht van de toegepaste behandelingen in het mesocosm-experiment (n=4, echter slechts één controlebak zonder planten).

Eind april werden drie soorten waterplanten verzameld afkomstig uit de vijver van J. Roelofs (Krabbenscheer), proefvijvers bij het kassencomplex van de RU (Smalle waterpest) en Het Hol (Grof hoornblad). Er werden 10 stekjes van 10 cm van de eutrafente soorten Smalle waterpest en Grof hoornblad gebruikt per mesocosm. Daarnaast werden in elke bak drie exemplaren Krabbenscheer in het water geplant, welke in juli eventueel aangevuld werden met 1 of 2 exemplaren in het geval de oorspronkelijke planten verdwenen waren. In juni werd bovendien Spitsbladig fonteinkruid verzameld in een sloot bij Giethoorn, waarvan 1 of 2 exemplaren werden geplant afhankelijk van de grootte (± gelijke biomassa per mesocosm) Voor inzetten is bij Krabbenscheer het gewicht, de spanwijdte, de toestand van de wortels en het aantal hele bladeren bepaald. Bij Spitsbladig fonteinkruid is de lengte, het aantal

bladeren en het aantal bloeiwijzen bepaald. Ook hier is plantenmateriaal gedroogd om nutriëntenanalyses te kunnen doen.

Na het inzetten van de waterplanten is begin mei gestart met de waterbehandelingen (Figuur 4.5). In acht mesocosms, waarvan vier met een bemeste oever, werd fosfaat (als NaH_2PO_4) en ammoniumnitraat aan het water toegevoegd. Dit werd elke drie weken herhaald, zodat de nutriëntfluxen uitkwamen op 6 kg P/ha/jaar en 25 kg N/ha/jaar, om de instroom van eutroof water of interne mobilisatie te simuleren. In acht andere mesocosms, waarvan vier met een bemeste oever, werd sulfaat (als Na_2SO_4) aan het water toegevoegd tot een eindconcentratie van 2 mmol/l om de inlaat van sulfaatrijk water te simuleren. Om deze concentratie te handhaven werd ongeveer elke twee maanden opnieuw sulfaat toegevoegd. De totale flux komt daarmee uit op 1000 kg S/ha/jaar. In acht andere mesocosms met een onbemeste oever werd of alleen fosfaat of alleen ammoniumnitraat toegevoegd, in dezelfde hoeveelheden als hierboven beschreven, om de effecten van P- en N-bemesting van het water apart te kunnen onderzoeken. Zo bleven er acht mesocosms over, waarvan vier met een bemeste oever, waar niets aan het water werd toegevoegd. Hiermee werd een situatie gesimuleerd waarbij er geen inlaat is van gebiedsvreemd water of überhaupt geen inlaat is (bijvoorbeeld bij isolatie).

Vanaf mei werden elke twee tot drie maanden monsters genomen om de chemische samenstelling van het water, het bodemvocht van de oever en de onderwaterbodem te bepalen. De fyto- en zoöplanktonsamenstelling in de waterlaag werd bepaald middels een maandelijkse bemonstering, waarmee inzicht verworven wordt in de groei en dynamiek van fytoplankton, met name van cyanobacteriën, bij verschillende nutriënten- en sulfaatconcentraties. Op 27 mei 2005 (T_0) is aan alle bakken 10 liter water, afkomstig uit de Loosdrechtse plassen toegevoegd. Dit water bevat draadvormende cyanobacteriën die veel in laagveenwateren voorkomen, o.a. *Planktothrix agardii* en *Limnothrix limnetica*. Tegelijkertijd zijn zoöplankton soorten toegevoegd die zich in het water bevonden (waaronder Cyclops (en nauplii larven), *Bosmina coregoni*, *Bosmina longirostris, Chydorus, Daphnia cuculata* en andere Daphnia's en rotatoren zoals *Anuraeopsis*, *Euchlanis, Filinia, Keratella coch/ticinen, Keratella quadrata en Polyarthra*).

Op 27 mei 2005, vóór en na toevoegen van Loosdrecht water, (en vervolgens 27 juni, 27 juli, 31 augustus, 12 oktober en 9 december) zijn de volgende parameters gemeten aan de bakken:
- Abiotisch: Temperatuur en pH;
- Troebelheid: doormeten van de optische dichtheid van een ruw watermonster op de spectrofotometer bij 750nm);
- Algensamenstelling op basis van hoofdgroepen, (Chl*a*) van groenalgen, diatomeeën en cyanobacteriën en de totale som van Chl*a*: doormeten van de fluorescentie bij verschillende golflengtes van een ruw watermonster op de PhytoPAM (Walz).

Voor het bepalen van de soortsamenstelling van het zoöplankton en fytoplankton zijn monsters gefixeerd, zodat deze eventueel later geanalyseerd en geteld kunnen worden onder de microscoop.



Figuur 4.6 Overzichtsfoto's van het mesocosm experiment in januari, april, juli en november.

Er zijn regelmatig digitale foto's gemaakt van alle mesocosms om de vegetatieontwikkeling te volgen. Ook is op verschillende momenten de toestand van de verschillende planten beschreven, zoals hoogte, scheutlengtes, aantal planten, aantal bladeren, aantal bloeiwijzen, aantal uitlopers en algehele conditie. In september en oktober is dit op een uitgebreide manier gedaan, zodat de ontwikkelingen in het eerste groeiseizoen in kaart gebracht konden worden. In Tabel 4.2 is weergegeven wat er op dat moment bij de verschillende planten gemeten is. Indien mogelijk werd van alle planten een monster genomen, dat vervolgens gedroogd werd om nutriëntenanalyses te kunnen doen. De planten van Spitsbladig fonteinkruid werden allemaal geoogst en gedroogd.

Tabel 4.2 Gemeten variabelen bij de verschillende soorten water- en oeverplanten in de mesocosms aan het eind van het eerste groeiseizoen.

	Waterdrieblad	Moerasvaren	Holpijp	Slangewortel	Grote boterbloem	Pitrus	Liesgras	Krabbenscheer	Spitsbladig fonteinkruid	Smalle waterpest	Grof hoornblad
# bladeren	X	X		X	X	X	X	X	X		
# uitlopers	X		X	X	X		X				
# uitlopers in of richting water	X		X	X	X		X				
% bedekking van het water	X			X							
% bedekking van het land	X	X	X	X	X	X	X				
rhizoomlengte	X		X	X	X		X				
reikwijdte		X	X		X						
hoogte		X	X		X	X	X				
# groeipunten		X									
% vertakt			X								
# bloeiwijzen				X		X		X	X		
# planten					X	X		X	X	X	X
# rozetten					X						
conditie					X			X			
diameter						X	X	X			
gewicht								X	X	X	X
# wortels								X			
# vitale wortels								X			
wortellengte								X	X	X	
# groeipunten van de wortel								X			
bladlengte								X			
scheutlengte									X	X	X

Verwerking van gegevens mesocosm experiment
Om de reactie van landplanten op bemesting weer te geven is gekeken naar de mate waarin een plant in staat was zich uit te breiden, gemeten in de afstand die een plant met zijn rhizoom heeft overbrugd. Daarnaast werd de groeiprestatie van de planten gekarakteriseerd, gebaseerd op het aantal geproduceerde bladeren. Omdat de

groeivormen van deze planten verschillen, kon niet voor elke soort dezelfde maat worden gebruikt (Tabel 4.3). Om de verschillende soorten toch eerlijk te kunnen vergelijken, werden de groeiprestatie uitgedrukt opzichte van de controle, dat is de niet bemeste behandeling. Een groeiprestatie van 200% betekent bijvoorbeeld dat een gemiddelde plant in deze behandeling twee maal meer bladeren heeft gevormd in vergelijking tot de controlebehandeling.

Tabel 4.3 Per soort de gemeten variabelen waarmee de groeiprestatie en uitbreiding per behandeling gekarakteriseerd konden worden.

Soort	Groeiprestatie	Uitbreiding
Moerasvaren	Totaal aantal bladeren	Afstand tussen verste punten
Holpijp	Totaal aantal planten	Afstand tussen verste punten
Waterdrieblad	Totaal aantal bladeren	Totale rhizoomlengte
Slangewortel	Totaal aantal bladeren	Totale rhizoomlengte
Liesgras	Totaal aantal planten	Gemiddelde afstand tot moederplant
Pitrus	Totaal aantal bladeren	Totale poldiameter
Grote boterbloem	Totaal aantal bladeren	Gemiddelde afstand tot moederplant

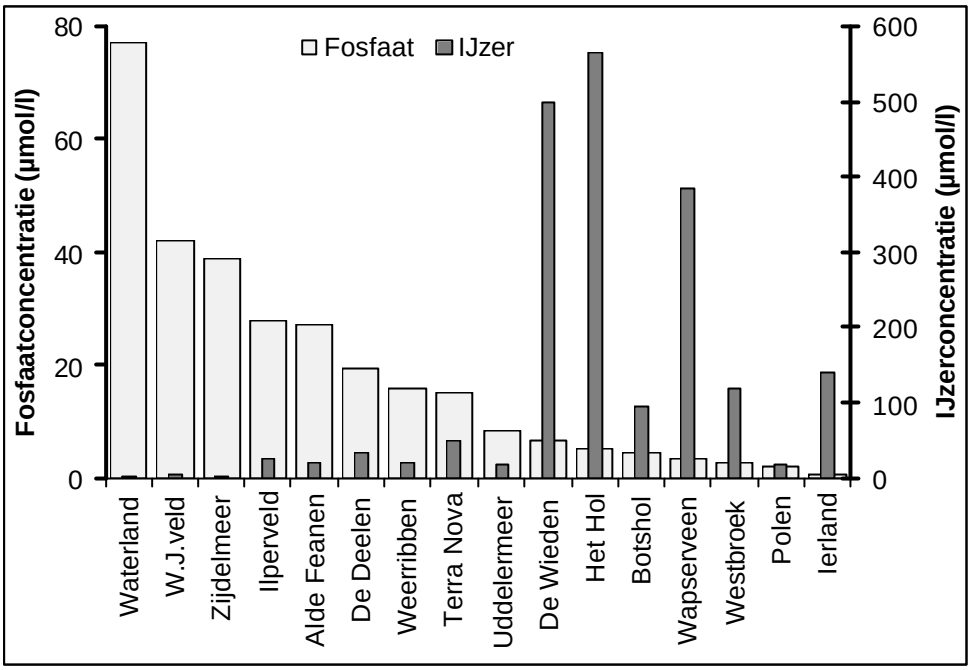
Tevens is voor elke soort het percentage bedekking van het oeveroppervlak berekend. Dit werd gedaan met behulp van foto's die recht boven de bakken werden genomen op 18 juli 2005. Het bedekkingspercentage werd berekend door het oeveroppervlak te verdelen in 95 vlakjes en per soort het aantal vlakken te tellen waarin deze meer dan de helft bedekte.

4.3 Resultaten en discussie: vergelijkende veldstudie

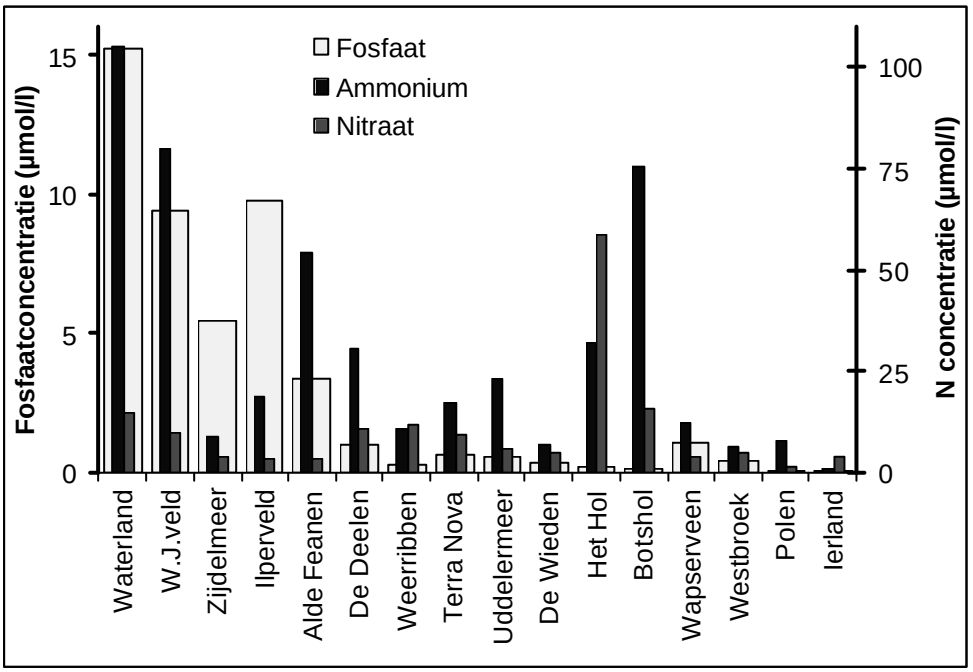
Aquatische fase
De fosfaat- en ijzerconcentraties in het oppervlaktewater en waterbodem verschillen aanzienlijk in de onderzochte laagveenwateren (Figuur 4.7). De bodems met lage ijzerconcentraties in het bodemvocht laten over het algemeen hogere fosfaatconcentraties in het bodemvocht zien dan ijzerrijke bodems, waardoor de ijzer:fosfaat ratio's ook veel lager zijn in deze gebieden. In de soortenrijkere referentiegebieden ligt de ijzer:fosfaat ratio boven de 10, wat betekent dat er ruim voldoende ijzer beschikbaar is om het aanwezige fosfaat te immobiliseren en de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag te reduceren (Figuur 4.8). Echter, in de eutrofe laagveengebieden ligt deze ratio onder de 1. In dat geval is er dus onvoldoende ijzer beschikbaar om fosfaat te binden, waardoor het vrij zal komen in de waterlaag (Figuur 4.9a+b; Smolders *et al.*, 2001).

Ook is er een duidelijk verband tussen de calcium:fosfaat ratio en de fosfaatconcentratie in het bodemvocht. Deze neemt sterk af bij een ratio tussen de 100 en 1000 (Figuur 4.9b). De relatie met fosfaat in de waterlaag is minder duidelijk dan bij ijzer. In Bijlage 3 zijn de fosfaatconcentraties verder nog uitgezet tegen de chloride:fosfaat ratio en de ijzer:zwavel ratio in het bodemvocht. De chloride:fosfaat ratio geeft ongeveer hetzelfde beeld als de calcium:fosfaat ratio, terwijl eerder juist experimenteel aangetoond is dat verhoogde chlorideconcentraties in zoet water tot extra fosfaatmobilisatie leiden (Beltman & Van der Krift, 1997; Beltman *et al.*, 2000).

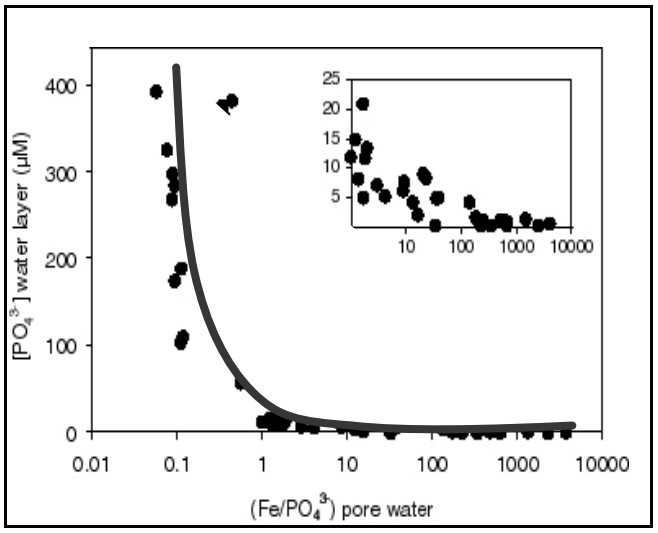
Door Onderzoekcentrum B-WARE zijn bovendien naleveringsexperimenten gedaan, waaruit blijkt dat de snelheid van fosfaatnalevering een negatief verband heeft met de ijzer:fosfaatratio in het bodemvocht (Figuur 4.16; Smolders, 2006). Het gevolg van deze fosfaatmobilisatie is dat algen gaan domineren, het doorzicht sterk vermindert en vrijwel alle ondergedoken waterplanten verdwijnen (Roelofs, 1991).



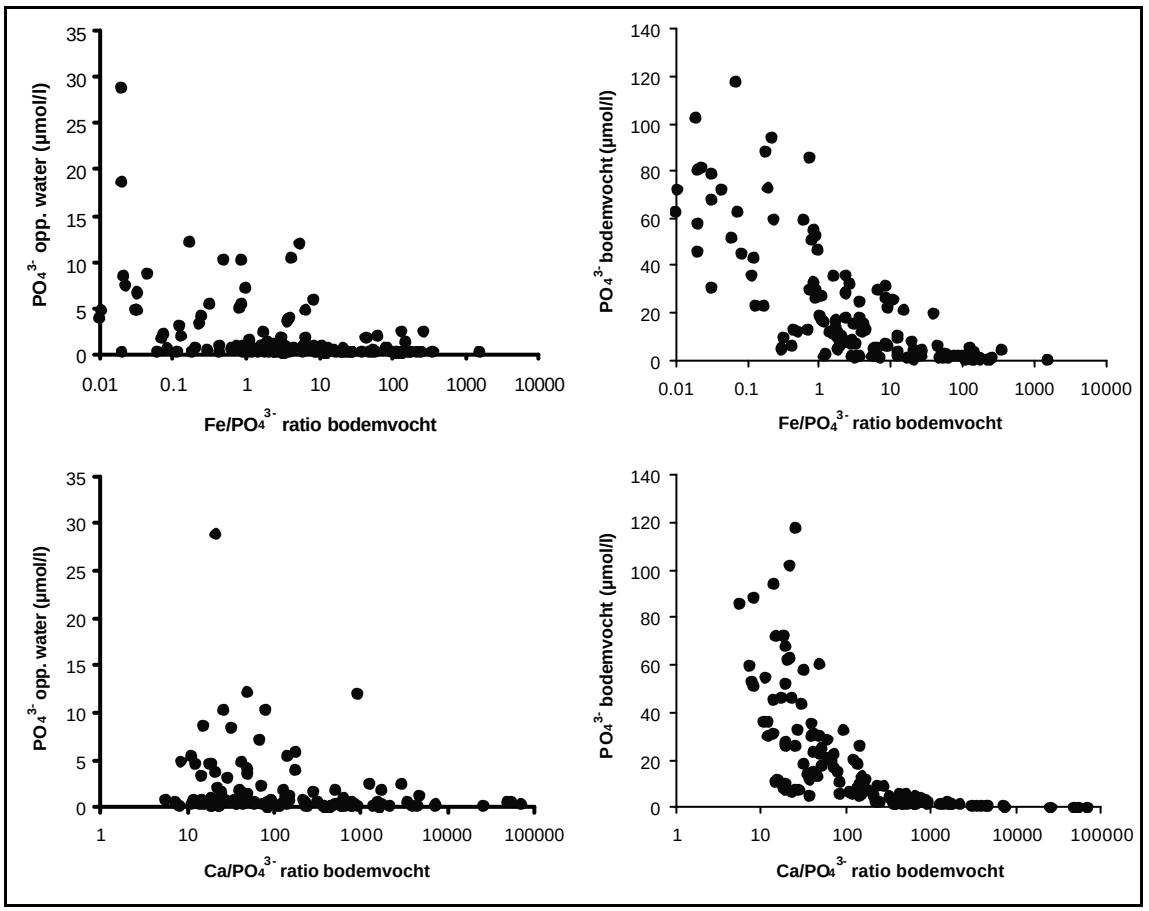
Figuur 4.7 Fosfaat- en ijzerconcentraties in het onderwaterbodemvocht van de onderzochte laagveenwateren.



Figuur 4.8 Fosfaat-, ammonium- en nitraatconcentraties in het oppervlaktewater van de onderzochte laagveenwateren.

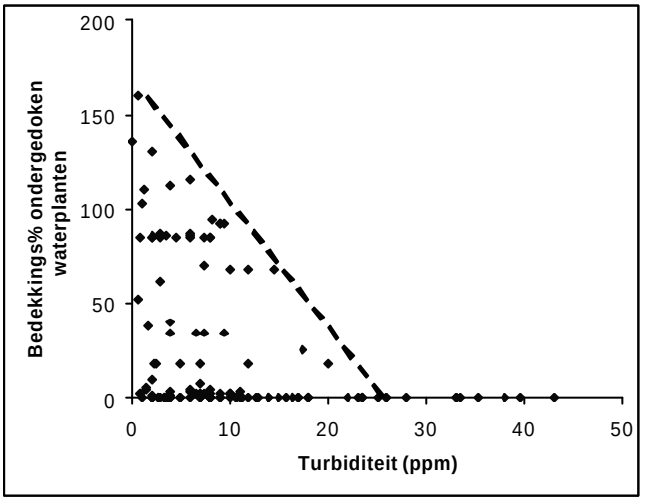


Figuur 4.9a Fosfaatmobilisatie in aquariumexperimenten in relatie tot de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht (Smolders et al., 2001).

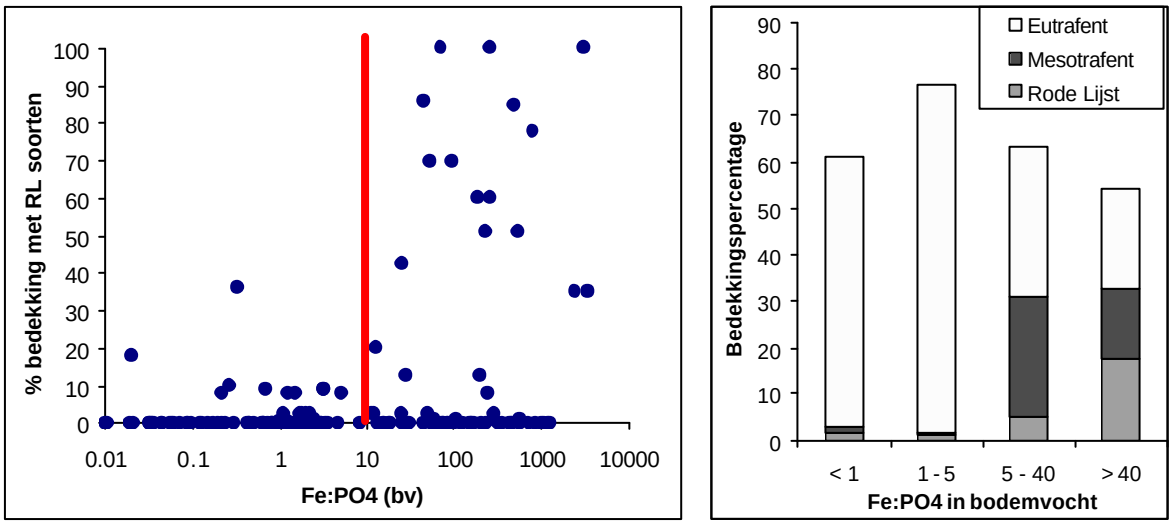


Figuur 4.9b Fosfaatmobilisatie in de vergelijkende veldstudie in relatie tot de ijzerfosfaat ratio en calcium:fosfaat ratio in het bodemvocht.

In Figuur 4.10 is te zien dat de maximale bedekking met ondergedoken waterplanten daalt bij toenemende troebelheid. Er dringt steeds minder licht door op de bodem, waardoor de ondergedoken planten weggeconcurreerd worden door drijfbladplanten of algen. Uitbundige groei van waterplanten blijkt alleen bij een turbiditeit onder de 10-15 NTU (ppm) mogelijk. De figuur laat echter ook zien dat zelfs bij lage turbiditeit lage dichtheden ondergedoken waterplanten kunnen voorkomen, wat duidt op andere bottlenecks dan het verslechterde lichtklimaat. Er is ook een duidelijk verband te zien tussen de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht en het voorkomen van plantensoorten (Figuur 4.11). Pas als deze ratio hoger is dan 10 kan de bedekking met Rode Lijst-soorten oplopen tot boven de 40 %. Ook komen er in dat geval meer soorten mesotrafente waterplanten voor en minder eutrafente soorten (indeling gebaseerd op Bloemendaal & Roelofs, 1998). In Bijlage 4 staan meerdere relaties tussen de chemische samenstelling van het onderwaterbodemvocht en de bedekking met Rode Lijst-soorten weergegeven. Hieruit blijkt dat ook de calcium:fosfaat ratio (grenswaarde 100) en ijzer:zwavel ratio (grenswaarde 2/3) positief gecorreleerd zijn met het percentage Rode Lijst-soorten, terwijl de fosfaat-, sulfaat- en chlorideconcentraties juist het omgekeerde beeld laten zien (grenswaarden resp. 5, 200 en 2000 µmol/l).

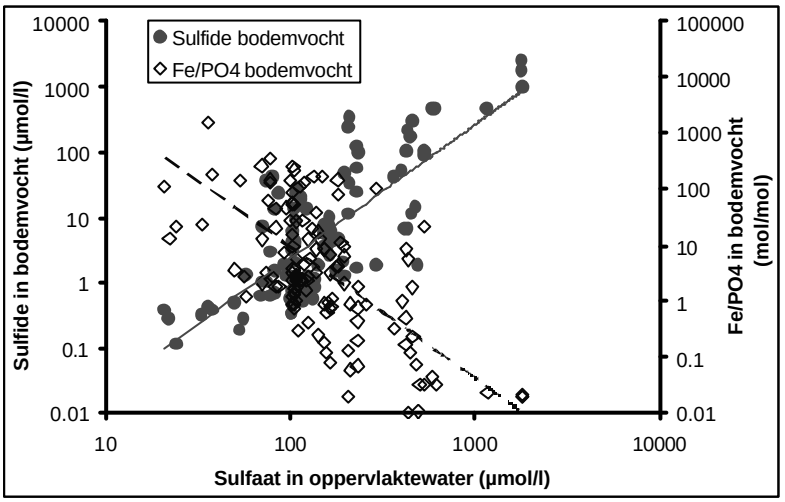


Figuur 4.10 Relatie tussen de turbiditeit (troebelheid) van het oppervlaktewater en de bedekking met ondergedoken waterplanten.



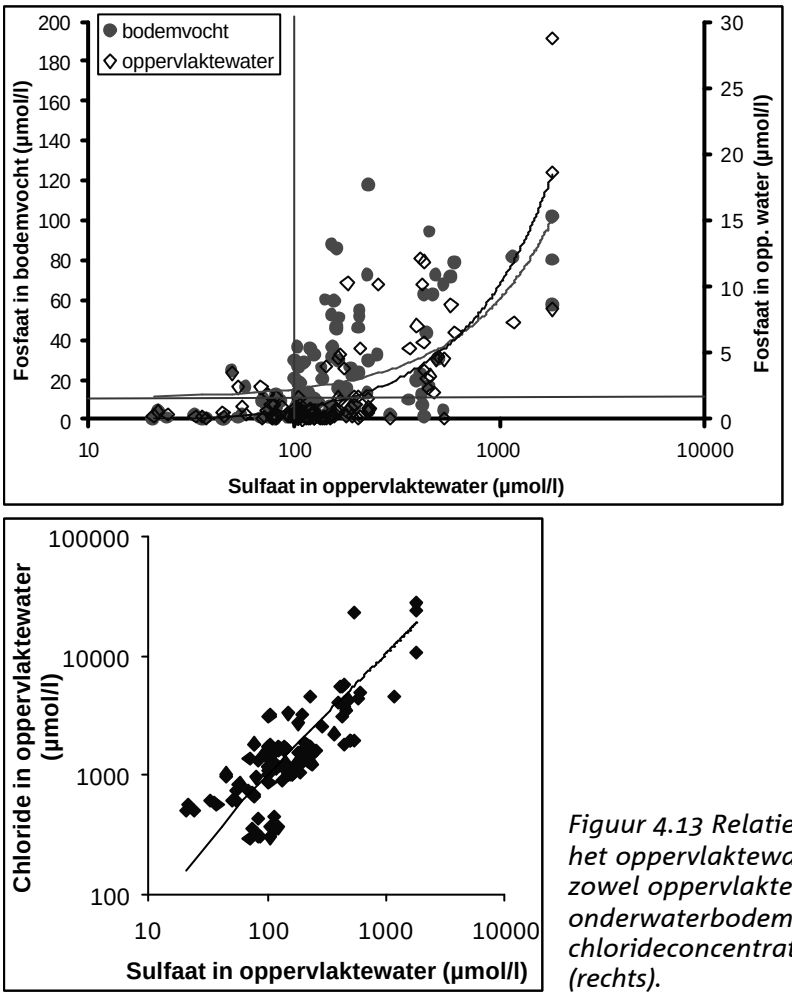
Figuur 4.11 Relatie tussen de ijzer:fosfaat ratio in het onderwaterbodemvocht en de bedekking van de waterlaag met Rode Lijst-soorten, mesotrafente soorten en eutrafente soorten (indeling gebaseerd op Bloemendaal & Roelofs, 1988; soortenlijst in Bijlage 8).

Zoals al diverse malen eerder aangetoond werd (Roelofs & Bloemendaal, 1988; Smolders & Roelofs, 1993; Lamers *et al.*, 1996; Lucassen *et al.*, 2000), speelt de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater (cq. inlaatwater) een belangrijke rol bij interne eutrofiëring. Sulfaat kan in principe direct aan bodemdeeltjes gebonden fosfaat verdringen. Veel belangrijker is het feit dat sulfaat onder anaërobe omstandigheden wordt gereduceerd, waarbij direct mineralisatie en alkalinisatie optreedt. Hierbij wordt ook het giftige sulfide gevormd, waar veel water- en oeverplanten gevoelig voor zijn (Smolders & Roelofs, 1996; Van Wijck *et al*., 1992; Armstrong *et al*., 1996; Koch *et al.*, 1990). Om een indruk te krijgen van de toxiciteit van sulfide: Krabbenscheer sterft al bij waarden > 5-10 µmol/l (Smolders & Roelofs, 1996; Smolders *et al*., 1996), Buigzaam glanswier (*Nitella flexilis*) bij 50 µmol/l of hoger (Van der Welle *et al*., 2006) en Carex disticha bij waarden van 25 µmol/l (Lamers, 2001). Spitsbladig fonteinkruid lijkt nog redelijk bestand tegen waarden van 40 µmol/l (Van der Welle *et al*., 2006). Bovendien heeft sulfide een sterkere affiniteit voor ijzer dan fosfaat, waardoor de ijzer:fosfaat ratio negatief beïnvloed wordt en er minder fosfaat gebonden kan worden (Lamers *et al.*, 1998). Er wordt verder ook fosfaat gemobiliseerd van ijzerfosfaat complexen.



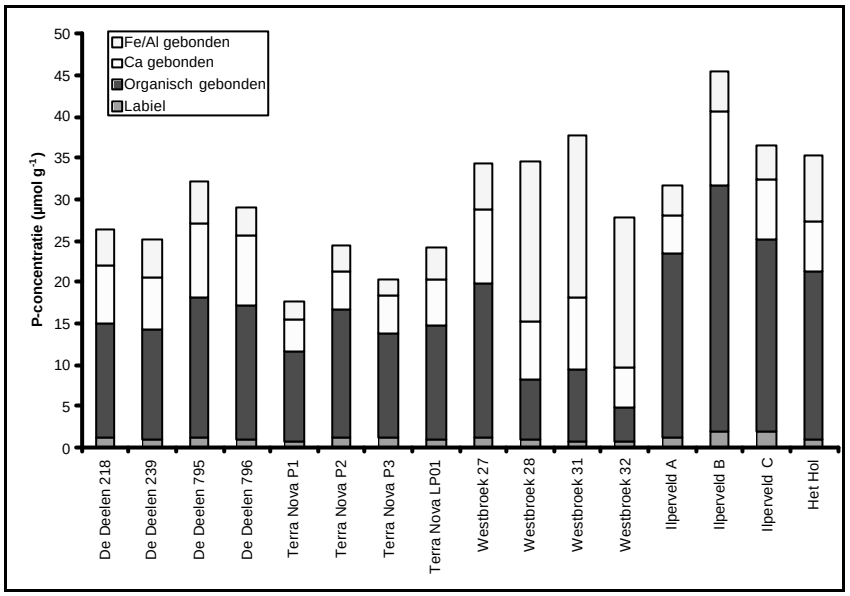
Figuur 4.12 Relatie tussen de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater en de sulfideconcentratie en ijzer:fosfaat ratio in het onderwaterbodemvocht. Let op de logaritmische assen.

In Figuur 4.12 is duidelijk te zien dat de sulfideconcentraties enorm toenemen naarmate de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater hoger wordt. De ijzer:fosfaat ratio neemt juist enorm af. Zowel de directe als indirecte effecten van sulfaat op de ijzer-zwavel cyclus en de nutriëntenbeschikbaarheid leiden tot het vrijkomen van fosfaat in de bodem en het oppervlaktewater (Figuur 4.13). Wenselijke ijzer:fosfaat ratio's in het bodemvocht van boven de 10 (mol/mol) komen in principe alleen voor bij sulfaatconcentraties beneden de 200 µmol/l (19,2 mg/l) en chlorideconcentraties beneden de 2 mmol/l (70,9 mg/l). Deze waardes kunnen alleen bereikt worden als er in een laagveengebied geen Rijnwater of ander gebiedsvreemd, sulfaatrijk water ingelaten wordt. De redoxpotentiaal, een indicatie voor de zuurstofbeschikbaarheid en het dominante redoxproces in bodem, ligt veel hoger in de referentiegebieden vergeleken met de meer eutrofe gebieden (Bijlage 5). Door flexibel peilbeheer in combinatie met een verbetering van de kwaliteit van het inlaatwater kunnen de redoxcondities in bodem sterk verbeterd worden, waardoor plantengroei gestimuleerd wordt.



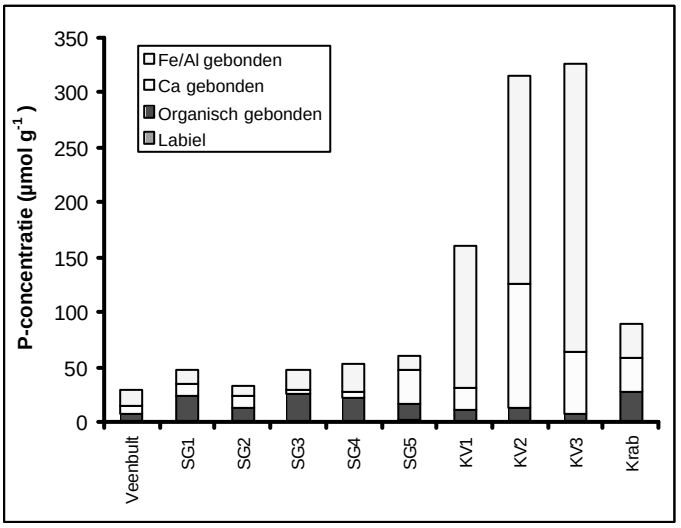
Figuur 4.13 Relatie tussen de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater en de fosfaatconcentratie in zowel oppervlaktewater als onderwaterbodemvocht (links), en de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater (rechts).

Naast het fosfaat dat in het bodemvocht zit, is een veel groter deel vastgelegd in de bodem. Belangrijk hierbij is hoe het fosfaat gebonden is in de bodem. In Figuur 4.14 staat weergegeven aan welke fracties fosfaat gebonden is in een aantal onderwaterbodems uit Nederlandse laagveengebieden. Het blijkt dat fosfaat in de meeste gevallen voor een groot deel organisch gebonden is, wat betekent dat het pas vrij zal komen bij afbraak van organische stof. In een aantal gevallen is de fractie ijzergebonden fosfaat het grootst. Deze fractie is erg redox-gevoelig, met als gevolg dat het fosfaat vrijkomt als het ijzer gereduceerd wordt. Dit betekent dat het risico op fosfaatmobilisatie hier het grootst is wanneer sulfaatrijk water ingelaten zou worden. Reductie van dit sulfaat leidt zowel tot directe mineralisatie en alkalinisatie als tot een negatieve beïnvloeding van de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht. Wat echter ook opvalt, is dat ook op locaties zoals Het Hol, met een hoge ijzerconcentratie en een gunstige ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht, relatief hoge absolute concentraties fosfaat aan ijzer gebonden zijn. Dit blijft voor een deel beschikbaar voor waterplanten, ook bij helder water!



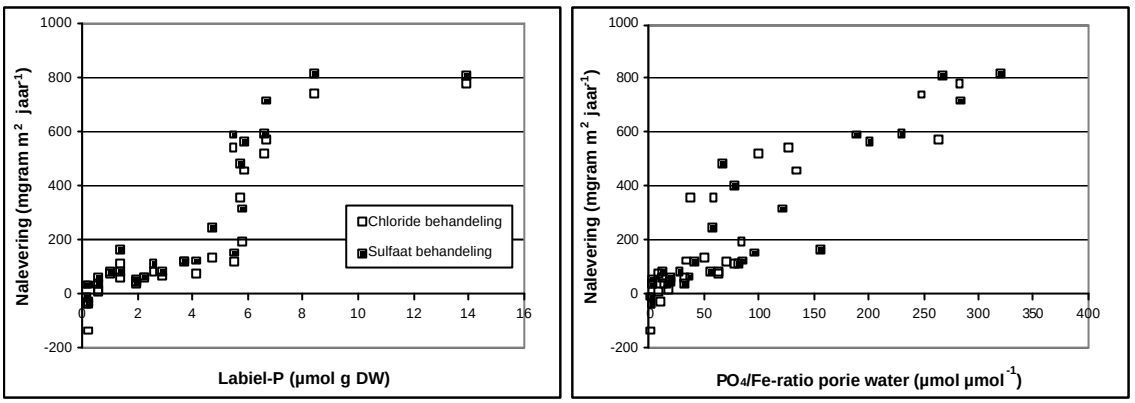
Figuur 4.14 Verschillende P-fracties in een aantal onderwaterbodems van een aantal Nederlandse laagveengebieden, verkregen m.b.v. de P-fractionerings-methode volgens Golterman (1996), uitgedrukt per gram drooggewicht.

In de Reeuwijkse Plassen is deze analyse als 'diagnostic tool' specifiek toegepast om in te schatten wat het risico is met betrekking tot interne fosfaatmobilisatie als sulfaatrijk (en fosfaatarmer) water ingelaten wordt in de plassen Klein Vogelenzang en 's-Gravenkoop (i.s.m. B-WARE; Smolders *et al.*, 2005). In Figuur 4.15 staan de verschillende P-fracties weergegeven. Op Klein Vogelenzang werd vroeger zeer ijzerrijk water uitgeslagen uit de noordelijk gelegen diepe droogmakerij Broekvelden/Vettenbroek (waarin het water opkwelde), tegenwoordig een zandwinplas, waardoor er nu grote hoeveelheden fosfaat zijn vastgelegd in de bodem in de vorm van ijzer/aluminium-gebonden fosfaat (Bijlage 6). Bovendien ligt de verhouding tussen opgelost ijzer en opgelost fosfaat in het bodemvocht in de huidige situatie al rond de 1 (mol/mol) en wordt er zelfs in deze ijzerrijke situatie vrij sulfide gemeten (tot 20 µmol/l) op dit moment. Een verhoogde sulfaatbelasting zal hier naar verwachting leiden tot een versnelde uitputting van het fosfaatbindende vermogen van het sediment. Sulfaatreductie leidt immers tot de productie van sulfide, dat aan gereduceerd ijzer zal binden. Hierdoor is dit ijzer niet meer in staat om fosfaat te immobiliseren, waardoor het vrijkomt in het sediment. Op termijn zal de interne fosfaatmobilisatie hier dus hoger uitvallen dan de verminderde externe eutrofiëring.



Figuur 4.15 Verschillende P-fracties in een aantal onderwaterbodems afkomstig uit de Reeuwijkse Plassen, verkregen m.b.v. de P-fractioneringsmethode volgens Golterman (1996), uitgedrukt per gram drooggewicht. SG = 's-Gravenkoop; KV = Klein Vogelenzang; Krab = Krabbenscheersloot in achterland ten oosten van de Reeuwijkse plassen.

In het sediment uit 's-Gravenkoop is veel minder fosfaat gebonden in de bodem. Het fosfaat wordt hier voornamelijk vastgelegd in de vorm van organisch gebonden fosfaat. Als de toename van de sulfaatbelasting hier leidt tot een verhoogde sulfaatreductie, dan zou dit kunnen leiden tot fosfaatmobilisatie als gevolg van versnelde afbraak van organisch materiaal. De lagere hoeveelheid fosfaat die in de bodem is vastgelegd in vergelijking met Klein Vogelenzang, zou hier in combinatie met een verminderde externe P-belasting een minder negatief effect kunnen opleveren.



Figuur 4.16 Relaties tussen de nalevering, de Labiel -P fractie van het sediment en de PO_4/Fe ratio van het bodemvocht na toediening van chloride (4 mM) of sulfaat (2 mM) in het bovenstaande water.

Ook in een aantal andere veenplassen in Zuid-Holland, waaronder de Nieuwkoopse en Langeraarsche plassen, zijn P-fracties bepaald en bovendien experimenten gedaan om de P-nalevering te bepalen (Smolders, 2006). Figuur 4.16 laat zien dat de korte-termijn nalevering van fosfaat (na 2 maanden) gecorreleerd is met de labiel-P fractie van de bodem en de ijzer:fosfaat ratio van de bodem (hier omgekeerd weergegeven als PO_4/Fe ratio!). De hoeveelheid zwakgebonden fosfaat is dus de dominante factor die op korte termijn de nalevering van fosfaat naar de waterlaag bepaalt. Boven 5 µmol/ g DW labiel P (eenvoudige extractie) neemt de nalevering voor de onderzochte plassen sterk toe. Sulfaat bleek in deze eutrofe plassen geen effect te hebben. Verder bleek uit dit onderzoek dat er een sterke correlatie bestaat tussen de alkaliniteit (buffercapaciteit) en de ammonium- en fosfaatconcentraties in het bodemvocht (zie ook Smolders, 1995). Met name in de meer organische bodems hoopt relatief meer fosfaat en ammonium op in het bodemvocht bij een hogere alkaliniteit, die duidelijk leidt tot een stimulatie van de anaërobe afbraak. Naast de labiel-P fractie en de ijzer:fosfaat ratio geeft ook de ijzer:zwavel ratio van de bodem een goede indicatie voor het deel van het ijzer dat nog in staat is fosfaat te immobiliseren (Bijlage 7). Met name in de bodems waar de ijzer:zwavel ratio lager is dan 0,5 (mol/mol) kunnen de fosfaat- en sulfideconcentraties in het bodemvocht hoog oplopen. OBN-onderzoek in de tweede fase zal verder uit moeten wijzen in hoeverre deze "diagnostic tools" algemeen geldig zijn met betrekking tot de naleveringssnelheden, en voor nalevering op langere termijn.

Karakterisering van de abiotiek van petgat oevers

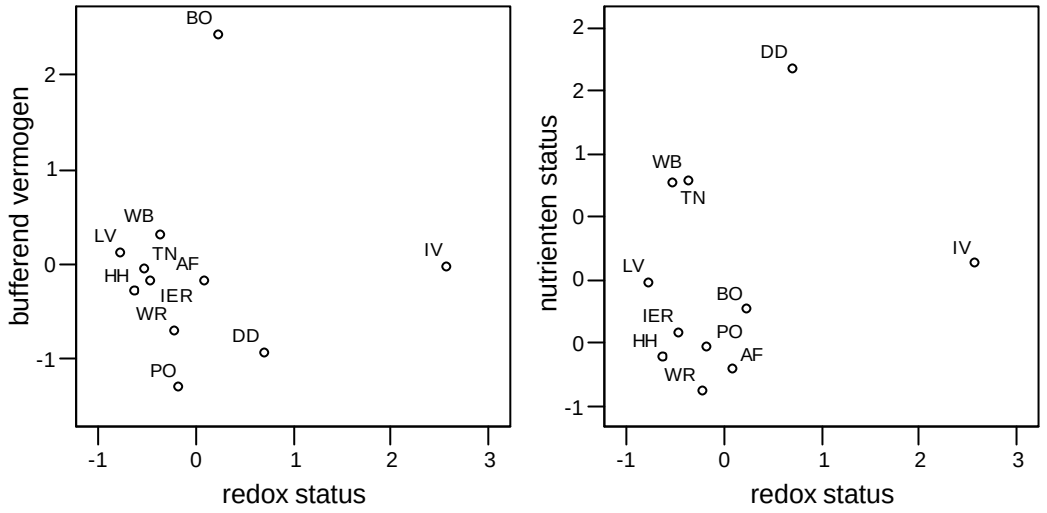
Factor analyse
Gedurende de afgelopen drie jaar is in tien Nederlandse gebieden en twee buitenlandse referentie gebieden de vegetatiesamenstelling op en langs de oevers van petgaten geïnventariseerd waarbij ook de chemische kwaliteit van het bodemvocht in de oever is gemeten. Hierbij werden bodemvochtmonsters genomen op de overgang van water naar land (vaste oever of kragge) die werden geanalyseerd op een Continuous Flow Auto Analyser (zie Hoofdstuk 4.2). Om inzicht te verkrijgen in de aard van de biogeochemische processen die belangrijk zijn bij het verklaren van biologische verschijnselen is het nuttig om een factor analyse uit te voeren. Hierdoor wordt de oorspronkelijke set van variabelen samengevat tot een kleiner aantal

nieuwe variabelen (de 'factoren'). Hiermee wordt duidelijk welke variabelen onderling sterk correleren en kan geïnterpreteerd worden welk processen (weergegeven door groepen variabelen) verklarend werken. Uit de door ons verzamelde dataset van 14 chemische variabelen in het oevervocht (0-10 cm diepte) in Nederlandse petgaten zijn drie factoren berekend, waarin 70% van de variantie van de oorspronkelijke dataset aanwezig is (Tabel 4.4).

Tabel 4.4 Resultaat van de factor analyse in SPSS van bodemvocht monsters genomen in de toplaag (0-10 cm) op de water-oeverrand van 49 Nederlandse petgaten. Waarden geven de correlatiecoëfficiënten van de variabelen met de berekende factoren. Correlaties lager dan 0.45 zijn niet weergegeven. De groepen van variabelen zijn geïnterpreteerd als 'Bufferend vermogen', 'Redox status' en 'Nutriënten status'.

	Bufferend Vermogen	**Redox Status**	**Nutriënten Status**
Ca (µM)	0.93		
Alkaliniteit	0.90		
pH	0.86		
HCO_3 (µM)	0.82		
K (µM)	0.81		
Cl (µM)	0.60		
Mg (µM)	0.64	0.66	
H_2S (µM)		0.72	
SO_4 (µM)		0.70	
Al (µM)		0.65	0.46
Fe (µM)		0.51	0.51
PO_4 (µM)			0.83
NH_4 (µM)			0.77
NO_3 (µM)			0.69

De groep van variabelen die correleert met de eerste factor (Tabel 4.4) bestaat onder andere uit bicarbonaat, calcium, de alkaliniteit en pH en kan geïnterpreteerd worden als 'bufferend vermogen' van het bodemvocht. De tweede factor correleerde het sterkst met elementen zoals sulfaat, sulfide en ijzer die sterk samen hangen met de 'redoxstatus' van de bodem. De nutriënten correleerde het sterkst met de laatste factor (Tabel 4.4), die daardoor geïnterpreteerd werd als indicator van de 'nutriëntenstatus'. Door scores voor deze nieuwe factoren te berekenen voor de monsterpunten, kan bekeken worden welke verschillen er tussen de oevers in de bemonsterde gebieden bestaan. Doordat de correlaties van de variabelen met de factoren positief zijn (Tabel 4.4), zal een hogere score voor een factor, respectievelijk een sterker bufferend vermogen, grotere mate van gereduceerdheid, en een meer eutrofe situatie weergeven.

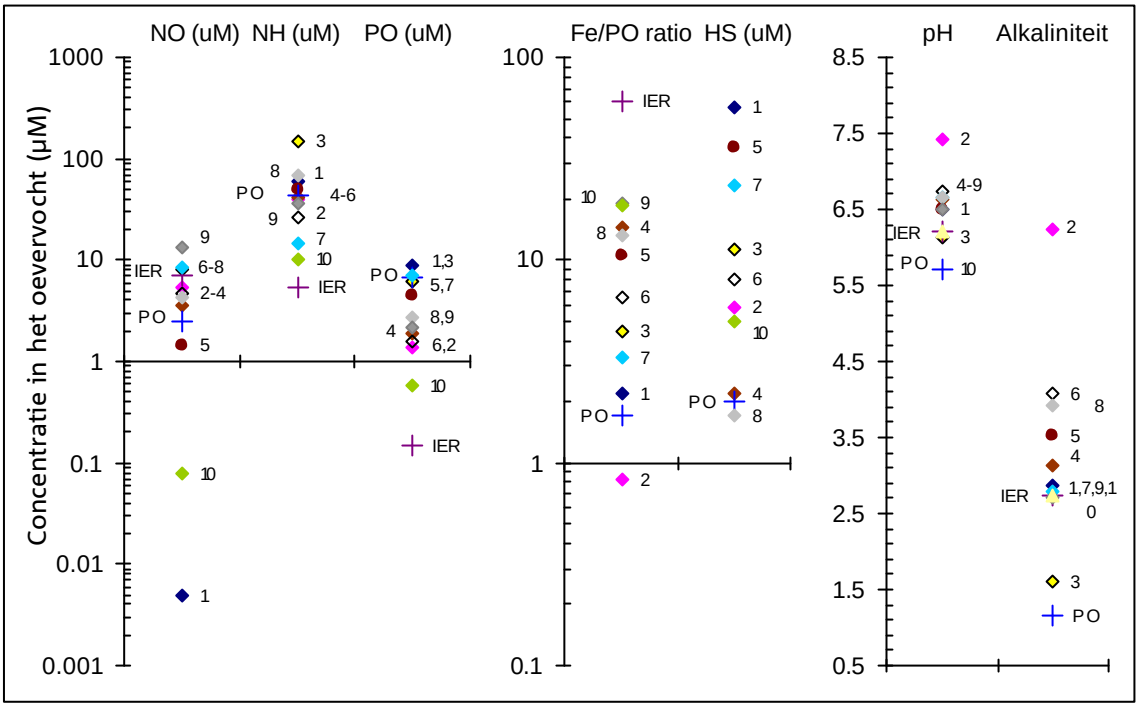


Figuur 4.17 Berekende scores van de bemonsterde petgaten voor de drie factoren. Hoge scores voor een bepaalde factor indiceren respectievelijk een groot bufferend vermogen, een sterk gereduceerde staat en een eutroof systeem. AF: Alde Feanen, BO: Botshol, DD: De Deelen, HH: Het Hol, IER: Ierland, IV: Ilperveld, LV: Loenderveense plas, PO: Polen, TN: Terra Nova, WB: Westbroek, WR: Weerribben.

Het bodemwater uit de oevers vertoonde veel overeenkomsten in de bemonsterde gebieden (Figuur 4.17). Oevers in de Botshol hadden het hoogste bufferend vermogen, Ilperveld had de hoogste waarden voor de mate van gereduceerdheid (Figuur 4.17), oevers in De Deelen bevatten de meeste nutriënten. Op grond van deze vergelijking verschillen de oevers van verstoorde Nederlandse gebieden weinig met die in buitenlandse referentiegebieden en Het Hol. Oevers in de Poolse gebieden bleken een iets lager bufferend vermogen te hebben.

Bufferende variabelen
Meer gedetailleerde karakteristieken van biogeochemische variabelen van het oevervocht in Nederlandse gebieden zijn te zien in Figuur 4.18. De standplaats van de oevervegetatie had in alle gebieden een pH van ongeveer 6 en een alkaliniteit van rond de 3.2 meq/l (Figuur 4.18). De hoogste alkaliniteitswaarde werd gevonden in de Botshol (6.25 meq/l) en de laagste in De Deelen (1.6 meq/l). Het oevervocht was in alle gebieden zoet ([Cl-] < 8500 µM). Ilperveld en Botshol (respectievelijk 7534 µM en 6687 µM) zaten dicht tegen de grens voor brak water aan (Figuur 4.18).

Redoxvariabelen
De sulfideconcentraties in het oevervocht zijn in de meeste gebieden laag (<10 µM) (Figuur 4.18), behalve in de Alde Feanen, het Ilperveld en Terra Nova, waar wel hoge concentraties werden gemeten. De concentraties van ijzer worden eveneens sterk door de redoxcondities beïnvloedt. Gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) is in staat schadelijke elementen zoals sulfide te binden waardoor deze onschadelijk worden voor de vegetatie. Ook de binding van fosfaat aan ijzer kan een belangrijke rol spelen in het verminderen van (interne) eutrofiëring. De ijzer:fosfaat ratio is alleen in de Botshol lager dan 1 (Figuur 4.18). Dit betekent dat fosfaat in dit gebied niet weggevangen kan worden door ijzer, maar grote kans heeft in het oppervlaktewater terecht te komen. Dit zal schadelijke consequenties hebben voor de vegetatie en kragge-ontwikkeling. Toch zijn er in de Botshol kraggen aanwezig. Andere gebieden waar ook kraggen aanwezig zijn, zoals in de Wieden en Het Hol, is de ijzer:fosfaat ratio veel hoger. In het Ilperveld is de ijzer:fosfaat ratio relatief hoog, maar de gewenste ontwikkeling van kragge ontbreekt. Mogelijk zouden hier andere factoren, zoals een hoge sulfideconcentratie (tot enkele honderden µmol/l; toxisch voor sommige planten), de ontwikkeling van kraggen belemmeren.



Figuur 4.18 Gemiddelde waarden voor biogeochemische variabelen in oevervocht van de bemonsterde gebieden. ?: Nederlandse gebieden +: Buitenlandse referentie gebieden. 1: Alde Feanen, 2: Botshol, 3: De Deelen, 4: Het Hol, 5: Ilperveld, 6: Loenderveense plassen, 7: Terra Nova, 8: Westbroek, 9: De Wieden, 10: De Weerribben, IER: Ierland en PO: Polen.

Nutriënten

De gevonden nitraatconcentraties lagen in de meeste gebieden tussen de 1 en 10 µM. In De Weerribben en Alde Feanen zijn veel lagere concentraties gevonden (Figuur 4.18). De gevonden ammoniumconcentraties waren hoger dan die van nitraat. In De Deelen werden de hoogste ammoniumconcentraties gevonden. In dit gebied werden ook hoge fosfaat- en nitraatwaarden gevonden. In De Weerribben zijn de concentraties voor nitraat, ammonium en fosfaat laag. In de Alde Feanen bleek de ammonium- en fosfaatbelasting hoog, terwijl het nitraatgehalte laag was. De omgekeerde situatie werd in het oevervocht van Ierse gebieden gemeten. Nutriëntengehaltes in Poolse referentie waren vergelijkbaar met Nederlandse gebieden.

Karakterisering van de oevervegetatie

In Tabel 4.5 is te zien dat op rechte oevers voornamelijk de associatie van Pluimzegge gevonden werd, terwijl op oevers van petgaten waar kraggen aanwezig waren waarin de Rietassociatie het meest frequent gevonden werd. In een van de acht petgaten waarin deze associatie gevonden werd, betrof het de subassociatie *Caltheosum* (Botshol), terwijl in de andere gevallen de subassociatie *Thelypteridetosum* (en eenmaal het *typicum*) van de Pluimzegge associatie zowel op rechte als op kragge-oevers gevonden werd. Ook de associatie van Oeverzegge en Waterscheerling en Hoge cyperzegge, Moerasspirea en Valeriaan en Scherpe zegge werden op beide oevertypen aangetroffen. De associatie van Galigaan werd in vier petgaten van Botshol aangetroffen die alle kraggeoevers hadden. De associatie van veenmosrietland werd in De Wieden aangetroffen. De associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi werd in twee petgaten in Ilperveld aangetroffen. In een drietal petgaten (hier niet weergegeven) werden respectievelijk de rompgemeenschappen van *Carex acutiformis*, *Solanum dulcamara*. *Phragmites australis* en *Phalaris arundinacea* aangetroffen, waarbij het in het laatste geval een rechte oevermorfologie betrof.

Tabel 4.5 Gevonden verbonden in de oevervegetaties van 48 Nederlandse petgaten en hun verdeling over rechte oevers en kragge oevers.

	In percentage petgaten met	
Associatie van	**Rechte oevers**	**Kragge oevers**
Scherpe zegge	2.1	2.1
Moerasspirea en Valeriaan	2.1	2.1
Waterscheerling en Hoge cyperzegge	2.1	6.3
Vlottende waterranonkel	2.1	
Stijve zegge	2.1	
Lissen-ooibos	2.1	
Noordse zegge	2.1	
Veenmosrietland	2.1	
Grauwe wilg	2.1	
Bosbies	2.1	
Oeverzegge	4.2	6.3
Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi	4.2	
Pluimzegge	12.5	6.3
Stekelharig kransblad		2.1
Watervorkjes		2.1
Galigaan		8.3
Riet		16.7

Het is opvallend dat de Rietassociatie alleen op kraggen gevonden werd en niet op de oevers van petgaten zonder kraggen. Er zijn twee mogelijke verklaringen voor dit verschijnsel. Of de Rietassociatie volgt op verlandingsstadia zoals binnen het *Cicution virosae*, en groeit daardoor alleen op kraggen, of verlanding kan alleen maar plaatsvinden op plaatsen waar een rietkraag aanwezig is. De precieze oorzaak en gevolg zijn voor veel plaatsen moeilijk te geven. Binnen veel van de associaties komen rode lijstsoorten voor. In het totaal werden in Nederlandse gebieden 6 rode lijst soorten gevonden. Deze staan vermeld in Tabel 4.6. In Poolse en Ierse gebieden kwamen meer rode lijst soorten voor, 13 in totaal.

Tabel 4.6 Gevonden Rode lijst soorten op oevers van Nederlandse petgaten en hun aanwezigheid op rechte en kraggenoevers. Aangegeven is het percentage van het totaal aantal petgaten waarin deze soorten voorkomen.

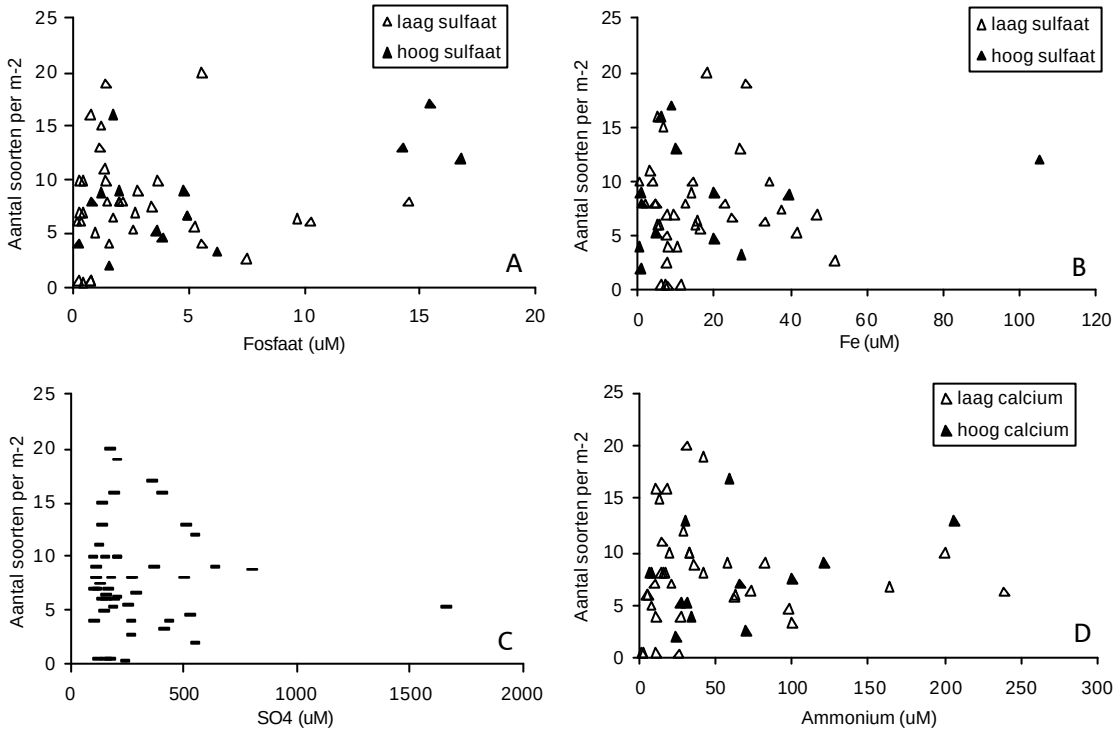
Nederlandse Naam	**Wetenschappelijke naam**	**Percentage petgaten met**	
		Kragge oevers	**Rechte oevers**
Galigaan	*Cladium mariscus*	6.12	
Waterdrieblad	*Menyanthes trifoliata*	8.16	
Wateraardbei	*Potentilla palustris*	6.12	2.04
Krabbenscheer	*Stratiotes aloides*	6.12	4.08
Zwanenbloem	*Butomus umbellatus*		2.04
Kleine kattenstaart	*Lythrum hyssopifolia*	2.04	

Rode lijst soorten die op rechte oevers voorkwamen, werden, met uitzondering van Zwanenbloem, ook op kragge oevers gevonden. Dat het voorkomen van rode lijst soorten niet beperkt is tot kraggen stemt hoopvol, maar het totale aantal is zo laag dat geen conclusies getrokken kunnen worden. Op de verschillen tussen kraggen en rechte oevers wordt verder ingegaan in Hoofdstuk 8.

Relaties tussen soortendiversiteit op oevers en standplaatskwaliteit
Diversiteit is een belangrijk doel van natuurbeheerders en kan door vele factoren beïnvloed worden. De abiotische groeiomstandigheden in de vorm van toxische stoffen en nutriënten zoals sulfide, ammonium en fosfaat, zullen bepalen hoeveel een welke plantensoorten er kunnen groeien. Echter, biotische variabelen zoals de

vegetatiedichtheid en -hoogte en de turbiditeit van het oppervlaktewater zullen ook de soortsdiversiteit door concurrentie om licht beïnvloeden.

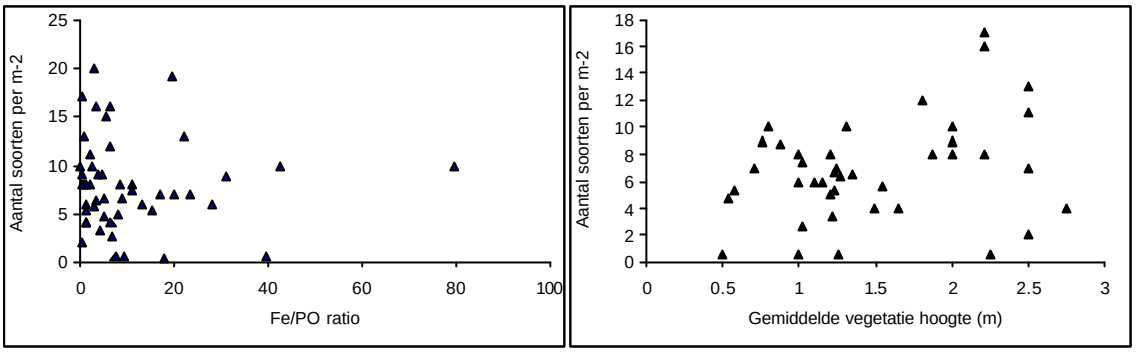
Abiotiek
Wanneer er gekeken wordt hoe diversiteit van de oevervegetatie samenhangt met de abiotische omstandigheden van het petgat worden de volgende patronen gevonden. Soortsdiversiteit, hier weergegeven als aantal soorten per m^2, lijkt niet te correleren met de fosfaat-, ammonium- en ijzerconcentraties van het oevervocht (Figuur 4.19 A, B & D). Bij hoge concentraties fosfaat en sulfaat komen nog steeds hoge aantallen soorten voor. De piek lijkt echter wel steeds bij lagere concentraties te liggen. In deze petgaten werden de hoogste bedekkingspercentages gevonden bij de soorten Moerasvaren, Moerasbeemdgras, Riet, Melkeppe, Pluimzegge, Oeverzegge, Waterzuring en Haagwinde.



Figuur 4.19 Relatie tussen het aantal soorten per m^2 en fosfaat (A), ijzer (B), sulfaat (C) ammonium (D).

Bij ijzerconcentraties hoger dan 35 µM (1.95 mg L^{-1}) blijft de soortendichtheid onder de 10 spp. m^{-2}. Er lijkt geen interactie te zijn met de sulfaatconcentratie. Het sulfaatgehalte lijkt negatief te correleren met de soortenrijkdom (Figuur 4.19 C). Bij hogere sulfaatconcentraties worden lagere soortenaantallen gevonden. Een lagere soortendichtheid werd echter ook gevonden bij lagere sulfaatconcentraties. Mogelijk is hier een andere factor beperkend. De soortenrijkdom lijkt af te nemen met bij hogere ammoniumconcentraties, maar dit verband is zeer zwak (Figuur 4.19 D). De lage soortsdiversiteit die gevonden wordt bij lage ammoniumconcentraties lijkt niet veroorzaakt te worden doordat in deze petgaten de calcium concentratie (en daarmee het buffer vermogen) laag is (<1200µM = 48 mg L^{-1}).

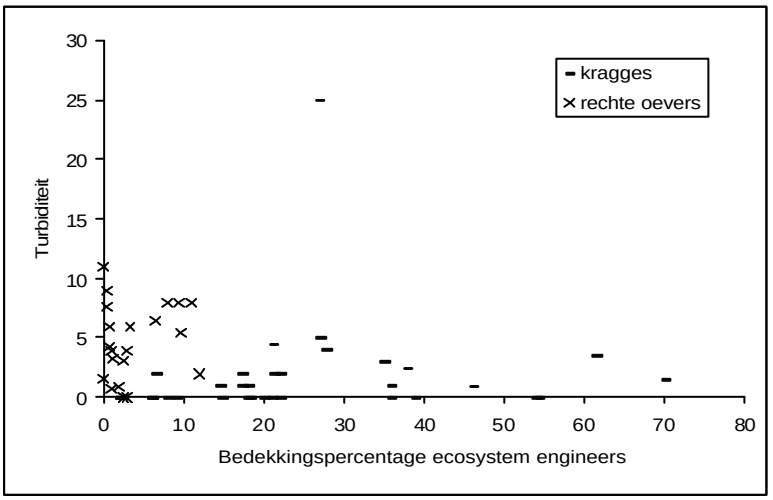
Door de interactie van fosfaat en ijzer, is het belangrijk niet alleen naar de samenhang van soortenrijkdom met deze twee losse variabelen te kijken, maar ook de samenhang met de ratio te beschouwen (Figuur 4.20 A). Er lijkt geen duidelijk verband te zijn tussen soortenrijkdom en ijzer:fosfaat ratio.



Figuur 4.20 A: Verband tussen ijzer:fosfaat ratio en soortenrijkdom in Nederlandse petgaten. B: verband tussen de gemiddelde vegetatiehoogte en soortenrijkdom van Nederlandse petgaten

Concurrentie
Concurrentie om licht en nutriënten van planten onderling kan ook de soortsdiversiteit beïnvloeden. Hogere vegetaties zullen relatief gezien soorten armer zijn dan lagere vegetaties, waar minder concurrentie om zonlicht is. Evenals voor abiotische factoren lijkt de soortenrijkdom ook niet samen te hangen met de gemiddelde vegetatiehoogte (Figuur 4.20 B).

Turbiditeit
Turbiditeit, troebelheid, kent zowel een abiotische (wind) als biotische (algen, vissen) oorzaak (zie hoofdstuk 6). Weliswaar zal de turbiditeit van het oppervlakte water niet direct invloed hebben op de soortsdiversiteit van de oevervegetatie, wel kan verwacht worden dat turbiditeit de kolonisatie van oeverplanten (specifiek de ecosystem engineers, zie hoofdstuk 8.1) naar het open water remt, door concurrentie om licht. Deze ecosystem engineers zijn op hun beurt in staat de waterkolom te stabiliseren en het licht weg te vangen voor algen. Hierdoor kan verwacht worden dat er een verband bestaat tussen turbiditeit van het petgat water en het voorkomen van ecosystem engineers.

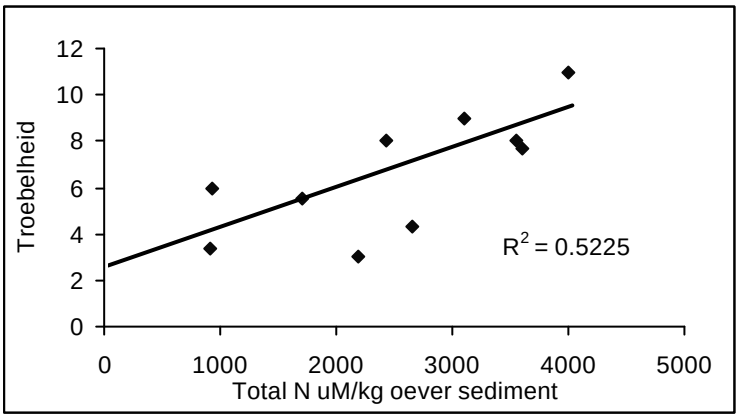


Figuur 4.21 Het verband tussen turbiditeit (NTU) van het petgat water en het percentage bedekking met ecosystem engineers (zie tabel 8.1). Bedekkingspercentages zijn bepaald met behulp van een Braun-Blanquet (B,D & S) schaal.

De hoogste bedekkingspercentages met verlandingssoorten, werden gevonden in petgaten met een lage turbiditeit van het oppervlakte water (Figuur 4.21). Bij hoge turbiditeit bedekten deze soorten enkel lage percentages van het grondoppervlak. Tevens is te zien dat op plekken waar lage bedekkingspercentages op kraggen

voorkomen, de turbiditeit ook laag is. Het punt dat buiten dit verband valt betreft een petgat in de Wieden waar zich broekbos heeft ontwikkeld. Onduidelijk is wat in dit petgat de turbiditeit veroorzaakte. Of een lage turbiditeit het gevolg of de oorzaak of beide is van een hogere aanwezigheid van verlandingssoorten kan niet worden bepaald met behulp van deze grafiek. Wel is te zien dat de bedekkingspercentages van deze soorten in kraggen hoger zijn dan die in rechte oevers (hierover meer in hoofdstuk 8).

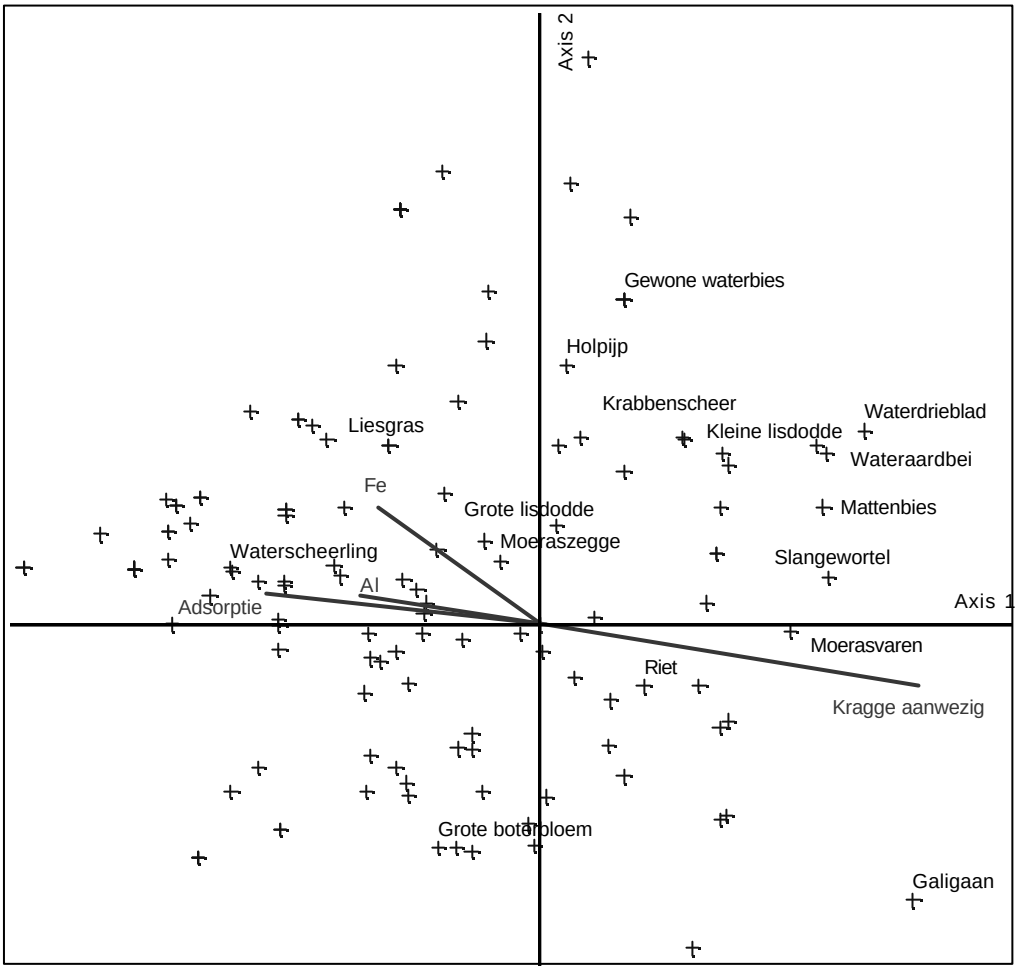
Troebelheid en nutriënten
In veel studies wordt aangenomen dat er een sterke relatie bestaat tussen troebelheid en nutriëntenconcentraties van het petgat. Om zicht te krijgen op deze relatie zijn sedimentmonsters genomen van de oevers in De Deelen, Ilperveld en Westbroek. Deze werden geanalyseerd op totale hoeveelheden stikstof en fosfaat, met behulp van een KCl-extractie zoals beschreven in paragraaf 4.2.



Figuur 4.22 correlatie tussen troebelheid van het petgat water en totale stikstof concentratie per kilo droge stof van de veen oever.

Naarmate de hoeveelheid stikstof per kg van de oeverbodem toeneemt, neemt de troebelheid van het petgatwater toe (Figuur 4.22). Zoals al eerder beschreven bevatten deze petgaten minder kraggenvormende soorten en hebben daardoor een lagere potentie tot verlanding.

Koppeling biogeochemie aan vegetatiegegevens
De relatie tussen het voorkomen van soorten en de concentraties in het oevervocht kan weergegeven worden via een multivariate analyse. Door een multivariate analyse wordt de samenhang van soorten onderling en met de milieu variabelen duidelijk. De soorten worden in een multidimensionale ruimte geplot. Wanneer dit op een plat vlak geprojecteerd wordt zullen soorten die frequent samen voorkomen in de buurt van elkaar in het assenstelsel komen. Vervolgens kan de correlatie van deze assen met de milieu variabelen berekend worden. Deze correlaties worden dan weergegeven als pijlen. De lengte van de pijlen geeft de verklarende waarde van deze variabele weer. De richting geeft weer in welke mate deze variabele met de beide assen is gecorreleerd.
Bij een DCA analyse van de gegevens m.b.t. de soortensamenstelling van de Nederlandse gebieden, werd 7.9% van de variatie in de dataset door de eerste en 5.9% door de tweede as verklaard, wat vrij weinig is. Mogelijk zijn er andere variabelen die niet gemeten werden in deze studie, die beter correleren met de spreiding van de soorten. De variabele die in deze dataset het voorkomen van soorten het best verklaarde was de aanwezigheid van een kragge (langste pijl in Figuur 4.23). De gewenste oeversoorten (Tabel 8.1) kwamen voornamelijk voor in opnames waar een kragge aanwezig was. IJzer, aluminium en adsorptie bij 450 nm (humuszuren, troebelheid) correleerden ook aanzienlijk met het assenstelsel waarin de soorten geplot werden. De kraggenvormende soorten kwamen vooral voor bij lage waarden van deze variabelen. De ijzer:fosfaat ratio van het oevervocht, die ook werd meegenomen in deze analyse, bleek weinig van de variatie te verklaren.



Figuur 4.23 Uitkomsten van een DCA analyse waarbij de kwaliteit van het oevervocht gerelateerd werd aan het voorkomen van oeversoorten van 48 Nederlandse petgaten.+: verschillende soorten, waarvan de Ecosystem engineers (Tabel 8.1) met naam zijn genoemd. Fe: IJzerconcentratie, Al: Aluminiumconcentratie, Adsorptie: kleur van het poriewater (humuszuren) gemeten bij 450 nm.

Voor het gedeelte van de petgaten (18) waar zowel de kwaliteit van het oevervocht als van het oppervlaktewater bekend was, werden twee multivariate analyses uitgevoerd. Allereerst werden de oeversoorten gekoppeld aan het oevervocht in een DCCA analyse. In deze analyse verklaarden de eerste twee assen 13.9% en 6.6%. Vervolgens werden de zelfde soortsgegevens gekoppeld aan gegevens van het oppervlaktewater. De eerste twee assen van deze analyse verklaarden 15.5% en 10.8%. De variabelen uit het oppervlaktewater bleken dus iets beter in staat de soortsvariatie te verklaren. De variabelen die in beide analyses het meest verklaarden waren magnesium, chloride en natrium. Dat de waterkwaliteit beter in staat was het voorkomen van soorten te verklaren dan de kwaliteit van het oevervocht, kan veroorzaakt worden door dat veel soorten half in het water groeien en half op de oever. In hoofdstuk 4.4 wordt hierop experimenteel ingegaan.

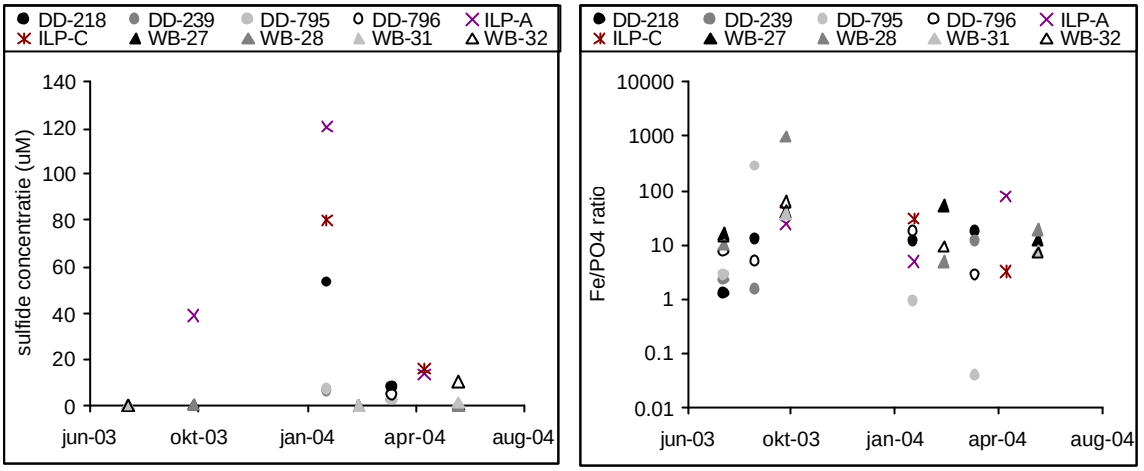
Biogeochemische variabiliteit in de petgaten

Veel van de chemische bestanddelen van veen zijn onderhevig aan microbiële processen en zullen daardoor afhankelijk zijn van temperatuur of seizoensfluctuaties. Daarnaast is een bodem door geringe menging, zeer heterogeen. Daarom is ook gekeken naar de variabiliteit van de gemeten waarden.

Variabiliteit van sulfaat/sulfide concentraties

In petgaten waar op meerdere tijdstippen in een jaar de sulfideconcentratie werd bepaald, bleek deze het hoogst in de wintermetingen (Figuur 4.24). Waarschijnlijk zal,

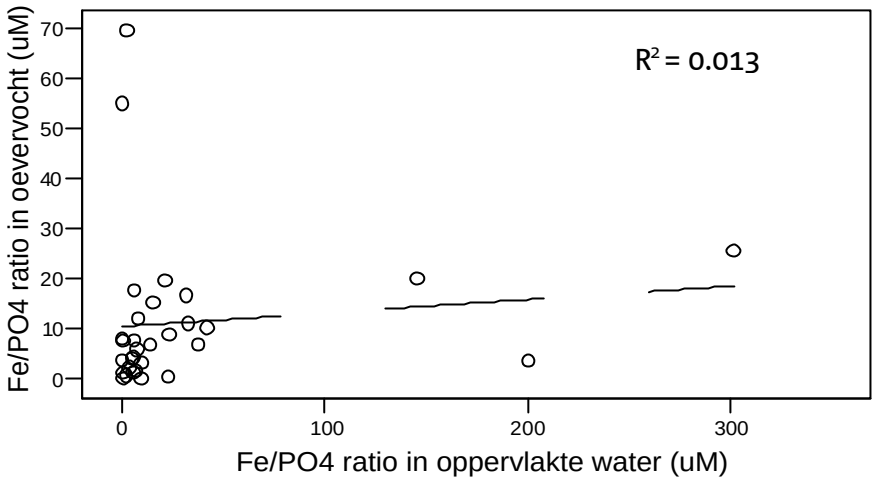
door een hoger vochtgehalte en afgenomen aëratie van de bodem door plantenwortels het zuurstofgehalte in de bodem lager zijn, waardoor meer sulfaatreductie plaatsvindt en sulfide in de winter in hogere concentraties in het oevervocht aanwezig kan zijn.



Figuur 4.24 Verloop van de sulfide concentratie (µM) en ijzer:fosfaat ratio in de periode 2003-2004 voor een aantal Nederlandse petgaten.

De sulfideconcentratie in de bodem correleert niet met het sulfaatgehalte van het oppervlaktewater (r= 0.25 p=0.14) en ook niet met het sulfaatgehalte van het oevervocht. (r=0.03, p=0.85). Het sulfaatgehalte in oevervocht en oppervlaktewater verschilt niet significant van elkaar (p=0.10, gepaarde t-test). Er zijn mogelijk andere processen, zoals de eerder genoemde aëratie van de bodem of de temperatuur die de omzetting van sulfaat naar sulfide in sterkere mate bepalen.

Variabiliteit van de IJzer:fosfaat ratio
De ijzer/fosfaat ratio is binnen een petgat nogal variabel in tijd en in plaats. In een maand, kan deze ratio veranderen van 2.8 naar 279.1 (monsterpunt DD-795). Ook zijn er uitschieters naar 1037.7, in petgaten waar het overgrote deel van de metingen waarden van rond de 10 geven (monsterpunt WB-28). Het valt niet te achterhalen of dit veroorzaakt wordt door variatie in plaats - exact op het zelfde punt monsteren was namelijk niet mogelijk - of tijd, door effecten van peilwisseling of temperatuur; hierop wordt uitvoerig ingegaan in hoofdstuk 5. Deze variabiliteit betekent dat er een flink aantal monsters genomen moet worden wil men een goede ijzer:fosfaat ratio kunnen vaststellen voor een gebied. In deze studie werden daarom de in Figuur 4.18 weergegeven gebiedswaarden voor het oevervocht op minimaal 5 monsters gebaseerd



Figuur 4.25 De relatie tussen de ijzer:fosfaat ratio in het oevervocht en oppervlakte water.

De ijzer:fosfaat ratio van het oppervlakte water lijkt wel zeer voorspellend voor het succes wat met het petgat behaald kan worden (zie eerder dit hoofdstuk). Wanneer de ijzer:fosfaat ratio's van oever en oppervlakte water met elkaar vergeleken worden blijkt de ijzer:fosfaat ratio van het water hoger te zijn dan die van de oever (Figuur 4.25). Door de grote variatie blijkt dit verschil echter niet significant (p= 0.10, gepaarde t-test). Daarnaast bestaat er geen correlatie tussen de ijzer:fosfaat ratio van het oevervocht en die van het oppervlakte water (r=0.12, p=0.54 Figuur 4.25).

Overige biogeochemische metingen
Een vergelijking van de concentraties de overige elementen in oevervocht en oppervlakte water laat zien dat het oevervocht meer ijzer, fosfaat en ammonium bevat dan het oppervlakte water, (p=0.004, p=0.008 en p=0.03, respectievelijk). Door decompositie en mineralisatie van het organisch materiaal komen veel nutriënten vrij. Deze kunnen een bron van eutrofiëring zijn voor het water in het petgat.

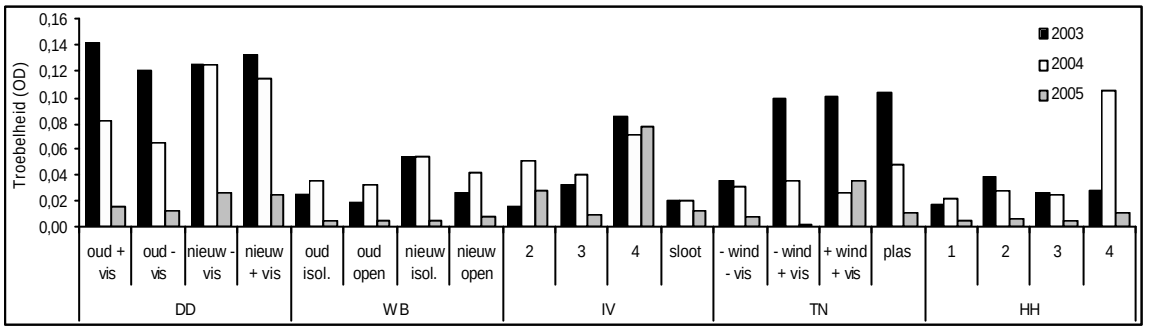
Resultaten fyto- en zoöplankton
In Figuur 4.26 wordt de gemiddelde troebelheid (optische dichtheid) en in Figuur 4.27 – 4.31 de gemiddelde hoeveelheden groenalgen, diatomeeën en cyanobacteriën weergegeven per locatie, per jaar en per petgat. In Figuur 4.32 - wordt per zoöplankton groep het gemiddelde aantal individuen per liter per gebied, per petgat en per jaar weergegeven.

Eventuele niet-eenduidige resultaten van eerder genoemde ingrepen, op de plankton dynamiek in 2004 in De Deelen en Westbroek, kunnen mede veroorzaakt zijn door het feit dat:
- beiden ingrepen in maart 2004 zijn uitgevoerd en het te vroeg was om de effecten te meten;
- de petgaten in De Deelen in eerste instantie niet goed afgesloten bleken te zijn;
- door meer regenval gedurende de zomer van 2004 t.o.v. 2003 de waterniveaus in de afgesloten en niet-afgesloten petgaten van Westbroek niet erg verschillend waren en er dus bijna geen peilfluctuatie ontstond.

Water doorzicht
In 2003 en 2004 is de gemiddelde troebelheid van het water in alle petgaten van De Deelen hoger dan in de petgaten van de andere gebieden. Vergelijkbaar hoge mate van troebeling komt voor in de gebieden met vis in Terra Nova in 2003 (- wind + vis, + wind + vis en de plas), in het meest geïsoleerde petgat van Ilperveld (nr. 4) (van 2003 tot 2006) en in de buurt van de verlandingsvegetaties (nr. 4) van Het Hol in 2004 (Figuur 4.26). Over het algemeen is het water overal troebeler in 2004 dan in 2005, behalve in het meest geïsoleerde petgat van Ilperveld (nr. 4) in 2005. Het effect van de verschillende ingrepen in de gebieden op de troebelheid van het water is als volgt.

Ongeacht de aan- of afwezigheid van vis, is het water in de nieuwe petgaten in 2004 troebeler dan in de oude petgaten. In de oude petgaten lijkt in 2004 en 2005 het water in het oude petgat + vis troebeler dan het oude petgat - vis, echter voor de nieuwe petgaten is dit juist omgekeerd.
In het petgat - vis - wind van Terra Nova in 2003 was het water duidelijk helderder dan in de petgaten waar de vis nog wel aanwezig was. In 2004 neemt de troebelheid ook af in petgat met + wind + vis en in de plas zelf. Dit laatste komt waarschijnlijk omdat de plas begin 2004 ook afgevist werd. Echter er is ook een afname van troebelheid in het petgat – wind + vis (niet afgevist). Ondanks de duidelijk gemeten effecten in Terra Nova in 2003, lijken de gegevens van 2004 en 2005 minder eenduidig.

Peilbeheer: In Westbroek is de troebelheid van het water in 2003 en 2004 het hoogst in het nieuwe geïsoleerde petgat t.o.v. de andere petgaten. De troebelheid van het water is in alle petgaten het hoogst in de zomer van 2004 (door droogte?). Ondanks dat de petgaten in juli 2004 zijn afgesloten is in 2005 geen eenduidig verschil in troebelheid tussen de wel en niet geïsoleerde petgaten. In Ilperveld is de troebelheid van het meest geïsoleerde petgat (nr. 4) altijd hoger dan de minder geïsoleerde petgaten. In de open sloot is het water het minst troebel van alle bemonsterde locaties in Ilperveld. De hoge troebelheid van het water in Ilperveld locatie nr. 4 is mogelijk het resultaat van de hoge mate van isolatie van dit petgat.
Referentiegebied het Hol: De troebelheid van het water locatie nr. 1, 2 en 3 van Het Hol is in 2004 en 2005 het laagst van alle bemonsterde locaties en vergelijkbaar met de troebelheid in de oude petgaten van Westbroek.



Figuur 4.26 Troebelheid (OD of optische dichtheid> troebelheid>)in De Deelen, Westbroek, Ilperveld, Terra Nova en het Hol (2003-2006).

Fytoplankton
In De Deelen is de totale Chla som in 2003 veel hoger dan in 2004 en 2005, behalve voor het nieuwe petgat + vis (Figuur 4.27). In de petgaten – vis (oud en nieuw) is de Chla som lager dan in de petgaten + vis. Gekeken naar de verschillende groepen algen blijkt dat in alle jaren het grootste deel van het Chla bestaat uit groenalgen, al zijn de cyanobacteriën (blauwalgen) in De Deelen altijd abundanter dan in alle andere monster locaties (m.u.v. de plas in Terra Nova in 2005). In de oude petgaten – vis zijn groenalgen over het algemeen abundanter dan in de petgaten + vis, maar voor de nieuwe petgaten is dit omgekeerd. De afvissing in maart 2004 lijkt voor de groenalgen biomassa geen duidelijk effect te hebben, omdat in zowel in de afgeviste als de niet afgeviste locaties de totale algen biomassa afneemt (t.o.v. 2003). Diatomeeën maken altijd het kleinste deel uit van de totale algen biomassa in De Deelen en er is geen eenduidige af- of toename van diatomeeën in de aan- of afwezigheid van vis. Cyanobacteriën zijn in 2004 en 2005 minder aanwezig in de oude petgaten dan in de nieuwe petgaten, maar het is waarschijnlijk nog te vroeg om een effect van afvissing op de cyanobacteriën waar te nemen, ook al was de biomassa in 2005 in het nieuwe afgeviste petgat lager dan het nieuwe niet afgeviste petgat.

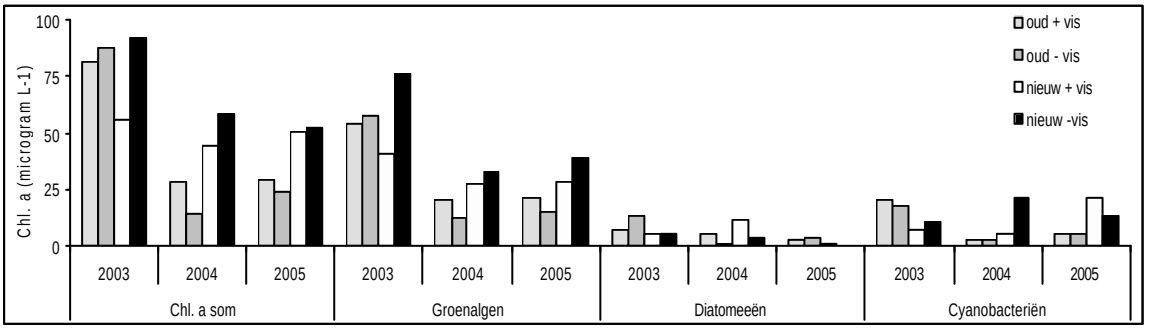
Westbroek heeft in vergelijking tot de andere locaties een zeer lage algenbiomassa (vergelijkbaar met Het Hol) (Figuur 4.28). Het nieuwe open petgat heeft in 2003 en 2005 de hoogste totale Chl*a* som en groenalgen biomassa van alle locaties in Westbroek.

Isolatie van het oude en nieuwe petgat in Westbroek in juli 2004 lijkt alleen in 2004 voor de totale Chl*a* som en de groenalgen een duidelijk effect te geven: meer algen in het geïsoleerde petgat t.o.v. het open petgat. In 2005 is dit voor geen van de algen groepen het geval.

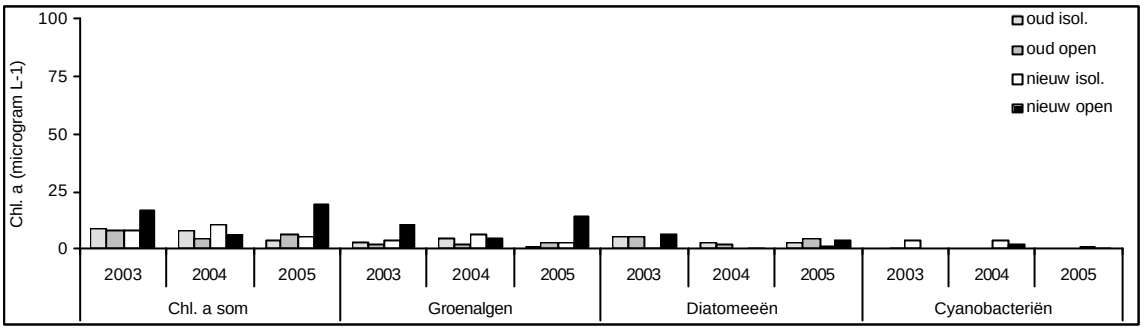
De totale Chl*a* som van Ilperveld valt in de orde grootte van de algen biomassa die werd geobserveerd in Terra Nova en De Deelen. Er is geen duidelijke correlatie tussen algenbiomassa en mate van isolatie (hoe hoger cijfer hoe meer geïsoleerd). Wel geeft locatie 4 (volledig drooggevallen in zomer) altijd de hoogste algen biomassa (Figuur 4.29). Ook is er een toename van de Chl*a* som waargenomen van 2003 naar 2005, wat kan duiden op een nog grotere mate van verdroging. Ondanks de hoge nutriënt concentraties en lage waterstanden in locatie 4 van Ilperveld blijft de cyanobacteriën biomassa daar onverwacht laag (vergelijkbaar met Westbroek en Het Hol).

Door de zeer nauwkeurig uitgevoerde afvissing van het petgat – wind – vis in Terra Nova in het begin van 2003 is er een duidelijk effect zichtbaar op de totale Chl*a* som en de biomassa van aanwezige groenalgen en cyanobacteriën (Figuur 4.30). In het petgat - wind - vis is de algen biomassa het laagst, terwijl in het petgat - wind + vis de algen biomassa iets hoger is. In het referentie petgat + wind + vis is de Chl*a* som het hoogst van de drie petgaten (en vergelijkbaar met het open water of de plas Terra Nova). In 2004 zijn ook het referentie petgat (+ wind + vis) en de plas van Terra Nova afgevist en ligt de algen biomassa in alle bemonsterde locaties van Terra Nova lager, maar is er geen duidelijk onderscheid tussen de afgesloten petgaten (- wind) en het open water (+ wind en plas) in Chl*a* (totaal, de groenalgen en cyanobacteriën). Diatomeeën, echter, zijn in dit jaar in het open water (+ wind + vis en in de plas) abundanter dan in de afgesloten petgaten. In het jaar nadat heel Terra Nova is afgevist (2005) neemt de biomassa van algen in de afgesloten petgaten verder af terwijl in het open water de groenalgen en cyanobacteriën (in met name de plas) weer in biomassa toenemen tot hoge waarden.

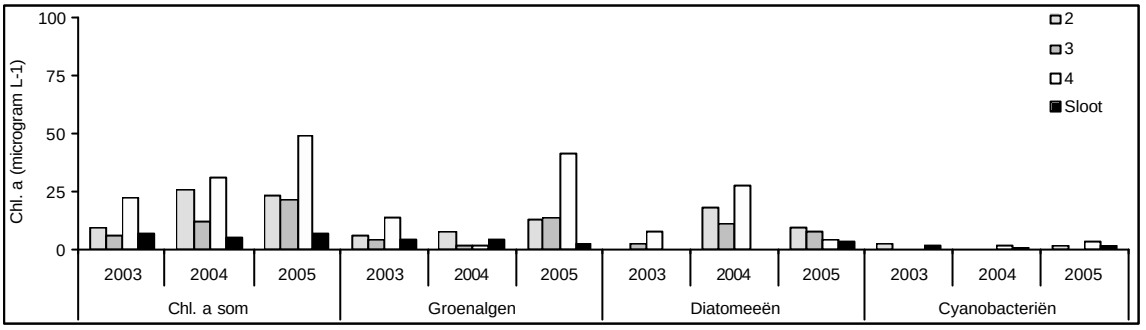
In Het Hol zijn de Chl*a* waarden vergelijkbaar laag als in Westbroek. In 2003 zijn de totale Chl*a* gehaltes in de eerste 3 locaties (locatie nr. 1, 2 en 3) hoger dan nabij de verlandingslocatie nr. 4 van Het Hol (Figuur 4.31). Terwijl in de twee jaar daarna (2004 en 2005) de totale Chl*a* concentraties in de laatst genoemde toeneemt en uiteindelijk het hoogst is van alle gemonsterde punten in Het Hol. Opvallend is dat in locatie nr. 4 van Het Hol tevens een afname van de kwaliteit van *Stratiotes* is geobserveerd in 2005 (zie paragraaf 7.3). De algen biomassa in Het Hol bestaat alleen uit groenalgen en diatomeeën, terwijl cyanobacteriën nagenoeg afwezig zijn. Behalve in 2004 domineren voornamelijk diatomeeën het fytoplankton beeld. Vooral in de verlandingsplek nr. 4 neemt het aandeel diatomeeën toe in 2005.



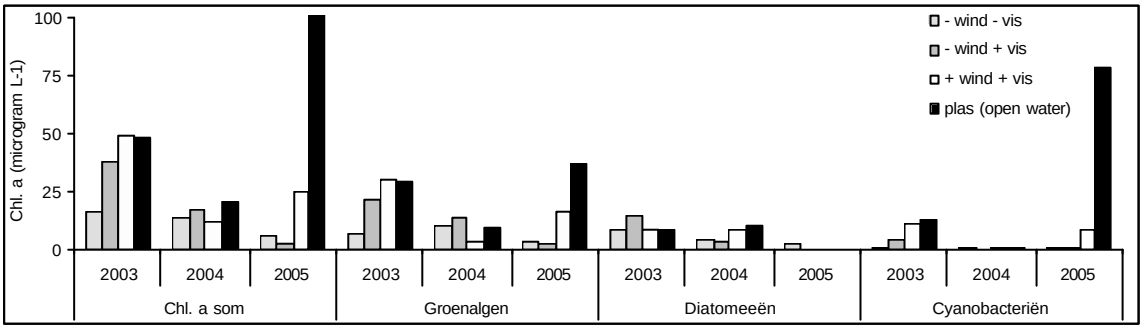
Figuur 4.27 Gemiddelde Chl. a concentratie van de belangrijkste algen groepen in De Deelen (2003-2006).



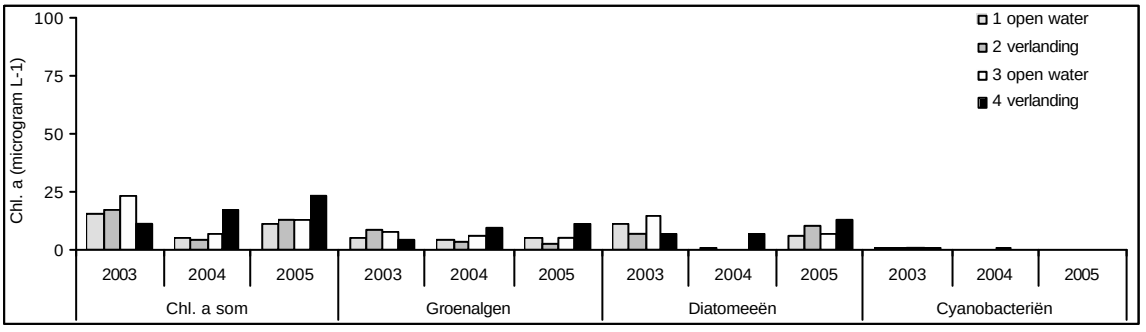
Figuur 4.28 Gemiddelde Chl. a concentratie van de belangrijkste algen groepen in Westbroek (2003-2006).



Figuur 4.29 Gemiddelde Chl. a concentratie van de belangrijkste algen groepen in Ilperveld (2003-2006).



Figuur 4.30 Gemiddelde Chl. a concentratie van de belangrijkste algen groepen in Terra Nova (2003-2006).



Figuur 4.31 Gemiddelde Chl. a concentratie van de belangrijkste algen groepen in het Hol (2003-2006).

Zooplankton

Over het algemeen zijn de volgende trends waar te nemen; watervlooien of bladvoetkreeftjes (die bekend staan als goede grazers van algen) komen vooral voor in de oude petgaten van De Deelen in 2003-2006 (Figuur 4.32), in de twee minst geïsoleerde

delen van Ilperveld (locatie nr. 2 en 3) in 2004 en 2005 (Figuur 4.34), in het open water van Terra Nova in 2004 (Figuur 4.35), en in het open water van Het Hol (locatie nr. 1 en 3) in 2003 (Figuur 4.36). Rotiferen en/of nauplii larven bereiken over het algemeen hogere aantallen dan de andere groepen zoöplankton in alle gebieden (Figuur 4.37; let op verschillende schaalverdeling van figuren 4.32 - 4.36 en figuur 4.37); zij maken de bulk uit van het zoöplankton. Aantallen copepoden zijn redelijk gelijk in aantallen over de verschillende locaties wat verklaard kan worden door een omnivoor dieet van de copepoden dat toelaat dat zij bij lage algen concentraties kunnen overgaan op een andere voedselbron (Figuur 4.32 - 4.36). Voor *Polyphemus* (predator op zicht) geldt dat in Westbroek en Terra Nova de grootste dichtheden worden aangetroffen (geen figuur). In Het Hol wordt deze soort ook regelmatig gezien, maar in De Deelen en Ilperveld is deze soort tijdens deze monitoringsstudie nooit geobserveerd.

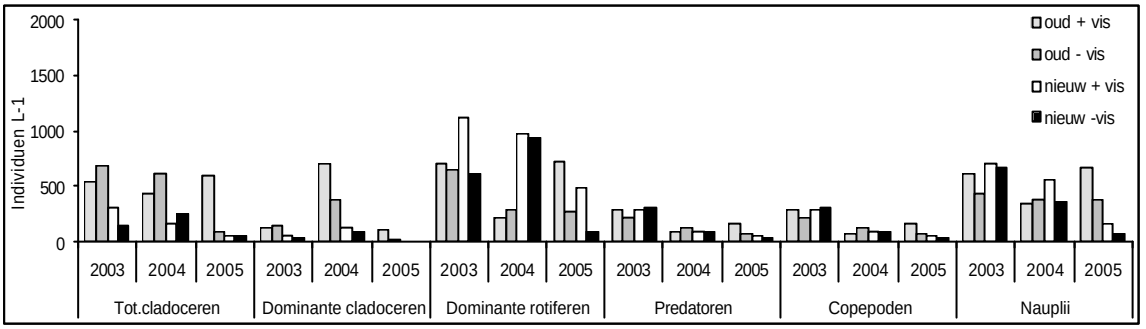
In De Deelen zijn de gemiddelde aantallen watervlooien (totaal cladoceren) altijd hoger in de oude petgaten dan in de nieuwe petgaten (Figuur 4.32). De totale (en dominante) aantallen rotiferen zijn in De Deelen in 2004 en 2005 veel hoger dan andere soorten zoöplankton soorten (Figuur 4.32 en 4.37). Vooral in 2004 zijn de rotiferen in de nieuwe petgaten dominant aanwezig. De predatoren bestaan voornamelijk uit copepoden en in 2003 zijn de aantallen in alle petgaten (oud en nieuw) hoger dan in de twee jaar daaropvolgend. De aantallen jonge copepoden (nauplii larven) zijn meer dan twee keer zo abundant als de volwassen copepoden en komen in 2003 en 2004 in alle petgaten ongeveer evenveel voor. Alleen in 2005 zijn de nauplii larven dominanter in de oude petgaten dan in de nieuwe petgaten. Het effect van de afvissing in het voorjaar (maart) van 2004 op de samenstelling van het zoöplankton is over het algemeen niet erg duidelijk. Alleen in 2004 lijkt, zoals verwacht, in zowel de oude als nieuwe petgaten, het totale aantal cladoceren in de petgaten met vis iets lager dan in de petgaten zonder vis. De dominante rotiferen lijken in 2005 precies het tegenovergestelde te doen; meer rotiferen in de petgaten in aanwezigheid van vis ten opzichte van zonder vis.
Over het algemeen liggen de aantallen zoöplankton veel lager in Westbroek dan in De Deelen. In Westbroek zijn in 2003 de cladoceren abundanter in de meeste petgaten dan in 2004 en 2005 (behalve in het oude geïsoleerde petgat in 2004) (Figuur 4.33). Ook de aantallen rotiferen, predatoren en copepoden zijn laag vergeleken bij De Deelen. Alleen in 2003 in het oude (dan nog niet geïsoleerde) petgat van Westbroek in een piek van 600 (dominante) rotiferen per liter waargenomen, welke voornamelijk bestond uit de zeer kleine *Keratella coch/ticinen* bestond. Uiteindelijk vormen deze kleine rotiferen nog steeds de bulk van het zoöplankton in Westbroek in alle jaren en nauplii larven komen op de tweede plek wat betreft abundantie. Het isoleren van een oud en nieuw petgat in de zomer van 2004 (juli) lijkt geen duidelijk effect te hebben op de zoöplankton samenstelling.

Het valt direct op dat in 2004 en 2005 in Ilperveld (Figuur 4.34) het totaal aantal cladoceren in de minder geïsoleerde punten (nr. 2 en 3) beduidend hoger ligt dan alle andere laagveenlocaties. De pieken van cladoceren in Ilperveld bestaan uit de twee soorten *Bosmina longirostris* en *Chydorus* (sp.); de kleinere soorten onder de cladoceren. Ten opzichte van de jaren ervoor nemen rotiferen in 2005 op alle monsterpunten in Ilperveld in aantal toe, behalve in de sloot. De predatoren bestaan voor het grootste deel uit cyclopoiden en nemen in 2004 in aantal toe van locatie nr. 2 naar de sloot en hebben vergelijkbare aantallen voor alle petgaten in 2005. Nauplii larven vormen samen met de cladoceren de bulk van het zoöplankton.

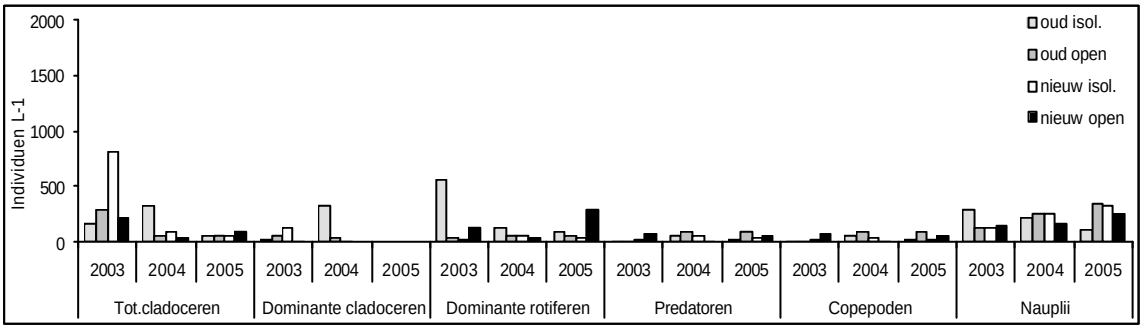
In 2003, na nauwkeurige afvissing van één van de petgaten in Terra Nova, waren de gemiddelde zoöplankton aantallen hoger in de aanwezigheid van vis (- wind + vis) dan na afvissing (- wind - vis) (Figuur 4.35). De hoogste aantallen zoöplankton (cladoceren, rotiferen) worden in de open plas of in + wind + vis waargenomen. In 2003 zijn echter in - wind - vis wel hogere dichtheden van enkele grotere soorten, zoals *Polyphemus, Simocephalus* en *Pleuroxus* geobserveerd, terwijl in – wind + vis en + wind + vis kleinere bladvoetkreeftjes abundanter waren (*D.cuculata, Chydorus, Bosmina*). Ook *Ceriodaphnia* was aanwezig in hogere aantallen in - wind - vis dan in de andere twee locaties. Opvallend waren de grote aantallen kleine rotiferen die op alle 3 de locaties in de meerderheid waren. In 2004 zijn ook de plas en + wind + vis afgevist en dit heeft mogelijk

de piekwaarde aan cladoceren (*Ceriodaphnia*) in de plas en de afname van rotiferen tot gevolg in deze locaties. Op de copepoden en nauplii larven (grootste deel van de predatoren) heeft de afvissing geen duidelijk effect.

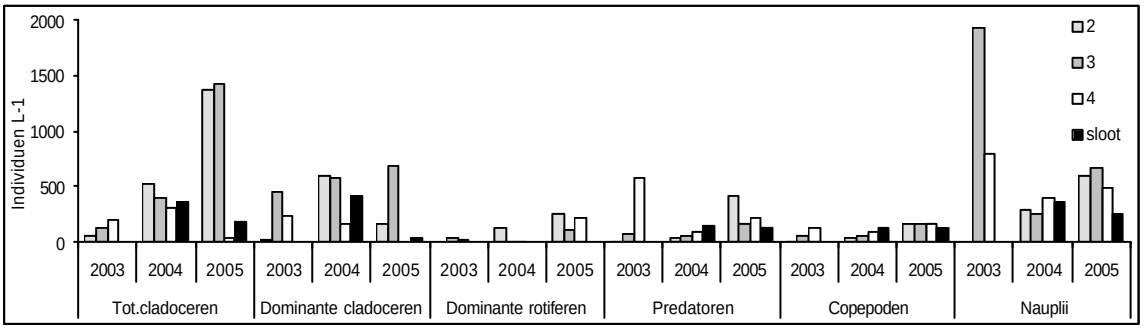
In het open water van Het Hol bevinden zich in 2003 vergelijkbare aantallen cladoceren (met name *Bosmina longirostris*) als in het nieuw geïsoleerde petgat in Westbroek en de oude petgaten in De Deelen. In 2004 en 2005 nemen deze aantallen af en zijn overeenkomstig laag in alle locaties van Het Hol (Figuur 4.36). Ook de rotiferen zijn in 2003 vooral in de open water plekken van Het Hol aanwezig en deze nemen net als de cladoceren in 2004 af, maar in 2005 weer toe, waarbij er geen duidelijke hogere aantallen zijn in het open water of nabij de verlandingslocaties. De predatoren in Het Hol bestaan wederom voornamelijk uit copepoden komen in alle monsterlocaties evenveel voor, behalve in 2003 nabij de verlanding nr. 4 waar geen copepoden zijn waargenomen. In 2003 zijn de nauplii larven het meest abundant in de open water locaties, gelijk in alle locaties in 2004 en nemen toe in aantal in alle locatie sin 2005, waarbij niet duidelijk is of ze in de open of verlandingsplekken meer voorkomen.
De totale aantallen rotiferen in Het Hol (Figuur 4.37) bereiken in 2005 vergelijkbaar hoge aantallen als in De Deelen en de open plas van Terra Nova in 2005, maar beduidend lager dan in de locatie nr. 3 van Ilperveld en het petgat + vis + wind in Terra Nova.



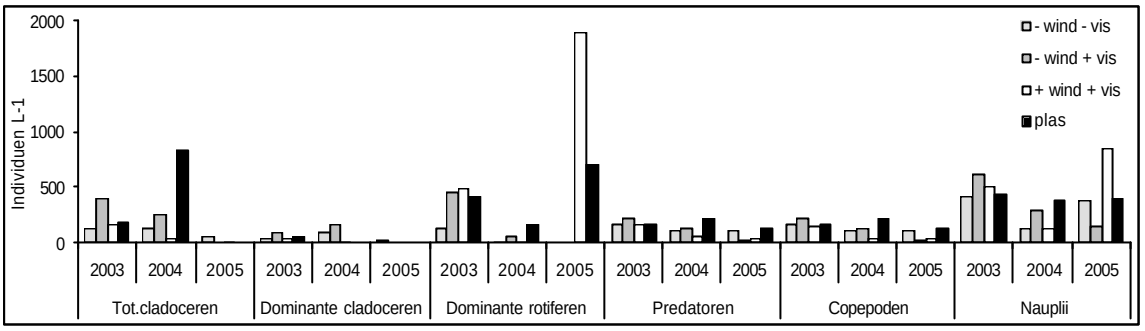
Figuur 4.32 Belangrijkste zoöplankton groepen in De Deelen (2003-2006).



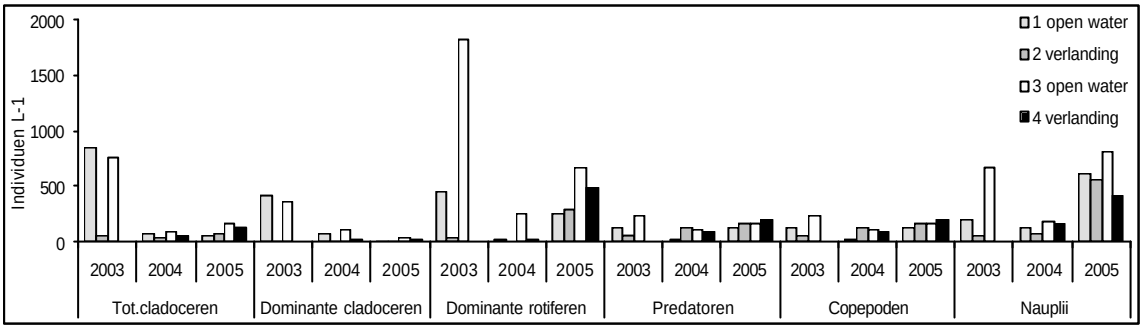
Figuur 4.33 Belangrijkste zoöplankton groepen in Westbroek (2003-2006).



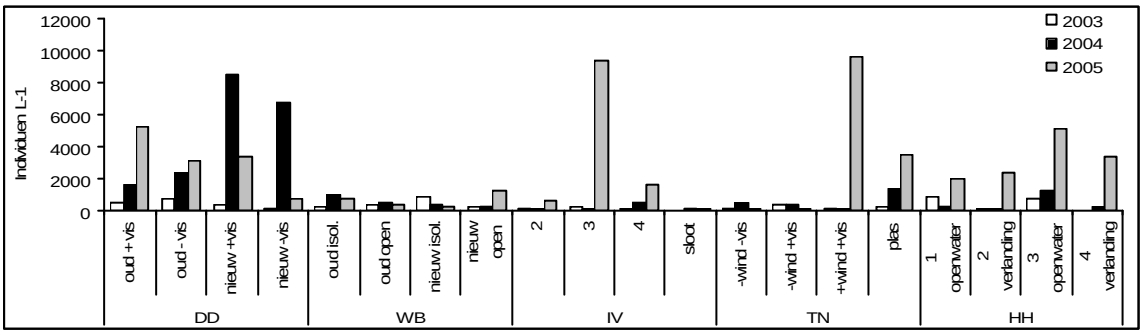
Figuur 4.34 Belangrijkste zoöplankton groepen in Ilperveld (2003-2006).



Figuur 4.35 Belangrijkste zoöplankton groepen in Terra Nova (2003-2006).



Figuur 4.36 Belangrijkste zoöplankton groepen in Het Hol (2003-2006).



Figuur 4.37 Totale aantallen rotiferen in alle locaties (2003-2006).

Correspondentie analyse

De correspondentie analyse van monitoringsgegevens van de laagveenwateren in 2005 van fytoplankton en zoöplankton in relatie tot elkaar (aanwezigheid cyanobacteriën- afwezigheid zoöplankton), de aanwezigheid en soortensamenstelling van waterplanten en de nutriënten in de waterkolom leverde het volgende op.

Hogere gemiddelde Chl*a* concentraties van cyanobacteriën corresponderen positief met de nieuwe petgaten (- vis en + vis) in De Deelen en de plas van Terra Nova. De overige plekken in Westbroek (oud isol., oud open, nieuw isol., nieuw open), Terra Nova (- wind – vis, - wind + vis, + wind + vis), Het Hol (open water locatie 1 en 3) en De Deelen (oude petgaten) corresponderen in 2005 met lage gemiddelde Chl. a concentraties Zeer veel groenalgen komen voor in het volledig drooggevallen petgat van Ilperveld (locatie nr. 4). .Chl. *a* van diatomeeën hebben gemiddeld hogere concentraties in het gedeeltelijk drooggevallen petgat (locatie nr. 3) en het petgat met het vaste peil (locatie nr. 2) in Ilperveld en de verlandingsplek met gewenste vegetatie (*Stratiotes*) in Het Hol (locatie nr. 4). Wat betreft eutrofiegraad gemeten aan de aan- of afwezigheid van de verschillende groepen algen clusteren De Deelen en Ilperveld met elkaar als eutroof tegenover Terra Nova, Westbroek en Het Hol als meso- tot oligotroof.

Wanneer het zoöplankton in de correspondentie analyse wordt meegenomen clusteren de gemiddelde aantallen rotiferen positief met de aanwezigheid van blauw- en groenalgen en hogere gemiddelde aantallen predatoren, grazers en belangrijke cladoceren met de aanwezigheid van diatomeeën.

Gekeken naar de clustering van petgaten en locaties in relatie tot maximale fytoplankton waarden, abiotische- en chemische variabelen (J. Geurts; paragraaf 4.3) worden de volgende trends waargenomen; hogere concentraties ammonium (NH_4) en aluminium (Al) (indicatief voor een verstoorde redox potentiaal) vallen samen met een hogere abundantie van groenalgen en cyanobacteriën en hoge OD (troebelheid) in de nieuwe petgaten (+ vis en - vis) in De Deelen en het geheel drooggevallen petgat in Ilperveld (locatie nr. 4). Hogere calcium (Ca) concentraties en alkaliniteit (indicatief voor een goed gebufferd systeem) meer in de richting wijzen van een plankton samenstelling zoals van het petgat nieuw open in Westbroek. Daarnaast vallen hogere PO_4 en SO_4 concentraties samen met fytoplankton van de andere petgaten in Westbroek en Ilperveld, terwijl het plankton in Het Hol en de oude petgaten van De Deelen (+ vis en - vis) juist corresponderen met lage PO_4 en SO_4 concentraties. Wanneer ook het zoöplankton meegenomen wordt clusteren alle zoöplankton soorten, behalve de rotiferen en *Polyphemus*, samen met de eutrofe (hoog PO_4 en SO_4) omstandigheden zoals in Westbroek en Ilperveld. De rotiferen clusteren met de verstoorde (redox) omstandigheden in de nieuwe petgaten (+ vis en - vis) van De Deelen en het drooggevallen petgat nr. 4 in Ilperveld. *Polyphemus* (predator) lijkt indicatief voor de onverstoorde (goed gebufferde zuurstofrijke) situatie en clustert samen met hogere calcium (Ca) concentraties en alkaliniteit van Westbroek (nieuw open).

Als ook de submerse macrofyten (zie paragraaf 4.3) worden meegenomen in de analyse, blijken wederom dat Westbroek, de oude petgaten van De Deelen (+ vis en - vis) en Het Hol (verlandingsplekken nr. 2 en 4) als minder verstoorde gebieden samen clusteren. Onder andere *Potamogeton obtusifolius* (stomp fonteinkruid) en *Stratiotes aloides* (Krabbenscheer) vallen samen met lage Chl. *a* concentraties van vooral diatomeeën, terwijl Ilperveld en de nieuwe petgaten van De Deelen juist samenvallen met de hogere concentraties algen (ook *Microcystis aeruginosa*) en waterplanten soorten zoals *Lemna minor* (klein kroos) en oeverplanten als *Juncus effusus* (pitrus) en *Molinea caerulea* (pijpenstrootje) (Ilperveld); indicatief voor verstoring. Ondanks de lage algen concentraties gemeten in het open water Het Hol (locatie nr. 1 en 3) clusteren deze wel samen met het petgat met vis (- wind + vis) en de plas van Terra Nova waar het wateroppervlak overheerst wordt door drijvende soorten zoals *Nuphar lutea* (gele plomp) en *Nymphaea alba* (witte waterlelie) en de waterkolom door soorten als *Ceratophyllum demersum* (grof hoornblad). Ondanks of misschien wel dankzij de aanwezigheid van de grote aantallen drijvende planten in het open water van Het Hol (nr. 1 en 3) vallen deze samen met de maximaal aantallen geobserveerde *Polyphemus*.

Discussie fyto- en zoöplankton

Algen en cyanobacteriën
Volgens de KRW (norm 20 µg Chl. a L-1) blijkt uit Chl. *a* data dat De Deelen, Ilperveld en het open water van Terra Nova niet voldoen aan een goede ecologische toestand (GET). Dit wordt voor De Deelen nog eens bevestigd door de aanwezigheid van cyanobacteriën. Uit de ruwe gegevens van de cyanobacteriën blijkt dat in Westbroek, Het Hol en Ilperveld in alle gemonsterde jaren de biomassa van cyanobacteriën erg laag blijft. Voor Het Hol, dat wordt gebruikt als referentie werd dit verwacht en de (lage) totale biomassa bestaat hier geheel uit groenalgen en diatomeeën. Het feit dat de waterkwaliteit in Westbroek goed is wat betreft de afwezigheid van plaagalgen, is waarschijnlijk het gevolg van de aanvoer van schoon kwelwater uit de Utrechtse heuvelrug. Anderzijds kan het zijn dat de bloei van cyanobacteriën (eind zomer) in Westbroek, gemist is door de late datum van monstername in 2003 (9 oktober). Echter in 2004 en 2005 zijn in Westbroek ook lage dichtheden cyanobacteriën gemeten in de nazomer (1 september - bloeitijd cyanobacteriën). Ook in Ilperveld is een te vroege of

late monstername in 2003 en 2004 (vóór bloei op 29 juni en nà de bloei op 7 oktober) mogelijk de oorzaak voor de lage gemeten cyanobacteriën hoeveelheden in deze jaren. In 2005 is wel in de cyanobacteriën periode gemeten (2 september) en de waarden in het volledig opgedroogde petgat (nr. 4) van Ilperveld waren inderdaad iets hoger (9.5 µg Chl. *a* L^{-1}) dan de jaren ervoor, maar nog steeds laag vergeleken bij de nieuwe petgaten in De Deelen en het open water van Terra Nova.

Zooplankton
Cladoceren kunnen in hoge dichtheden voorkomen eutrofe gebieden zoals Ilperveld (met zelfs record aantallen cladocerenin 2005 in 2 en 3). Het gaat hier om de kleinere cladoceren soorten zoals *Bosmina* en *Ceriodaphnia*. In de open water locaties van Het Hol (1 en 3) in 2003 en de oude petgaten van De Deelen in 2003, 2004 en 2005 komen ook relatief veel cladoceren voor, maar hier is de samenstelling wat gevarieerder met ook de grotere grazers zoals *Daphnia cuculata* en *Chydorus* (semi benthische soort). In alle gebieden zijn de rotiferen het meest abundant, maar vooral in 2004 en 2005 in De Deelen, de locatie 3 van Ilperveld en het open water van Terra Nova in 2005 komen piek hoeveelheden voor. In deze gebieden zijn de dominante soorten de kleinere *Keratella* en *Trichocerca* Terwijl de (minder) hoge aantallen in 2005 in Het Hol vooral bestaan uit *Polyarthra* en *Keratella*. Daarnaast is de soortsdiversiteit van het zoöplankton vele malen groter in Het Hol dan in Ilperveld. Dit is waarschijnlijk een effect van de grotere verscheidenheid aan voedselbronnen in Het Hol.

Ondanks de helderheid van het petgat zonder vis in Terra Nova blijft de zoöplankton biomassa erg laag. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een voedseltekort (uitzakken algen in de windstille petgaten). Copepoden daarentegen komen in Terra Nova in even grote aantallen voor als in de andere gebieden, wat wellicht verklaard kan worden door het omnivore dieet (veel copepoden zijn in staat kleine rotiferen te eten). Ondanks de lage aantallen zoöplankton in het petgat – wind – vis is de soortsdiversiteit in 2003 (intensieve monitoring) erg hoog. Er komen naast allerlei redelijk bijzondere cladoceren (*Simocephalus, Scapholeberis* en *Sida*) ook relatief grote aantallen predatoren voor die op zicht jagen (helder water) zoals *Leptodora* en *Polyphemus*. Dit geeft aan dat het wegvangen van vis wel degelijk effect heeft op de verhoudingen van de soorten plankton.

Correspondentie analyse
Uitgaande van het jaar 2005 (de meest complete dataset voor de 3 substudies) blijkt dat de minst verstoorde laagveen wateren zijn; Westbroek (vooral de oude petgaten; de nieuwe zijn iets meer verstoord; minder vegetatie, meer cyanobacteriën), Het Hol (de verlandingsplekken 2 en 4; aanwezigheid Krabbenscheer, lage OD en algen biomassa; geen cyanobacteriën en relatief veel diatomeeën), de oude petgaten in De Deelen (relatief veel submerse planten, hoge aantallen cladoceren en in t.o.v. de nieuwe petgaten in De Deelen lage aantallen cyanobacteriën). Ook het afgeviste petgat (- wind - vis) Terra Nova is vanaf 2003 een kwalitatief goede plek te noemen (aanwezigheid submerse vegetatie, lage OD en algen biomassa). Maar ondanks de afwezigheid van vis blijft het aantal zoöplankton erg laag. Hoe dat komt is niet direct te verklaren, mogelijk bezinken de algen door afwezigheid van wind en vis en ontstaat daardoor een tekort aan voedsel voor het aanwezige zoöplankton in – vis – wind (sommige soorten zijn echter uitstekend in staat vanaf de bodem te voeden.

De meer verstoorde gebieden zijn Ilperveld (en met name het volledig geïsoleerde petgat (nr. 4; veel groenalgen, hoge troebelheid, verstoorde redox potentiaal), de nieuwe petgaten van De Deelen (troebel, aanwezigheid cyanobacteriën, verstoorde redoxpotentiaal; NH_4+ Al en lage aantallen cladoceren) en het open water van Terra Nova in 2003 en 2005 (cyanobacteriën, hoge OD en afwezigheid van cladoceren). Ondanks de enorme afname van algen in het open water van Terra Nova in 2004, houden alleen – wind + vis en – wind – vis lage waarden in 2005. In de open water locaties neemt de troebelheid (algen biomassa) weer toe in 2005, ondanks het feit dat deze locaties grondig zijn afgevist in 2004. Vooral de zeer sterk toegenomen cyanobacteriën biomassa in de open plas in 2005 is opvallend. Zonder detail onderzoek zijn hiervoor geen duidelijke verklaringen te geven.

Uit de correspondentie analyse blijkt verder dat een verstoorde redox potentiaal (hogere concentraties NH_4 en Al) sterk zijn gecorreleerd met hogere concentraties Chl. *a*. Dit geldt vooral voor de nieuwe petgaten van De Deelen en het geheel drooggevallen petgat in Ilperveld (nr. 4). Niettemin in Ilperveld blijven de aantallen cyanobacteriën laag, zodat de biomassa voornamelijk bestaat uit diatomeeën in 2004 en groenalgen in 2005. Cyanobacteriën werden wel verwacht in Ilperveld dat sterk geëutrofieerd is (hoge fosfaat en ammonium belasting, aanwezigheid grote biomassa pitrus en pijpenstrootje). Blijkbaar hoeven eutrofe en verstoorde omstandigheden (nr. 4 in Ilperveld) niet per se een dominantie van plaagalgen tot gevolg te hebben. De lage aantallen geobserveerde cyanobacteriën kunnen het gevolg zijn van de brakke omstandigheden in Ilperveld waar een deel van de cyanobacteriën – waaronder *Microcystis* - zich moeilijk in kunnen handhaven (Schubert *et al.,* 1993). Verder is bekend dat juist bij zeer hoge nutriënten belasting kleine coccale groenwieren domineren, niet langer cyanobacteriën. Beperkte dispersie van algen door hoge mate van isolatie van de petgaten in Ilperveld zal de soortensamenstelling van individuele petgaten zeker beïnvloeden.

Restauratie - ingrepen in het veld
Voor De Deelen is er geen eenduidig effect van afvissing te zien, we verwachtten een afname van fytoplankton in de petgaten zonder vis ten opzichte van de petgaten met vis in 2004 en 2005. Dit is voor de oude petgaten wel het geval, maar in de nieuwe petgaten zien we juist het omgekeerde (meer algen in het petgaten zonder vis in 2004 en 2005). De waarneming in de oude petgaten is waarschijnlijk wel een viseffect, omdat in 2003 de algen een hogere dichtheid haalden in het petgat – vis (toen nog niet afgevist). In de oude petgaten zien we ook een afname van cyanobacteriën, maar dit kan niet alleen worden toegeschreven aan het verwijderen van vis omdat in beide petgaten de biomassa evenveel verminderd.

Er is in De Deelen echter wel een duidelijk verschil tussen de oude en nieuwe petgaten. In de oude petgaten is de algen biomassa lager en worden meer grazers geobserveerd. De macrofyten abundantie is groter in de oude petgaten en ze zijn minder eutroof (minder PO_4 en NO_3; zie paragraaf 5.4) dan de nieuwe petgaten, waardoor algen minder de kans krijgen tot grote biomassa uit te groeien. Er is sprake van een gecombineerd effect: minder nutriënten in de waterlaag en meer zoöplankton waardoor meer graas wordt uitgeoefend op de algen.

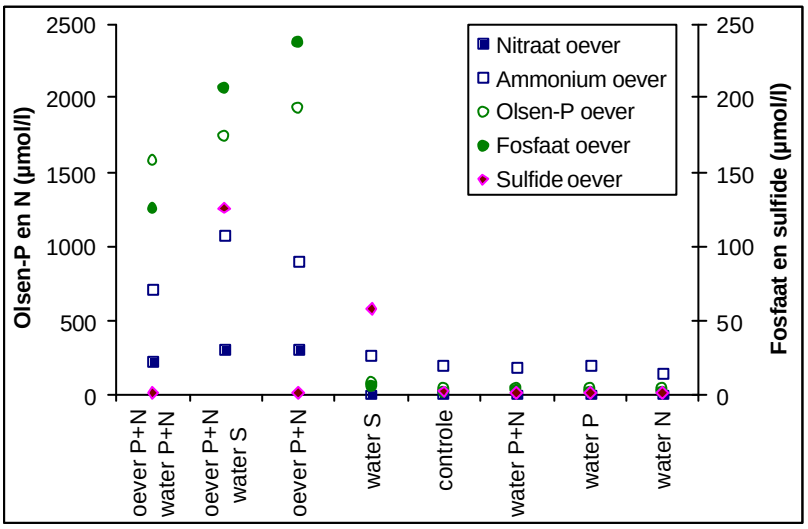
In Terra Nova is wel een duidelijk effect zichtbaar van de afvissing, want bijna alle cyanobacteriën zijn verdwenen aan het einde van de zomer van 2004. Echter in 2005 neemt de cyanobacteriën biomassa in het open water weer toe en bereikt in het open water zelf record dichtheden van meer dan 75 µg Chl. *a* L^{-1}. Visbeheer in Terra Nova heeft alleen het verwachte effect in de afgesloten petgaten, maar zoöplankton aantallen blijven daar laag. Lage algen dichtheden in het petgat - wind – vis in 2003 en beide afgesloten petgaten in 2005 worden veroorzaakt door i) afwezigheid van vis en daarmee het omwoelen van de bodem (resuspensie van nutriënten uit de bodem) en ii) bezinking van algen bij afwezigheid van wind in de exclosures.

Het afsluiten van de petgaten in Westbroek heeft geen eenduidig effect in 2005, maar in 2004 lijkt de algen biomassa zoals verwacht kleiner in de open petgaten. Omdat in alle jaren in alle petgaten (behalve in het nieuw open in 2005) zeer lage Chl. *a* concentraties gemeten zijn is het verschil in groenalgen en Chl. *a* som in 2004 in de afgesloten en open petgaten te klein om daar conclusies aan te verbinden. De mate van isolatie van de petgaten in Ilperveld lijkt te resulteren in een hogere algen biomassa in het volledig drooggevallen petgat (nr. 4) t.o.v. de andere (minder geïsoleerde) locaties. Echter ondanks de zeer eutrofe omstandigheden in Ilperveld (fosfaat last in de waterlaag ~ 10 µmol L^{-1} en in het bodemvocht ~ 28 µmol L^{-1} ; zie paragraaf 4.3) zijn er bijna geen cyanobacteriën aanwezig, wat zoals eerder genoemd kan liggen aan de (ongunstige) brakke omstandigheden voor belangrijke plaagsoorten als *Microcystis*.

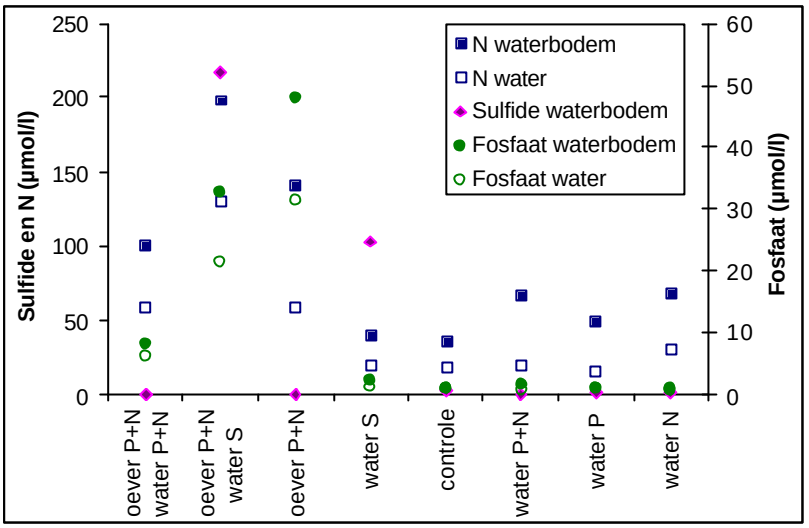
Grote biomassa's drijvende macrofyten (*N. luteum* en *N. alba*) (indicatie voor een verstoorde verlandingssuccessie) werden zowel geobserveerd bij hoge (bijv. de open plas en + wind + vis van Terra Nova in 2003) en lage Chl. *a* concentraties (open water plekken 1 en 3 in Het Hol in 2003). Het Hol is als referentie gebied gebruikt in deze studie en de algen biomassa (nutriënten) bleef inderdaad erg laag. Aan de andere kant is in Het Hol een kwaliteitsafname van de verlandingsvegetatie (nr.4) van *Stratiotes* geobserveerd tussen 2003 en 2005 (zie paragraaf 7.3). Deze afname lijkt verband te hebben met de geobserveerde Chl. *a* concentraties (een constante toename van algen op deze locatie gedurende de 3 jaar).

4.4 Resultaten en discussie: mesocosm-experiment

Controle van de behandelingen
In Figuur 4.38 en 4.39 staat weergegeven wat de effecten zijn van de verschillende behandelingen op de uiteindelijke concentraties in de compartimenten oever, waterbodem en water. Er zijn echter verschillende processen zijn die de waarden kunnen beïnvloeden. Zo kunnen toegevoegde stoffen gebonden worden aan veenpartikels of neerslaan in het water. Daarnaast nemen de aanwezige planten voedingsstoffen op, waardoor deze niet meer terug te meten zijn. Toch geven de figuren een redelijke indicatie van de behandelingseffecten. In de sulfaatbehandelingen is duidelijk veel meer sulfide aanwezig in zowel de waterbodem als het laagste stuk van de oever. Ook zijn de bemeste oevers duidelijk rijker aan fosfaat en stikstof. Probleem hierbij is wel dat ook het watercompartiment ernstig beïnvloed wordt door deze oeverbemesting. Er is zowel meer fosfaat als stikstof aanwezig in het water dan in mesocosms waar alleen nutriënten aan het water zijn toegevoegd. In de loop van de tijd nam deze uitspoeling van nutriënten wel af, mede door een deel van het fosfaat neer te slaan met ijzer. Desondanks heeft het zeker een grote rol gespeeld in de groei en ontwikkeling van algen en waterplanten, maar dit is eigen aan de opzet van het experiment. Verder verschilden bij de fosfaat- en stikstofadditie aan het water de resulterende concentraties in de waterlaag niet van de controle. Deze waren bovendien lager dan de doelconcentraties voor eutroof water. De toedieningen (fluxen) waren echter wel verschillend.



Figuur 4.38 Het effect van de verschillende behandelingen op de concentraties nutriënten en sulfide in de oever.

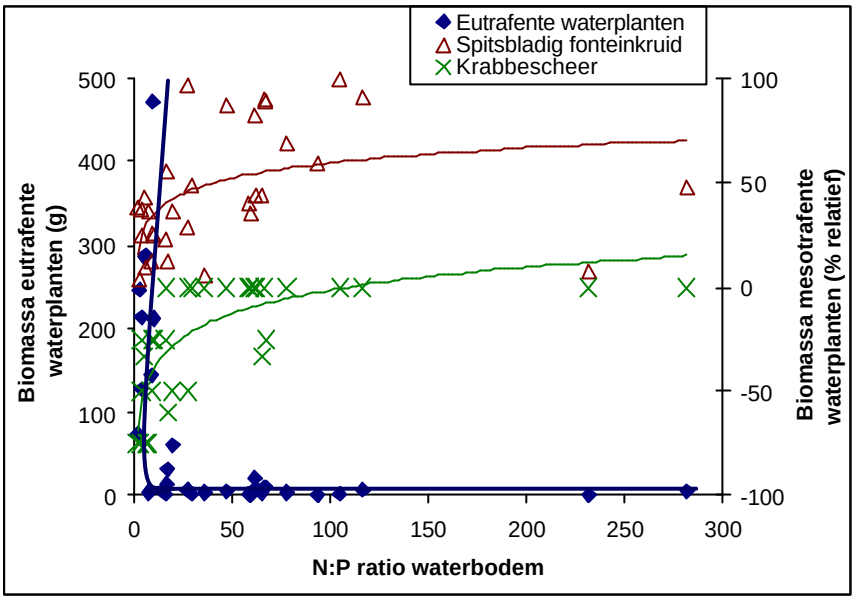


Figuur 4.39 Het effect van de verschillende behandelingen op de concentraties nutriënten en sulfide in de waterbodem en het water.

Aquatische fase

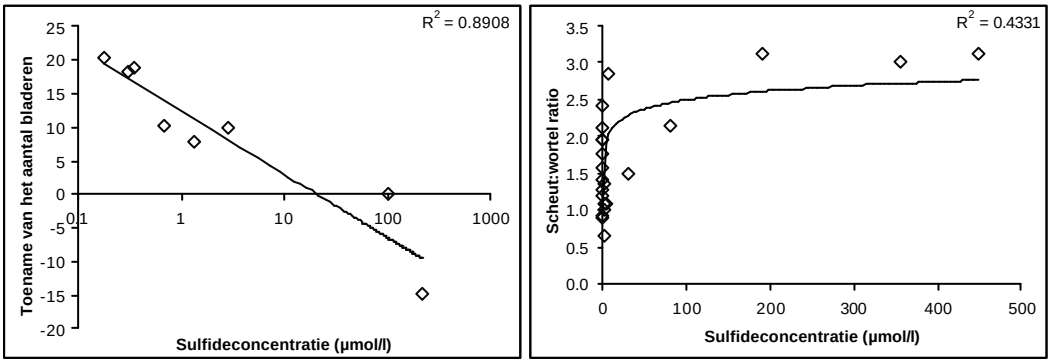
De eutrafente waterplanten Smalle waterpest en Grof hoornblad blijken beter te groeien onder eutrofe omstandigheden in de mesocosms waar zowel stikstof als fosfaat uitgespoeld is naar het water. Krabbenscheer kan juist niet goed tegen deze hoge concentraties stikstof en fosfaat. Daarbij valt op dat de eutrafente waterplanten beter groeien bij hoge fosfaatconcentraties en vooral bij lagere N:P ratio's, terwijl Krabbenscheer en Spitsbladig fonteinkruid het dan juist slechter doen (Figuur 4.40). Bij Spitsbladig fonteinkruid wordt dat voornamelijk veroorzaakt door de hoge fosfaatconcentraties, waarbij concurrentie met de eutrafente waterplanten in dat geval zeker ook een rol zal spelen. Bij de eutrafente soorten is naast biomassa ook het aantal planten, de scheutlengte en (bij Smalle waterpest) de wortellengte groter bij lage N:P ratio's en hogere fosfaatconcentraties. Grof hoornblad is daarnaast de waterplant die het meest in groei en ontwikkeling geremd wordt door een gering doorzicht.

Helaas is het in het experiment niet mogelijk geweest om de trofieniveaus van het water en de waterbodem van elkaar te scheiden. In de veldsituatie komt het namelijk vaak voor dat de waterlaag weliswaar fosfaatarm is, maar de bodem rijk aan (ijzergebonden) fosfaat dat opgenomen kan worden door woekerende waterplanten zoals Smalle waterpest en Grof hoornblad (zie Hoofdstuk 6). De bedekking van het water door oeverplanten was het grootst in de oeverbemeste mesocosms (Figuur 4.42 & 4.43). Mogelijk heeft dit effect gehad op de groei van waterplanten, vanwege extra concurrentie om licht en nutriënten.

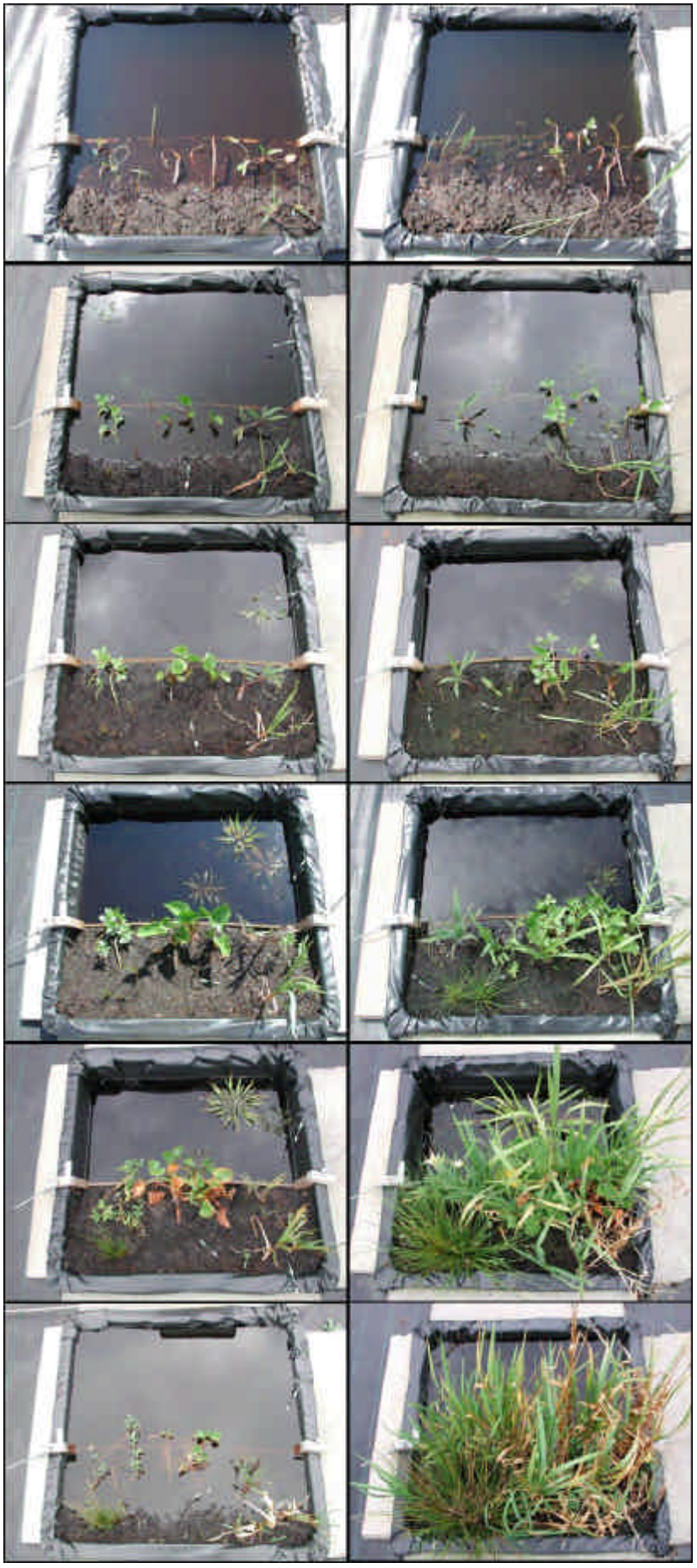


Figuur 4.40 Biomassa van de verschillende soorten waterplanten bij variërende N:P ratio's in de waterbodem.

Zoals verwacht is Spitsbladig fonteinkruid erg gevoelig voor sulfide (Smolders *et al*., 1995), vooral als gekeken wordt naar het verschil in aantal bladeren tussen oogsten en inzetten (Figuur 4.41). Krabbenscheer staat ook bekend als een plant die gevoelig is voor sulfide (Roelofs, 1991). De groei en ontwikkeling van deze plant lijkt echter in dit experiment veel minder door sulfide beïnvloed te worden dan door nutriënten. Wel zijn er effecten te zien van de sulfideconcentratie in de waterbodem op de ontwikkeling van de wortels. Zo zijn de wortels gemiddeld korter en is het percentage vitale wortels kleiner. Toch is het gemiddeld aantal wortels per plant relatief hoog als de sulfideconcentratie hoog is. Ook heeft een hoger percentage van de wortels een "groeipunt", d.w.z. een wortelpunt met chlorofyl. Mogelijk is dit te verklaren door het afsterven van wortels in de sulfiderijke waterbodem en het vormen van nieuwe wortels die niet meer in de bodem wortelen maar in de waterlaag blijven zweven en licht ontvangen. De eutrafente waterplanten hadden aanmerkelijk minder last van sulfide, al was de spruit:wortel ratio bij Smalle waterpest duidelijk hoger bij de hoogste sulfideconcentraties (Figuur 4.41).

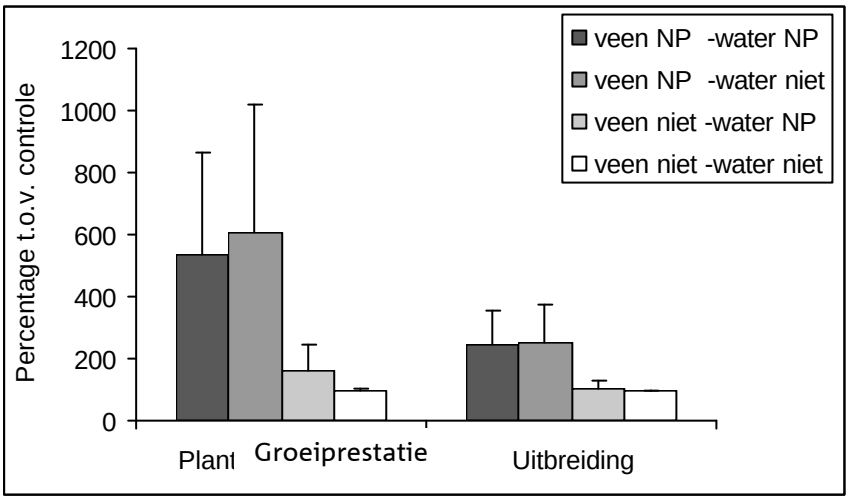


Figuur 4.41 Links: Afname van het aantal bladeren van Spitsbladig fonteinkruid (links) en toename van de scheut:wortel ratio van Smalle waterpest (rechts) bij toenemende sulfideconcentraties in de waterbodem.



Figuur 4.42 Ontwikkeling van de vegetatie in een mesocosm waarbij de oever onbemest (links) en bemest (rechts) is, gedurende de periode april t/m september 2005 (van boven naar beneden).

Oeverplanten
Om de reactie van landplanten op bemesting weer te geven is gekeken naar de mate waarin een plant in staat is zich uit te breiden, dit is de afstand die een plant met zijn rhizoom heeft overbrugd. Daarnaast is de groeiprestatie van de planten gekarakteriseerd, gebaseerd op het aantal bladeren dat een plant gevormd heeft. Verwacht kan worden dat bemesting zal resulteren in een toegenomen groei en uitbreiding, met als gevolg dat de soort die hierin het meest efficiënt is, dominant zal worden. Verhoging van de sulfaatconcentratie zou de groei en uitbreiding van planten kunnen remmen door de vorming van het toxische sulfide. Omdat de directe omgeving van oeverplanten de veenoever is, kan verwacht worden dat het toevoegen van meststoffen via het water een minder groot effect zal hebben op de groei en uitbreiding van oeverplanten dan bemesting van de oever. Wel zou verwacht kunnen worden dat de ontwikkeling van plantendelen die in het water overhangen door bemesting van het water gestimuleerd worden.

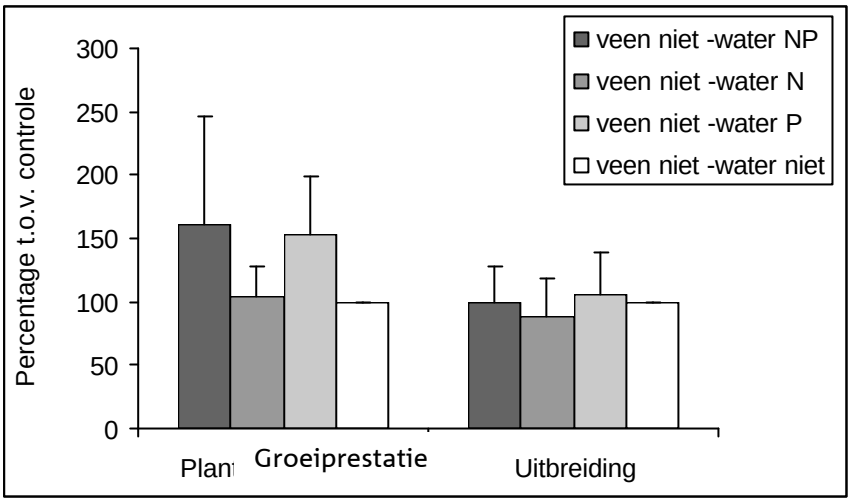


Figuur 4.43 Het effect van bemesting van het water dan wel van de oever voor de performance van landplanten en de mate van uitbreiding in het mesocosm experiment. Het percentage is berekend ten opzicht van de niet bemeste behandeling.

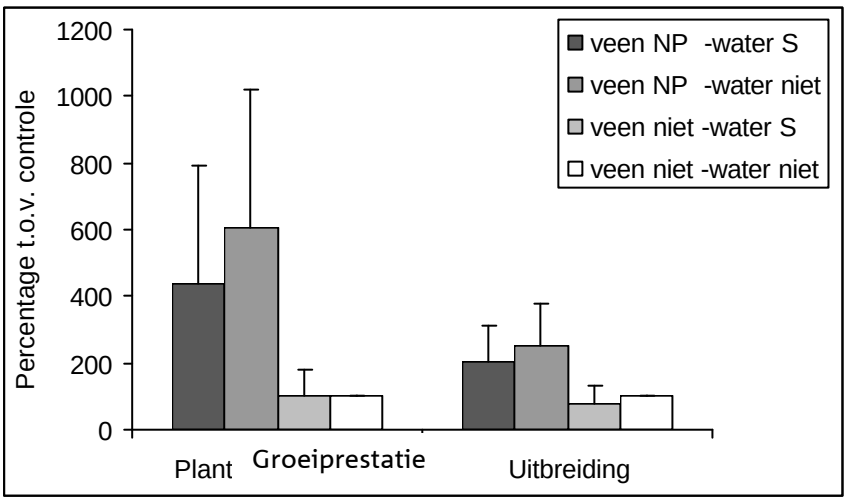
In behandelingen waar oever bemest werd, presteerden planten 5 tot 6 maal beter (p=0.00) en maakten ze gemiddeld drie maal langere uitlopers (p= 0.00) in vergelijking tot behandelingen waar de oever niet bemest werd (Figuur 4.42 & 4.43). Zoals verwacht had bemesting van het water geen significant effect op beide parameters (p= 0.952 en p= 0.945, respectievelijk). Hoewel de totale N- en P- belasting in behandelingen waarin zowel het water als de oever bemest werd hoger was dan in andere behandelingen, had dit geen extra effect.

De veranderingen door bemesting van het water zijn veel minder groot dan de veranderingen door bemesting van de oever, wat ook te wijten zal zijn aan de lage resulterende concentraties in de waterlaag bij bemesting van de waterlaag. Toevoeging van fosfaat aan het water verhoogde de groeiprestatie van planten (p=0.007), maar had geen effect op de mate van uitbreiding van de planten (p=0.380). Toevoeging van stikstof had geen significant effect op beide parameters (Figuur 4.44).

In Figuur 4.45 is te zien dat bemesting van de oever de uitbreiding en de groeiprestatie van planten verhoogde. Hoewel beide parameters lager scoren bij toevoeging van sulfaat in bakken waar het veen wel bemest werd, leidde toevoeging van sulfaat niet tot een significant lagere groeiprestatie of uitbreiding (p=0.437en p=0.309 respectievelijk).

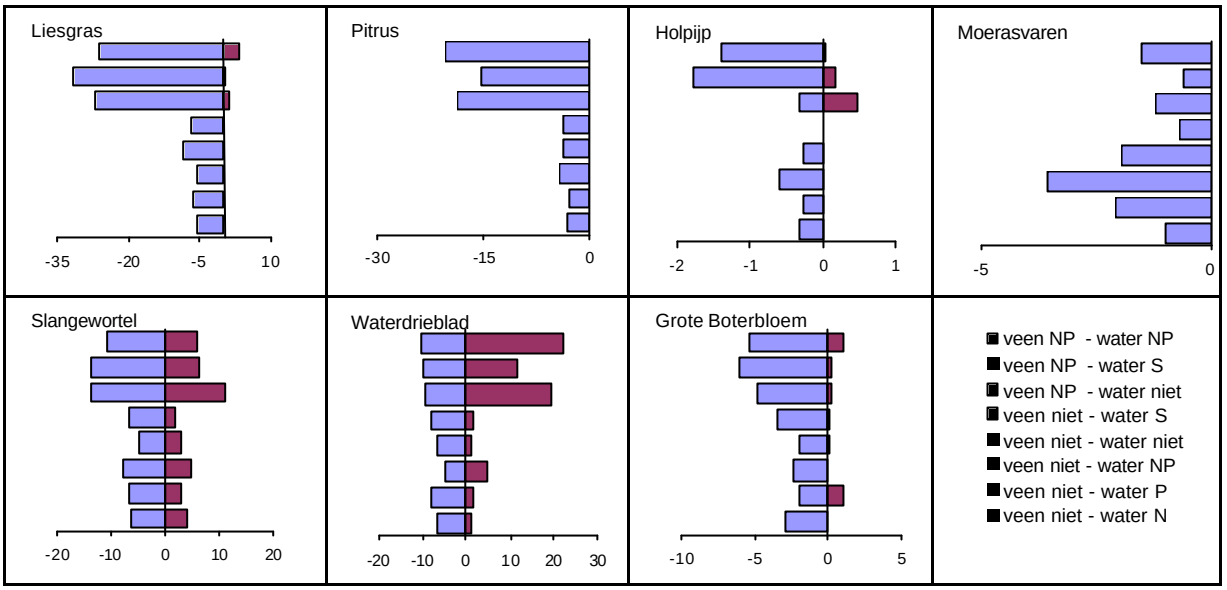


Figuur 4.44 Het effect van verschillende bemestingsvormen van het water op de groei en uitbreiding van planten. Percentages zijn berekend ten opzichte van de niet bemeste behandeling.



Figuur 4.45 Het effect van toevoeging van sulfaat in aan- en afwezigheid van bemesting van de oever op de gemiddelde groeiprestatie en mate van uitbreiding in de bakken. Percentages zijn gegeven ten opzichte van de behandeling die in het geheel niet bemest is.

Wanneer de oever bemest werd, bedekten Liesgras en Pitrus samen meer dan 50% van de oever (zie linker balken in Figuur 4.46). De andere soorten bedekten samen niet meer dan 30% van het overige veen oppervlak. In behandelingen waar het veen niet bemest werd was geen sprake van dominantie door Pitrus en Liesgras. Liesgras, Pitrus, Waterdrieblad en Slangewortel bedekten in deze behandelingen ieder steeds ongeveer 5% van de oever. Waterdrieblad bedekte in alle behandelingen rond 5-10% van de oever. Hoge bedekkingspercentages van oeverplanten in het water waren alleen aanwezig in bakken waar de oever of het water zowel met stikstof als fosfaat bemest werd (Figuur 4.46 rechter balken). Een soortgelijk patroon werd bij Slangewortel gevonden. Holpijp en Liesgras groeiden alleen het water in bij behandelingen waar de oever bemest werd. Ondanks dat de meeste soorten niet minder hard groeiden in aanwezigheid van sulfaat (Figuur 4.45), lijken Moerasvaren en Pitrus hier een uitzondering op te zijn (Figuur 4.46). In bakken waar sulfaat aan het water werd toegevoegd, werden lagere bedekkingspercentages gevonden. Ook waren de bedekkingspercentages van het water voor Waterdrieblad lager in behandelingen waar sulfaat aan het water toegevoegd was.



Figuur 4.46 Mate van bedekking van de oever (links) en het water (rechts) door verschillende oeversoorten bij de verschillende bemestingsbehandelingen.

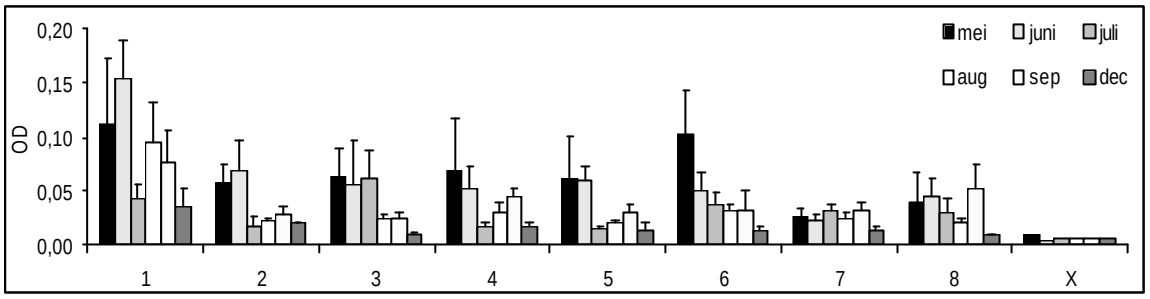
Fyto- en zoöplankton

Uit de lage troebelheid en algenbiomassa in bak X blijkt dat de bemesting van het water en het veen een afname van helderheid (toename OD) tot gevolg heeft. In alle behandelingen liggen de gemeten troebelheid en Chl. *a* concentraties altijd hoger dan in de controlebakken (Figuur 4.47). De hoogste troebelheid wordt altijd gemeten in de behandeling 1. In mei en juni (en ook juli in 3) is de troebelheid in de behandelingen 1, 2, 3, 4 en 5 hoger dan in de maanden erna. Terwijl in behandeling 6 alleen in mei hogere troebelheid is gemeten en in de behandelingen 7 en 8 geen duidelijke afname in troebelheid zichtbaar is. In de behandelingen 2, 3, 4 en 5 neemt de troebelheid na juni of juli (3) af tot vergelijkbare waarden, ook al is er in behandeling 4 in september een lichte afname in doorzicht. De behandelingen 6, 7 en 8 lijken in deze periode (juli tot september) echter wat troebeler te zijn dan 2, 3, 4 en 5. In december is met uitzondering van behandeling 1 (hoge OD) en X (lage OD) de troebelheid in alle behandelingen vergelijkbaar laag.

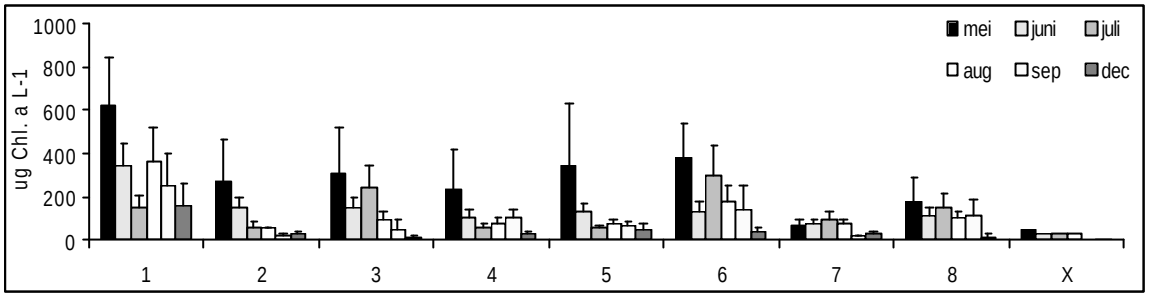
De troebelheid van het water wordt (op een aantal uitzonderingen) in grote lijnen weerspiegeld in de dynamiek van de totale Chl. *a* concentraties (Figuur 4.48). Over alle behandelingen hebben de groenalgen een gemiddelde concentratie van 74 µg L^{-1} over het gehele jaar met een minimum van 0 en een maximum van 581 µg L^{-1} (Figuur 4.49). Verder blijkt dat de groenalgen na een piekwaarde in mei in alle behandelingen (behalve behandeling 7 en X) dominant blijven in de behandelingen 1 en 3, terwijl in de ander behandelingen de diatomeeën na mei (of juni in 2) ook een aanzienlijke rol gaan spelen in het algen beeld.

De diatomeeën maken na mei een relatief groot deel uit van de algen biomassa in de behandelingen 2, 4, 5, 6, 7, 8 en X (Figuur 4.50). De gemiddelde jaarlijkse concentratie diatomeeën over alle behandelingen bedraagt 55 µg Chl. *a* L^{-1} met een minimum van 0 en een maximum van 282 µg Chl. *a* L^{-1}. Gemiddeld is het aandeel van de diatomeeën in de bakken dus niet heel veel lager dan de groenalgen, al zijn de piek waardes van groenalgen wel hoger.

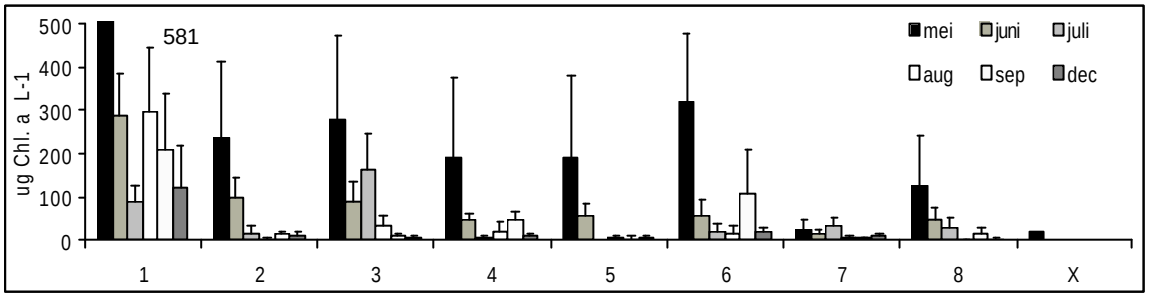
De biomassa van cyanobacteriën blijft in alle behandelingen verwaarloosbaar laag (van 0.2 tot maximaal 1.1 µg Chl. *a* L^{-1}) en is aanwezig in 1, 2, 3, 4 en 5, terwijl in 6, 7, en 8 helemaal geen cyanobacteriën worden gemeten (Figuur 4.51). De relatief hoge concentratie cyanobacteriën in X in mei is mogelijk een artefact in de monstername.



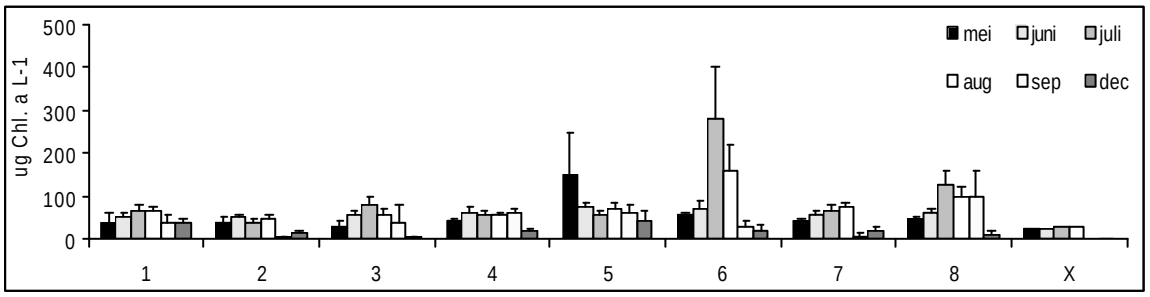
Figuur 4.47 Gemiddelde troebelheid van het water (OD) in de 8 behandelingen in 2005[1].



Figuur 4.48 Gemiddelde Chl. a som van alle algen groepen in de 8 behandelingen van het mesocosm experiment in 2005[2].

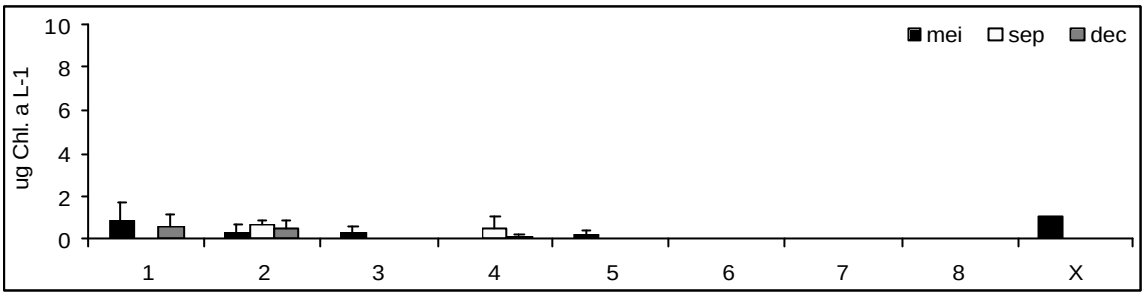


Figuur 4.49 Gemiddelde groenalgen biomassa in de 8 behandelingen van het mesocosm experiment in 2005[1].



Figuur 4.50 Gemiddelde diatomeeën biomassa in de 8 behandelingen van het mesocosm experiment in 2005[1].

[2] In alle figuren wordt de gemiddelde Chl. *a* concentratie gegeven per behandeling (4 replica's) en de standaard fout (fout balken). Zie Figuur 4.5 voor betekenis van de nummering.



Figuur 4.51 Gemiddelde cyanobacteriën biomassa in de 8 behandelingen van het mesocosm experiment in 2005[1].

De hoge troebelheid in alle behandelingen (behalve 7 en X) in mei en juni bestaat voornamelijk uit groenalgen en is vermoedelijk een begin/opstart effect. Waarschijnlijk zijn de groenalgen tegelijkertijd geïntroduceerd met de planten en hebben ze door de gelijktijdige inzet van de nutriëntbehandelingen (eind april en begin mei) de kans gekregen tijdelijk zeer snel in biomassa toe te nemen. Nadat de nutriënten niveaus gestabiliseerd waren (doordat het zich gedeeltelijk in planten biomassa had omgezet (juli)) namen de Chl. *a* gehaltes af (in 1, 2, 3, 4, 5 en 6). De hoge piek waarden van groenalgen kunnen echter niet uitsluitend verklaard worden door het inzetten van de nutriënt behandelingen, omdat in bak 5 (geen nutriënten zijn toegevoegd) een soortgelijke toename in algen biomassa te zien was in mei en juni.

Duidelijk is dat bemesting van de bodem (fosfaat en stikstof) + water (fosfaat en ammonium) (behandeling 1) leidt tot de hoogste troebelheid en Chl. *a* concentraties (gedurende het hele jaar) van alle behandelingen, ondanks een afname van 600 (Mei) tot 200 µg Chl. *a* L^{-1} (december). De algen biomassa in behandeling 1 bestaat voornamelijk uit groenalgen en verhoudingsgewijs weinig diatomeeën (max. 30% van totaal in juli). Ook cyanobacteriën werden in 1 relatief nog het meeste aangetroffen, terwijl in 2, 3 en 4 regelmatig zeer lage hoeveelheden werden gemeten.

De controle zonder planten en nutriënten (X) blijft het helderst van alle behandelingen. Er is geen duidelijke afname of toename van mei tot december, totale Chl. a gehaltes blijven altijd onder de 50 µg Chl. *a* L^{-1} en bijna 100% van de algen biomassa bestaat uit diatomeeën. Dit is wat gebeurt in een oligotroof systeem; de algen biomassa blijft laag en bestaat voornamelijk uit soorten die goed gedijen bij lagere nutriënten niveaus. Alleen de aanwezigheid van de planten (5) zonder toevoeging van extra nutriënten zorgt al voor een toename in algen (vergelijking behandeling X en 5). Deze behandeling 5 lijkt qua ontwikkeling van totale algen en groenalgen biomassa op die van behandeling 2, 3 en 4, waar in PO_4 & N aan de bodem en/of SO_4 aan de waterlaag is toegevoegd.

Diatomeeën maken na Mei/Juni een groot deel uit van de algen biomassa (vaak 100%) in alle behandelingen (behalve in 1). Met name in behandeling 6 en 8 waar in beide gevallen NH4 aan de waterkolom is toegevoegd lijkt de diatomeeën biomassa zich sneller te ontwikkelen (vooral juli en augustus). Dit is opmerkelijk omdat in het veld de diatomeeën piek meestal in het voorjaar valt wanneer de Si concentraties in het water hoger zijn. Een verklaring voor de piek in behandeling 6 kan zijn een sterke toename aan eutrafente diatomeeën soorten (zoals *Nitzschia, Gomphonema*). Omdat er nog geen soortanalyse van de monsters is uitgevoerd, kunnen we daar op dit moment nog geen uitsluitsel over geven.

Het lijkt er op dat bemesting van de waterlaag met NH_4 en/of PO_4 (6, 7 en 8) en bemesting van de waterlaag + veen (1) een grotere algengroei tot gevolg heeft dan wanneer het water alleen met SO_4 is verrijkt (4) en/of de bodem met PO_4 en N (2 en 3). Echter ondanks het feit dat er in het gehele mesocosm experiment (helaas) zeer lage hoeveelheden cyanobacteriën gemeten zijn is wel opvallend dat de meest cyanobacteriën voorkomen juist in de behandelingen waar het water met SO_4 is

verrijkt (4) en/of de bodem met PO_4 en N (1, 2 en 3). Het is wellicht nog te vroeg (te weinig tijd voor stabilisatie van de bakken) om hier conclusies aan te verbinden; meer duidelijkheid zal op langere termijn worden verkregen.

4.5 Conclusies; betekenis voor het beheer

Aquatische fase
Het bepalen van de ijzer:fosfaat ratio in het onderwaterbodemvocht is een goede methode om in te schatten of maatregelen succesvol zullen zijn voor wat betreft het herstel van de waterkwaliteit en de aquatische vegetatie. In eutrofe gebieden ligt deze ratio onder de 1 en in mesotrofe gebieden met meer bijzondere soorten (ondergedoken) waterplanten veel hoger (> 10). Ontwikkeling van ondergedoken waterplanten treedt pas op als de troebelheid 10-15 NTU of lager is. Ook is er een duidelijk negatief verband aangetoond met de snelheid van fosfaatnalevering. Daarnaast is het belangrijk op welke manier fosfaat gebonden is in de bodem. IJzergebonden fosfaat is erg redoxgevoelig, wat betekent dat deze fosfaatfractie vrijkomt als ijzer gereduceerd wordt onder anaërobe omstandigheden. De sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater speelt hierbij een belangrijke rol, omdat er door reductie van sulfaat giftig sulfide gevormd zal worden. Dit proces werkt bovendien alkaliniserend en zorgt ervoor dat mineralisatieprocessen worden versneld. In een gebied dat jarenlang onder invloed van sulfaatrijk water heeft gestaan, geeft ook de ijzer:zwavel ratio van de bodem een goede indicatie voor de kansen op herstel. Bij voorkeur is er minstens een half keer zoveel ijzer als zwavel aanwezig in de bodem.

Als er gebaggerd wordt in een laagveenplas om de voedselrijke sliblaag te verwijderen, moet er altijd onderzocht worden of de nieuwe bodemlaag wel over de goede condities beschikt. Anders moet er dieper gebaggerd worden of gekozen worden voor een andere maatregel. In het geval er veel ijzergebonden fosfaat in de bodem aanwezig is èn de ijzer:fosfaat ratio ongunstig is, mag er absoluut geen sulfaatrijk water ingelaten worden. Door een laagveengebied te isoleren van gebiedsvreemd water met een Rijnwater kwaliteit, kunnen de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater teruggebracht worden naar wenselijke waarden beneden de 200 µmol/l (19,2 mg/l), mits er ook geen aanvoer van sulfaat via lokaal oppervlaktewater of grondwater is. Pas dan vindt er geen ophoping van sulfide plaats en zal de ijzer:fosfaat ratio verbeteren tot waardes boven de 1 tot 10, waardoor vrijgekomen fosfaat gebonden kan worden. Door flexibel peilbeheer (zie ook Hoofdstuk 11) kunnen bovendien de redoxcondities in de bodem extra verbeterd worden, waardoor bovengenoemde effecten worden versterkt.

In het mesocosm experiment is het bovenstaande effect van sulfaat duidelijk waarneembaar. In de (relatief) anaërobe waterbodem wordt sulfide gevormd, waardoor de groei van gevoelige waterplanten negatief wordt beïnvloedt. Daarnaast komt ook het effect van eutrofiëring in het experiment naar voren. Eutrafente waterplanten profiteren van voedselrijkere omstandigheden ten koste van mesotrafente waterplanten, die in dit geval een slechtere concurrentiepositie hebben. Uitspoeling van nutriënten vanaf de oever speelde een overheersende rol hierbij, omdat de nutriëntenniveaus in het water van de oeverbemeste mesocosms (tijdelijk) veel hoger lagen dan mesocosms met alleen nutriëntenbelasting van het water. De oorspronkelijke behandelingen zijn hierdoor anders uitgevallen dan de bedoeling was. Daarnaast bedekken oeverplanten een groter deel van het water als de oever bemest is.

Verlanding

Vergelijkende veldstudie
Het bodemvocht in de oevers van Nederlandse petgaten vertoont veel overeenkomst tussen Nederlandse gebieden. Ook de verschillen met Poolse en Ierse gebieden zijn

klein. Polen bleek een lager bufferend vermogen te hebben en in de oevers van Ierse petgaten waren de concentraties ammonium en fosfaat lager dan in Nederlandse gebieden. De associatie van Pluimzegge en die van Riet werden het meest frequent gevonden. Opvallend was dat de Rietassociatie alleen voorkwam op kragge oevers. In Nederland werden slechts 6 rode lijst soorten op de oevers van petgaten gevonden.

Er lijkt geen eenduidige correlatie te bestaan tussen soortenrijkdom en concentraties van elementen in het bodemvocht. Noch lijkt de soortenrijkdom samen te hangen met gemiddelde vegetatiehoogte, wat als maat werd genomen voor de staande biomassa. Het is zeer goed mogelijk dat een samenspel van factoren de uiteindelijke diversiteit bepaald, of dat er nog een andere variabele een rol speelt die niet is meegenomen in deze studie. Mogelijke factoren zijn dispersie, oevermorfologie, strijklengte en expositie ten opzichte van wind en beheer. Het bedekkingspercentage van kraggenvormende ecosystem engineers bleek wel te correleren met de turbiditeit (zie ook hoofdstuk 8). Kraggenvorming komt vooral voor bij waarden van 5 NTU of lager. Bovendien correleert troebelheid goed met de eutrofiegraad van het systeem (gemeten in totale N-beschikbaarheid van oeversediment).

Multivariate statistiek laat zien dat de variabele die het voorkomen van gewenste soorten het best verklaart, het voorkomen van een kragge is. Daarom zal in hoofdstuk 8 verder worden ingegaan op de verschillen tussen oevers met kraggen en steile oevers zonder kraggen. Biogeochemische variabiliteit van het oevervocht blijkt vrij groot in tijd en plaats. Dit is een factor waarmee rekening gehouden moet worden bij het opzetten van een monitoringsplan. De concentraties in het oppervlakte water zijn meestal lager dan in oevervocht. ijzer:fosfaat ratio's in oevervocht en oppervlakte water correleren ook niet met elkaar.

Er lijken dus geen eenduidige sturende biogeochemische variabelen te zijn die het voorkomen van oever- en verlandingssoorten bepalen. Een verklaring kan gevonden worden in de troebelheid van het water, welke samen lijkt te hangen met de beschikbaarheid van nutriënten.

Mesocosm experiment
Zoals verwacht zorgde bemesting van de oever voor de grootste veranderingen in de groei van oeverplanten. Van de hier geteste verschillen in waterkwaliteit lijkt de fosfaatbeschikbaarheid van het water de groei en uitbreiding van oeverplanten te beïnvloeden. Een grotere reactie op veranderingen in oever kwaliteit is een logisch effect omdat dit de directe omgeving is waarin deze planten groeien. Toevoeging van sulfaat aan het water lijkt de oeverplanten niet te beïnvloeden. Wat dit betreft zijn er wel verschillen aan te wijzen tussen soorten. De als gevoelige soort gekenmerkte Moerasvaren en de eutrafente soort Pitrus vertonen wel een verminderde groei in aanwezigheid van sulfaat.

De dominantie van Pitrus en Liesgras was lager bij afwezigheid van bemesting van de oever. Echter, aangezien in de bakken met onbemeste oever de bedekking van oeversoorten nog erg laag was, valt te verwachten dat effecten van andere bemestingsvormen op dominantie in de komende jaren pas duidelijk zullen worden. In het algemeen zullen mogelijke verschillen tussen bemestingsbehandelingen duidelijker worden naarmate de bakken meer begroeid raken.

Fyto- en zoöplankton

Vergelijkende veldstudie
Uit de correspondentie analyse kan op basis van nutriënten, andere chemische variabelen, plankton samenstelling en waterplanten, geconcludeerd worden dat Westbroek, Het Hol, de oude petgaten van De Deelen en het afgeviste petgat van Terra Nova behoren tot de minder verstoorde gebieden. Terwijl Ilperveld, de nieuwe petgaten in De Deelen en het open water van Terra Nova beschreven kunnen worden als verstoord tot zeer verstoord.

1. Opvallend is het verschil in algen biomassa in de nieuwe en oude petgaten van De Deelen. De nieuwe petgaten zijn veel eutrofer dan de oude. In vergelijking tot Terra Nova bevat De Deelen ongeveer evenveel PO_4 en NO_3, maar toch blijft de algen biomassa in de afgesloten petgaten in Terra Nova lager dan de oude petgaten in De Deelen. Dit is het effect van wind. Windwerking speelt waarschijnlijk een belangrijke rol bij het vertroebelen van het water in De Deelen. De nutriënten in Ilperveld daarentegen zijn het hoogst van alle gemonsterde gebieden. Maar cyanobacteriën worden niet of in zeer lage concentraties teruggevonden. Eutrofiëring in brakke gebieden heeft dus niet per definitie een bloei van cyanobacteriën tot gevolg.

2. Naar aanleiding van uitgevoerde herstel maatregelen in De Deelen kunnen we concluderen dat visbeheer niet altijd direct leidt tot de gewenste verheldering van het water (afname algen biomassa in het nieuwe petgat met vis t.o.v. het nieuwe petgat zonder vis in 2004 en 2005). Mogelijk is de afvissing van de nieuwe petgaten in De Deelen in 2004 onvolledig geweest en heeft dit de resultaten m.b.t. planktonbiomassa in de petgaten met en zonder vis beïnvloed.

3. Binnen eenzelfde gebied kunnen er grote verschillen bestaan in nutriënt rijkdom en samenstelling van het voedselweb van de petgaten. In De Deelen is de ouderdom en de afstand tot de verbinding met het aanvoerwater waarschijnlijk van belang bij de mate van eutrofiëring. Cladoceren komen in De Deelen minder voor in de nieuwe, meer eutrofe petgaten, terwijl cyanobacteriën en groenalgen daar juist meer voorkomen.

4. De lage concentraties PO_4, NH_4 en NO_3 en de aanvoer van schoon kwelwater in Westbroek zorgen ervoor dat de algen niet de kans krijgen zich explosief te vermeerderen. Isolatie daarentegen van de petgaten in Westbroek lijkt geen direct effect te hebben. In 2004 is er wel een toename van algen in de geïsoleerde petgaten van Westbroek, maar in 2005 niet. Een verklaring hiervoor is dat de afgesloten petgaten hydrologisch sterk met elkaar in verbinding staan zodat de hydrologische isolatie niet echt tot stand komt. Anderzijds zijn de algen biomassa's zo laag dat verschillen marginaal zijn en (nog) niet aangetoond kunnen worden. Isolatie van de petgaten in Ilperveld daarentegen leidt voor het meest geïsoleerde petgat (nr. 4) wel tot een duidelijke toename van algen. Maar de verwachte toename van cyanobacteriën in een eutroof (zeer hoge fosfaatlast) gebied als Ilperveld bleef uit. Dit hangt mogelijk samen met de brakke omstandigheden, die voor bepaalde plaagsoorten belemmerend zijn.

5. De algen samenstelling (geen cyanobacteriën en relatief veel diatomeeën), lage nutriënt concentraties en aanwezigheid van macrofyten / verlandingssuccessie in Het Hol bevestigen de juiste keuze van dit gebied als referentie. Maar helaas is ook geobserveerd in Het Hol dat (gewenste) verlandingsvegetaties in een periode van 3 jaar sterk achteruit kunnen gaan (paragraaf 7.3). Deze achteruitgang wordt op zijn beurt weerspiegeld in een toename aan algen (toename Chl. *a* van 2003 tot 2006 in locatie 4).

6. Rotiferen zijn in alle gevolgde laagveen wateren de meest dominante groep naast de nauplii stadia (jonge copepoden). Beide groepen zijn in staat zowel kleine algen als detritus te gebruiken als voedselbron. Door het hoge organische karakter van laagveen wateren hebben deze twee groepen waarschijnlijk hier altijd genoeg voeding tot hun beschikking. Terwijl grotere cladoceren meer specialisten zijn en sterker afhankelijk van de samenstelling van hun voedsel. Cladoceren bestaan echter uit veel soorten en afhankelijk van de tijd van het jaar, de predatie druk (vis) en het voedselaanbod zijn verschillende soorten in de laagveenwateren te vinden. De grotere (predator) soorten komen voor in de visloze gebieden van Terra Nova (*Polyphemus, Simocephalus* en *Pleuroxus*) en het open water van Het Hol. Terwijl in de troebele gebieden van De Deelen en de petgaten van Ilperveld de kleinere soorten abundanter zijn (*Chydorus, Bosmina*).

7. De kans op verlanding is klein is bij hoge nutriënt concentraties in de waterlaag (NO_3, NH_4 en PO_4), zoals in de nieuwe petgaten in De Deelen en het Ilperveld, en als de wind een grote rol speelt in het vertroebelen van het water (open water Terra Nova). Nutriënten kunnen als voedsel dienen voor algen maar daarnaast kunnen sommige nutriënten (NH_4) in hoge concentraties zelfs toxisch zijn voor macrofyten die in de bodem wortelen (*Potamogeton, Chara*).

Mesocosm experiment

1. De hoogste troebelheid door algen groei ontstaat als concentraties nutriënten (PO_4 en NH_4) in zowel de waterlaag als het veen hoog zijn (1). Alleen aanwezigheid van planten en geen nutriënten (5) lijkt geen verschil te geven in de mate van troebelheid ten opzichte van de behandelingen waar wel nutriënten zijn toegevoegd. Wellicht is de concentratie aan nutriënten in het gebruikte veen niet limiterend voor algen groei. Toevoeging van planten (X) heeft in de opstart fase van de bakken een belangrijk vertroebelend effect (door introductie van algen) in alle bakken behalve in 7 (PO_4 in water) en X (controle).

2. Er is geen duidelijk verschil tussen de behandelingen waarbij de bodem wordt bemest en/ of het water wordt bemest (2 t/m 5), echter in alle behandelingen neemt de algen biomassa af van mei tot augustus. De hoge biomassa's algen in Mei/Juni zijn waarschijnlijk veroorzaakt door een snelle toename in groenalgen welke geïntroduceerd werden door het enten van de planten (uit het veld). In behandeling 7 blijft deze groei in het begin echter uit, ondanks de toegevoegde PO_4. Een verklaring hiervoor is misschien dat niet P maar N limiterend was voor de groei van de algen in de bakken.

3. SO_4 toevoeging heeft geen direct zichtbaar effect op de groei van algen.

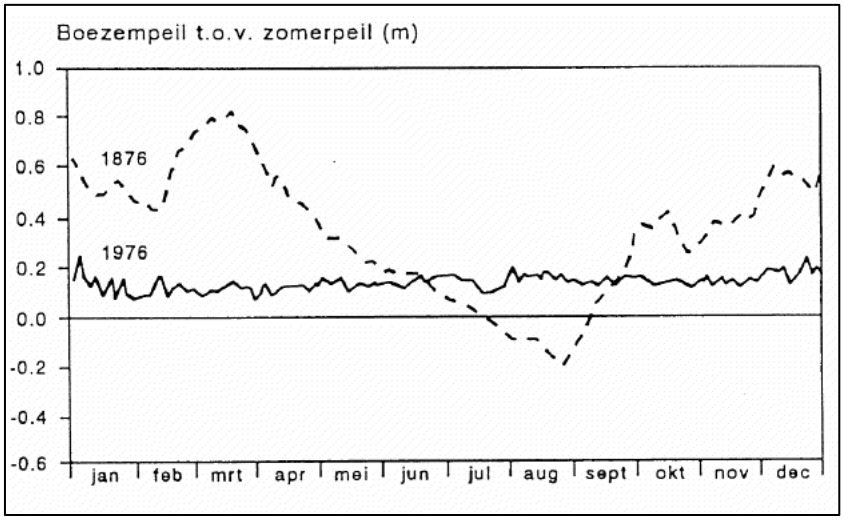
4. Wanneer er NH_4 + PO_4 aan het water wordt toegevoegd (6) is de biomassa van algen (groenalgen en diatomeeën) groter dan wanneer alleen het veen wordt bemest of de waterkolom met alleen PO_4, NH_4 of SO_4 (2, 3, 4, 5, 7 en 8). Als naast deze dubbele bemesting van het water ook nog nutriënten aan het veen worden toegevoegd (1) groeien de algen het best.

5. In de behandelingen waarbij alleen de waterlaag is bemest met nutriënten (6 en 8) en ook het veen (1) is de algen biomassa groter. Diatomeeën zijn abundanter bij toevoeging van NH_4 + PO_4 terwijl wanneer alleen PO4 wordt toegevoegd de totale algen biomassa kleiner is en vergelijkbaar met de behandelingen waarbij zowel het veen als het water werden bemest (2, 3, 4 en 5).

5 Rol van hydrologie in het laagveen-landschap

5.1 Inleiding

De waterhuishouding in Nederlandse venen wordt al sinds de Middeleeuwen gereguleerd door mensen, waardoor er al lange tijd sprake is van een 'onnatuurlijke' situatie. De laatste eeuw is echter door de extreme mate van regulatie van de Nederlandse polderpeilen in veel laagveengebieden een volstrekt omgekeerde situatie ontstaan, waarbij waterpeilen 's winters niet langer hoger zijn dan 's zomers. De peilen worden het hele jaar door constant gehouden, of worden 's zomers zelfs hoger gehouden dan 's winters (Graveland & Coops, 1997). Figuur 5.1 laat zien dat het boezempeil in 1876 in de Friese Boezem ongeveer een meter fluctueerde t.o.v. het zomerpeil, terwijl die fluctuaties in 1976 tot centimeters waren teruggebracht. Ontwatering voor landbouwkundige incultuurname hebben de hydrologie van vrijwel alle laagvenen sterk veranderd. Kwel is verminderd, weggevallen of zelfs omgeslagen in wegzijging door de daling van het grondwater in de omgeving en de inklinking van omringende landbouwgebieden. Dit is onder andere het geval in de Alde Feanen, dat inmiddels grotendeels een wegzijgingsgebied is geworden (Schouwenaars, 2000).



Figuur 5.1 Boezempeil t.o.v. zomerpeil (m.) in de Friese Boezem, in 1876 en 1976. Uit: Graveland & Coops, 1997.

De hedendaagse verstarring van de peilen heeft te maken met de gewenste drooglegging. Dit wordt bereikt door versnelling van de afvoer van het neerslagoverschot in de winter. Om ook 's zomers een hoog peil te handhaven zien laagveenbeheerders zich vaak genoodzaakt om gebiedsvreemd water in te laten, wat meestal (indirect) afkomstig is van de Rijn. Dit type water bevat veel bicarbonaat, sulfaat en chloride, wat over het algemeen leidt tot eutrofiëring. Bovendien wordt in een groot aantal plassen en vaarten het water in de zomer hoog genoeg gehouden om pleziervaart mogelijk te maken. Dit leidt ertoe dat de waterdiepte in het groeiseizoen relatief groot blijft, wat ongunstig is voor de vegetatieontwikkeling.

Ondergedoken waterplanten en oeverstroken kunnen onvoldoende profiteren van goede lichtcondities. Veel helofytensoorten, waaronder Riet, hebben periodiek lage waterpeilen nodig (Coops, 1996; Graveland & Hosper, 1999). Afname van rietvelden door peilverstarring leidt ook tot een afname van rietvogels (Van Turnhout & Hagemeijer, 1999). Daarnaast zijn fluctuerende waterpeilen mogelijk van cruciaal belang om kraggen los te houden van de ondergrond. Het droogvallen van delen van de bodem is zeer gunstig voor de kieming en vestiging van een groot aantal soorten uit de laagveensuccessiereeks.

Een vast of omgekeerd peilbeheer heeft nog een ander ongunstig gevolg. Onder permanent natte omstandigheden tijdens het groeiseizoen wordt fosfaat moeilijk gebonden in de bodem en blijft er zelfs continu fosfaat vrijkomen. Periodieke peildaling, zoals die in minder sterk gereguleerde laagveengebieden optreedt, zorgt ervoor dat een deel van het ijzer in de bodem geoxideerd wordt, waardoor fosfaat daarna aanmerkelijk beter gebonden wordt (Lamers *et al*., 1997; Lucassen *et al*., 2000; Wienk *et al*., 2000). In (voormalig) brakke laagvenen kan dit positieve effect echter verstoord worden door de grote aanvoer van zwavel (zowel sulfaat als sulfide) via het grondwater, waardoor een tekort ontstaat aan vrij ijzer om fosfaat te binden. Meer natuurlijke fluctuatie van het peil kan dus een eutrofiëringsbestrijdende werking hebben, terwijl een continu hoog peil in het groeiseizoen, ook bij nutriëntenarm water, leidt tot eutrofiëring. Daar komt bij dat eventuele kwel door de grotere waterlaag bij peilverhoging afneemt, waardoor ook de ijzeraanvoer vermindert. In (voormalig) brakke laagvenen kan deze juist de aanvoer van zwavel via het grondwater verminderen.

Om de effecten van peilbeheer te kunnen onderzoeken, is in twee gebieden getracht om door het vasthouden van gebiedseigen water de verschillen tussen lage zomer- en hoge winterpeilen te vergroten. In De Deelen (450 ha, waarvan 232 ha open water) is in 2003 middels een peilbesluit een flexibel peilbeheer geïntroduceerd voor het hele gebied (waterpeil tussen –0.70 en –1.20 m NAP). In Westbroek zijn medio 2004 twee petgaten afgesloten en vergeleken met twee referentie petgaten die niet zijn afgesloten. De Deelen werd tot nu toe altijd gezien als een gebied met een sterke wegzijging (geschat op 0,1 tot 0,6 mm per dag door Wetterskip Fryslân), terwijl Westbroek aangemerkt wordt als kwelgebied vanwege de ligging aan de voet van de Utrechtse heuvelrug.

Door middel van nauwgezette monitoring van het peil in deze gebieden kunnen waterbalansen worden opgesteld (paragraaf 5.3), die inzicht geven in de aard en mate van grondwaterstromingen en daarbij ondersteunend kunnen zijn in het zoeken naar verklaringen voor verschillen in de stoffenbalansen van de onderzochte wateren (zie paragraaf 5.4). Er zal daarbij gekeken worden of de wijzigingen in peilbeheer invloed hebben op de waterkwaliteit, het voorkomen van interne eutrofiëring, de vorming van gifstoffen en de ontwikkeling van waterplanten en oevervegetatie. Ook in het Ilperveld zijn verschillende petgaten gevolgd die meer of minder geïsoleerd liggen van het boezemwater, al hebben hier geen automatische waterstandsmetingen plaatsgevonden. Hier is gekeken wat de water(bodem)kwaliteit is van petgaten op verschillende afstanden van het boezemwater en welke veranderingen in oeverkwaliteit en vegetatie hiermee samenhangen. Tenslotte is in Waterland, net als het Ilperveld een voormalig brakwater gebied, in een experimentele opzet gekeken of de water- en bodemkwaliteit verbeterd kan worden door het periodiek laten droogvallen en/of het gedeeltelijk verlagen van het waterpeil in boerensloten.

5.2 Onderzoeksmethoden

In Westbroek en De Deelen zijn automatische waterstandsmeters (Divers met datalogger, Van Essen Instruments) geplaatst in peilbuizen ten behoeve van de monitoring van het peilbeheer en het opstellen van een waterbalans in (delen van) deze gebieden. Het bepalen van de gebiedsneerslag en –verdamping vond in beide gevallen plaats aan de hand van KNMI cijfers. In De Deelen werd de reguliere uitlaat

vanaf juli 2003 bemeten door Wetterskip Fryslân middels een meetstuw met een vaste kruinhoogte, zodat een inschatting kan worden gemaakt van het afgevoerde volume water. De waterstand werd hier met een Diver om het halve uur geregistreerd. Ook bij de noodoverloop van het gebied werd de waterstand gemeten. Bij de inlaat, waar gemaal De Petten (capaciteit 2,5 m^3/min) water opmaalt vanuit een nabijgelegen zandwinplas, werd naast de waterstand ook het aantal draaiuren bijgehouden. Op die manier kon het aangevoerde volume water worden bepaald. Met de vergaarde gegevens heeft Wetterskip Fryslân een waterbalans opgesteld voor De Deelen.



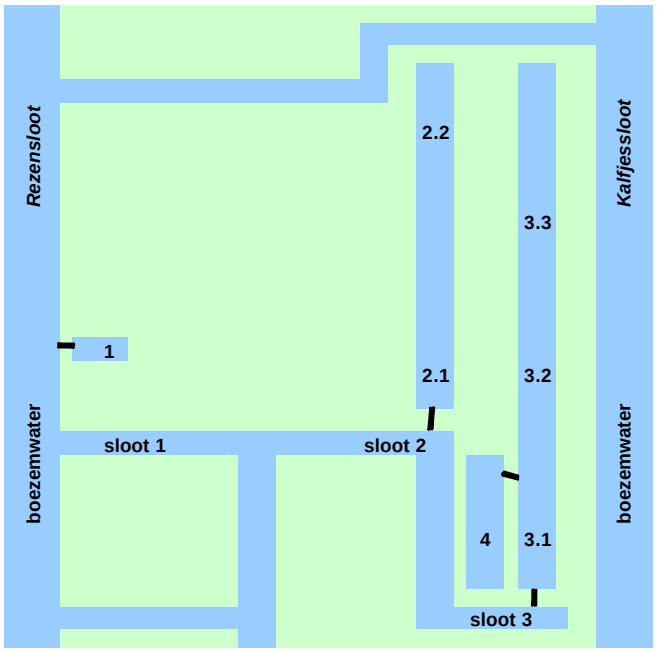
Figuur 5.2 Petgat 31-f4 in Westbroek, uitgegraven in 1997)

In Westbroek zijn in juli 2003 Divers geplaatst in vier verschillende petgaten. Het betreft hier de "oude", zuidelijk gelegen petgaten 27-b3 (1993) en 28-f2 (1992), en de "nieuwe", noordelijk gelegen petgaten 31-f4 en 32-d7 (beiden 1997; Figuur 5.2), waarbij de codering gevolgd is van de SBB vegetatiekaart (tussen haakjes het jaartal wanneer ze voor het laatst uitgegraven zijn). Daarnaast is één Diver tijdelijk in een kragge geplaatst (t/m eind 2003; in petgat 27-b3) en een Baro-Diver in de lucht voor de luchtdrukcompensatie (bij petgat 27-b3). In juli 2004 zijn de duikers van de petgaten 27-b3 en 31-f4 dichtgezet. In november 2004 is er daarom ter vergelijking ook een diver geplaatst in de sloot naast petgat 27-b3. In november 2004 zijn de peilbuizen ingemeten met een laser, zodat de NAP-hoogte van de peilbuizen en duikers bepaald kon worden. Daarnaast zijn de petgaten, legakkers en eventueel aanwezige trilvenen opgemeten om de relatieve bijdrage aan de totale verdamping en waterstand te kunnen bepalen. De verdamping van het open water en de trilvenen is berekend door een correctie toe te passen op de Makkink verdampingswaarden (Beltman & Koerselman, 1988). Verder is aangenomen dat de grondwaterstand in de legakker precies evenveel gedaald of gestegen is als de waterstand in het petgat, waarbij wel gecorrigeerd wordt voor het feit dat bij een grondwaterdaling slechts een deel van de poriën geleegd wordt (ongeveer 30% oftewel correctiefactor 0,3). Deze gegevens worden uiteindelijk gebruikt voor het berekenen van de waterbalans. De biogeochemische gegevens die in paragraaf 5.4 vergeleken zullen worden met de waterbalansgegevens, zijn gebaseerd op de metingen in de jaren 2003-2005 die beschreven zijn in hoofdstuk 4.

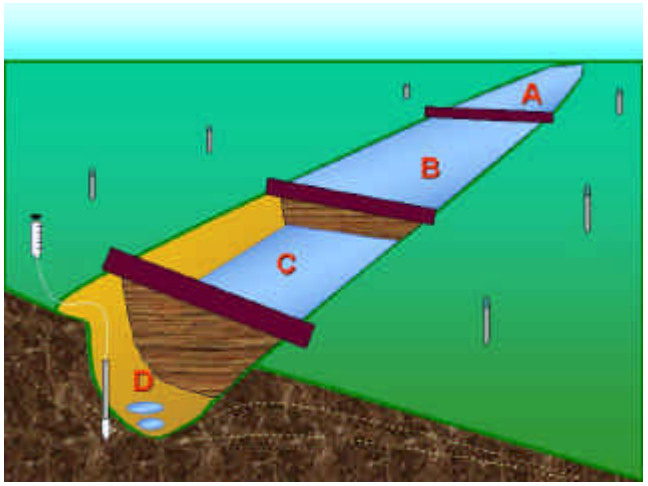
In het Ilperveld zijn vergelijkingen gemaakt in bodem- en waterkwaliteit tussen verschillende petgaten die in meer of mindere mate geïsoleerd liggen van het boezemwater. Ook hier zullen gegevens gebruikt worden die gebaseerd zijn op de metingen in de jaren 2003-2005 die beschreven zijn in hoofdstuk 4. In Figuur 5.3 zijn deze petgaten schematisch weergegeven. Hierbij geldt dat hoe hoger het nummer is, hoe meer het betreffende petgat geïsoleerd ligt. Dit is gebaseerd op veldwaarnemingen en aanwijzingen van beheerders. Het is wel zo dat monsterpunt 3.2 een ondieper (hoger gelegen) deel van petgat 3 is, waardoor het bij lage waterstanden eerder droog zal vallen dan de rest van het petgat. Bij de resultaten zal hier rekening mee worden gehouden.

Drie boerensloten in Waterland (in Volendam, Broek in Waterland en Jisp) werden verdeeld in 4 compartimenten met houten schotten (Figuur 5.4; Geurts *et al.*, 2004b). Compartiment A werd aan één zijde opengelaten en stond in contact met het omringende water. Compartiment B werd aan twee zijden afgesloten, maar hield zijn oorspronkelijke waterpeil. In compartiment C werd het waterpeil met de helft verlaagd, door het creëren van een overloop naar compartiment D, dat geheel droog werd gepompt gedurende drie zomermaanden. De rest van het jaar werd er niets aan het peil gedaan. Elke maand werden water- en bodemvochtmonsters genomen, zoals eerder beschreven in Hoofdstuk 4. Daarnaast werden in het land naast elk slootvak

peilbuizen geplaatst om de grondwaterfluctuaties te kunnen meten. Regelmatig werden ook monsters van het grondwater genomen om te analyseren.



Figuur 5.3 Schematische weergave van de ligging van de onderzochte petgaten in het Ilperveld, waarbij een hoger getal een meer geïsoleerde ligging aangeeft.



Figuur 5.4 Schematische weergave van het droogvalexperiment in boerensloten in Waterland.

Naast het veldexperiment werden ook enkele proeven uitgevoerd in het laboratorium om de effecten te bepalen van tijdelijke droogval. In een experiment werden bodems kunstmatig verdroogd gedurende twee maanden en daarna weer vernat tot het oorspronkelijke gewicht en vochtgehalte. Na vernatten werd de pH gemeten om te bepalen hoeveel de bodems verzuren door verdroging (Lucassen *et al*, 2002a). Verder werden er proeven gedaan om het effect van verdroging op de afbraak van het veen te bepalen. Hierbij werd een bepaalde hoeveelheid bodem in afgesloten flessen gedaan en werden de hoeveelheden geproduceerd koolstofdioxide en methaan gemeten.

5.3 Resultaten en discussie: waterbalansen

De Deelen
Voor het bepalen van de wegzijging in het gebied is door Wetterskip Fryslân gekozen voor het berekenen van de waterbalans over 3 verschillende perioden.

Een eerste waterbalans voor De Deelen is opgesteld voor de periode 7 juli 2003 tot en met 6 januari 2004 (184 dagen). Het oppervlaktewaterpeil, en dus de openwaterberging, was op deze twee data gelijk (-0.93 m NAP; Bijlage 11). Het was een relatief droge periode met een redelijk laag oppervlaktewaterpeil binnen het gebied (gemiddeld -1,05 m NAP.). Volgens de maalgegevens heeft het gemaal 379,5 draaiuren gemaakt in de beschouwde periode (56900 m^3; 13 mm) en volgens de peilmetingen 740 draaiuren (111000 m^3; 26 mm). De indruk bestaat dat de peilmetingen een betrouwbaarder beeld geven van het aantal draaiuren. In de periode juni-juli 2003 is er "illegaal" water ingelaten door de in het gebied aanwezige veenbaas. Binnen de balansperiode betreft dit ongeveer 20 dagen (geen zekerheid). De maximale hoeveelheid water die kan zijn ingelaten is ongeveer 130000 m^3 (30 mm). De hoeveelheid neerslag in deze periode was 349 mm (gemiddelde van de KNMI-stations Nijbeets, Akkrum en Joure). De verdamping was 290 mm volgens KNMI-gegevens, en 349 mm na verrekening met gewasfactoren.

De berging in de bodem is een inschatting. Op 7 juli 2003 was er een overgang naar infiltratie, wat betekent dat het oppervlaktewaterpeil en het grondwaterpeil ongeveer gelijk was (grondwatermetingen ontbreken). Op 6 januari 2004 was het peil oplopend, wat betekent dat het grondwaterpeil waarschijnlijk wat hoger ligt dan het peil van het oppervlaktewater. Geschat wordt dat het gemiddelde verschil ongeveer 0,3 meter bedraagt. Het bergingsverschil is dan ongeveer 120000 m^3 (28 mm; 200 ha*0,3 meter*20% poriënvolume).

Met behulp van bovenstaande gegevens is er een waterbalans opgesteld voor De Deelen (Tabel 5.1). Over de gehele periode is er een wegzijging van 28 mm, wat neerkomt op een lichte wegzijging van 0,15 mm per etmaal. Wel moet hierbij de bandbreedte in acht worden genomen. Als men wat marges inbouwt kan het resultaat oplopen tot ongeveer + 60 mm, wat neerkomt op een wegzijging van 0,33 mm per etmaal. Gemiddeld is een waarde van een 0,25 mm per etmaal dus wel realistisch. De verschillende stijghoogtes in het gebied en het grotendeels lagere polderpeil rondom De Deelen, duiden echter ook op wegzijging.

Tabel 5.1 Waterbalans voor De Deelen gedurende de periode 7-7-2003 t/m 6-1-2004.

Balanspost	+/-	aantal mm	bandbreedte
oppervlaktewaterafvoer	-	0 mm	
oppervlaktewateraanvoer (opmaling)	+	26 mm	13-26 mm
oppervlaktewateraanvoer (inlaat)	+	30 mm	0-30 mm
oppervlaktewaterberging	+	0 mm	
bergingsverschil, hoeveelheid water in de bodem	-	28 mm	14-28 mm
neerslag	+	349 mm	330-370 mm
verdamping	-	349 mm	315-385 mm
neerslagoverschot		0 mm	
resultaat	+	28 mm	+97 mm tot -20 mm

Ondanks de korte meetperiode en de niet altijd betrouwbare gegevens is er toch een redelijke waterbalans voor het gebied opgesteld. Deze periode kenmerkte zich vooral door de grote invloed van de verdamping. Tevens blijkt dat de omslag in peilverloop vrijwel overeen komt met de omslag in het neerslagoverschot, wat een goed beeld geeft van hoe het gebied hydrologisch gezien reageert. De aanwezige keileemlaag en de bagger zorgen er waarschijnlijk voor dat de wegzijging binnen de perken blijft en dat het jaarlijkse neerslagoverschot voldoende is om het gebied op peil te houden.

Voor een tweede waterbalans werd gekozen voor een periode waarbij de verdamping een meer ondergeschikte rol speelt. Deze periode valt tussen 1 november 2004 en 1 april 2005. Ook op deze 2 datums was het peil vrijwel gelijk en is het peil niet boven de kruinhoogtes van de stuwen geweest, zodat kan worden aangenomen dat er geen oppervlaktewaterafvoer heeft plaatsgevonden. De wateraanvoer d.m.v. gemaal de Petten en d.m.v. aanwezige inlaten was 0.
Ook kan worden aangenomen dat de grondwaterstanden in het gebied op deze twee datums redelijk overeen kwamen. Het gemiddelde peil tijdens deze periode was ongeveer -0,92 m NAP. (Bijlage 11). De balans over deze periode (151 dagen) ziet er als volgt uit:

Oppervlaktewaterafvoer	-	0,0 mm
Oppervlaktewateraanvoer	+	0,0 mm
Oppervlaktewaterberging	+	0,0 mm
Neerslag	+	302,1 mm
Verdamping	-	79,0 mm
Neerslagoverschot		223,1 mm
Resultaat	+	223,1 mm

De wegzijging per etmaal is over deze periode dus 1,48 mm. Dit is een aanzienlijk verschil met de eerdere berekeningen. De verklaring kan worden gezocht in het feit dat het peil in de Deelen tijdens deze periode gemiddeld hoger was, terwijl dat in het omringende gebied lager was (winterpeil), zodat het grotere drukverschil meer wegzijging tot gevolg heeft gehad. Ook kan het zo zijn dat de factor verdamping in de eerste periode is overschat. En zo zijn er nog een aantal factoren te noemen die een zekere onzekerheid in de hand werken. Gaat men echter zeer ruimhartig met deze factoren om, dan is nog steeds het grote verschil niet te verklaren. Zie je echter naar de grafiek met het peilverloop in de laatste periode, dan valt op dat het peil in de eerste helft (voornamelijk tussen 20 nov. en 15 dec.) redelijk ver en snel zakt, terwijl het in de periode daarna weer stijgt. Dit verschil is vooral vreemd als men het neerslagoverschot er naast legt. In de eerste 75 dagen is het overschot 130,7 mm en in de laatste 76 dagen is dit 92,4 mm. Als je het verschil in openwaterberging (ongeveer 70 mm) hier bij betrekt, kom je tot de volgende balansen:

Eerste periode	130,7 + 70 = 200,7 mm (Dit is 2,7 mm per etmaal).
Tweede periode	92,4 – 70 = 22,4 mm (Dit is 0,3 mm per etmaal).

De tweede periode komt duidelijk meer overeen met de eerdere berekeningen. Het mag dus duidelijk zijn dat het uitzakken van het peil in de Deelen in de periode november-december 2004 te wijten is aan oppervlaktewaterafvoer. Waarschijnlijk is 1 van de stuwen in die periode lager ingesteld en daarna weer hoger gezet. Deze actie is echter niet gedocumenteerd, maar heeft natuurlijk flink wat invloed op de waterbalans. De vermoedelijke afvoer in deze periode is ongeveer 180 mm. (2,7-0,3 mm x 75 dagen).

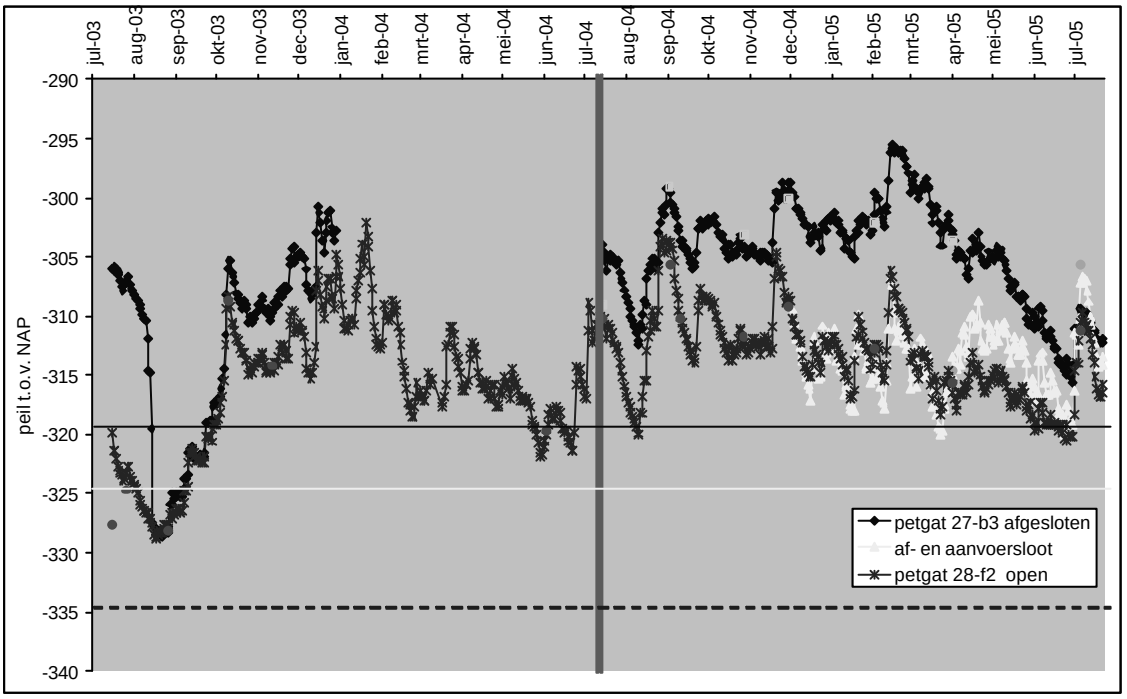
Een derde periode met gelijke oppervlaktewaterpeilen is de periode tussen 1 juni 2004 en 1 juni 2005. Ook hier kan er van worden uitgegaan dat de grondwaterstanden vergelijkbaar waren, zodat het bergingsverschil verwaarloosbaar was. De aanvoer via gemaal de Petten is bekend, maar de aanvoer via de inlaat van “de veenbaas” niet. Voor de balans is dezelfde hoeveelheid genomen als in 2003 (30 mm.). De balans over deze periode (365 dagen) ziet er als volgt uit:

Oppervlaktewaterafvoer	-	180,0 mm
Oppervlaktewateraanvoer (opmaling)	+	17,3 mm
Oppervlaktewateraanvoer (inlaat)	+	30,0 mm
Oppervlaktewaterberging	+	0,0 mm
Neerslag:	+	949,4 mm
Verdamping:	-	707,9 mm
Neerslagoverschot:		241,5 mm
Resultaat:	+	108,8 mm

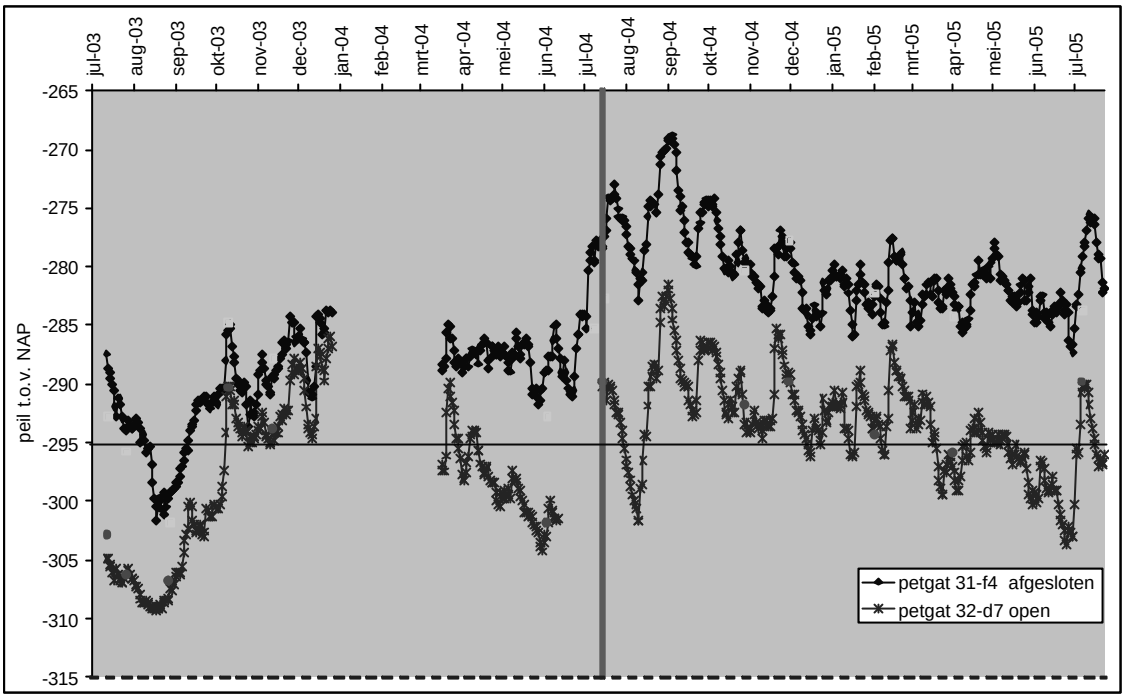
De wegzijging per etmaal is over deze periode dus 0,30 mm. Net als de eerdere berekeningen komt de wegzijging ook nu op ongeveer een kwart mm per etmaal. Er zijn echter wel de nodige aannames voor nodig om deze berekeningen uit te kunnen voeren. De eerdere conclusie dat het gebied voornamelijk wordt beïnvloed door neerslag en verdamping en slechts in geringe mate door wegzijging blijft echter overeind.

Westbroek

In Figuur 5.5a en 5.5b staat het verloop van de waterstanden in vier petgaten in Westbroek weergegeven. Ten eerste valt op dat de petgaten die in juli 2004 afgesloten werden, toevalligerwijs ook de petgaten zijn die in droge zomer van 2003 een maand lang geen afvoer hadden. De afvoerbuizen liggen ook een stuk hoger dan in de andere petgaten, net als de gemiddelde waterstanden. Hierdoor kan er zijdelings waterverlies optreden door de legakkers heen naar het omringende watersysteem. De afgesloten petgaten laten een min of meer gelijk patroon van pieken en dalen zien als de petgaten die niet zijn afgesloten. Wel zijn de fluctuaties wat groter in de open petgaten, zodat het lijkt of de afgesloten petgaten vertraagd reageren. Dat het open petgat 28-b3 ook echt in verbinding staat met de rest van het watersysteem blijkt duidelijk als het peil wordt vergeleken met het peil in de aan- en afvoersloot die langs deze twee petgaten loopt.



Figuur 5.5a Waterpeil in de oude, zuidelijk gelegen petgaten in Westbroek, en in de sloot waarop beide petgaten normaliter afvoeren. De horizontale lijnen geven de hoogte van de afvoerbuizen aan (donker = 27-b3, onderbroken = 28-f2, licht = sloot t.h.v. 28-f2). De verticale dubbele lijn geeft aan wanneer petgat 27-b3 is afgesloten. Losse stippen zijn handmetingen.



Figuur 5.5b Waterpeil in de nieuwe, noordelijk gelegen petgaten in Westbroek. De horizontale lijnen geven de hoogte van de afvoerbuizen aan (donker = 31-f4, onderbroken = 32-d7). De verticale dubbele lijn geeft aan wanneer petgat 31-f4 is afgesloten. Losse stippen zijn handmetingen.

Eerst is er een waterbalans opgesteld over de gehele periode dat de petgaten afgesloten zijn geweest (374 dagen), waarin ook de bijdrage van de trilvenen en legakkers wordt meegenomen (Tabel 5.2). Er blijkt in beide gevallen sprake te zijn van een neerslagoverschot (resp. 107 en 102 mm) terwijl het peil netto is gedaald (resp. 61 en 26 mm). Dit betekent dat het totale neerslagoverschot plus de voorraadvermindering door wegzijging of zijdelings waterverlies uit de petgaten is verdwenen. Dit komt neer op respectievelijk 0,45 en 0,34 mm gemiddeld per etmaal. Als er een periode gekozen wordt waarbij het oppervlaktewaterpeil op de begin- en einddatum gelijk was, zoals ook in De Deelen gedaan is, dan geeft dat nauwelijks verschillen. De wegzijging bedraagt in dat geval respectievelijk 0,50 en 0,40 mm per etmaal. Gezien de ligging van het nieuwe petgat, noordelijk en dus het dichtst bij de Utrechtse heuvelrug, was al wel verwacht dat hier minder wegzijging (of meer kwel) zou zijn dan in het oude, zuidelijk gelegen petgat. Het verschil is echter maar klein.

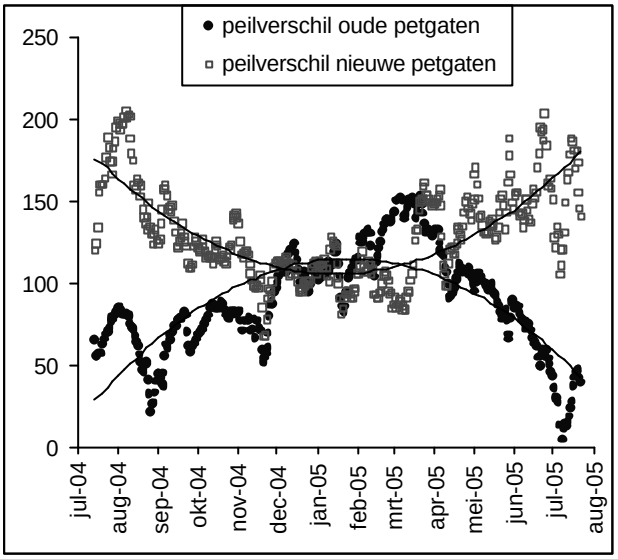
Tabel 5.2 Waterbalans voor de twee afgesloten petgaten in Westbroek gedurende 374 dagen.

afgesloten petgat 27-b3 (oud)				
14-7-04 t/m 22-7-05 (374 dagen)				
		open water	legakker	trilveen
oppervlakteverhouding		0.59	0.32	0.09
neerslag	799.8			
verdamping	-692.5	-442.4	-198.1	-52.0
aanvoer	0.0			
afvoer	0.0			
peilverschil	61.3	46.5	7.6	7.2
wegzijging	**168.5**	**mm**		
	0.45	**mm/etmaal**		

afgesloten petgat 31-f4 (nieuw)			
14-7-04 t/m 22-7-05 (374 dagen)			
		open water	legakker
oppervlakteverhouding		0.60	0.40
neerslag	799.8		
verdamping	-698.0	-449.7	-248.3
aanvoer	0.0		
afvoer	0.0		
peilverschil	25.9	21.5	4.3
wegzijging	**127.6**	**mm**	
	0.34	**mm/etmaal**	

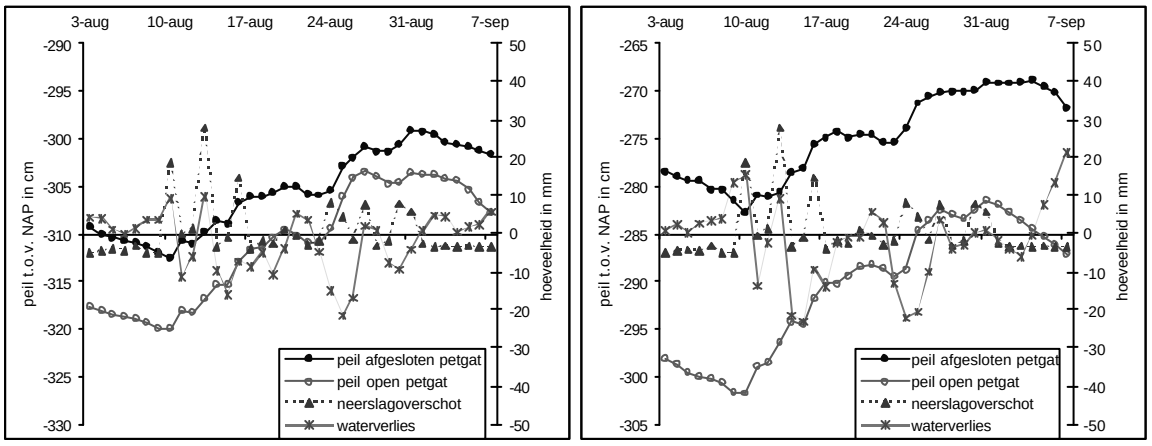
Verder valt op dat het verschil in waterpeil tussen het afgesloten en het open petgat bij de oude, zuidelijk gelegen petgaten het grootst is in de winter, terwijl dit bij de nieuwe, noordelijk gelegen petgaten in de zomer het geval is (Figuur 5.6). In beide gevallen is er echter een neerslagoverschot in de winter en een neerslagtekort in de zomer, en

bovendien de wegzijging (of zijdelingse afstroming door de legakkers heen) het grootst in de winter. Slechts in de zomer lijkt er sprake van lichte kwel of zijdelingse toestroming door de legakkers heen. Van andere petgaten in Westbroek is bekend dat de kwel wel 0,5 tot 2,5 mm per dag kan bedragen. Het is niet duidelijk waarom dit in de onderzochte petgaten niet het geval is. Een te verwachten positief verband tussen de hoeveelheid waterverlies en het peilverschil tussen het afgesloten en het open petgat is er alleen bij de oude, zuidelijk gelegen petgaten (per week; $R^2 = 0,2$).

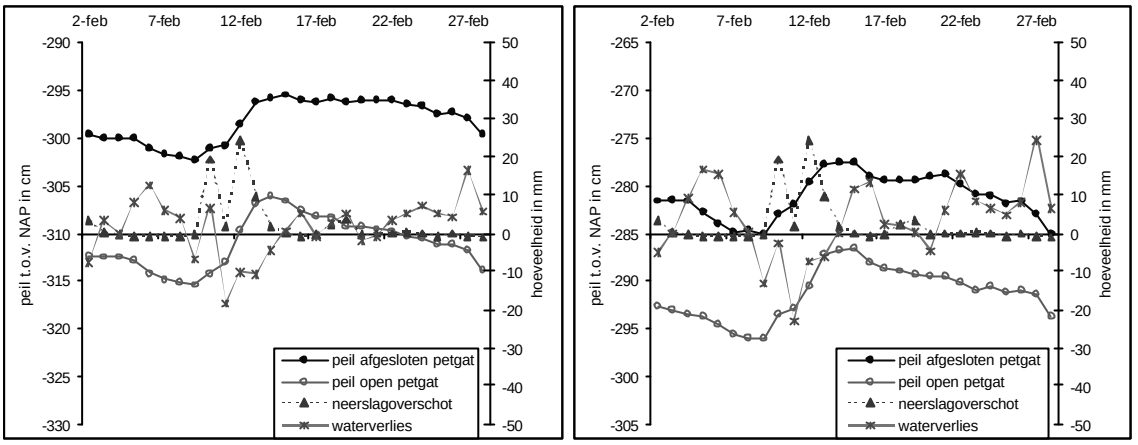


Figuur 5.6 Peilverschil tussen het afgesloten en het open petgat (in mm).

Het heeft er alle schijn van dat er na een periode met veel neerslag toestroom is van water naar de afgesloten petgaten. Het peil stijgt meer dan op basis van het neerslagoverschot verwacht kan worden. Tijdens een droge periode is er juist sprake van waterverlies, omdat het peil verder uitzakt dan door verdamping alleen zou zijn gebeurd. Dat wordt duidelijk als kortere balansperiodes worden genomen met een omslag van neerslagtekort naar neerslagoverschot, en omgekeerd. Dit gebeurt zowel in de zomer (Figuur 5.7) als in de winter (Figuur 5.8). De verwachting was juist dat er meer waterverlies op zou treden als er veel neerslag valt en meer toestroom plaats zou vinden bij droogte of hoge verdamping. Op basis van de berekeningen kan de wegzijging in korte droge periodes 1 tot 3 mm per dag bedragen, terwijl in korte natte periodes de kwel 1 tot 3 mm per dag kan bedragen.



Figuur 5.7 Waterbalans tijdens een korte balansperiode in de zomer. Het berekende waterverlies (negatief: wateraanvoer) maakt de balans sluitend, maar is slechts een indicatieve waarde gezien de beperktheid van de metingen.



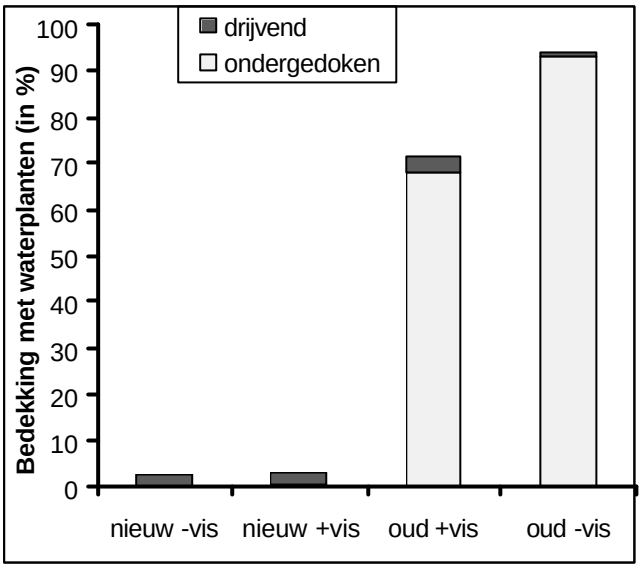
Figuur 5.8 Waterbalans tijdens een korte balansperiode in de winter. Het berekende waterverlies (negatief: wateraanvoer) maakt de balans sluitend, maar is slechts een indicatieve waarde gezien de beperktheid van de metingen.

Vreemd genoeg stijgt en daalt het peil in de afgesloten petgaten ook minder snel dan in de open petgaten. Blijkbaar wordt er tijdens een neerslagperiode tijdelijk meer water geborgen in het open watersysteem, waarna dit overtollige water wel sneller afgevoerd wordt via de sloten van het open watersysteem. Hierdoor wordt het peilverschil tussen de afgesloten en open petgaten kleiner in natte periodes en groter in droge periodes. Dit kan mogelijk de verklaring zijn voor het waterverlies in de afgesloten petgaten in droge periodes en de toestroom in natte periodes. In droge periodes is het peilverschil groter en is het dus aannemelijk dat er meer waterverlies is door de legakkers heen. Om een beter beeld te krijgen van de waterstromen door de legakkers, zullen daarom in het vervolg ook divers geïnstalleerd worden in de legakkers. Daarnaast blijft het onduidelijk wat de toestroom veroorzaakt in natte periodes, omdat het peil in de afgesloten petgaten altijd hoger blijft (Figuur 5.6) Een andere verklaring is dat de verdamping te hoog is ingeschat in natte periodes en te laag is ingeschat in droge periodes. Dit kan betekenen dat de bijdrage van de open water verdamping te hoog wordt ingeschat in verhouding tot de gewasverdamping. De verdampingsfout kan echter nooit groot zijn in de winter, omdat de verdamping dan veel lager is.

5.4 Resultaten en discussie: peilbeheer

Aquatische fase

In De Deelen gaat het om hydrologische isolatie van het hele gebied, alleen ontbreken hier meetgegevens van de tijd ervoor. Wel is er gedurende een aantal periodes toch water ingelaten, om het peil niet te ver te laten uitzakken. Dit inlaatwater is echter afkomstig van een nabijgelegen zandwinplas en heeft een redelijk goede kwaliteit. De fosfaat- en sulfaatconcentraties zijn laag, wel zijn de bicarbonaat- en chlorideconcentratie wat hoger dan in De Deelen. Dit blijkt ook uit metingen in de sloot waar het inlaatwater binnenkomt. Daarnaast is er “illegaal” water ingelaten door de in het gebied aanwezige veenbaas. Het is onduidelijk wanneer dit precies heeft plaatsgevonden en wat de kwaliteit van dit water is. Duidelijk is wel dat fosfaat en ammonium in bepaalde periodes intern vrijgemaakt wordt, wat ook resulteert in hogere concentraties in het water dat De Deelen verlaat. De fosfaatmobilisatie is het grootst in de “nieuwe”, meer eutrofe petgaten (Figuur 6.12), waar ook de troebelheid van het water het grootst is.

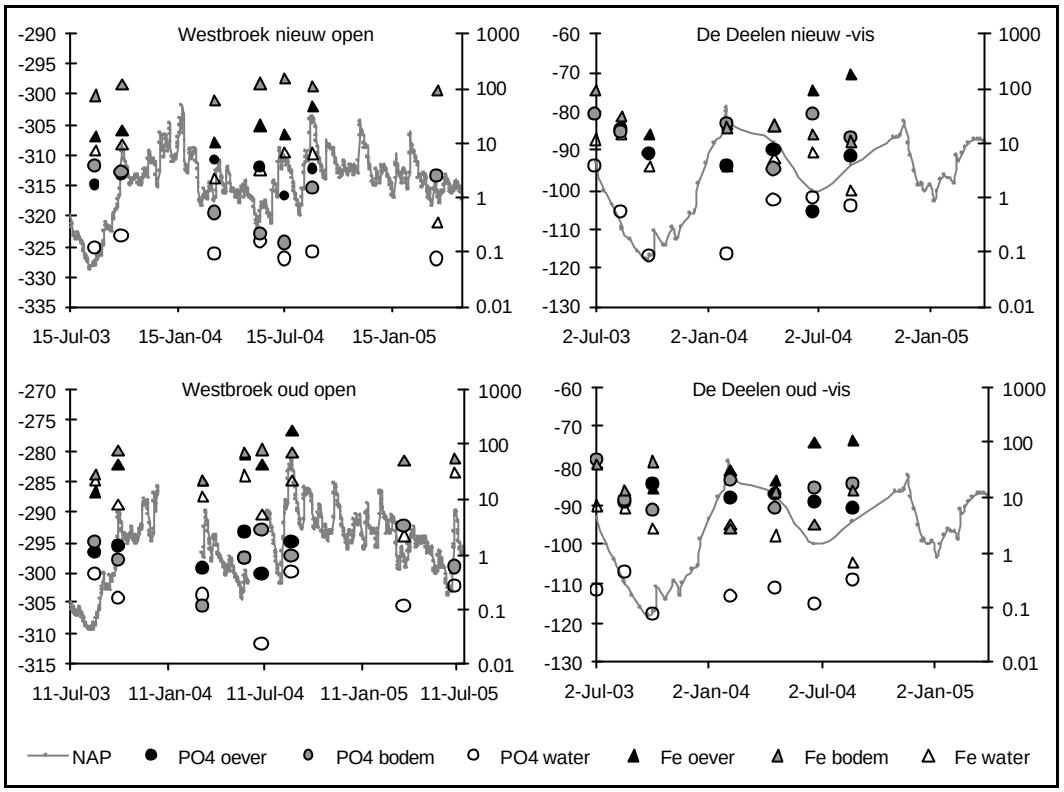


Figuur 5.9 Bedekkingspercentage van waterplanten in de vier petgaten in De Deelen (zomer 2005).

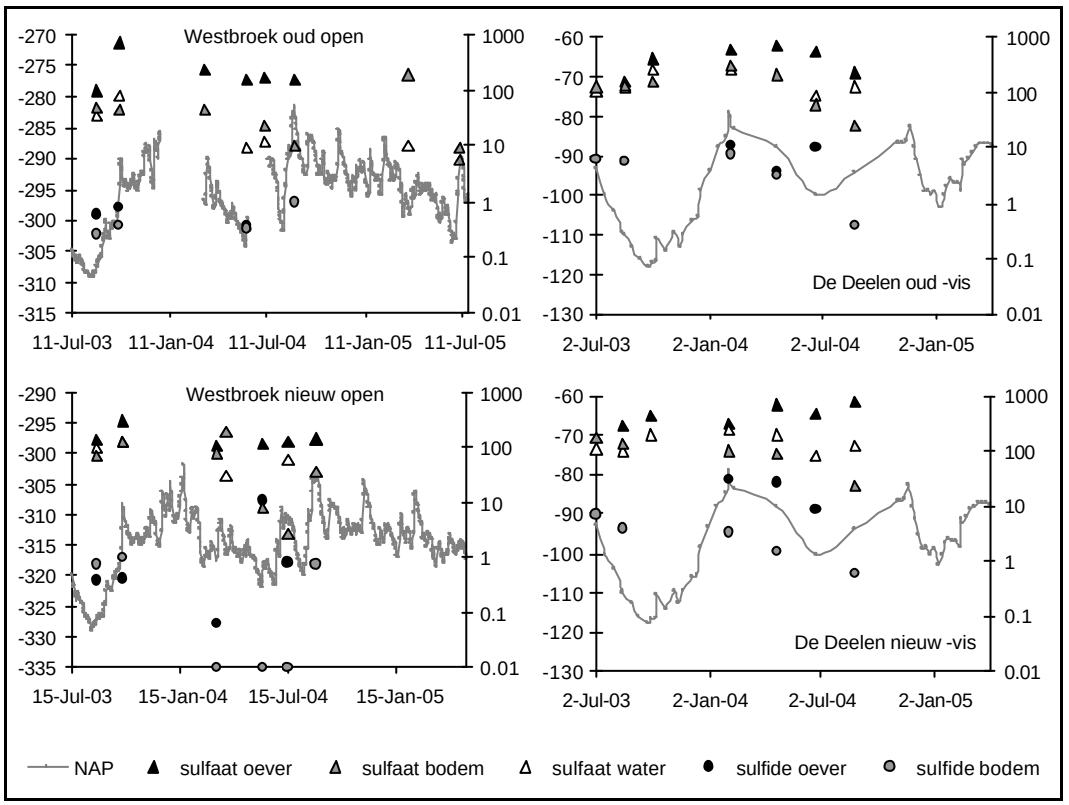
Er is in De Deelen geen ijzerrijke kwel beschikbaar om het vrijgekomen fosfaat te binden, gezien het feit dat het op basis van de waterbalansmetingen duidelijk een wegzijgingsgebied blijkt te zijn. In dat geval is het buiten houden van sulfaatrijk water en het toestaan van peilwisselingen dan ook erg belangrijk. De droge zomer van 2003, waarin het waterpeil flink daalde, lijkt dan ook een gunstig effect te hebben gehad. De fosfaatconcentraties in het bodemvocht en het oppervlaktewater zijn in deze periode enorm gedaald (Figuur 5.10 & 6.12). In 2005 blijken in de “oude” petgaten grote hoeveelheden ondergedoken waterplanten tot ontwikkeling te zijn gekomen zoals waterpest en stomp fonteinkruid, terwijl in de jaren daarvoor slechts drijfbladplanten voorkwamen met een geringe bedekking (Figuur 5.9). Of dit een gevolg kan zijn van het gewijzigde peilbeheer is echter onduidelijk. De sulfideconcentratie in de bodem neemt gedurende de onderzoeksperiode af van gemiddeld 5 tot 2,5 µmol/l.

In de onderzochte petgaten in Westbroek lijkt er op basis van de waterbalansmetingen in de vorige paragraaf sprake te zijn van netto wegzijging in plaats van kwel. Dit zou erop kunnen duiden dat er te weinig ijzer aangevoerd wordt om fosfaat te kunnen binden in de bodem. Dit is echter niet het geval, want de ijzer:fosfaat ratio’s in het bodemvocht liggen op alle monsterlocaties boven de 50. Wel is het zo dat het water in de aan- en afvoersloot (die langs de petgaten loopt) meer ijzer bevat dan het water in de petgaten zelf, wat waarschijnlijk betekent dat in andere delen van de polder Westbroek nog wel kwel voorkomt. Het is ook juist in deze sloot waar de meeste soorten waterplanten worden aangetroffen: 12, waarvan 3 rode lijst soorten. Bij isolatie van de petgaten valt deze bron van ijzerrijk water weg, maar tot nog toe is er geen daling geweest van ijzer in het water van de geïsoleerde petgaten. Daarvoor is de ijzerconcentratie in de bodem te hoog.

Er zijn verder nog geen trends te ontdekken in de water- en bodemkwaliteit als gevolg van de hydrologische isolatie. Hetzelfde geldt voor peilwisselingen (Figuur 5.10 & 5.11). Alleen de hardheid van het water lijkt iets te dalen. Ook is er geen verschil in de groei en ontwikkeling van waterplanten in de petgaten. Waterpest blijft de overheersende waterplant, een soort die het goed doet in helder, relatief fosfaatarm water met een bodem die rijk is aan ijzergebonden fosfaat (50-60 % van de totale hoeveelheid fosfaat in de bodem; zie Figuur 4.13).



Figuur 5.10 Peilverloop (linkeras, cm NAP) en fluctuaties in concentraties (rechteras, µM) fosfaat (cirkels) en ijzer (driehoekjes) in oevervocht, waterbodemvocht en oppervlaktewater in petgaten in Westbroek en De Deelen.



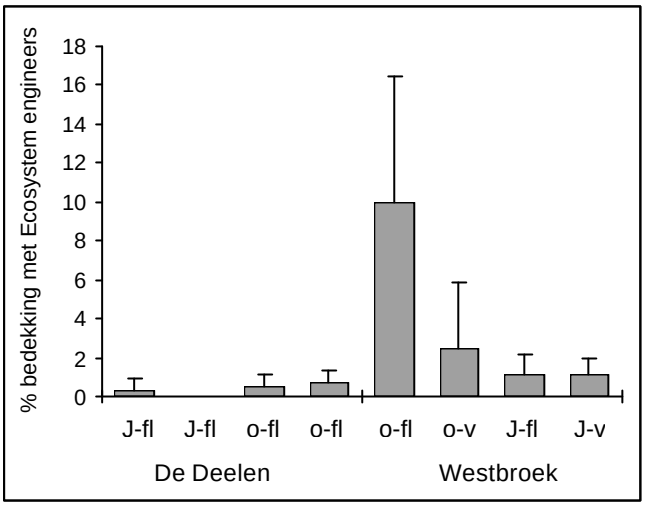
Figuur 5.11 Peilverloop (linkeras, cm NAP) en fluctuaties in concentraties (rechteras, µM) sulfaat (driehoekjes) en sulfide (cirkels) in oevervocht, waterbodemvocht en oppervlaktewater in petgaten in Westbroek en De Deelen.

Oeverkwaliteit
Een flexibel peilbeheer zoals nu in De Deelen is ingesteld, zal de zuurstofvoorziening van de bodem verhogen, waardoor concentraties gereduceerde elementen zoals ijzer(II) en sulfide zullen dalen en concentraties van geoxideerde elementen zoals sulfaat en driewaardig ijzer zullen toenemen. Tevens zullen waarschijnlijk de decompositie en mineralisatie versnellen, waardoor de beschikbaarheid van nutriënten zou kunnen toenemen. De fosfaat- en ammoniumconcentraties in oevervocht zullen daardoor bij een peildaling naar verwachting stijgen, anderzijds zou door een sterkere binding met ijzer(III) de fosfaatconcentratie kunnen dalen.

In figuur 5.10 zijn de fluctuaties weergegeven van ijzer(III) en fosfaat in het bodemvocht van de oevers (schaal op de rechter as) samen met het verloop in peilfluctuaties (linker as) voor vier van de acht petgaten. Te zien is dat de ijzer- en fosfaatwaarden van het oevervocht in elk petgat op verschillende wijze fluctueren (Figuur 5.10, gesloten symbolen). Er is geen duidelijk verband met het peilverloop. Het verschil tussen de beide zomers die qua peilniveau erg verschilden, is niet terug te vinden in verschillen in de ijzer- en fosfaatconcentraties in het poriewater van de oevers. In Westbroek is er een sterke correlatie tussen de ijzer- en fosfaatconcentratie van het oevervocht($r = 0.61$, $p=0.002$), maar in de De Deelen is geen correlatie gevonden ($r= -0.07$, $p=0.8$).

De sulfaat- en sulfideconcentraties in het oevervocht vertonen ook geen eenduidig verband met de fluctuaties in waterpeil (Figuur 5.11, gesloten symbolen). Wel is te zien dat in de petgaten van De Deelen, waar het waterpeil grotere fluctuaties kent, de sulfaat concentraties in 2004 meer variëren dan in Westbroek, waar de waterpeilfluctuatie kleiner is, en een minder duidelijk seizoensverloop kent. Ook is er, mede omdat het aantal meetpunten voor sulfide beperkt is, geen duidelijke overeenkomst tussen variaties in sulfaat en sulfideconcentraties in het oevervocht.

Oevervegetatie
In de oudere petgaten in beide gebieden werd op de oevers het verbond van Stijve zegge gevonden (de associatie *Caricetum paniculatae*). In Westbroek werd in de jongere petgaten kernsoorten van het verbond van moerasspirea, (de moerasspirea orde en de rompgemeenschap *Phalaris aruninacea [Convulvulo-filipenduletea]*) gevonden. Deze waren: Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Hennegras (*Calamagrostis canescens*), Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), Liesgras (*Glyceria maxima*), Pitrus (*Juncus effusus*), Rietgras *(Phalaris arundinacea*) en Wolfspoot (*Lycopus europaeus*) terwijl in De Deelen op de oevers vertegenwoordigers van de Pluimzegge- en Stijve zegge-associatie (Pluimzegge (*Carex paniculata*), Melkeppe (*Peucedanum palustre*) en Wolfspoot (*Lycopus europaeus*)) van als van het Wilgenbroekstruweelverbond (Grauwe wilg (*Salix cinerea*), Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*) en Hennegras (*Calamagrostis canescens*)) gevonden werden.
Een vergelijking tussen de vegetatiesamenstelling van petgatoevers in De Deelen voor en na het instellen van flexibel peilbeheer (2003 versus 2005) gaf aan dat de soorten die voor 2003 gevonden werden, ook in 2005 aanwezig waren. Het vegetatietype veranderde niet veel gedurende die periode. In de oude petgaten werden in 2003 voornamelijk vertegenwoordigers gevonden van het verbond van Stijve zegge, terwijl in 2005 soorten uit het verbond van Wilgenbroekstruweel zoals Grauwe wilg (*Salix cinerea*) talrijker werden. De ruigtesoort Hennegras (*Calamagrostis canescens*) bleek de enige soort die geheel nieuw in het gebied verschijnt in 2005.

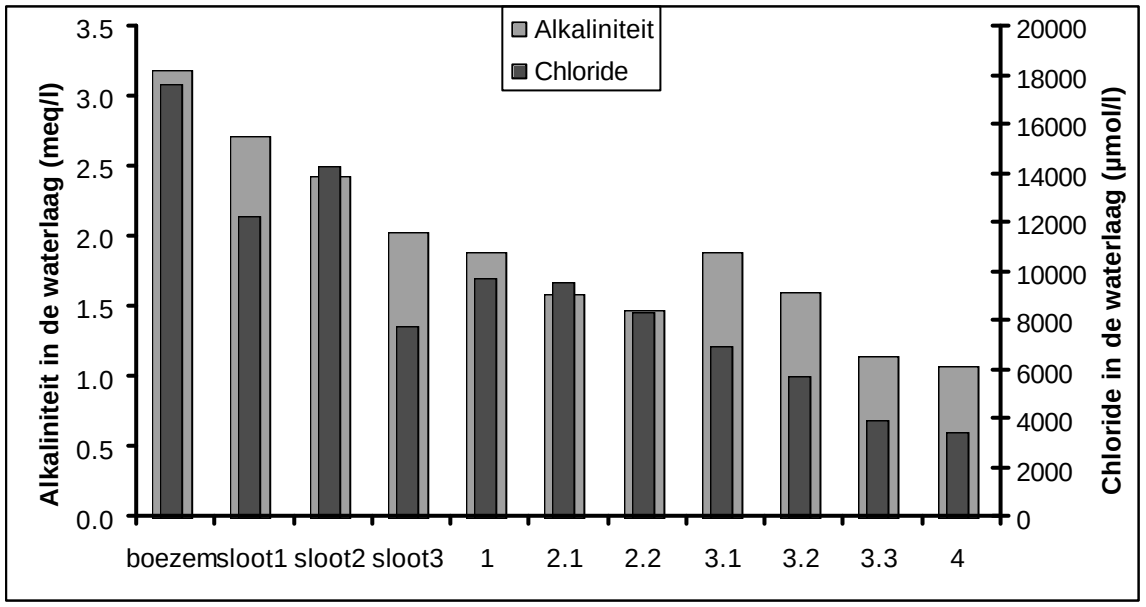


Figuur 5.12: Bedekkingspercentages van kraggenvormende ecosystem engineers in de verschillende petgaten in Westbroek en De Deelen. J: jonge petgaten, o: oude petgaten. Fl: met een fluctuerend peil (geïsoleerd), v: met een vast peil (open).

Na drie jaar van experimenteren met flexibel peil bleken in alle onderzochte petgaten relatief weinig kraggenvormers aanwezig, terwijl de verwachting was dat deze soorten door flexibel peil gestimuleerd zouden worden (Figuur 5.12). Alleen in Westbroek werd in het oude petgat met fluctuerend peil een hoog bedekkingspercentage van kraggenvormers gevonden in vergelijking met het controle petgat waar een vast peil gehandhaafd werd. Op basis van deze gegevens kan echter niet met zekerheid geconcludeerd worden dat dit verschil veroorzaakt wordt door peilfluctuaties. Andere factoren zoals een mogelijk verschil in startsituatie konden niet worden uitgesloten. Tevens werd deze trend noch in de jonge petgaten in Westbroek, noch in de petgaten in De Deelen gevonden.

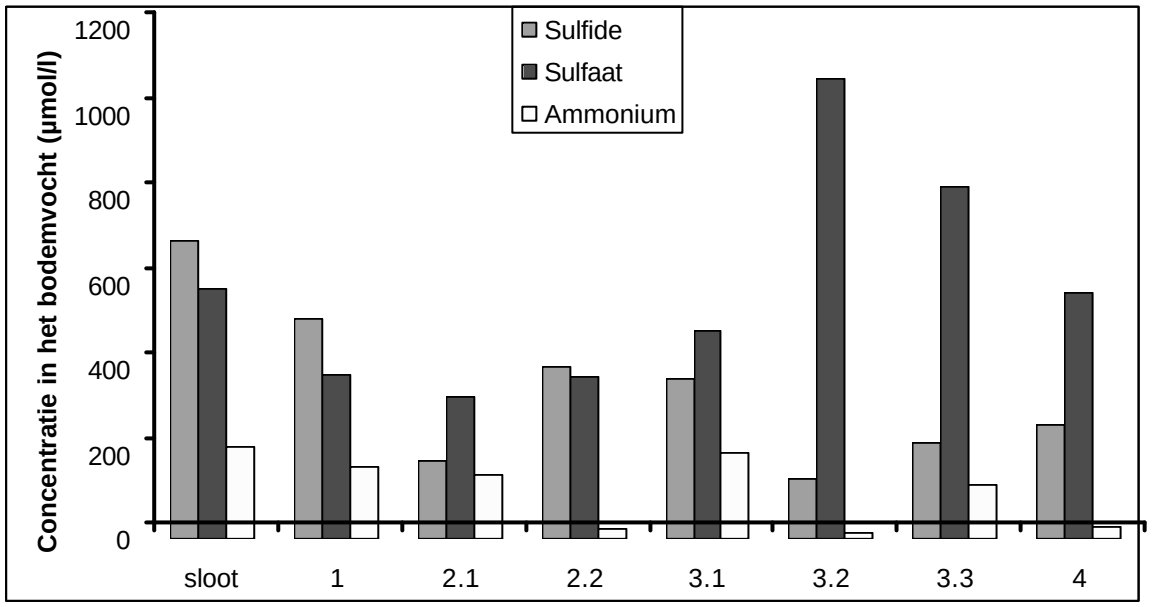
Isolatie van boezemwater (Ilperveld)

Aquatische fase
In het Ilperveld zijn verschillende petgaten gevolgd die in meer of mindere mate geïsoleerd liggen van het boezemwater (Figuur 5.3). Dat deze isolatie gradiënt van petgaten juist is gekozen, kan het best weergegeven worden aan de hand van de chlorideconcentratie en de alkaliniteit (bicarbonaat) in de waterlaag (Figuur 5.13). Deze zijn het hoogst in het boezemwater en de sloot die een aantal van de petgaten voeden, en nemen af naarmate een petgat meer geïsoleerd ligt. Daarnaast is het boezemwater een bron van nitraat en sulfaat voor de petgaten.



Figuur 5.13 Chlorideconcentratie en alkaliniteit in een isolatie gradiënt van petgaten in het Ilperveld.

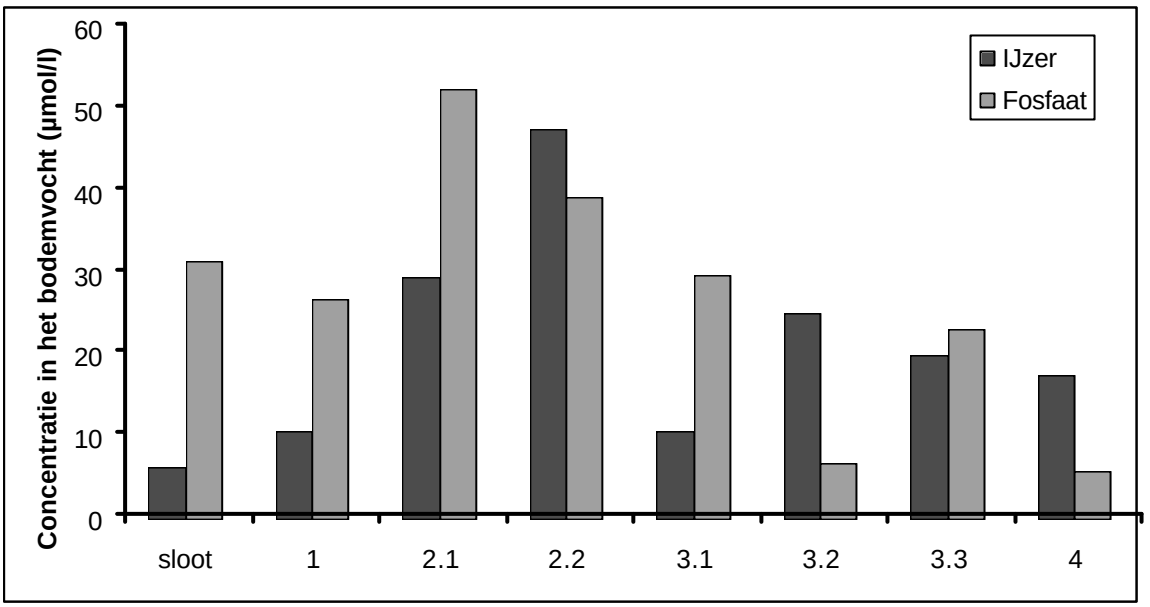
Het sediment van de meest geïsoleerde locaties is meer geoxideerd door een grotere peilfluctuatie, wat blijkt uit lagere sulfideconcentraties en hogere sulfaatconcentraties in het bodemvocht (Figuur 5.14). Dit blijkt vooral het geval te zijn na de droge zomer van 2003. Naast het gereduceerde, toxische sulfide, is er ook minder ammonium aanwezig door deze oxidatieprocessen. Daarnaast is de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht gunstiger in de meer geïsoleerde delen (Figuur 5.15). De fosfaatconcentratie in de waterlaag is echter overal hoog, behalve juist in het (troebele) boezemw ater.



Figuur 5.14 Concentraties sulfide, sulfaat en ammonium in het bodemvocht in een isolatie gradiënt van petgaten in het Ilperveld.

Monsterpunt 3.2 is een ondieper (hoger gelegen) deel van petgat 3, waardoor het bij lage waterstanden het meest geïsoleerd ligt van de 3 monsterlocaties in dit petgat. De ijzer:fosfaat ratio is dan ook het hoogst van alle punten (en ook het hoogst in 2003), terwijl het minste sulfide en ammonium in de bodem werd gemeten en het meeste sulfaat.

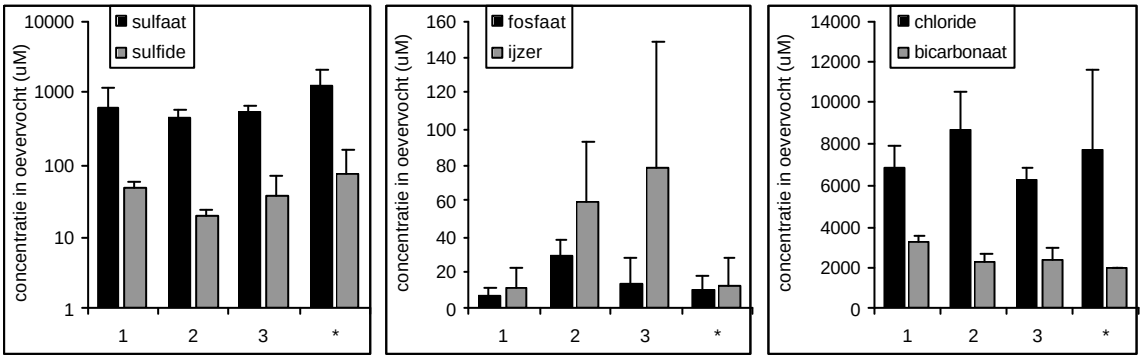
De verschillen zijn ook in de vegetatie terug te zien. Zo komt er in de meest geïsoleerde delen minder flab voor en groeien er vier tot zes soorten oeverplanten het water in, zoals Riet, Waterscheerling, Moerasvergeet-mij-nietje en Moerasandoorn. Bij monsterpunt 2.2 leidt dit tot de vorming van een drijvende mat. Op plaatsen die meer met boezemwater in contact staan, zijn er hooguit twee oeverplanten die het water in groeien.



Figuur 5.15 Concentraties ijzer en fosfaat in het bodemvocht in een isolatie gradiënt van petgaten in het Ilperveld.

Oeverkwaliteit

De mate waarin een petgat in verbinding staat met het open (boezemwater) zal waarschijnlijk zijn weerslag vinden in de kwaliteit van het oevervocht. Verwacht kan worden dat de concentraties sulfaat (en daarmee sulfide), fosfaat, ammonium en de turbiditeit, af zullen nemen naarmate een petgat meer geïsoleerd ligt. Totaal afgesloten petgaten zouden mogelijk een ander patroon kunnen vertonen doordat de concentraties dan afhankelijk meer afhankelijk zijn van verdamping, en niet van een (constante) aanvoer.



*Figuur 5.16 Effect van mate van isolatie van het boezemwater op de concentratie ijzer, fosfaat, sulfide sulfaat, chloride en bicarbonaat in het poriewater van oevers. 1: minst geïsoleerd 2: via korte sloot verbonden 3: via lange sloot verbonden *: volledig geïsoleerd petgat in ander deel van Het Ilperveld.*

De sulfaatconcentraties waren het hoogst in het meest geïsoleerde petgat (* in figuur 5.16), en het laagst in petgaten die via een sloot aan het open water verbonden waren. De sulfideconcentraties vertoonden een gelijk verloop aan de

sulfaatconcentraties. De ijzerconcentratie lijkt toe te nemen naarmate een petgat meer geïsoleerd ligt. De fosfaatconcentraties zijn het hoogst in het petgat dat door een korte sloot met het boezemwater verbonden is. Echter, het volledig geïsoleerde petgat had dezelfde ijzer- en fosfaatconcentraties in vergelijking tot het minst geïsoleerde petgat. De chlorideconcentraties lijken niet samen te hangen met de mate van isolatie van het petgat. De bicarbonaat concentratie is lager in meer geïsoleerde petgaten. Een mogelijke verklaring voor deze geringe verschillen kan zijn dat het inlaatwater al een redelijk lange afstand aflegt voor het de bemonsterde petgaten bereikt. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat de veenkwaliteit bepalender is voor de chemische samenstelling van het oevervocht (zie ook hoofdstuk 8.4) dan het oppervlakte water.

Tijdelijke peilverlaging Waterland
Wanneer de fosfaat-, sulfide-, sulfaat- en ammoniumconcentraties in Waterland vergeleken worden met andere laagveenwateren, blijkt dat deze extreem hoog zijn (zie Hoofdstuk 4). Vooral de sulfideconcentratie springt eruit (10-1000 keer zo hoog). Bovendien ligt de ijzerconcentratie erg laag, zodat er ook nauwelijks fosfaat en sulfide gebonden kan worden. Hierdoor is het op voorhand al erg moeilijk om de concentraties omlaag te krijgen naar waarden waarbij helder water mogelijk is en ondergedoken waterplanten kunnen gaan groeien.

Ondanks de tijdelijke droogval in een aantal slootvakken bleven de nutriëntenconcentraties extreem hoog in de meeste gevallen. De waterbodem wordt tijdens de periode van droogval wel enigszins geoxideerd, maar fosfaat, sulfaat en sulfide worden constant aangevuld uit het grondwater en diepere bodemlagen (Tabel 5.3). Ook komt er geen ijzer vrij in de bodem tijdens de periode van droogval, wat in eerdere experimenten in andere laagveengebieden wel gebeurde (Lucassen *et al*, 2004). Een ander probleem betreft de experimentele opzet. Doordat delen van de sloot ingedamd worden, kan er geen doorstroming plaatsvinden. Hierdoor bestaat de kans dat stoffen zich gaan ophopen en daardoor de resultaten beïnvloeden. Daarnaast spelen seizoensinvloeden een rol: zo zijn de fosfaat- en sulfideconcentraties van nature al hoger in de zomer.

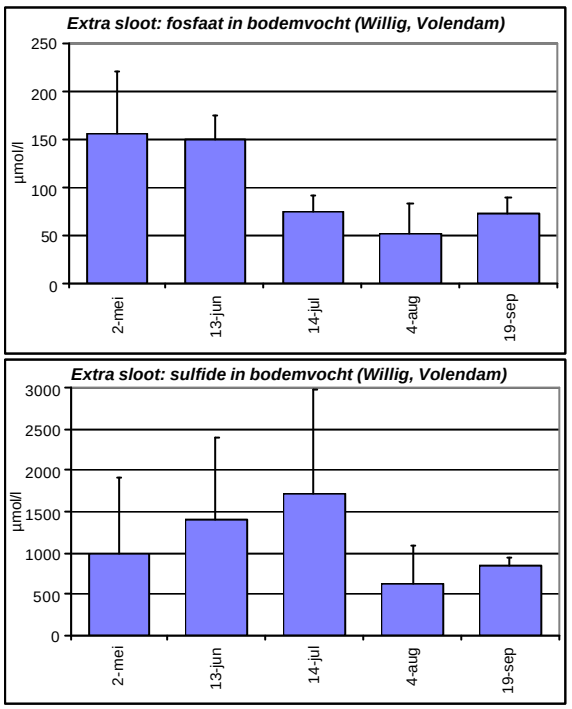
Tabel 5.3 Concentraties fosfaat, sulfide en sulfaat in het grondwater bij de boerensloten in Waterland.

Locatie	Fosfaat (µmol/l)	Sulfide (µmol/l)	Sulfaat (µmol/l)
Volendam	31	606	4072
Broek in Waterland	43	1409	2259
Jisp	28	470	551

De sulfideconcentratie lijkt slechts in één geval (Volendam) te dalen, nadat compartiment C en D droogvielen. Desondanks blijven de concentraties wel zo hoog (> 50 µmol/l), dat het giftig is voor ondergedoken waterplanten. In compartiment A daalde de sulfideconcentratie echter ook, terwijl het waterpeil daar niet veranderde. Wel nam alleen in compartiment C en D de sulfaatconcentratie enorm toe als gevolg van de oxidatie van sulfide (6-10 keer zoveel). Mogelijk hangt dit samen met baggerwerkzaamheden in compartiment A, waarbij tegelijk ook sulfide uit de sloot verwijderd is, zonder dat er sulfaat voor in de plaats kwam. In de sloot in Broek in Waterland nemen de sulfideconcentraties in de zomer van 2003 in alle compartimenten af, terwijl alleen compartiment C bijna droog stond in deze periode. Bovendien is hier nergens een toename in de sulfaatconcentratie te zien na de sulfidedaling (in de waterlaag nemen de sulfaatconcentraties zelfs af gedurende de zomermaanden). Oxidatie van sulfide lijkt hier dus niet aan de orde.

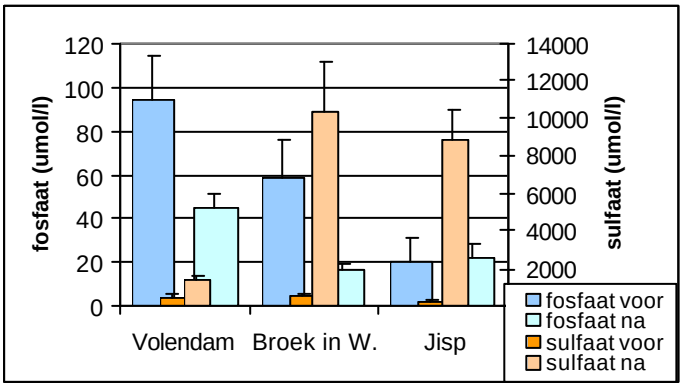
De fosfaatconcentratie in de waterlaag lijkt nauwelijks te reageren op waterpeilfluctuatie. Alleen in de sloot in Volendam daalde de fosfaatconcentratie in de periode dat drie van de vier compartimenten (bijna) droog stonden, maar ook in compartiment A gebeurde dat enigszins. Ook hierbij is tussentijds baggeren de mogelijke oorzaak. Opvallend was verder dat de fosfaatconcentraties van de bodem hier vrij duidelijk toenemen bij een toenemende chlorideconcentratie in de waterlaag.

Dit hangt waarschijnlijk samen met een zoutgradiënt vanuit het IJsselmeer. Een extra aan het experiment toegevoegde sloot in Volendam gaf betere resultaten (Figuur 5.17). Na het (vrijwel) droogvallen van de sloot omstreeks juni/juli 2003 dalen zowel de fosfaat- als sulfideconcentraties met meer dan de helft, al blijven de gedaalde waarden nog steeds erg hoog. De verwachte stijging in de sulfaat- en ijzerconcentraties blijft uit. Bodemanalyses laten zien dat er weinig ijzer beschikbaar is in de bodem en dat al het ijzer dat vrijkomt waarschijnlijk meteen aan het aanwezige fosfaat en sulfide bindt.



Figuur 5.17 Fosfaat- en sulfideconcentraties in een boerensloot in Volendam in de zomer van 2003. De sloot viel vanaf eind juni vrijwel droog.

In enkele gevallen kiemden er verschillende planten op de slootbodems die tijdelijk droog vielen. Het betrof in deze gevallen alleen oeverplanten (zoals riet) en geen onderwaterplanten die voor een “levende” boerensloot kunnen zorgen. Ook na het laten droogvallen van bodem in een kweekkamer kiemden er geen echte waterplanten. Dit is in overeenstemming met de resultaten van eerder zaadbankonderzoek door Van den Berg (pers. communicatie), waar gevonden werd dat er nauwelijks zaden van waterplanten in de bodem aanwezig zijn.



Figuur 5.18 Fosfaat- en sulfaatconcentraties voor en na het verdrogen van de bodems in het laboratorium.

Kunstmatige verdroging van de bodems in het laboratorium, onder ideale omstandigheden, zorgt niet voor een extreme pH daling (de pH daalt van ca. 6.9 naar ca. 5.5). Wanneer bodems slecht gebufferd zijn, zorgt oxidatie van ijzer en sulfide voor een sterke verzuring. In goed gebufferde systemen, zoals hier in Waterland, wordt het zuur gecompenseerd door andere verbindingen in de bodem. In zwak gebufferde systemen zijn pH dalingen van 7.5 naar ongeveer 3.5 waargenomen (Lucassen *et al*, 2002a), wat problemen oplevert door het vrijkomen van giftige metalen. Fosfaatconcentraties dalen aanzienlijk na verdroging van de bodem, terwijl sulfaat concentraties omhoog gaan (Figuur 5.18). Dit komt doordat ijzersulfides omgezet worden in sulfaat en ijzer, dat vervolgens het fosfaat kan vastleggen. Echter, ondanks dat fosfaatconcentraties verlaagd zijn, zijn deze nog steeds erg hoog. Zelfs bij een verlaging met meer dan 50% vallen de fosfaatconcentraties nog steeds onder extreem voedselrijke omstandigheden. Bij de bodems uit Jisp neemt de fosfaatconcentratie echter niet af. Dit zou kunnen komen door het feit dat hier veel minder ijzer vrijkomt in de bodem dat het fosfaat kan binden. Bovendien was de fosfaatconcentratie hier al veel lager dan op de andere locaties. De ijzerconcentraties in de bodem zijn in ieder geval niet hoog genoeg om alle fosfaat te kunnen binden.

5.5 Conclusies; betekenis voor het beheer

Waterbalansen
In De Deelen zijn waterbalansen opgesteld voor drie verschillende periodes. Ze komen alledrie uit op een lichte wegzijging van ongeveer 0,30 mm per dag. Hiervoor zijn wel een aantal aannames gedaan. De verschillende stijghoogtes in het gebied en het grotendeels lagere polderpeil rondom De Deelen, duiden echter ook op wegzijging. Het gebied wordt verder voornamelijk beïnvloed door neerslag en verdamping. Uit de balansen is duidelijk geworden dat aanvoer van ijzerrijke kwel geen rol speelt in De Deelen.

In Westbroek zijn waterbalansen opgesteld in twee afgesloten petgaten gedurende een jaar. Ook hier is het resultaat een lichte wegzijging van 0,40 tot 0,50 mm per dag. Slechts in de zomer lijkt er sprake te zijn van enige kwel. Gezien de ijzerrijke bodem en het feit dat er elders in het gebied nog wel kwel voorkomt, was dit resultaat niet verwacht. In korte balansperiodes met weinig neerslag is er zelfs de meeste wegzijging van water in de afgesloten petgaten, terwijl er in periodes met veel regen juist veel toestroom van water is. Deze vreemde conclusies kunnen te maken hebben met onzekerheden in de balansberekeningen. Vooral de rol van de legakkers bij zijdelingse wateruitwisseling is nog niet erg duidelijk. Mogelijk is deze factor belangrijker dan gedacht werd.

Peilbeheer
Over het algemeen zijn er weinig verschillen in water- en bodemkwaliteit tussen geïsoleerde en niet geïsoleerde petgaten, en ook in de tijd zijn er weinig trends te ontdekken. De droge zomer van 2003 zorgt in De Deelen wel voor een daling in de fosfaatconcentratie, die na een periode met hoger peil weer steeg. In Westbroek had één van de afgesloten petgaten een hogere bedekking met kraggenvormende ecosystem engineers, maar dit was niet duidelijk te herleiden tot de isolatiemaatregel. Het duidelijkste effect van isolatie op de biogeochemie werd in het Ilperveld waargenomen. De meest geïsoleerde petgaten verkeren in de meest oxidatieve staat, wat betekent dat er minder gereduceerde stoffen (sulfide, ammonium) aanwezig zijn in de bodem en meer sulfaat en geoxideerd ijzer. Ook de ijzer:fosfaat ratio en de fosfaatconcentratie in het bodemvocht van deze petgaten zijn lager.

Een reden voor het uitblijven van effecten in de meeste gevallen is dat het niet in alle gevallen gelukt is om volledige isolatie te bereiken (De Deelen) of dat het peil niet ver genoeg uitzakte in de zomer. Ook kan er, naast kwel of wegzijging, zijdelingse toestroom zijn van water door legakkers heen (Westbroek). Daarnaast speelt nalevering van voedingsstoffen uit de bodem een belangrijke rol. Het kan daardoor

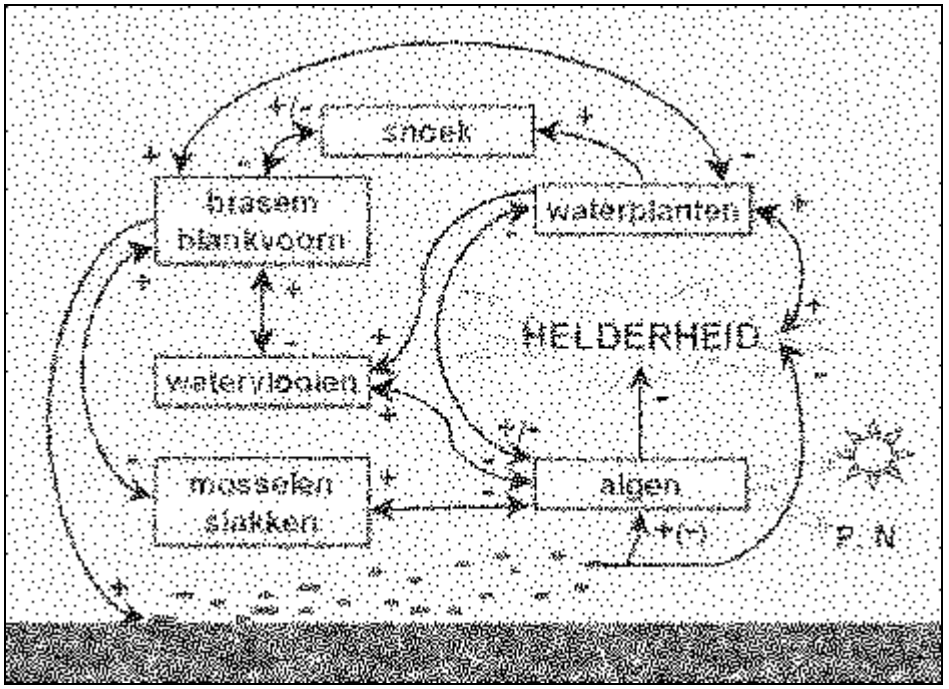
vele jaren duren, voordat deze nalevering drastisch verminderd is, ook na hydrologische isolatie. Uit onderzoek van onder andere Lucassen *et al*. (2004) in broekbossen is echter wel gebleken dat een natuurlijke peilfluctuatie, in combinatie met afvoer van water in de winter, bijdraagt aan de verbetering van de biogeochemische situatie en de vegetatieontwikkeling.

Uit de resultaten van het peilexperiment in boerensloten in Waterland, een voormalig brak veenweidegebied in Noord-Holland, blijkt dat het instellen van een natuurlijk waterpeil met droogval in de zomer in brakke venen wel degelijk werkt, maar er niet altijd voor zorgt dat de fosfaat- en sulfideconcentraties voldoende verlaagd worden. De oorzaak hiervan is de extreem hoge concentratie fosfaat en sulfaat in zowel oppervlaktewater, bodem als grondwater. Bovendien is de concentratie aan sulfide in bodemvocht en grondwater extreem hoog in deze voormalige brakwatergebieden. In combinatie het wegvallen van chloridetoxiciteit als gevolg van verzoeting heeft dit geleid tot hoge dichtheden van algen en cyanobacteriën, en de afwezigheid van onderwatervegetatie. De conclusie die hieruit getrokken kan worden, is dan ook dat de extreme eutrofiëring van verzoete brakwatervenen onvoldoende aangepakt kan worden via peilfluctuatie.

6 Visstandsbeheer & Actief Biologisch Beheer

6.1 Inleiding

Algemeen
In een voedselweb kunnen meerdere trofische niveaus worden onderscheiden (Figuur 6.1), die topdown gemanipuleerd kunnen worden door het dunnen van planktivore vis, waardoor de concentratie watervlooien en daarmee ook de begrazingsdruk en sedimentatie zal toenemen. Bovendien kan de populatie benthivore vis gedund worden, waardoor er minder omwoeling van het sediment zal plaatsvinden. Ook neemt het transport van bodemnutriënten naar de waterlaag af door een verminderde excretie door de benthivore vis. Door deze mechanismen neemt de productiviteit van de waterlaag af. Door een voldoende hoge begrazingsdruk blijft of wordt het lichtklimaat onder water gunstig voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Dit biedt een gunstig habitat voor roofvissen, waardoor de populatie planktivore en benthivore vis minder snel kan uitbreiden. Het op deze manier aanpakken van de eutrofiëring via een topdown systeembenadering wordt biomanipulatie of Actief Biologisch Beheer (ABB) genoemd.



Figuur 6.1 Schema van de belangrijkste trofische interacties in (laagveen)wateren. Gewijzigd naar Meijer & De Boois (1998).

Na een aantal jaren van stilte is er de laatste jaren weer een aantal ABB-projecten in Nederland van start gegaan. Relevante projecten voor het OBN onderzoek aan laagveenwateren zijn op dit moment met name Terra Nova (Loosdrecht) en De Deelen (Friesland). In deze projecten is reeds visstandbeheer uitgevoerd en worden de reacties op dit beheer onderzocht. Onderstaand wordt kort ingegaan op de aanpak van de uitdunningsvisserijen in Terra Nova en de Deelen. Vervolgens worden de resultaten besproken en bediscussieerd.

Terra Nova
De 85 hectare grote plas Terra Nova (Figuur 6.2) is onderdeel van het terrein van het Waterleidingbedrijf Amsterdam en is in 1993 aangewezen als beschermd natuurmonument. Op dit terrein ligt een tot 8 meter diepe waterwinplas met een zandbodem, die geflankeerd wordt door de Loenderveense plas aan de oostkant en Terra Nova aan de westkant. Door verminderde kweldruk als gevolg van diepe polders en waterwinning in het Gooi werden sinds de dertiger jaren van de 20e eeuw ten behoeve van peilbeheer steeds grotere hoeveelheden suppletiewater noodzakelijk, dat rijk is aan onder andere chloride, sulfaat en bicarbonaat. Als gevolg hiervan vindt in de waterlaag periodiek algenbloei plaats, tot voor kort gekenmerkt door een dominantie van cyanobacteriën. Bijkomende effecten waren een zeer gering doorzicht, weinig tot geen zoöplankton, afwezigheid van ondergedoken waterplanten en de afwezigheid van een verlandingssuccessie via submerse en emerse naar terrestrische macrofyten, kenmerkend voor ongestoorde laagveenplassen. Alleen op beschutte plaatsen in de zuidpunt groeien veel ondergedoken waterplanten. Dit zijn voornamelijk Gedoornd hoornblad, maar ook Waterpest, Schedefonteinkruid, Gekroesd fonteinkruid, Stompbladig fonteinkruid en zelfs enkele exemplaren Krabbenscheer. Over de hele plas zijn wel nymphaeïde waterplanten te vinden: Watergentiaan, Gele plomp en Witte waterlelie. De bodem van de plas bestaat overal uit een meters dikke laag slib en afgebroken veen.
Het Waterleidingbedrijf probeert de natuurwaarden zo veel mogelijk te herstellen en hanteert hierbij als streefbeeld de situatie van rond 1930: een heldere veenplas met een stevige veenbodem en met ondergedoken waterplanten, verlandingsvegetaties en bijbehorende (avi-) fauna. Als suppletiewater kan water afkomstig uit de Bethunepolder worden gebruikt, dat na voorbehandeling een zoveel mogelijk gebiedseigen, oorspronkelijk kwelwaterkarakter heeft. Nadat dit water door het



Figuur 6.2 Luchtfoto van Terra Nova en omgeving (L. Lamers).

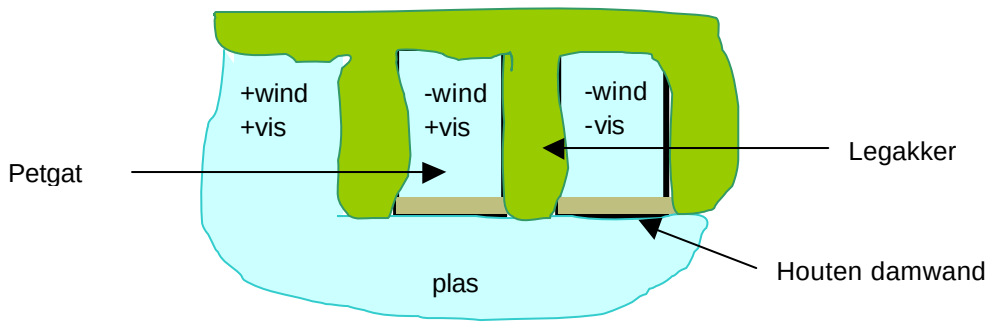
natuurgebied is getrokken, wordt het gebruikt voor drinkwaterproductie. De belangrijkste knelpunten zijn een onvoldoende waterkwaliteit (nutriënten en macro-ionen), de waterhelderheid (algengroei, opgewerveld materiaal), het peilbeheer (onnatuurlijk verloop), de onderwaterbodem (slibvorming; nalevering van fosfor), de samenstelling van de visfauna (hoog aandeel brasem), de gebrekkig ontwikkelde oevervegetatie en het ontbreken van (natuurlijke) successie (verlanding en verbossing).

De Deelen
De Deelen is een laagveenmoeras gelegen in het Lage Midden van Friesland dat is omringd door diep ontwaterde cultuurgronden. De directe begrenzing aan de zuid- en oostzijde vormt de Hooivaart. Deze is onderdeel van de Friese boezem (Rijnwaterkwaliteit) en speelde tot circa 1995 een belangrijke rol in de watervoorziening van het gebied (Claassen, 1994; Claassen, 1998). De Deelen is sinds 1960 bestemd als natuurgebied en maakt onderdeel uit van de Ecologische Hoofdstructuur. Het gebied is tevens beschermd in het kader van de Conventie van Ramsar, vanwege het rijke broedvogelbestand. Het gebied heeft een oppervlakte van circa 500 hectare, waarvan circa 45 procent uit open water bestaat en circa 37 procent uit grasland. Het overige oppervlak bestaat uit riet, bos en struweel. Het open water bestaat uit petgaten, waarin de windwerking als gevolg van de onbeschutte ligging relatief groot is. De petgaten zijn voor het merendeel via een centrale vaart (Oude Deel) met elkaar verbonden. Door wijzigingen in de waterhuishouding in de directe omgeving is grondwaterkwel in het gebied verdwenen en vindt zelfs wegzijging plaats. Er wordt zoveel mogelijk een natuurlijk peilbeheer gehanteerd. Alleen als er erg veel waterverlies is in de zomer en het peil daalt onder de -1.20 m NAP, wordt ter compensatie water ingelaten uit een nabijgelegen, voormalige grindwinplas. Als gevolg van verdroging en eutrofiëring is de Deelen soortenarm. Ter plaatse komen naast Gele plomp en Waterlelie sporadisch Stomp fonteinkruid en Zannichellia voor. Krabbenscheer, waarschijnlijk uitgezet, komt slechts voor in één van de petgaten.

6.2 Onderzoeksmethoden

Biomanipulatie experiment Terra Nova
In opdracht van Waterleidingbedrijf Amsterdam zijn in de winter van 2002-2003 in Terra Nova twee petgaten met een oppervlak van ongeveer 0,5 ha visdicht afgesloten door middel van een houten damwand (Klinge, 2003; Figuur 6.3). In één petgat, hierna aangeduid als petgat "-wind -vis", is de visstand uitgedund tot de volgende niveaus (Tabel 6.1):

- 10 tot 15 kg/ha planktivore (watervlooienetende) vis; dit zijn ruwweg alle vissen <15 cm;
- 15 tot 25 kg/ha benthivore (bodemvoedseletende en bodemwoelende) vis. Dit zijn ruwweg alle overige vissen behalve roofvissen.



Figuur 6.3 Schematische weergave van het biomanipulatie experiment in Terra Nova.

In het andere afgesloten petgat is na uitdunning een visstand van ruim 200 kg/ha aangebracht die overeenkomt met de visstand in de rest van het gebied (hierna aangeduid als petgat "-wind +vis"). In april 2004 is dit petgat nogmaals uitgedund en herbezet. Voor het handhaven van het peil staan beide afgesloten petgaten in verbinding met het open water door een klein rooster (± 0.5 m^2). Gebleken is dat vismigratie door broed enigszins mogelijk is, maar om dit effect te minimaliseren is gedurende het gehele jaar nagevist. Daarnaast is er een referentie petgat gekozen, waar in het eerst jaar niet werd ingegrepen in de visstand en waar ook de windwerking niet gereduceerd werd (hierna aangeduid als petgat "+wind +vis").

Tabel 6.1 Biomassa vis (kg per ha) voor herbezetting van het petgat -wind +vis (Klinge, 2003).

Lengteklassen	Totaal	0+	>0+-14	15-24	25-39	>-40
blankvoorn	9.7	3.3	4.6	1.8	-	-
brasem	88.8	15.4	24.0	7.9	11.4	30.1
zeelt	5.8	-	-	-	1.2	4.6
totaal	104.3	18.7	28.6	9.8	12.6	34.7
per hectare	208.6	37.4	57.1	19.5	25.2	69.3

Monitoring is uitgevoerd in samenwerking met Witteveen+ Bos, Bureau Waardenburg en Aqua Terra. Samen met Onderzoekcentrum B-Ware zijn diverse metingen uitgevoerd om een beeld te vormen van de dominante abiotische processen (Brouwer & Smolders, 2004). Op verschillende plaatsen in de plas zijn sedimentprofielen bekeken tot op de zandondergrond en is de sedimentsamenstelling geanalyseerd. In de drie petgaten zijn waterkwaliteit en samenstelling van het bodemvocht gedurende drie groeiseizoen gevolgd. Per vak zijn 6 ceramische cups geplaatst op een diepte van ongeveer 20 centimeter in de sliblaag, door deze vast te binden aan diep in de bodem gestoken houten palen. Daarnaast zijn per vak twee grondwaterbuizen geplaatst, waarvan het filter zich bevond op 1.60 tot 1.90 meter, respectievelijk 3.50 tot 3.80 meter onder de waterlijn. Ook zijn grondwaterbuizen geplaatst in het zuidelijk deel van de plas, waar nog verschillende kenmerkende waterplanten voorkomen. Verder zijn in elk petgat drie polycarbonaat cilinders geplaatst (Ø 1m; hoogte 1.75m), waarvan de open onderkant enkele decimeters in het sediment steekt. Hierin is de waterkwaliteit en vegetatieontwikkeling gevolgd. Tenslotte is een aantal processen gevolgd middels een aquariumexperiment onder gecontroleerde omstandigheden.

Hiervoor is op 28 maart 2003 in het petgat met vis op drie diepten sediment verzameld met behulp van een bodemhapper: oppervlakkig (0-20 cm diep in het sediment), middeldiep (20-40 centimeter in het sediment) en diep (90-110 centimeter in het sediment). Het bodemmateriaal is vervoerd in 100 liter polyethyleen bakken die van boven werden afgedicht met doorzichtige plastic zakken. Intussen werden 24 aquaria op een lichte plaats bij een raam op het westen in het laboratorium geplaatst. Na opslag bij buitentemperatuur (ongeveer 5 graden) zijn de bodems op 2 april in de aquaria geplaatst. De aquaria hadden 25 x 25 centimeter bodemoppervlak en waren 30 centimeter hoog. In elk aquarium is 5 liter sediment aangebracht en hierop is onmiddellijk daarna voorzichtig 2 liter gedemineraliseerd water aangebracht. Tevens zijn kleine ceramische cups met een lengte van 10 cm en een doorsnede van enkele millimeters horizontaal in de bodem geplaatst op een diepte van ongeveer 5 centimeter. Op 6 mei is bodemvocht verzameld door vacuüm getrokken injectiespuiten aan de ceramische cups te hangen en op 8 mei zijn de behandelingen gestart (Tabel 6.2).

Tabel 6.2 Overzicht van de behandelingen in de proef met het sediment van Terra Nova. Werveling = wel of geen opwerveling veroorzaakt. Plant = wel of geen Gele plomp kiemplanten aangebracht.

Behandeling (aantal)	Sediment	Bicarbonaat (mmol/liter)	Sulfaat (mmol/liter)	Werveling +/-	Planten +/-
Ondiep, plant (3)	Ondiep	2	0	-	+
Ondiep, controle (3)	Ondiep	2	0	-	-
Ondiep, wervel (3)	Ondiep	2	0	+	-
Ondiep, wervel + S (3)	Ondiep	2	2	+	-
Midden, controle (2)	Midden	2	0	-	-
Midden, plant (2)	Midden	2	0	-	+
Midden, sulfaat (2)	Midden	2	2	-	-
Diep, controle (2)	Diep	2	0	-	-
Diep, plant (2)	Diep	2	0	-	+
Diep, sulfaat (2)	Diep	2	2	-	-

Voedselwebrelaties Terra Nova

Om de effecten van afvissing en wind (de 2 factoren waarop het beheer in Terra Nova invloed heeft ingegrepen) op algenbloei en de rest van het aquatisch voedselweb te beschrijven, zijn de volgende gegevens verzameld in de periode van 12 februari - 25 november 2003:

- Wekelijks/tweewekelijks:
  - veldmetingen; O_2, Secchi diepte, temperatuur, pH
  - fytoplankton gemeten als chlorofyl-*a*
  - totaal anorganisch koolstof (DIC)
  - abundantie en soortensamenstelling zoöplankton
  - vetzuurprofiel en δ^{13}C-ratio's (fytoplankton en zoöplankton)
- Maandelijks:
  - labelen van veld monsters voor de bepaling van de groeisnelheid van eukaryoten & cyanobacteriën (Figuur 6.4)

Biomanipulatie is een belangrijke, veelvuldig toegepaste, maar niet altijd even succesvolle methode om plassen met troebel water weer helder te krijgen. Biomanipulatie beoogt de relaties in het voedselweb te veranderen, dusdanig dat er meer graas op algen ontstaat. Een voedselweb is echter complex. Juist die complexiteit van het voedselweb draagt bij aan de onvoorspelbaarheid van biomanipulatie. Onze studie was erop gericht beter inzicht te krijgen in hoe het voedselweb (interacties tussen algen en hun begrazers) verandert als gevolg van biomanipulatie. Het voedselweb vóór en na afvissing werd in kaart gebracht met behulp van stabiele isotopen van vetzuren (zie onder).

Hoeveelheid en samenstelling van het fytoplankton zijn gemeten met een fluorescentie methode (phytopam); hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen het chlorofyl gehalte in groenalgen, cyanobacteriën en diatomeeën. Aantallen en soortsamenstelling van het zoöplankton is bepaald onder de microscoop. De concentratie CO_2 is berekend uit totaal opgelost anorganisch koolstof (DIC), waarbij gecorrigeerd is voor temperatuur, pH en het volume van de monsters.

Voor de vetzuursamenstelling en -analyse is gewerkt met een methode genaamd stabiele isotoop ratio massa spectrometrie. Hierbij wordt de verhouding tussen ^{13}C en ^{12}C per vetzuur, gemeten als ratio δ^{13}C (‰). Door de vetzuursamenstelling van het aanwezige fytoplankton en zoöplankton te vergelijken kunnen verbanden tussen de trofische niveaus aangetoond wordt (wie-eet-wie). Omdat zoöplankton de vetzuursamenstelling overneemt van de bron welke het eet kan een eventuele preferentie voor een algengroep zichtbaar gemaakt worden.

De relevantie van genoemde metingen zal verder duidelijk worden uit resultaten en vooral uit conclusies van de monitoring van Terra Nova. In het kort: afvissing zal naar

verwachting leiden tot veranderingen in de abundantie en soortensamenstelling van het fyto- en zoöplankton. We verwachten een afname van fytoplankton, vooral van cyanobacteriën en een toename van zoöplankton. Deze verschuivingen zullen naar verwachting ook leiden tot een ander voedselweb. Meer nog dan voorheen zullen (kleine) groenwieren, kiezelwieren etc. de basis van het voedselweb gaan vormen. Veranderingen in het voedselweb worden in kaart gebracht door de toepassing van stabiele isotopen. Als laatste wordt onderzocht of de groeisnelheid van fytoplankton veranderd door de ingreep in het visbestand. Groeisnelheid is relevant, immers het is juist de opbloei van cyanobacteriën die voor overlast zorgt in veel eutrofe plassen.



Figuur 6.4 Bepaling groeisnelheid van algen (labeling)

Voor de onderzoeks- en monitoringsmethoden in De Deelen zie Hoofdstuk 4; Milieukwaliteit en biodiversiteit onderdeel 4.2 (Onderzoeksmethoden).

Opschaling Terra Nova
Een uitdunning van de visstand in de gehele plas heeft plaatsgevonden in de periode van het najaar van 2003 (week 39) tot en met het voorjaar van 2004 (week 24). Ook het referentie petgat is op deze manier uitgedund, waardoor het in feite een petgat "+wind -vis" is geworden. Er is gebruik gemaakt van de volgende vangtuigen:
- fuiken
- zegen
- kieuwnetten
- elektrovisapparatuur

Het doel van de uitdunning was om de visstand terug te brengen tot de volgende niveaus:
- 10 tot 15 kg/ha planktivore (watervlooienetende) vis; dit zijn ruwweg alle vissen <15 cm
- 15 tot 25 kg/ha benthivore (bodemvoedseletende en bodemwoelende) vis. Dit zijn ruwweg alle overige vissen behalve roofvissen.

Bij de uitdunning zijn beschermde en gewenste (plantminnende) soorten zoals ruisvoorn, zeelt, kroeskarper e.d. zoveel mogelijk teruggezet. Van alle vangsten is de soort- en lengtesamenstelling bepaald, zodat een exact inzicht in de verwijderde hoeveelheden vis bestond. Teneinde vast te stellen of de gewenste uitdunningsniveaus inderdaad bereikt zijn hebben er verschillende controles plaatsgevonden:
- Voorafgaand aan de uitdunningsvisserijen is een gestandaardiseerde bemonstering uitgevoerd conform het STOWA Handboek Visstandbemonstering. Hierbij is de omvang en (soort- en lengte-)samenstelling van de visstand geschat. Na afloop van de uitdunningsvisserijen is er wederom een bemonstering uitgevoerd, waarbij is beoordeeld of de verwijderde hoeveelheden vis overeenkwamen met de geschatte omvang en samenstelling van de visstand voor en na de uitdunning.

- Tijdens de uitdunning zijn bekende hoeveelheden gemerkte vissen teruggezet. Op basis van de vangsten tijdens het verdere verloop van de visserijen (en de hoeveelheden gemerkte en ongemerkte vissen hierin) is een Petersen-schatting van de omvang van het bestand op het moment van merken gemaakt. Ook deze is vergeleken met de vooraf geschatte visstand en de verwijderde hoeveelheden tot aan het moment van het merk-terugvang experiment.

Biomanipulatie experiment De Deelen
In opdracht van Staatsbosbeheer heeft in De Deelen in maart 2004 visstandbeheer plaatsgevonden in vier kunstmatig afgesloten petgaten (Figuur 6.5), waarvan er twee noordelijk (gegraven omstreeks 1960) en twee zuidelijk (gegraven omstreeks 1925) gelegen zijn in het gebied. De noordelijk gelegen petgaten zijn 1 tot 1,5 meter diep met een oppervlakte van ongeveer 3,7 hectare. De zuidelijk gelegen petgaten zijn 0,6 tot 1 meter diep met een oppervlakte van ongeveer 3 hectare. In het vervolg worden deze petgaten respectievelijk “nieuw” en “oud” genoemd. De opzet van het experiment was om in zowel een oud als een nieuw petgat de visstand uit te dunnen tot beneden dezelfde niveaus als genoemd bij Terra Nova (Bonhof et al., 2004). Deze petgaten worden in het vervolg aangeduid met “-vis”:
- 10 tot 15 kg/ha planktivore (watervlooienetende) vis;
- 15 tot 25 kg/ha benthivore (bodemvoedseletende en bodemwoelende) vis.

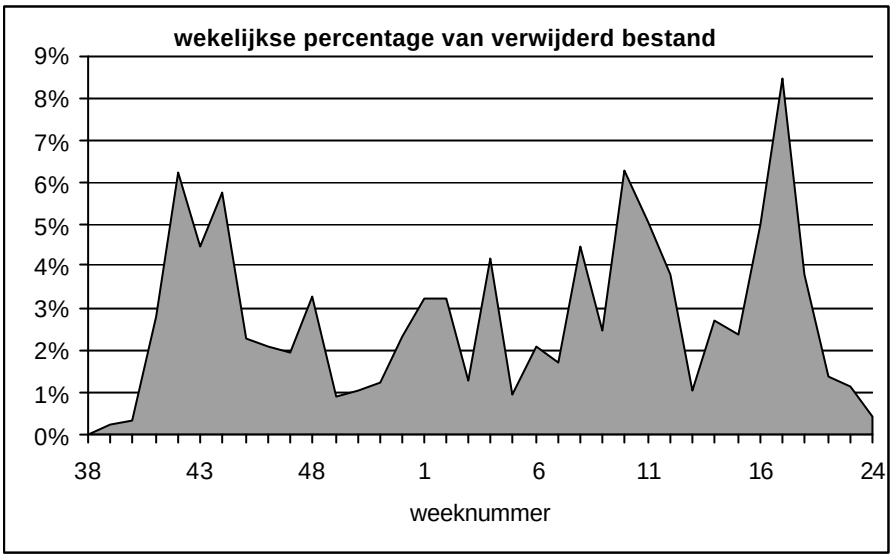
In de twee andere petgaten (ook een oud en een nieuw petgat) zou een referentievisstand worden aangebracht gelijkend op de visstand in de rest van het gebied. Deze petgaten worden in het vervolg aangeduid met “+vis”:
- 125 kg/ha brasem
- 10 kg/ha blankvoorn
- 8 kg/ha snoek
- 3 kg/ha baars
- 2 kg/ha zeelt

Verder zijn er door het Wetterskip Fryslân kooien geplaatst, waarin Stomp fonteinkruid, Groot blaasjeskruid en Krabbenscheer zijn geënt. Zij hebben een monitoringsprogramma opgezet om de effecten van flexibel peilbeheer en visstandbeheer te kunnen volgen. Hierbij is de waterkwaliteit en de ontwikkeling van macrofyten gevolgd. De monitoringsperiode bedroeg 3 jaren (2003-2005). Daarnaast hebben we zelf aanvullende metingen gedaan aan bodem, bodemvocht en algensamenstelling.

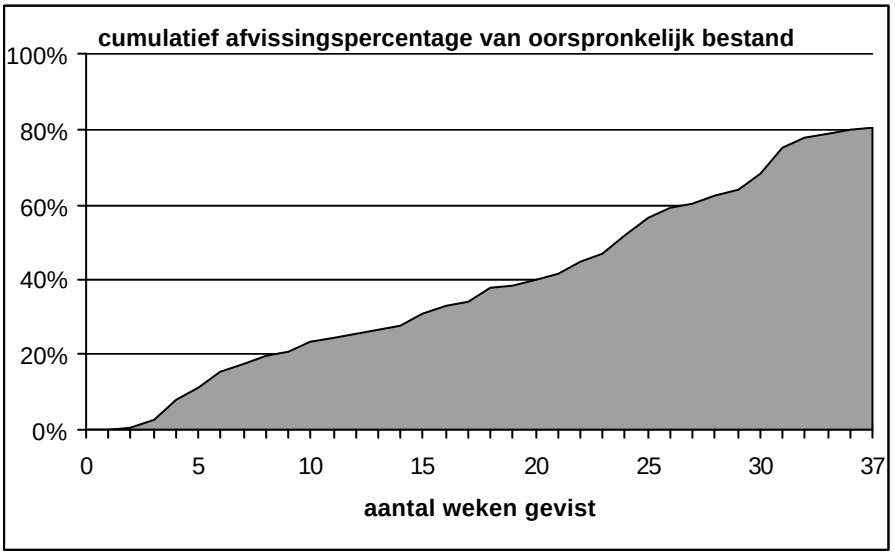

Figuur 6.5 Kunstmatig afgesloten petgat in De Deelen.

6.3 Resultaten en discussie

Uitdunning Terra Nova
In totaal is bij de uitdunning van de hele plas 16.668 kg vis (196 kg/ha) verwijderd. In Figuur 6.6 en 6.7 zijn de verwijderde hoeveelheden vis per week en cumulatief (in %) weergegeven.

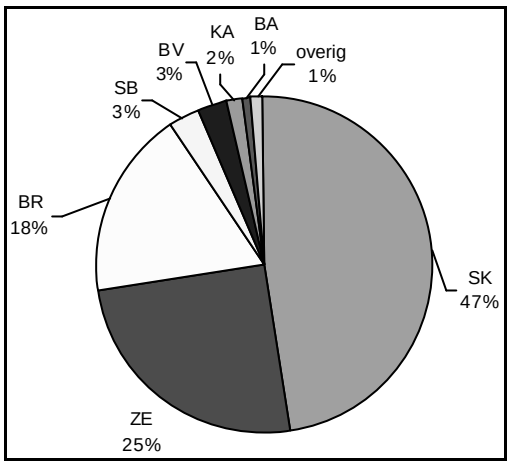


Figuur 6.6 Wekelijks verwijderde hoeveelheden vis in Terra Nova (in %).



Figuur 6.7 Cumulatief verwijderde hoeveelheden vis in Terra Nova per week (in % van het oorspronkelijke bestand).

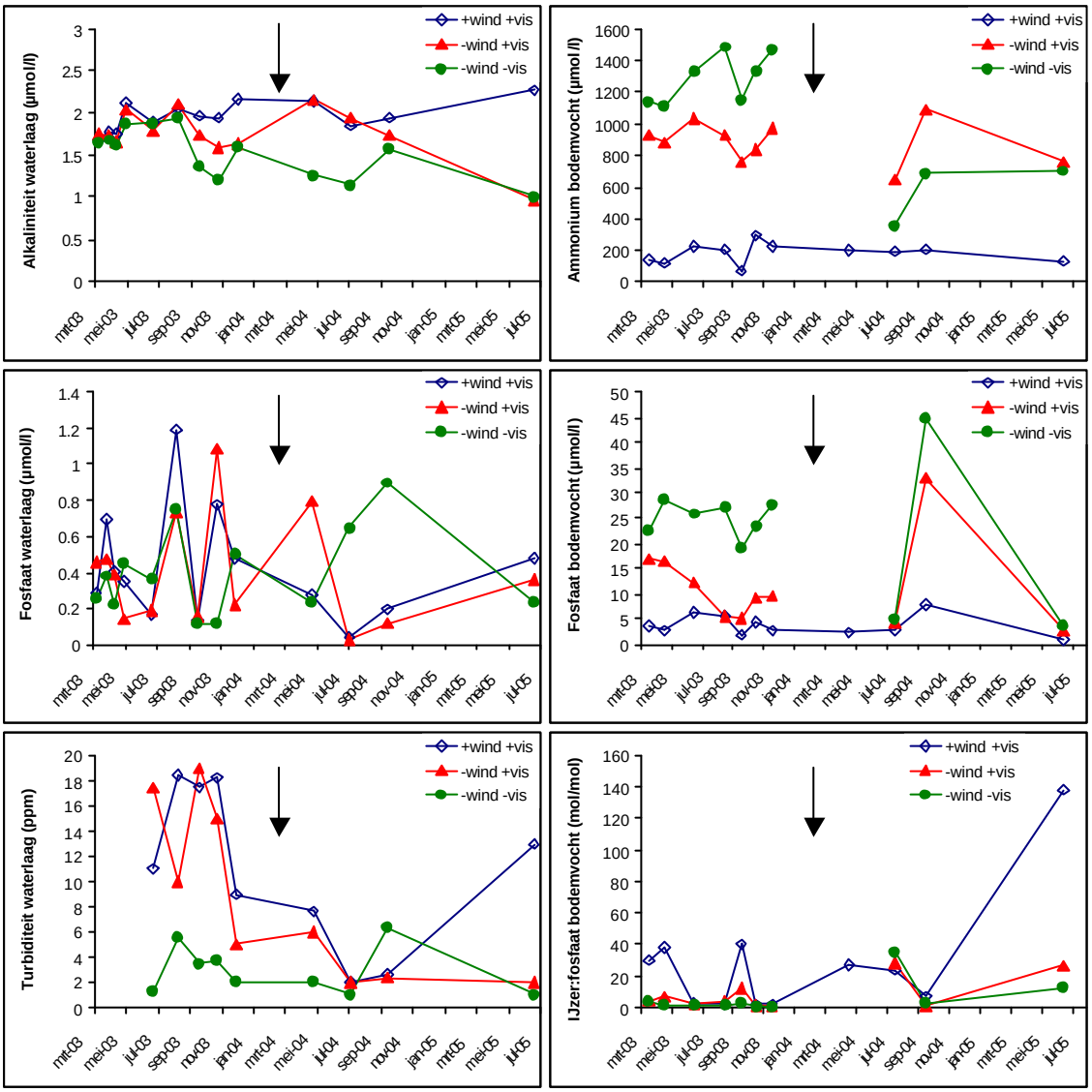
Het oorspronkelijke bestand is geschat op 20.737 kg (244 kg/ha) en het restbestand op 4069 kg (48 kg/ha). De opbouw van het restbestand is weergegeven in Figuur 6.8. Hieruit komt naar voren dat het restbestand grotendeels is opgebouwd uit snoek (23 kg/ha) en zeelt (12 kg/ha). Daarnaast is er nog circa 9 kg/ha brasem en <1 kg/ha karper achtergebleven. Hiermee zijn de targets voor de uitdunningvisserij ruimschoots bereikt.



Figuur 6.8 Opbouw van het resterende bestand na de uitdunning van Terra Nova (in percentages van de restbiomassa van 48 kg/ha). SK=snoek; ZE=zeelt; BR=brasem; SB=snoekbaars; BV=blankvoorn; KA=karper; BA=baars.

Biogeochemische processen en nutriëntenhuishouding Terra Nova
Het sediment in Terra Nova bepaalt in grote mate de waterkwaliteit en de herstelmogelijkheden van het gebied. Dit sediment bestaat uit een 1,5 tot 2 meter dikke laag zeer week slib op een enkele decimeters dikke, intacte veenlaag. Hieronder bevindt zich meest zand, soms klei. Door afbraak van de oorspronkelijke veenlaag, vermoedelijk als gevolg van de aanvoer van sulfaatrijk water, zijn de hierin opgeslagen voedingsstoffen grotendeels vrijgekomen. Van het aangevoerde water, oorspronkelijk afkomstig van de Rijn, is echter bekend dat de sulfaatconcentraties toegenomen zijn. Meer regionale en lokale processen, waaronder verdroging van het achterland en nitraatbemesting, hebben echter in grote delen van Nederland voor nog hogere sulfaatconcentraties gezorgd. Gegevens over de sulfaatconcentraties in de waterlaag binnen het gebied kunnen misleidend zijn, omdat ze niet alleen afhankelijk zijn van de concentratie in het aanvoerwater, maar (vaak meer nog) van de omzettingen. Op locaties met een hoge sulfaatreductiesnelheid kan hierdoor de sulfaatconcentratie juist laag zijn. De processen kunnen wel aan de hand van de bodemvochtkwaliteit geïnterpreteerd worden. De uiteindelijke waterkwaliteit is de resultante van de verschillende waterfluxen (verhouding tussen de bronnen), de bijbehorende concentraties, de omzettingen/opname binnen het gebied en de afvoerfluxen (dit sluit aan bij het eerder genoemde hydrologische onderzoek).

Het slib is rijk aan kalium, ammonium en fosfaat en heeft een voor veenbodems zeer hoge buffercapaciteit (5-7 meq/l). De hoge gehalten aan voedingsstoffen zijn vooral het gevolg van veenafbraak, de bijdrage van de aanvoer van voedingsstoffen is (zeer) gering geweest. Verder is de concentratie ijzer in het slib vrij hoog, maar is dit grotendeels vastgelegd in de vorm van ijzerzwavelverbindingen. De concentratie vrij ijzer in het bodemvocht is daardoor niet (meer) erg hoog, maar een factor tien lager dan in actuele kwelgebieden als Het Hol. Deze verbindingen zijn deels eenvoudig oxideerbaar door bijvoorbeeld contact met zuurstofrijk water, opwerveling of aanvoer van nitraat. De toplaag van dit slib bestaat uit minder ver afgebroken organisch materiaal, waarschijnlijk recent gesedimenteerde algen e.d. Deze toplaag is veel gevoeliger voor interne eutrofiering dan de rest van het sediment. Het aanwezige ijzer heeft twee belangrijke, gunstige effecten op het systeem. Allereerst wordt het transport van ortho-fosfaat naar de waterlaag geremd, waardoor de ortho-fosfaatconcentraties in de waterlaag niet extreem hoog zijn (Figuur 6.9). Ten tweede voorkomt de aanwezigheid van ijzer de ophoping van voor planten giftige sulfideverbindingen, waardoor de groei van waterplanten mogelijk is. De sulfideconcentraties in de bodem blijken dan ook niet erg hoog te zijn (0.5 - 2.5 µmol/l, waarden die over het algemeen niet toxisch zijn).



Figuur 6.9 Ontwikkeling van de watersamenstelling (links) en de bodemvochtsamenstelling (rechts) in de petgaten in Terra Nova, na afvissing in de winter van 2002/2003. De pijl geeft aan wanneer ook het petgat +wind +vis afgevist werd, in de winter van 2003/2004.

Het is niet geheel duidelijk waardoor in het -wind -vis petgat meer fosfaat en ammonium in het bodemvocht beschikbaar is dan in de overige behandelingen. De meest voor de hand liggende verklaring is dat er een verschil in sedimentsamenstelling is, omdat de verschillen zich al openbaarden bij de eerste meting vlak na het afvissen. Daarnaast kan het te maken hebben met het verschil in redoxcondities. Hoewel er geen verschillen zijn tussen de behandelingen in de concentraties opgelost ijzer kan er toch een verschil zijn in binding van fosfaat aan niet opgeloste ijzer(hydr)oxiden. In het -wind +vis petgat en het controle petgat (+wind +vis) zal een groter deel van het immobiele ijzer in de vorm van geoxideerde ijzer(hydr)oxiden aanwezig zijn, doordat bodemwoelende vis oxidatie van de toplaag stimuleert. Hierdoor wordt fosfaat in deze bodems beter gebonden en wordt er meer ammonium geoxideerd. Dit is opmerkelijk en tegengesteld aan het algemene idee dat omwoeling leidt tot extra mobilisatie van nutriënten. We zien in het -wind +vis petgat dat de binding van fosfaat in het eerste jaar geleidelijk toeneemt en naarmate er meer zuurstof door de vissen in het sediment is vermengd. In 2004 en 2005 blijkt er alleen in het -wind -vis petgat minder ammonium beschikbaar te zijn in de bodem, zonder dat daar sprake is van een toename in de waterlaag. Mogelijk is dit te verklaren door opname van voedingsstoffen door de waterplanten. Het is echter ook mogelijk dat de +wind +vis behandeling een hogere nitrificatiesnelheid heeft en daardoor ook een

hogere denitrificatiesnelheid, die de redoxpotentiaal hoger houdt. Van broekbossen in oude maasmeanders (ook laagveenwateren) is bekend dat een hoge nitraatbeschikbaarheid de mobilisatie van fosfaat remt, doordat ijzerreductie geremd wordt bij de verhoogde redoxpotentiaal. Door de sterke koppeling tussen nitrificatie en denitrificatie blijft de nitraatconcentratie laag. De ammoniumconcentraties in de afgesloten petgaten (-wind) zijn overigens extreem hoog.

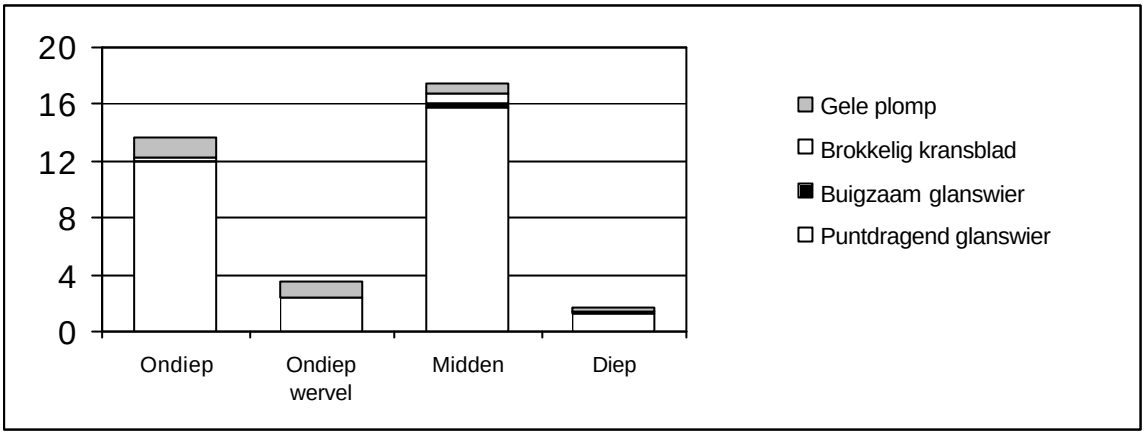
Tabel 6.3 Groei van waterplanten in de cilinders. Het aantal plusjes staat voor het aantal cilinders waarin de soort is aangetroffen.

	Controle	**Geen wind**	**Geen wind, geen vis**
Grof hoornblad (*Ceratophyllum submersum*)		+	+
Brokkelig kransblad (*Chara globularis*)	+		+
Smalle waterpest (*Elodea nutallii*)			+
Klein kroos (*Lemna minor*)	+		
Puntdragend glanswier (*Nitella mucronata*)	+		
Gele plomp (*Nuphar lutea*); incl. kiemplanten	++		+
Stompbladig fonteinkruid (*Potamogeton obtusifolius*)	+	+	+
Tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*)			+
Egelskop (*Sparganium* spec.)		+	
Wortelloos kroos (*Wolffia arrhiza*)	++		

Zowel de aquariumexperimenten als de veldexperimenten laten duidelijk zien dat indien de waterlaag voldoende helder blijft en er niet te veel vis aanwezig is, er snel een uitbundige plantengroei op gang komt (Tabel 6.3; Figuur 6.9 & 6.10; Bak *et al., 2004*). In het -wind +vis petgat schommelt de bedekking met submerse waterplanten rond de 10% in 2003, waarbij Grof hoornblad domineert. Daarnaast komt Smalle waterpest voor en wordt een aantal keer Stomp fonteinkruid aangetroffen. In het -wind -vis petgat neemt de submerse bedekking gestaag toe tot ongeveer 90% in september 2003. Smalle waterpest is hier het hele seizoen dominant, maar ook Grof hoornblad bedekt 10 tot 20%. Van de acht andere submerse soorten die hier aangetroffen worden, komen Breekbaar kransblad en Stomp fonteinkruid redelijk veel voor, maar bedekken nooit veel. Een uitbundige waterplantengroei treedt ook op in de zuidpunt van de plas, waar veel meer beschutting is. Het is duidelijk dat opwerveling van het sediment door wind en door vissen het dominante proces is dat leidt tot het huidige, troebele water. Hierbij treden twee mechanismen op. Zeer kleine humusdeeltjes blijven voortdurend in suspensie en zorgen hierdoor direct voor een verminderd doorzicht. Daarnaast kan bij de opwerveling het fosfaattransport naar de waterlaag worden vergroot. Op grond van de resultaten lijkt het eerste mechanisme hierbij te domineren. Echter, door de opwerveling wordt wel het transport van stikstof naar de waterlaag bevorderd. Het petgat +wind +vis wordt in 2003 gedomineerd door drijfbladplanten, met een maximale bedekking van 75% in 2003. Er wordt slechts een paar procent bedekt door ondergedoken waterplanten.

Hoewel de nutriëntenconcentraties in de waterlaag geen grote verschillen vertonen tussen de behandelingen is dit wel het geval voor de turbiditeit (troebelheid) van de waterlaag. In het -wind -vis petgat wordt duidelijk een lagere turbiditeit gemeten dan in de overige behandelingen (Figuur 6.9). Het water is hier veel helderder wat wordt veroorzaakt door de mate van opwerveling van slibdeeltjes en verschillen in algenbloei in het water (Figuur 6.13). De grotere helderheid in het -wind -vis petgat heeft geleidt tot een sterke ontwikkeling van de waterplantenvegetatie. Na het uitdunnen van de visstand in de gehele plas in 2004 (opschaling) is dit het geval heel Terra Nova (Van de Haterd & Bak, 2005). Zo is in het open referentie petgat (voorheen +wind +vis) de bedekking met ondergedoken waterplanten net zo groot geworden als de bedekking met drijvende waterplanten (beiden tot 40%). Het betrof hier vooral Grof Hoornblad en *Nitella mucronata*. Voor wat betreft de afgesloten petgaten is de bedekking met ondergedoken waterplanten in 2004 in het petgat -wind +vis een stuk hoger dan een jaar eerder (tot maximaal 50%), terwijl er in het petgat -wind -vis nog altijd dezelfde hoge bedekking is.

Gezien de hoge concentraties voedingsstoffen in het sediment en de diverse manieren waarop fosfaat uiteindelijk toch in de waterlaag belandt, is het waarschijnlijk dat het waterplantenrijke stadium in de plas uiteindelijk voornamelijk zal bestaan uit eutrafente macrofyten zoals Smalle waterpest en Grof hoornblad. Meer kenmerkende laagveensoorten als Krabbenscheer, Stompbladig fonteinkruid en Kranswieren komen voornamelijk voor op tijdstippen of plaatsen met weinig concurrentie van de eutrafente soorten (direct na “verstoring” door afvissen).



Figuur 6.10 Kieming van macrofyten in aquaria met sedimenten uit Terra Nova. Weergegeven is het gemiddelde aantal kiemplanten per aquarium. Ondiep = 0-20 cm diep sediment. Midden = 20-40 cm diep sediment. Diep = 90-110 cm diep sediment. Wervel = opwerveling (10 uur per dag).

Deze eutrafente soorten halen hun nutriënten voor het overgrote deel uit de bodem, waardoor voedingsstoffen uit de bodem vastgelegd in waterplanten biomassa. Smalle waterpest doet dit met de wortels, terwijl bij het wortelloze Grof hoornblad bladeren tegen de bodem aan liggen. Wanneer deze waterplanten aan het einde van het groeiseizoen wegrotten kan een deel van de nutriënten vrijkomen in de waterlaag. Daarnaast kunnen onder dichte waterplantenvegetaties anaërobe condities ontstaan, waardoor de diffusie van fosfaat vanuit het sediment naar de waterlaag toeneemt. Het is dus denkbaar dat op de langere termijn de netto nalevering van nutriënten uit de bodem toeneemt als gevolg van het wegvangen van vis.

In 2005 was er sprake van een draadalgenbloei in de gehele plas gedurende meerdere lentemaanden, wat gepaard ging met teruglopende biomassa van ondergedoken waterplanten en sterk verminderd doorzicht gedurende de hele zomer (Van de Haterd, 2006). Of dit ook leidt tot extra instabiliteit en vervolgens een permanent eutrofe waterlaag is niet op voorhand te voorspellen. In de nazomer is het doorzicht en de hoeveelheid waterplanten op een aantal locaties weer toegenomen. Het lijkt er op dat de plas twee stadia kent, die momenteel ook beide periodiek in de plas aanwezig zijn: een troebel stadium met periodieke algenbloei en een helder stadium met veel waterplanten. Voor wat betreft de afgesloten petgaten is de bedekking met ondergedoken waterplanten in 2005 in het petgat -wind +vis weer hoger geworden (80-90%) en is er in verhouding meer waterpest aanwezig. In het petgat -wind -vis kwam de bedekking met ondergedoken waterplanten uiteindelijk op 100% uit.

De calciumconcentratie en de alkaliniteit in de waterlaag vertonen een dalende trend in de afgesloten petgaten (+vis en -vis behandelingen; Figuur 6.9). Deze afname kan mogelijk verklaard worden door bicarbonaatopname door waterplanten. Als gevolg hiervan slaat calciumcarbonaat neer op de bladeren. Het feit dat deze afname aanvankelijk het sterkst was in het -wind -vis petgat lijkt dit idee te ondersteunen.

Momenteel is er geen sprake van kwel in het gebied. Waarschijnlijk is er oorspronkelijk wel sprake geweest van enige kwel, getuige de vrij hoge ijzerconcentraties in het sediment (totaal: 200 µmol/g DW; opgelost: 50 µmol/l). Verder zijn de omstandigheden voor hernieuwde veenvorming, ook een expliciete

doelstelling binnen OBN-Laagveenwateren, ongunstig. De hoge buffercapaciteit van het sediment en de voortdurende recycling van sulfaat in de toplaag vormen ideale omstandigheden voor de afbraak van organisch materiaal. Tenslotte treden verlandingsstadia (Hoofdstuk 8) op veel plekken nauwelijks op door de steile oevers en te weinig houvast voor planten in het zeer weke sediment. Wel zullen er in 2006 langs twee legakkers beschoeiingen gebouwd worden om zo meer natuurlijke oevers te creëren.

Uitdunning De Deelen
De doelen ten aanzien van de uitdunningsniveaus (brasem/blankvoorn) zijn volgens Bureau Waardenburg gehaald. Na de eerste uitdunning bleek in de winter 2003/2004 dat de visweringen absoluut niet betrouwbaar waren. Bureau Waardenburg heeft er duikers ingestuurd die grote gaten aan de onderkant van de weringen hebben geconstateerd. Deze zijn dichtgemaakt onder begeleiding van duikers. In de winter van 2004/2005 heeft een controlevisserij plaatsgevonden. Hieruit bleek echter dat de visstand niet was toegenomen ten opzicht van het niveau na de uitdunning in de winter van 2003/2004. Het niet helder worden van het water na de eerste uitdunning heeft volgens Bureau Waardenburg niet te maken met hernieuwde intrek van vis, gezien de aangetroffen visstand tijdens de controlevisserij. Toch zou het heel goed kunnen dat er opnieuw vis is ingetrokken in de periode dat de viskeringen niet visdicht waren, zoals bij andere biomanipulatie experimenten in de Breukeleveense Plas (1989) en het Zuidlaardermeer (1992 en 1994) het geval was. Dit werpt een grote onzekerheid op de resultaten van het Actief Biologisch Beheer in De Deelen. Verder is het zo dat bij de twee oude petgaten al bij de eerste uitdunning nauwelijks brasem is aangetroffen. Er werd wel opvallend veel snoek gevangen. De oude petgaten vormen ook niet een aantrekkelijk habitat voor brasem gezien de geringe diepte en de hoeveelheid gele plomp.



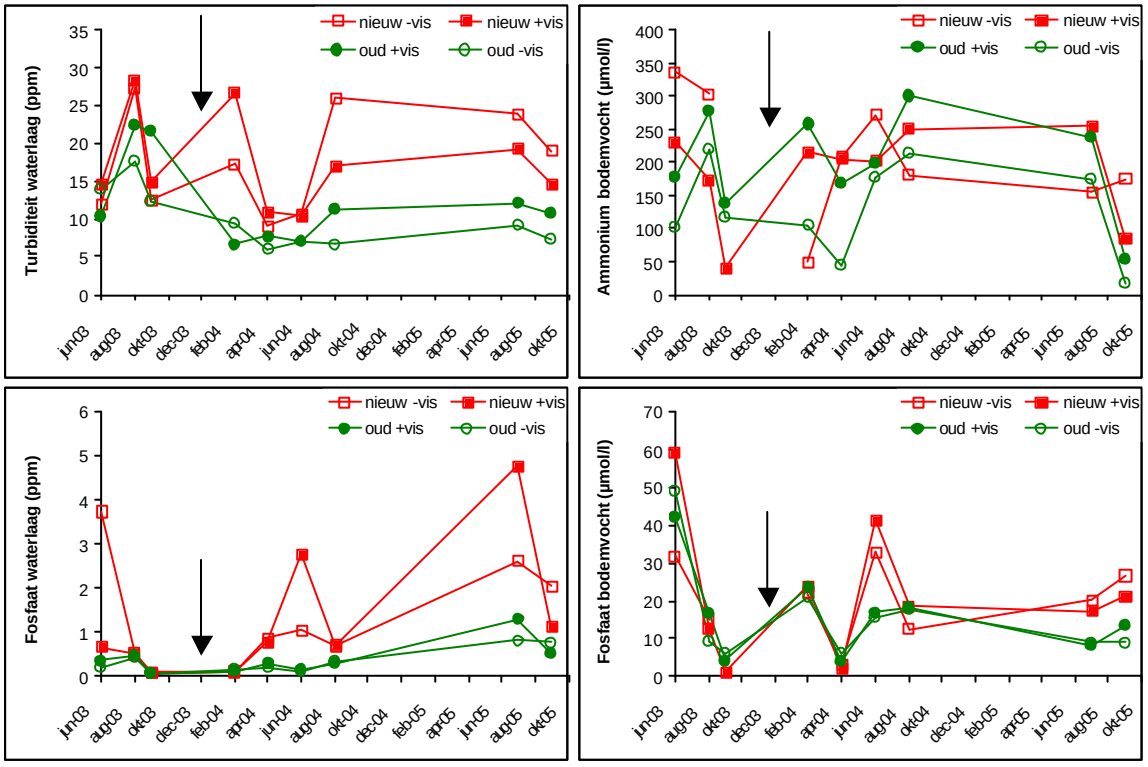
Figuur 6.11 Het verschil in vegetatieontwikkeling in de kooien van Wetterskip Fryslân in de oude petgaten (links) en de nieuwe petgaten (rechts) in de zomer van 2005.

Biogeochemische processen en nutriëntenhuishouding De Deelen
Het blijkt dat er vooral verschillen zitten tussen de nieuwe en de oude petgaten. Over het algemeen zijn de noordelijk gelegen nieuwe petgaten voedselrijker en troebeler (Figuur 6.12). De fosfaatconcentraties in het bodemvocht zijn in dezelfde orde van grootte als in Terra Nova, terwijl de ammoniumconcentraties overeen komen met het +wind +vis behandeling (referentie) in Terra Nova (lager dan de andere behandelingen). Dit geldt zowel voor de waterlaag als voor de bodem. Het gevolg hiervan is dat de planten die door Wetterskip Fryslân in enclosures zijn uitgezet, het duidelijk minder goed doen in deze petgaten. Bovendien zijn er in 2005 spontaan massaal ondergedoken waterplanten tot ontwikkeling gekomen in de oude petgaten. Het ging hierbij vooral om Smalle waterpest en Stomp fonteinkruid. De totale bedekking bedroeg 70 en 90 % in het petgat oud +vis resp. oud -vis (zie hoofdstuk 5; Figuur 5.9), terwijl in de nieuwe petgaten slechts sporadisch planten werden aangetroffen. De door Wetterskip Fryslân in kooien uitgezette waterplanten, doen het over het algemeen ook veel beter in de oude petgaten (Figuur 6.11; rapport nog niet

beschikbaar). Er waren hier zelfs Krabbenscheerplanten uit de kooien ontsnapt in 2005. In de nieuwe petgaten zijn vrijwel alle planten verdwenen in de kooien.

Verder valt op dat er in het nieuwe petgat +vis in de zomer van 2003 ongeveer drie keer minder fosfaat per liter in het water aanwezig was dan in het nieuwe petgat -vis, terwijl dit in de zomer van 2004 en 2005 juist precies andersom was en de fosfaatconcentraties dus juist lager waren in het petgat -vis (Figuur 6.12). Het is daarom vreemd dat afvissen in de nieuwe petgaten ondanks lagere fosfaatconcentraties toch leidt tot grotere troebelheid. Bij de oude petgaten wordt het afgeviste petgat wel helderder na afvissen, maar is er wel nauwelijks verschil in de fosfaatconcentratie. Blijkbaar trad hier wel verbetering op door verminderde opwerveling.

Analyses van het bodemvocht laten zien dat de concentraties ammonium lager zijn geworden in beide petgaten -vis na aanvang van het visstandsbeheer. De alkaliniteit van het water is hoger in de oude petgaten, en bij zowel de oude als de nieuwe petgaten hoger in de -vis behandeling. Dit geeft precies het omgekeerde beeld weer van wat er in Terra Nova gebeurde na het visstandsbeheer.

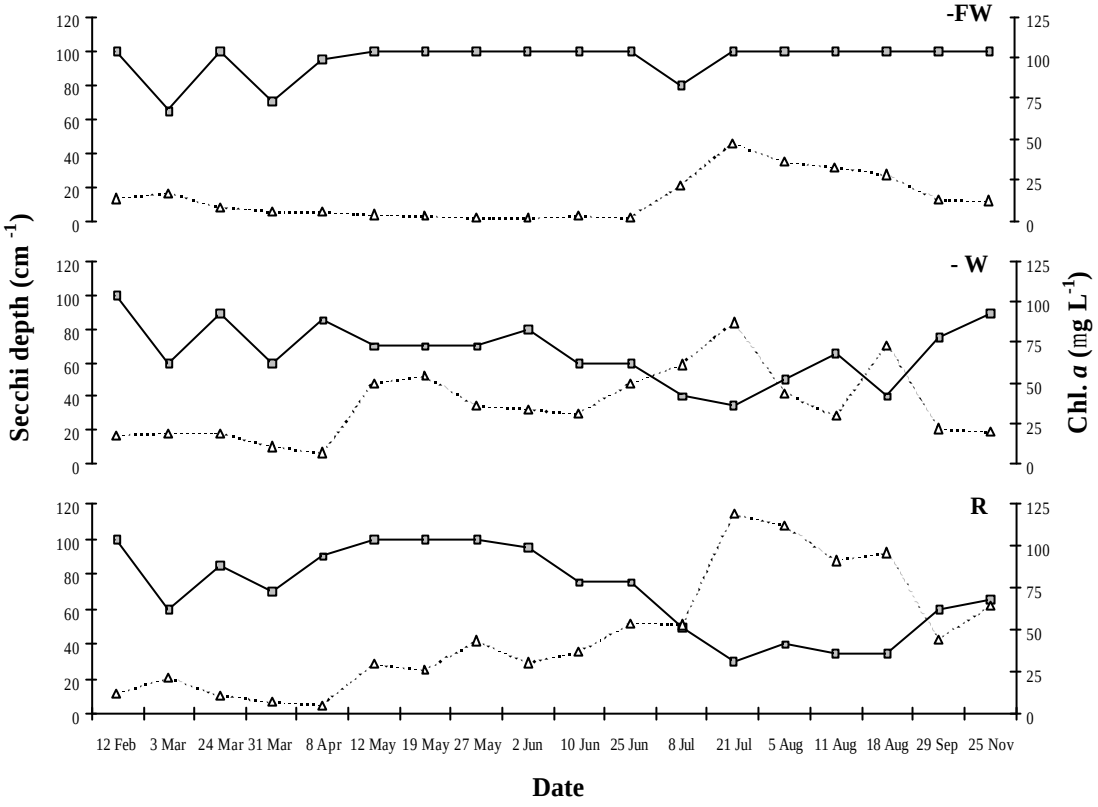


Figuur 6.12 Ontwikkeling van de watersamenstelling (links) en de bodemvochtsamenstelling (rechts) in de petgaten in De Deelen. Het moment van afvissen is aangegeven met een pijl.

Voedselwebrelaties Terra Nova

Effecten van visbeheer op doorzicht, fyto- en zoöplankton en macrofyten ontwikkeling
Biomanipulatie en afname van wind heeft grote effecten gehad op een aantal biotische- en abiotische factoren. Gedurende het groeiseizoen waren troebelheid en fytoplankton dichtheden het laagst in het petgat zonder vis (petgat -wind -vis), gemiddeld in het petgat met vis (petgat -wind +vis) en het hoogst in de referentie (petgat +wind +vis; Figuur 6.13).In petgat -wind -vis drong licht door tot op de bodem, terwijl in de andere locaties bodemzicht nooit werd bereikt. In petgat -wind +vis en petgat +wind +vis werd het fytoplankton gedomineerd door grote hoeveelheden draadvormende cyanobacteriën, terwijl groenalgen en diatomeeën slechts in kleine hoeveelheden aanwezig waren. In petgat -wind -vis was het fytoplankton gelijk

verdeeld over cryptofyten, flagellaten, grote diatomeeën en groenalgen. De effecten van afvissing in petgat -wind -vis zijn zoals gehoopt mag worden bij ABB: het water werd helder en de algen namen af. Dit helder worden van het water in petgat -wind -vis is, naast een afname in algen, het gevolg van het weghalen van de benthivore vis, waardoor de bodem niet meer wordt omgewoeld.



Figuur 6.13 Doorzicht (Secchi diepte) (gevulde vierkantjes, in cm^{-1}) en biomassa fytoplankton (open driehoekjes, in µg L^{-1} Chl.a). -FW = -wind -vis, -W = -wind +vis, R = +wind +vis.

De effecten van afvissing op zoöplankton waren meer verrassend. Verwacht mocht worden dat verwijdering van vis zou leiden tot meer zoöplankton in petgat -wind -vis. Gemiddelde zoöplankton aantallen per jaar waren hoger in de aanwezigheid van vis (petgat -wind +vis) dan na afvissing (petgat -wind -vis) (Tabel 6.4a). Ook de maandelijkse gemiddelde aantallen waren, met uitzondering van juli 2003, altijd lager in petgat -wind -vis (Tabel 6.4b). Wel zijn in petgat -wind -vis hogere dichtheden van enkele grotere soorten - zoals *Polyphemus, Simocephalus* en *Pleuroxus* - geobserveerd, terwijl in petgat -wind +vis en petgat +wind +vis kleinere bladvoetkreeftjes abundanter waren (*D.cuculata, Chydorus, Bosmina*). Ook *Ceriodaphnia* was aanwezig in hogere aantallen in petgat -wind -vis dan in de andere twee locaties. Opvallend waren de grote aantallen kleine rotiferen die op alle 3 de locaties in de meerderheid waren. Over het algemeen moet worden geconcludeerd dat graas door zoöplankton geen verklaring kan zijn voor het succes van ABB in het petgat -wind -vis. Cyanobacteriën zijn overduidelijk afgenomen en flab en waterplanten die opkwamen spelen hierin ongetwijfeld een rol (bijv. concurrentie om voedingsstoffen, allelopathie, verhoogde sedimentatie van algen), maar oorzaak en gevolg in het helder worden van het water in petgat -wind -vis is niet goed duidelijk. Bij een ABB experiment in een 75 hectare groot compartiment in het Zuidlaardermeer (1996-2000) gebeurde hetzelfde: in het compartiment waren de aantallen zoöplankton duidelijk lager dan daarbuiten. Dit werd geweten aan een afname van de productiviteit van de waterfase a.g.v. het ABB. In het compartiment kwamen i.t.t. de rest van het meer wel grote soorten voor (m.n. *Daphnia* spp) die een grote filtercapaciteit vertegenwoordigen. Na afvissen van heel Terra Nova zijn die ook heel duidelijk waargenomen (grote wolken, we hebben nog honderden liters naar de

Blauwe Stad gebracht). Let op: Daphnia's kunnen zich uitstekend verstoppen en hebben een hekel aan helder water. Ze kunnen zowel vertikaal (overdag strak aan de bodem) als horizontaal (overdag in de holle oevers) migreren waardoor je ze heel gemakkelijk mist.

Tabel 6.4 (a) Gemiddelde zoöplankton aantallen jaar per groep en soort (ind .L^{-1}).

	- FW	- W	R
Total zooplankton	1488	3723	3613
Cladocera	109	377	149
Cyclopoida	173	225	148
Nauplii	419	627	506
Rotifera	787	2494	2810
Bosmina	48	304	88
Ceriodaphnia	50	41	33
Chydorus	4	18	16
D.cuculata	2	12	10
Asplanchna	52	172	56
Polyphemus	5	0.4	0.9

(b) Gemiddelde zoöplankton aantallen per (dominante soorten) per maand per locatie.

	- FW	- W	R
Feb	391	624	273
Mar	589	834	725
Apr	884	1883	1696
May	657	1490	922
Jun	964	2387	2277
Jul	1591	1338	3171
Aug	721	2528	1346
Sep	370	2604	3168
Nov	248	715	3050

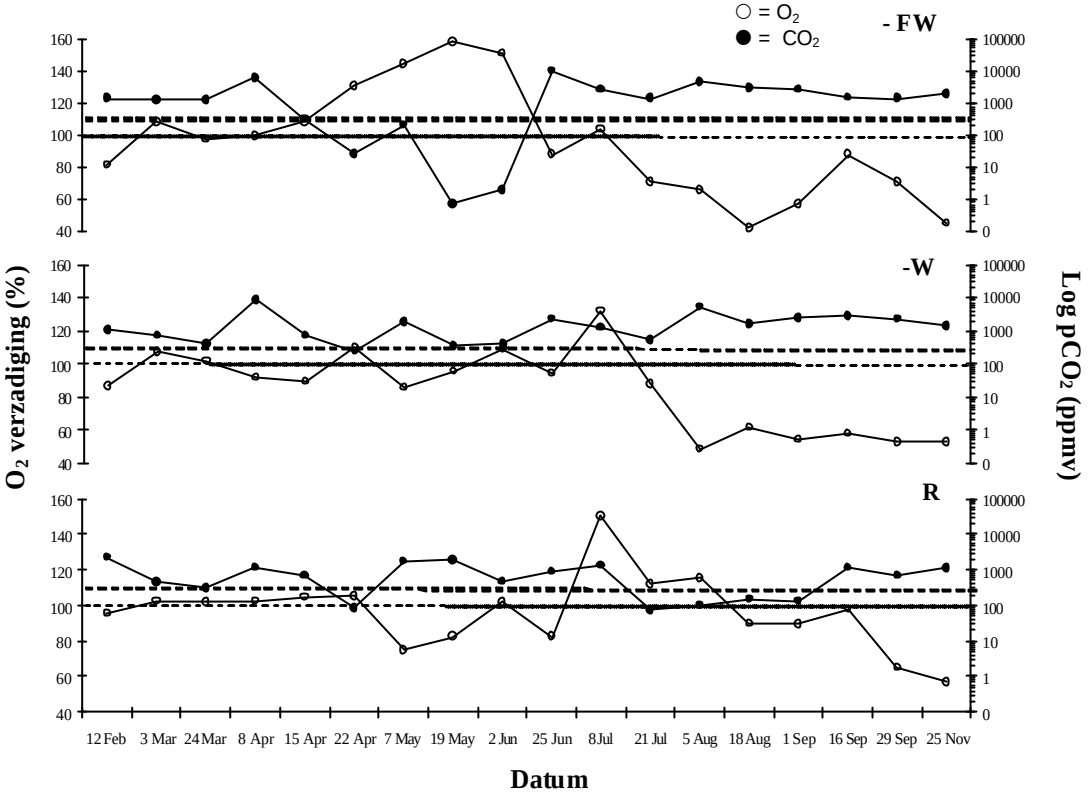
(-FW = -wind -vis, -W = -wind +vis, R = +wind +vis)

Afvissing had in het eerste jaar duidelijke effecten op de macrofytenontwikkeling. In het voorjaar waren grote delen van de bodem in het petgat -wind -vis bedekt met flab (30-50% bodembedekking). Echter later in het voorjaar en de zomer werd de flab verdrongen door andere submerse plantensoorten zoals smalle waterpest, grof hoornblad, gekroesd fonteinkruid en puntig fonteinkruid, met een maximale bedekking van 40% in juli. Ook minder algemene soorten zoals *Chara globularis* en *Nitella mucronata*, *Stratiotes* en brede waterpest werden geobserveerd.

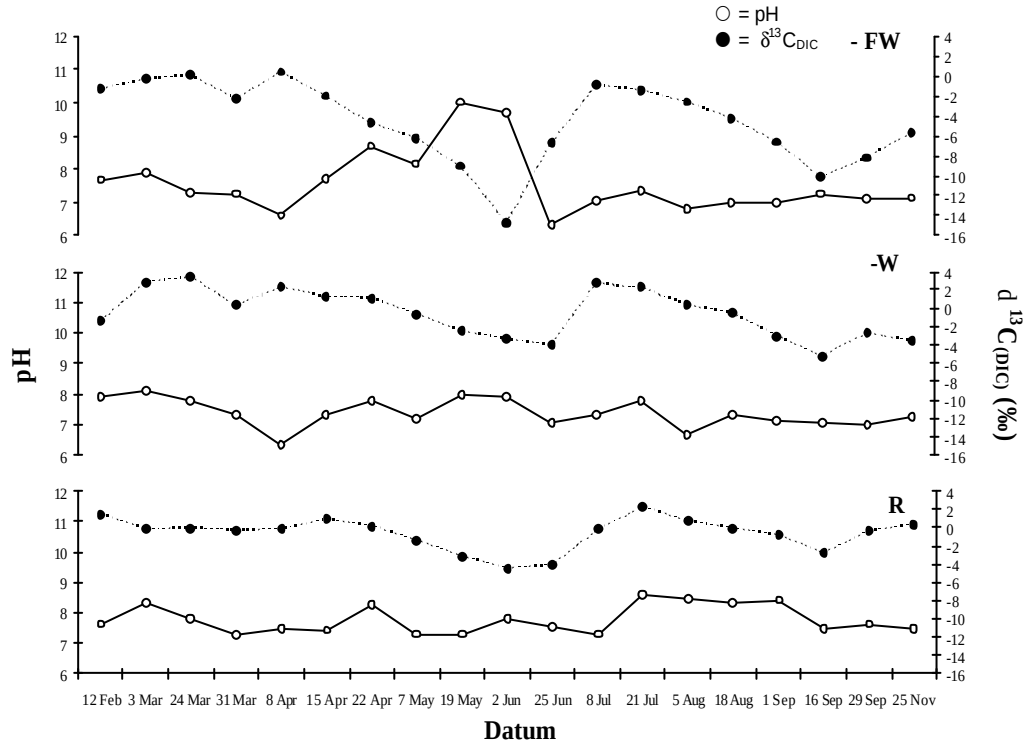
In het petgat -wind +vis, was de submerse vegetatie opvallend minder goed ontwikkeld dan in het petgat -wind -vis. Hier en daar werd nog een enkel exemplaar van *Elodea* en *Ceratophyllum* aangetroffen, maar gedurende het grootste deel van het groeiseizoen bestond tweederde van de totale macrofyten bedekking uit drijvende planten (*Nuphar, Nymphaea*). In de referentie was de diversiteit van de macrofyten het laagst en gele plomp en witte waterlelie domineerden het gehele wateroppervlak. Ook voor macrofyten geldt dat ABB, op korte termijn althans, heeft bereikt wat men mag verwachten: door de grotere helderheid namen ondergedoken waterplanten toe na afvissing.

Effecten van visbeheer op pH, O_2 en CO_2 dynamiek
Het effect van de toename van submerse macrofyten in petgat -wind -vis op de CO_2 beschikbaarheid, de O_2 verzadiging en pH in de water kolom waren verstrekkend. In petgat -wind -vis nam de pH toe van 7 naar 10 in de periode van 5 april - 2 juni 2003 en tegelijkertijd namen O_2 verzadiging toe en pCO_2 af (Figuur 6.14).

In deze periode overtreft de primaire productie de respiratie in petgat -wind -vis (O_2 concentraties stijgen boven de 100% verzadiging (doorgetrokken lijn), terwijl de pCO_2 onder het atmosferische CO_2 niveau daalt (370 ppmv; gestippelde lijn)). Het petgat -wind -vis kan worden gezien als netto autotroof: er wordt meer CO_2 vastgelegd dan verbruikt. In de behandelingen petgat -wind +vis en R, steeg de pH niet hoger dan tot 8.6 (Figuur 6.15) en CO_2 productie / O_2 consumptie waren de overheersende processen op deze locaties (netto heterotroof).



Figuur 6.14 O_2 verzadiging (%) en koolstofdioxide beschikbaarheid (pCO_2) in de waterkolom in de 3 verschillende petgaten. -FW = -wind -vis, -W = -wind +vis, R = +wind +vis.

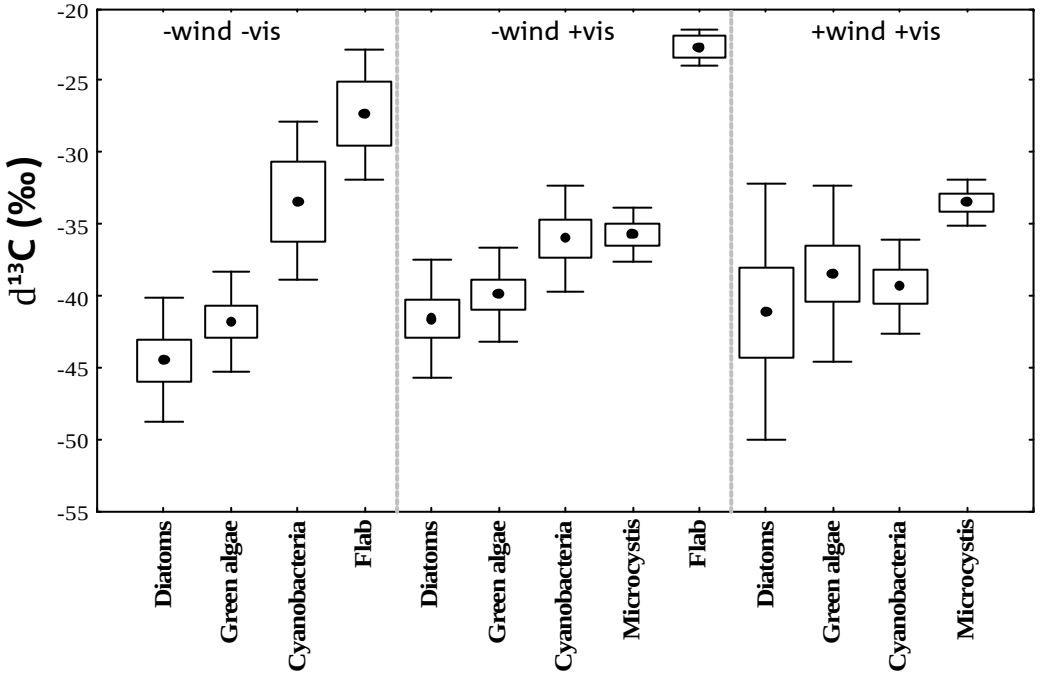


Figuur 6.15 pH en de $d^{13}C$ waarde (= ratio van ^{13}C vs. ^{12}C in vetzuren) van de koolstof bron voor fytoplankton groei. -FW = -wind -vis, -W = -wind +vis, R = +wind +vis. Effecten visbeheer op isotoop waarde van opgelost anorganisch koolstof (DIC), fyto- en zoöplankton

De $\delta^{13}C$ waarde van de algen zoals die in het onderzoek met de stabiele isotopen wordt gemeten kan variëren op basis van; i) de koolstof bron die door de algen wordt opgenomen voor fotosynthese en wordt gebruikt voor de opbouw van vetzuren; ii) de groeisnelheid van algen; iii) het mechanisme waarmee C wordt opgenomen door de cel (diffusie of actief); iv)de niche waar de algen voorkomen (pelagisch of bentisch). Langzaam groeiende algen bouwen minder ^{13}C in, en hebben een negatievere $\delta^{13}C$ waarde, terwijl snel groeiende algen meer ^{13}C inbouwen en een positievere $\delta^{13}C$ waarde hebben. Voor het zoöplankton geldt dat een organisme een vergelijkbare $\delta^{13}C$ waarde aanneemt als het voedsel dat het eet.

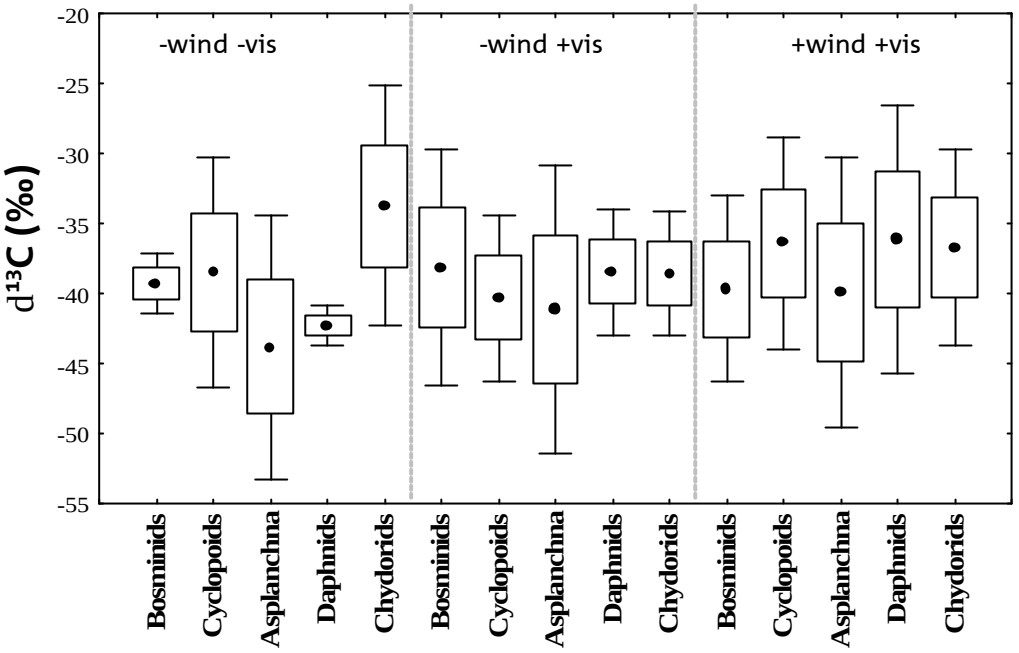
In petgat -wind -vis is de $\delta^{13}C$ waarde van het DIC aanzienlijk negatiever dan in de andere locaties. De negatieve waarde wijst erop dat in plaats via decompositie, er CO_2 uit de atmosfeer het water in diffundeert en daar door biota wordt vastgelegd. De waarde van ongeveer -15‰ rond 2 juni 2003 (Figuur 6.15, panel petgat -wind -vis, gestippelde lijn) komt overeen met de som van de omzetting van atmosferische CO_2 naar opgelost CO_2 zoals bekend uit de literatuur (Herczeg & Fairbanks, 1987).

In figuur 6.16 worden de gemiddelde $\delta^{13}C$ waarden van de belangrijkste groepen algen *(a)* en zoöplankton *(b)* weergegeven. Na statistische analyse (Figuur 6.16a) is gebleken dat met uitzondering van de flab, binnen de behandelingen (petgat -wind -vis, petgat -wind +vis en petgat +wind +vis) de $\delta^{13}C$ waarden van cyanobacteriën, groenalgen en diatomeeën, niet significant van elkaar verschilden. Toch lijkt het er op dat de eukaryote algen (groenalgen + diatomeeën) in petgat -wind -vis een duidelijk meer negatieve waarde hebben dan de cyanobacteriën, gevolgd door de kolonievormende cyanobacterie *Microcystis* en de flab. Dit verschil is minder uitgesproken in petgat -wind +vis en petgat +wind +vis

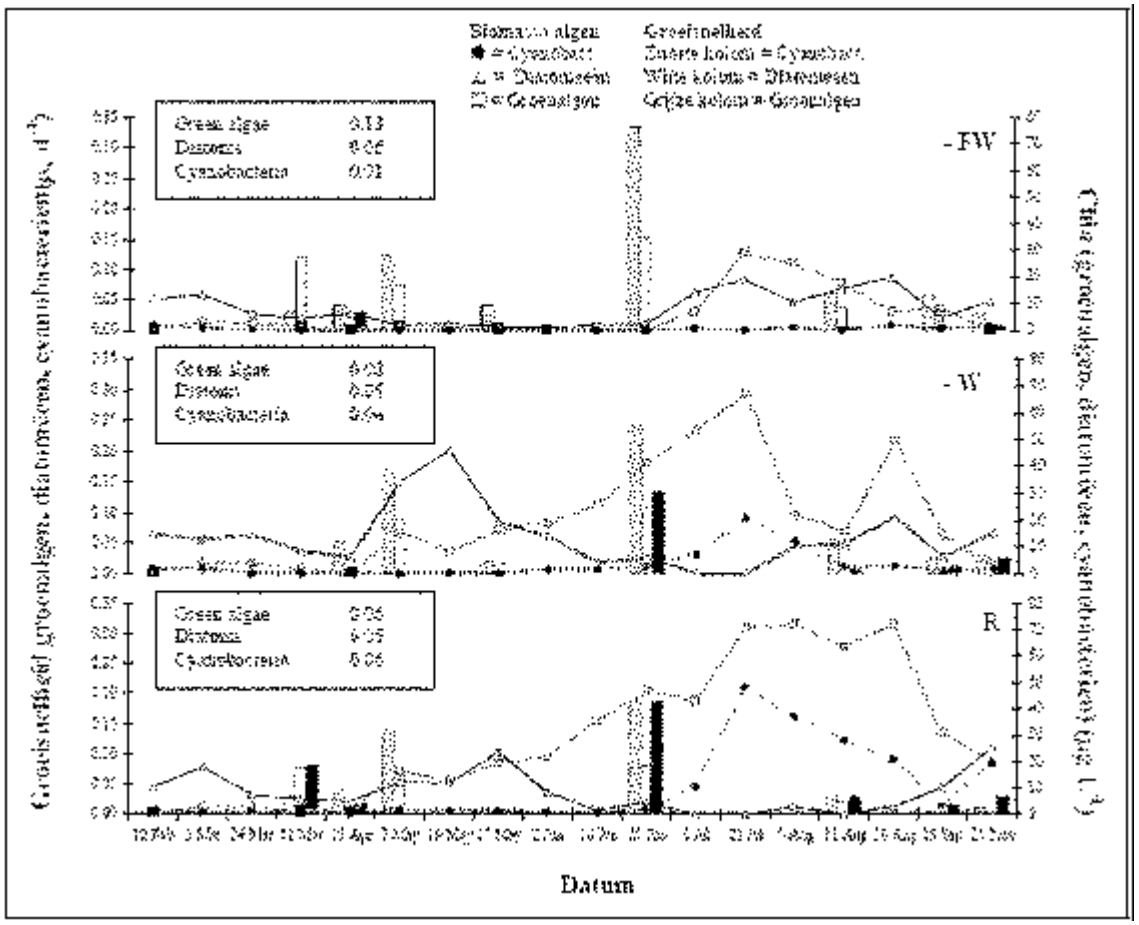


Figuur 6.16 (a) $d^{13}C$ waarden van de belangrijkste fytoplankton groepen in de 3 behandelingen

De gemiddelde $\delta^{13}C$ waarden van de verschillende zoöplankton groepen (Figuur 6.16b) worden verwacht de waarde te weerspiegelen van hun voedsel. De resultaten in petgat -wind -vis tonen dat, behalve de Chydoriden die waarschijnlijk cyanobacteriën consumeren, de overige zoöplankton groepen een voorkeur hebben voor eukaryote algen, ten opzichte van draadvormende cyanobacteriën, *Microcystis* en flab. Bovenstaande lijkt ook het geval te zijn in petgat -wind +vis, echter de relatie tussen de $\delta^{13}C$ waarde van grazer en begraasde lijkt sterker in afwezigheid van vis. In petgat +wind +vis lijken de $\delta^{13}C$ waarden van de algen teveel op elkaar om onderscheid te kunnen maken in de voedselvoorkeur van het zoöplankton, echter *Microcystis* lijkt niet direct te worden gegeten.



Figuur 6.16 (b) d¹³C waarden van de belangrijkste zoöplankton groepen in de 3 behandelingen.



Figuur 6.17 Groeisnelheden + Chla concentraties in van de belangrijkste algen groepen in de 3 behandelingen. Boxes zijn gemiddelde groeisnelheden per fytoplankton groep.

Effect visbeheer op groeisnelheid fytoplankton
Ongeacht de behandeling en tijd van het jaar is de specifieke groeisnelheid van diatomeeën, groenalgen of cyanobacteriën nooit hoger dan 0.4 d^{-1} (25 juni; groenalgen - Figuur 6.17). De groeisnelheid van groenalgen neemt toe in de afwezigheid van vis, terwijl de groeisnelheid van cyanobacteriën juist afneemt. De gemiddelde groeisnelheid van diatomeeën neemt, met uitzondering van de voorjaarspiek in petgat -wind +vis (19 mei 2003), naar verhouding af van petgat -wind -vis naar petgat +wind +vis

De biomassa van algengroepen in de petgaten is de resultante van groei en verlies (bijv. graas). Om die reden is er niet altijd een eenduidige relatie tussen groeisnelheid en biomassa. Terwijl een hogere groeisnelheid van cyanobacteriën in petgat +wind +vis inderdaad is gekoppeld aan een hogere biomassa (in vergelijking met petgat -wind -vis) is een dergelijk verband afwezig voor groenwieren. Cyanobacteriën kennen in het algemeen slechts kleine biomassa verliezen (ongevoelig graas en sedimentatie), waardoor de relatie tussen biomassa en groei eenduidiger is.

Discussie Voedselwebrelaties Terra Nova
Biomanipulatie in Terra Nova zorgt voor helder water in het eerste jaar na ingreep (toename doorzicht), afname fytoplankton, vestiging van macrofyten. De grote verschillen in de dichtheden van cyanobacteriën (laag in petgat -wind -vis, hoger in petgat -wind +vis en hoogst in petgat +wind +vis zijn waarschijnlijk te verklaren door een gecombineerd vis en wind effect, waarbij naast graas door zoöplankton ook opwerveling een rol speelt. Een hoge concentratie opgeloste deeltjes in het water (door vis en/of wind) vertroebelt het water en bevordert daarmee de groeiomstandigheden van draadvormende cyanobacteriën, die zijn aangepast aan lage licht intensiteit.

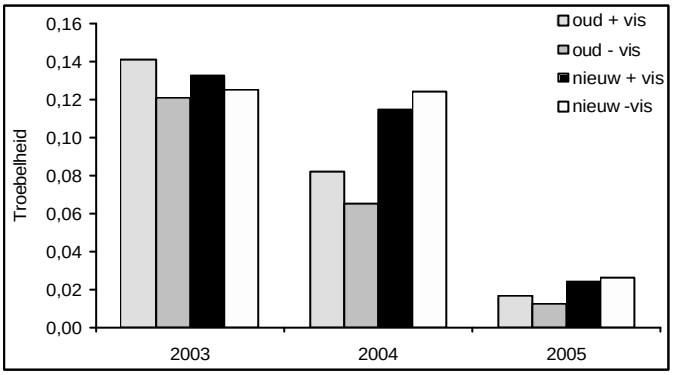
Zoöplankton aantallen namen niet toe zoals verwacht als gevolg van gereduceerde predatie door vissen. We kunnen slechts speculeren over de mogelijke oorzaken, bijvoorbeeld gevoeligheid van *Daphnia* voor de hoge pH waarden in petgat -wind -vis of predatie door lage aantallen van in het voorjaar nog aanwezige vis. Gezien de groeisnelheid van algen in petgat -wind -vis, is voedseltekort als mogelijke oorzaak voor de lage zoöplankton aantallen niet waarschijnlijk.

Opvallend zijn de grote effecten van visverwijdering op allerlei biochemische reacties en evenwichten in de waterkolom (lage pCO_2, hoge O_2 concentraties, lage pH, abnormaal lage $\delta^{13}C_{DIC}$ waarden). Mogelijk gaat het hier om een algemeen principe, aangezien dit ook in Peter Lake werd geobserveerd waar biomanipulatie was uitgevoerd (Bade *et al*. 2004). De geobserveerde processen tonen een omslag van heterotrofie (respiratie) in de referentie naar autotrofie (assimilatie) na afvissing en kunnen erop duiden dat er opbouw van veen plaats vindt in plaats van afbraak door oxidatie, of in elk geval minder afbraak van veen. Uit de verschillen in de $\delta^{13}C$ waarde van de koolstofbron tussen de behandelingen blijkt dat de eukaryoten vooral CO_2 gebruikten bij de opbouw van biomassa, terwijl cyanobacteriën ook goed in staat waren om HCO_3- te fixeren (zie ook Peterson & Fry 1987). De mate waarin ze dit deden verschilde per petgat als gevolg van de beschikbaarheid van vrij CO_2. Nog niet duidelijk is hoe het kan dat, ondanks de flexibiliteit van het koolstof opname systeem van de cyanobacteriën, ze niet in staat zijn zich te handhaven bij een lage CO_2 concentratie.
Het verdwijnen van cyanobacteriën in petgat -wind -vis kan mede het gevolg zijn van:
i) uitzakken van algen door afname menging (onwaarschijnlijk voor meeste soorten a.g.v. bezit van drijfvermogen;
ii) nutriënten competitie met de macrofyten;
iii) hoge licht intensiteit bij lage algen dichtheid.
iv) lage CO_2 en hoge pH waarden

Uitspraken over veranderingen in het voedselweb (trofische interacties) door het verwijderen van vis m.b.t. de voedselvoorkeur van zoöplankton kunnen helaas niet met zekerheid worden gedaan omdat het onderscheid tussen de verschillende

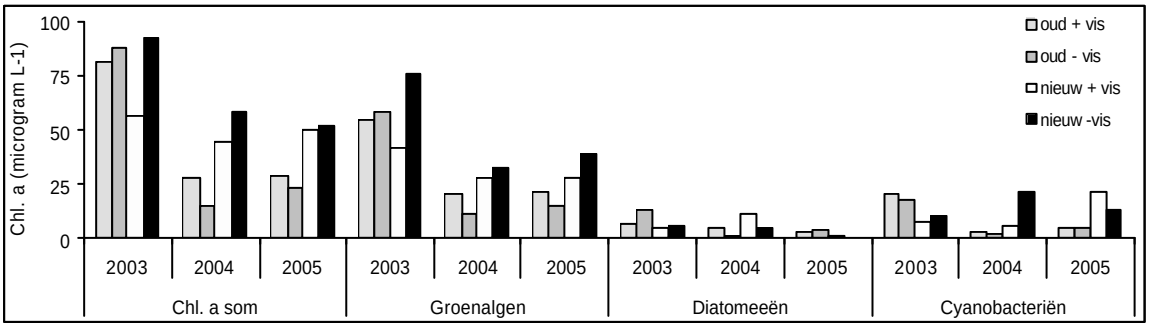
bronnen te klein was. Maar het lijkt of *Chydorus* in petgat -wind -vis de voorkeur heeft voor cyanobacteriën (vergelijkbare positieve waarde), terwijl *Asplanchna* en *Daphnia* een voorkeur schijnen te hebben voor eukaryote algen. In de andere behandelingen vallen de gemiddelde $\delta^{13}C$ waarden van het zoöplankton zowel in de range van de eukaryoten als in die van de cyanobacteriën. Echter de biomassa gegevens en groeisnelheden in beschouwing genomen, kan geconcludeerd worden dat eukaryote algen in alle petgaten het voorkeursvoedsel vormden en hiermee het voedselweb ondersteunden. Bovendien verbeterden groeiomstandigheden voor de groenalgen (ten opzichte van cyanobacteriën) en macrofyten, na verwijdering van vis.

Voedselwebrelaties De Deelen (zie ook Hoofdstuk 4)
In 2004 (afvissing in maart 2004) en 2005 is het water in het oude petgat zonder vis minder troebel dan in het oude petgat met vis, terwijl dit voor de nieuwe petgaten omgekeerd is (minder troebel in het petgat met vis; Figuur 6.18). Het verschil in extinctie (OD) in 2005 tussen de nieuwe petgaten (met vis en zonder vis) is echter erg klein. De oude petgaten zijn in 2004 t.o.v. 2003, ongeacht de aanwezigheid van vis, minder troebel dan de nieuwe petgaten. En in 2005 is de troebelheid van alle petgaten (oud en nieuw) veel lager dan in 2004 en wederom zijn de oude petgaten minder troebel dan de nieuwe petgaten.



Figuur 6.18 Troebelheid (gemeten als optische dichtheid) van het water in de 4 petgaten van De Deelen in 2003, 2004 en 2005.

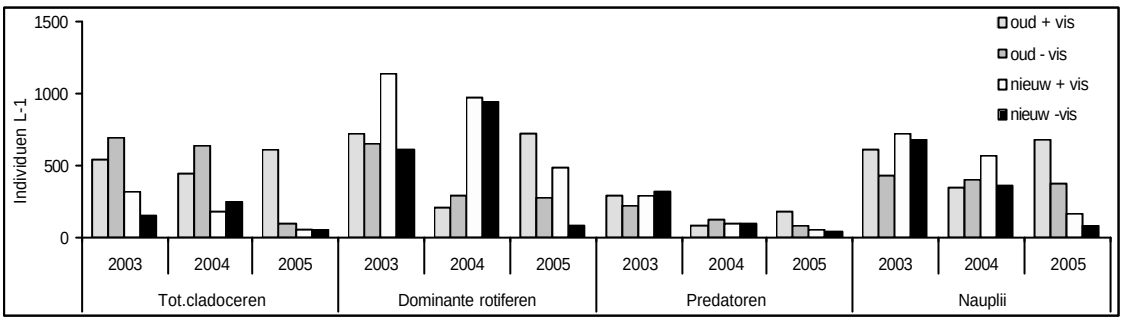
De totale Chl*a* concentraties (som) en de groenalgen volgen in 2004 en 2005 dezelfde trend als de troebelheid namelijk; meer algen in het oude petgat met vis dan in het oude petgat zonder vis en vice versa voor de nieuwe petgaten (meer algen in het petgat zonder vis dan in het petgat met vis; Figuur 6.19). Opnieuw zien we een hogere algenbiomassa (Chl. *a* som en groenalgen) in de nieuwe petgaten dan in de oude petgaten (ongeacht de aan- /afwezigheid van vis). Het grootste deel van de algen biomassa in De Deelen bestaat uit groenalgen (gemiddeld 35 tot maximaal 76 µg L^{-1} Chl. *a*), maar ook cyanobacteriën kunnen in relatief hoge concentraties voorkomen (gemiddeld 11 tot maximaal 22 µg L^{-1} Chl. *a*). Echter ook diatomeeën kunnen in De Deelen een aanzienlijk deel van de biomassa vormen (gemiddeld 5 tot maximaal 11 µg L^{-1} Chl.*a*).



Figuur 6.19 Gemiddelde Chl. a concentraties van de groepen algen in De Deelen in 2003, 2004 en 2005.

De effecten van de afvissing op de biomassa van diatomeeën en cyanobacteriën is als volgt. In 2004 zijn de diatomeeën abundanter in de petgaten met vis (oud en nieuw) terwijl in 2005 de abundantie verder daalt en geen duidelijk verschil bestaat tussen de petgaten met en zonder vis (oud en nieuw). Ondanks de hoge abundanties van cyanobacteriën in de oude petgaten in 2003 neemt de biomassa sterk af in deze petgaten in 2004 en 2005, terwijl in de nieuwe petgaten de hoeveelheid cyanobacteriën in deze jaren toeneemt. Voor de oude petgaten is er geen effect van afvissing, maar in de nieuwe petgaten lijkt in 2005 de biomassa van cyanobacteriën in het afgeviste petgat duidelijk lager dan in het niet afgeviste petgat. Dit mag misschien voorzichtig worden erkend als een gewenst effect van ABB.

Het effect van afvissing op de aanwezigheid en samenstelling van het zoöplankton is als volgt te omschrijven (Figuur 6.20). In 2003 en 2004 zijn de totale aantallen cladoceren in de oude petgaten (ongeacht aan- of afwezigheid van vis) altijd hoger zijn dan in de nieuwe petgaten. In 2004 zijn het aantal cladoceren in de petgaten + vis lager dan in de petgaten - vis. Verwacht was een toename van cladoceren in de afgeviste petgaten, maar we zien we juist een toename in het oude petgat + vis van 2004 naar 2005, terwijl in alle andere petgaten de aantallen sterk afnemen.



Figuur 6.20 Gemiddelde aantallen zoöplankton per L^{-1} van de belangrijkste zoöplankton groepen in De Deelen in 2003, 2004 en 2005.

Aantallen kleine rotiferen zijn in 2004 veel hoger in de nieuwe petgaten dan in de oude petgaten (met geen duidelijk verschil tussen de petgaten met en zonder vis), echter in 2005 zijn rotiferen duidelijk abundanter in de petgaten met vis (zowel oude als nieuwe petgaten).
Voor de predatoren (96 -100 % bestaande uit (omnivore) copepoden) zien we een sterke afname in alle petgaten van De Deelen van 2003 naar 2004 en wederom een afname van 2004 naar 2005 in alle locaties, behalve het oude petgat + vis, waar weer een lichte toename van copepoden is geobserveerd. Er is geen eenduidig verschil in de behandelingen met en zonder vis voor de aantal predatoren.

De jonge copepoden stadie (nauplii larven; herbivoor) vallen qua abundantie in de orde grootte van de dominante rotiferen en in 2003 zijn er iets meer aanwezig in de nieuwe petgaten dan in de oude petgaten. Na afvissing neemt het aantal in alle petgaten af en er lijkt alleen in het nieuwe petgat + vis een toename van deze groep te zijn terwijl de andere petgaten vergelijkbare aantallen tellen. In het jaar daarna (2005) in er in de nieuwe petgaten een sterke afname van nauplii larven te zien (weerspiegeld in het aantal volwassen copepoden). En zijn dan in de petgaten met vis meer nauplii larven aanwezig dan in de petgaten zonder vis (oude en nieuwe petgaten).

Discussie Voedselwebrelaties De Deelen
Biomanipulatie in De Deelen heeft zoals verwacht, zowel in de oude petgaten als de nieuwe petgaten zonder vis een toename van de helderheid van het water tot gevolg. Echter de totale afname van de troebelheid in het nieuwe petgat zonder vis in 2004 ten opzichte van 2003 is marginaal. In de oude petgaten neemt de helderheid en de groenalgen biomassa in beide petgaten sterk af, maar het petgat zonder vis is nog altijd helderder in 2004. De totale afname van de troebelheid in de oude petgaten van De Deelen in 2004 kan het effect zijn van het moment waarop gemonsterd is.

Wanneer in 2003 een meting is verricht op een dag nadat het heeft gewaaid (opwerveling van bodemdeeltjes) kan het zijn dat de gemiddelde OD in dit jaar te hoog is uitgevallen, echter dan zou ook de OD in de nieuwe petgaten lager zijn geweest in 2004, wat niet het geval is. We gaan er dus vanuit dat de verheldering van beide oude petgaten in 2004 t.o.v. 2003 een effect van de aanwezigheid van algen biomassa is. Dat blijkt inderdaad het geval; de groenalgen en cyanobacteriën biomassa is aanzienlijk lager in de oude petgaten in 2004 (de cyanobacteriën zijn zelfs bijna geheel verdwenen uit de petgaten in 2004). Alleen het verschil tussen de afgeviste en niet afgeviste petgaten in 2004 en 2005 zijn een direct effect van de afvissing. Maar de afname van de algen biomassa in beide oude petgaten t.o.v. de nieuwe petgaten heeft mogelijk andere oorzaken zoals; de nieuwe petgaten bevatten meer nutriënten waardoor de algen biomassa daar harder kan groeien. Een alternatief is dat er in de oude petgaten meer planten aanwezig zijn, waardoor er voor de algen minder nutriënten overblijven.

Door de verbeterde helderheid en een afname van cyanobacteriën in de oude petgaten in 2005 verwachtten we een toename in diatomeeën ("goede" algen), echter ook deze nemen in biomassa af. Ondanks dat is (zoals verwacht) de abundantie van deze diatomeeën iets hoger in de afgeviste petgaten t.o.v. de niet afgeviste petgaten (oud en nieuw). In de nieuwe petgaten lijkt er is 2005 wel een effect te zijn op de aanwezigheid van vis; meer cyanobacteriën in aanwezigheid van vis. De verlaging van de troebelheid in 2005 in alle petgaten van De Deelen is slechts een effect van lagere concentraties van niet-fluorescerende deeltjes (organische bodem deeltjes), omdat er in Chl. *a* gehaltes geen duidelijke verlaging optreedt, eerder een lichte toename in groenalgen en cyanobacteriën (nieuwe petgaten).

De hogere aantallen cladoceren in de afgeviste petgaten (oud en nieuw) van De Deelen in 2004 zijn zoals verwacht, maar in 2005 is de stijging van de aantallen in het oude petgat met vis en de daling in de rest van de petgaten (met en zonder vis) minder makkelijk te begrijpen. Een voedselgebrek kan het niet zijn omdat de Chl. *a* waarden in alle petgaten vergelijkbaar zijn met het jaar ervoor. Misschien is er door een technisch mankement in de visdam weer vis in de exclosures terechtgekomen, waardoor de cladoceren in aantal zijn afgenomen. Een andere mogelijkheid is dat er in 2005 bij monstername geen homogeen monster is genomen, waardoor de aantallen laag uitvielen.

Zoals we al verwachtten in meer nutriëntrijke, verstoorde petgaten zijn er in de nieuwe petgaten van De Deelen in 2004 veel meer kleine rotiferen waargenomen dan in de oude petgaten. Het grote verschil in aantal van deze kleine (herbivore) grazers tussen de afgeviste (laag) en niet afgeviste (hoog) petgaten (oud en nieuw) in 2005 lijkt een duidelijk effect van de aanwezigheid van vis; meer kleine groenalgen; hogere abundanties (kleine) rotiferen zoals *Keratella* en *Filinia*.

De copepoden (bijna 100% van de predatoren) lijken geen direct effect te ondervinden van de aan- of afwezigheid van vis, dit is zoals reeds eerder vermeld waarschijnlijk het gevolg van het omnivore eetgedrag van deze soorten die de beestjes in staat stelt van dieet te veranderen. Zij kunnen dus bij meer algenbiomassa overgaan op algen, terwijl zij ook kleine rotiferen makkelijk kunnen verorberen.

6.4 Conclusies; betekenis voor het beheer

Biogeochemische processen en nutriëntenhuishouding
Mede op basis van de gevonden resultaten zijn er globaal drie situaties denkbaar in Terra Nova. De eerste ("troebele plas") is de situatie in het grootste deel van de plas van vòòr 2004; een vrij troebele waterlaag met periodiek algenbloei en vrijwel zonder ondergedoken waterplanten. De tweede situatie ("heldere plas") komt overeen met de situatie zoals deze al lange tijd bestaat in de zuidpunt van de plas; een vrij heldere waterlaag en uitbundige groei van enkele eutrafente waterplanten. De derde situatie

("oorspronkelijke plas") is de oorspronkelijke referentiesituatie, een heldere veenplas gedomineerd door hiervoor kenmerkende waterplanten van mesotrofe omstandigheden (hoge biodiversiteit).

De resultaten van het biomanipulatie experiment in Terra Nova laten zien dat een heldere plas met ondergedoken waterplanten haalbaar is door de windwerking te breken en de populatie planktivore en benthivore vis te reduceren. Het is echter niet waarschijnlijk dat de oorspronkelijke plas hiermee duurzaam wordt hersteld. Ten opzichte van de oorspronkelijke situatie zijn er daarvoor te veel wijzigingen in de abiotiek opgetreden. De belangrijkste zijn: a) de mobilisatie van voedingsstoffen in het sediment door de afbraak van het veen; b) de ophoping van zwavel in het sediment, waardoor ijzer minder goed in staat is om fosfaat te binden; c) de ongunstige omstandigheden voor hernieuwde veenvorming en vastlegging van voedingsstoffen. Ook was in het verleden sprake van ijzerrijke kwel, iets dat nu niet optreedt, en wordt nu in de zomer water ingelaten dat veel nitraat en mogelijk ook te veel sulfaat bevat. Als gevolg van deze veranderingen is de productiviteit van de waterbodem aanzienlijk hoger dan in de oorspronkelijke situatie. Het onderzoek duidt erop dat deze hogere productiviteit al snel tot uiting komt in de vegetatiesamenstelling. Daarnaast is er een jaar na het afvissen van de hele plas alweer sprake van (tijdelijke) algenbloei in de zomer, hetgeen kan wijzen op interne eutrofiëring.

Als aangenomen wordt dat het afvissen in De Deelen gelukt is, lijkt het weinig effect te hebben op zowel de water- en bodemkwaliteit als de groei van waterplanten. Er zijn echter grote onzekerheden over de uitvoering van het Actief Biologisch Beheer in De Deelen. Grote gaten in de visweringen zijn inmiddels gedicht, maar het is niet duidelijk of er hierdoor in- en uittrek van vis heeft plaatsgevonden. Bij de controle visserij bleek wel dat de uitdunningsniveaus gehaald zijn. De leeftijd van petgaten en voedselrijkdom van de bodem lijkt vooralsnog een grotere rol te spelen dan het afvissen.

Indien als doel wordt gesteld om een plas in de oorspronkelijke plas terug te krijgen, zal dit doel in soortgelijke gevallen alleen kunnen worden bereikt door de afgebroken veenlaag in zijn geheel te verwijderen. Dit werkt alleen als water en bodem voldoende van kwaliteit zijn om nieuwe interne eutrofiëring te voorkomen. Daarnaast zijn er diverse extra mogelijkheden om ergens tussen de heldere en de oorspronkelijke plas uit te komen:

- *Baggeren van de reactieve toplaag.* De toplaag van het sediment bestaat uit vrij vers organisch materiaal (algen, bladeren van bomen en nymphaeïden). In deze toplaag vindt interne eutrofiering plaats en deze laag wervelt het makkelijkst op. Door deze laag weg te baggeren zal het transport van fosfaat naar de waterlaag, zowel via opwerveling, diffusie als via de groei van waterplanten, worden verminderd. Bovendien wordt de plas dieper, waardoor er minder windwerking optreedt en het fosfaat uit de sliblaag door een groter watervolume zal worden verdund. Randvoorwaarde is dat de reactiviteit van de onderliggende laag minder groot is.

- *Maaien en afvoeren van woekerende waterplanten.* Als de waterlaag voedselarm is, nemen de dominante waterplanten Smalle waterpest en (wortelloos) Grof hoornblad veel voedingsstoffen op uit het sediment, welke na afsterven van de planten vrijkomen in de waterlaag. Door periodiek maaien en afvoeren wordt dit voorkomen en bovendien zorgt dit voor een verarming van het sediment. Daarnaast wordt de concurrentiepositie van andere, meer waardevolle waterplanten verbeterd.

- *Doorstromen met regenwater.* Indien het mogelijk is om gebiedsvreemd water te weren en tevens voor netto afvoer van regenwater te zorgen is het ook mogelijk om bicarbonaat en sulfaat dat vanuit de toplaag van het sediment naar de waterlaag diffundeert af te voeren. Hiermee kan een geleidelijke ontharding en ontzwaveling van het sediment worden bewerkstelligd, waardoor er minder fosfaattransport naar de waterlaag zal optreden en de omstandigheden voor de

afbraak van organisch materiaal minder gunstig worden. De mogelijkheden van deze maatregel hangen echter sterk af van de sulfaatconcentratie van het beschikbare inlaatwater en de mogelijkheden om regelmatig water af te voeren.

- *Droogvallen of beluchten.* Laten droogvallen van (delen van) de plas heeft een aantal gunstige effecten. Allereerst zal de sliblaag sterk inklinken en vindt na hervernatting slechts zeer langzaam (in de loop van jaren) en waarschijnlijk slechts gedeeltelijk weer verweking plaats. Hiermee kan de plas dus dieper worden en zal de opwerveling sterk worden gereduceerd. Daarnaast zal door de oxidatie ijzer en sulfaat worden gemobiliseerd en ontharding plaatsvinden, doordat zuur gevormd wordt. De verhoogde ijzerbeschikbaarheid leidt tot een betere fosfaatbinding (zoals eerder uitgelegd). Het sulfaat dient te worden afgevoerd, door bijvoorbeeld na vollopen van de plas de waterlaag nogmaals af te voeren. Bovendien zal door het tijdelijk droogvallen van de plas veel ammonium worden genitrificeerd en vervolgens gedenitrificeerd en naar de lucht ontwijken. Een andere, nog niet in laagveenwateren geteste optie is om de sliblaag te beluchten. Hierdoor hoeft de plas niet droog te vallen, terwijl er wel oxidatie kan plaatsvinden. Deze methode is in Zeeland en Zuid-Holland ook gebruikt in de strijd tegen blauwalgen.

- *Peil laten uitzakken in de zomer.* Deze maatregel combineert de gunstige effecten van een verminderde inlaat van gebiedsvreemd water en van het droogvallen van een deel van de oeverzone. Echter, indien het peil slecht enkele centimeters kan uitzakken, zal het effect van droogvallen en verminderen van de hoeveelheid inlaatwater gering zijn. In De Deelen is deze maatregel al ingesteld.

- *Afdekken sliblaag.* Momenteel worden in enkele projecten ervaringen opgedaan met het afdekken van weke sliblagen met een enkele decimeters dikke laag zand. Hierdoor zal de opwerveling tot vrijwel nul worden gereduceerd. Bovendien zal de sliblaag sterk inklinken door het gewicht van het bovenliggende zand. Ook kunnen veel plantenwortels de onderliggende, zeer voedselrijke sliblaag waarschijnlijk niet of met moeite bereiken. Er zijn echter ook planten die dit wel kunnen. Bovendien kan het zo zijn dat door gasvorming in de sliblaag bellen gevormd worden die door de zandlaag heen kunnen breken. De technische mogelijkheden en de resultaten van deze nog experimentele maatregel dienen echter nog te worden afgewacht. Mogelijk moet er met een kleine hoeveelheid veenmateriaal diasporen geënt worden op de zandlaag.

Voedselwebrelaties

Terra Nova

1. Door de afname van troebelheid in afwezigheid van vis krijgen macrofyten een kans om zich te vestigen en zo de belangrijkste primaire producent te worden. Terwijl in troebele omstandigheden de planten afwezig zijn en de nutriënten gebruikt kunnen worden voor de opbouw van algenbiomassa, Dit leid ertoe dat in het ene jaar de algen overheersen en in het andere jaar de macrofyten, zoals beschreven in de alternatieve stabiele stadia door Scheffer (1998).

2. Naar aanleiding van de bovenstaande studie is gebleken dat de heldere situatie in het petgat -wind -vis waarschijnlijk vooral het effect is van de afwezigheid van vis. Maar ook de wind (opwerveling van bodem deeltjes) speelt waarschijnlijk een rol hierin. Scheffer *et al.* (2003) laten zien dat de gevoeligheid van waterbodems voor windresuspensie sterk beïnvloed wordt door het fourageergedrag van benthivore vissen. De toename van de graas capaciteit door zoöplankton (bij afwezigheid van vis) lijkt niet zo belangrijk te zijn voor het helder maken van het water in petgat -wind -vis, omdat de aantallen (grote) grazers (*Daphnia*) relatief laag bleven in het afgeviste petgat, vergeleken bij de andere (niet afgeviste) petgaten. Dit kan echter ook een vertekend beeld zijn. Na afvissen van geheel Terra Nova kwamen massaal grote Daphnia´s op en speelden deze waarschijnlijk een belangrijke rol bij het helder maken van het water. Mogelijk bevonden zich in de petgaten geen of te weinig Daphnia´s of wintereieren om een populatie te kunnen vormen. Ook is het

niet uitgesloten dat ze gemist zijn bij de bemonstering. Bekend is dat Daphnia´s zich overdag zeer goed kunnen verstoppen (strak aan de bodem, in holle oevers e.d.).

3. De afgesloten petgaten zijn t.o.v. de referentie (petgat +wind +vis) minder troebel (petgat -wind +vis en petgat +wind +vis verschillen minder van elkaar dan petgat -wind -vis en petgat +wind +vis). Hieruit concluderen we dat naast de aanwezigheid van vis waarschijnlijk ook de windwerking van belang is bij de helderheid van het water (en dus de vestigingsmogelijkheid voor macrofyten). De invloed van wind en vissen kunnen hierbij niet los van elkaar worden gezien (Scheffer *et al.*, 2003). Vooral in laagveenwateren waar de bodems vaak zeer organisch zijn en makkelijk opdwarrelen, verwachten wij een aanzienlijke bijdrage van strijklengte op het wel of niet helder zijn van laagveen plassen.

4. Een ander belangrijke conclusie is dat afvissing ertoe leidt dat bijzondere en zeldzame planten soorten (zoals *Chara globularis* en *Nitella mucronata* en *Stratiotes*) reeds in het eerste groeiseizoen na afvissing de kans krijgen zich te vestigen. En ondanks de afwezigheid van deze soorten bij troebel water blijkt dat de soorten wel in de zaadbank van deze veenbodems aanwezig zijn.

5. We concluderen dat de grote schommelingen in pH en koolstofhuishouding een direct effect zijn van toename van primaire productie en daarbij een indirect effect van biomanipulatie. Het is van belang deze effecten van afvissing op de biogeochemie (pH, O_2 en CO_2 spanning) van het systeem te begrijpen bij het toepassen van biomanipulatie, omdat deze variabelen effect kunnen hebben op de aanwezigheid (groei) en soortensamenstelling van het fytoplankton en het zoöplankton.

De Deelen

1. In De Deelen neemt de helderheid van het water toe na het verwijderen van vis. De toename in helderheid in het eerste jaar na afvissing (2004) gaat samen met een afname in groenalgen en cyanobacteriën biomassa in de oude petgaten. Waardoor deze verlaging wordt veroorzaakt kan niet direct worden herleid, mogelijk speelt de leeftijd van de petgaten en daarmee de stabiliteit van het voedselweb een rol.

2. De petgaten (oud en nieuw) zonder vis zijn helderder en hebben een lagere algen biomassa (totaal en groenalgen) dan de petgaten met vis. Dit is waarschijnlijk een direct effect van de aanwezigheid van vis.

3. In 2005 blijkt dat de helderheid verder kan toenemen (afname OD) terwijl de algen biomassa even groot blijft. Dit geeft aan dat de helderheid van het water niet per se door de algen bepaald hoeft te worden en in De Deelen mede veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van kleine zwevende deeltjes in het water.

4. Over het algemeen blijkt dat de oude petgaten in De Deelen minder algen (totaal, groenalgen en cyanobacteriën) bevatten, omdat ze minder belast zijn met nutriënten. Daarnaast is in de oude petgaten de vegetatie verder ontwikkeld dan in de nieuwe petgaten, waardoor naar verhouding het water in de oude petgaten een lagere beschikbaarheid van nutriënten heeft.

5. De hogere biomassa van diatomeeën in 2005 in de oude petgaten en de verlaging van de biomassa van cyanobacteriën in 2004 en 2005 t.o.v. 2003 kan duiden op een verschuiving in de soort samenstelling die niet direct gerelateerd is aan visbeheer maar aan de leeftijd van ecosysteem. De hogere biomassa van diatomeeën in het oude petgat - vis in 2005 t.o.v. + vis is marginaal maar kan als mogelijk effect van afvissing worden gezien.

7 Aquatische fase: water-, veenkwaliteit en vegetatie

7.1 Inleiding

De ontwikkeling van laagveenwateren wordt in zeer sterke mate gestuurd door de water- en bodemkwaliteit. Deze worden op hun beurt bepaald door het landgebruik en de hydrologie op regionale en locale schaal. Eutrofiëring van water en veenbodem, en verstarring van het waterpeil worden als hoofdoorzaken genoemd voor de achteruitgang van de natuur in laagveenwateren. Veranderingen in de waterkwaliteit (o.a. grotere hardheid, sulfaatverrijking) hebben grote gevolgen voor laagveengemeenschappen doordat de afbraaksnelheid van het veen versneld wordt met als gevolg toegenomen troebelheid en eutrofiëring (Roelofs & Bloemendaal 1988; Roelofs, 1991; Koerselman & Verhoeven, 1995; Lamers et al., 2002b; Figuur 7.1 & 7.2). Deze interne eutrofiëring speelt, zoals beschreven in het Preadvies Laagveenwateren (Lamers et al., 2001), een erg belangrijke rol in de totale eutrofiëring die optreedt.



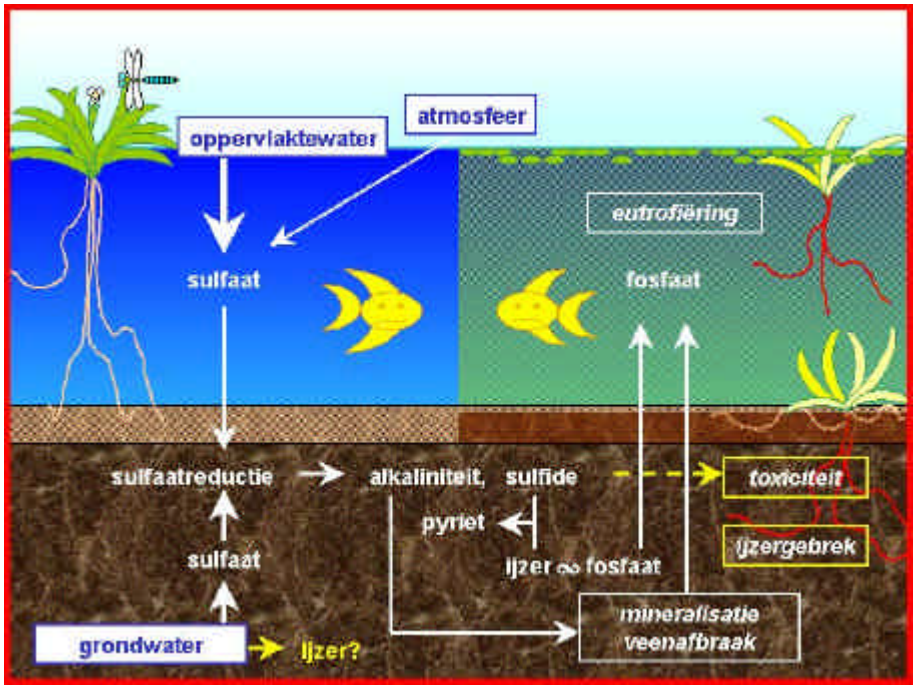
Figuur 7.1 Krabbenscheer, kroos en draadalgen in de Weerribben.

Doel van dit deelonderzoek is te onderzoeken welke veranderingen in hydrologie en biogeochemie (stoffenkringlopen) binnen laagveenwateren geleid hebben tot de ongewenste achteruitgang van laagveengemeenschappen (Lamers et al., 2002a). Hiervoor zijn eerst vergelijkende veldstudies gedaan in verschillende laagveenwateren (zie Hoofdstuk 4). Vervolgens zijn mogelijke oorzaken voor de gevonden verschillen getoetst door middel van experimenten. Hierbij komen sturende processen en

factoren aan het licht, die de basis vormen voor concrete beheersadviezen welke zullen moeten leiden tot herstel van karakteristieke laagveenvegetaties en faunagemeenschappen (zie Hoofdstuk 10). Het zwaartepunt van het onderzoek ligt bij de water- en bodemkwaliteit in relatie tot de hydrologische situatie (zie Hoofdstuk 5) en de aquatische vegetatie, voorafgaand in de successie naar drijftilontwikkeling (zie Hoofdstuk 8).

Binnen dit deelonderzoek zullen de volgende onderzoeksvragen beantwoord worden:

- Wat zijn de juiste hydrologische maatregelen om naast de gewenste water- en bodemkwaliteit, ook karakteristieke laagveenvegetaties weer terug te krijgen?
- Aan welke kwaliteit moeten inlaatwater en onderwaterbodem voldoen om dit te bereiken?
- Welke bijdrage levert het intern vrijkomen van voedingsstoffen aan de totale eutrofiëring?
- Welke rol speelt verbrakking hierbij?
- Is het een reële optie om de toplaag van de onderwaterbodem te baggeren?
- Welke rol speelt de troebelheid van het water bij de kieming, vestiging en groei van ondergedoken waterplanten?
- Wat is de rol van waterkwaliteit en peilbeheer bij de interactie tussen algen, cyanobacteriën (zie Hoofdstuk 9) en ondergedoken waterplanten?
- Kunnen door middel van visstandsbeheer de waterkwaliteit en het doorzicht verbeterd worden (zie Hoofdstuk 6)?



Figuur 7.2 Eutrofiëring door sulfaat (Lamers et al., 2001), waarbij toegenomen alkaliniteit en sulfideproductie leiden tot versnelde mobilisatie van fosfaat uit de bodem naar de waterlaag.

7.2 Onderzoeksmethoden

Krabbenscheer als indicatorsoort

Op 25 mei 2004 zijn in vier petgaten in Wapserveen 14 tot 16 Krabbenscheerplanten (Stratiotes aloides) per petgat uitgezet, om uit te vinden of deze als indicatorsoort en 'ecosystem engineer' zouden aanslaan in recent gegraven petgaten (Bijlage 12). Er werden planten gebruikt uit een enkele kilometers verderop gelegen populatie. De

planten werden uitgezet in de noordhoek van elk petgat (nr. 2, 5, 6 en 8; Figuur 7.3) en er werd een net omheen geplaatst om wegdrijven te voorkomen. Op 17 juni werden de volgende variabelen gemeten: gewicht, spanwijdte, aantal bladeren, gemiddelde bladbreedte, aantal knoppen of bloemen, geslacht, aantal wortels, kleur en vitaliteit. Ook werden van de oorspronkelijke locatie 12 planten meegenomen naar het laboratorium om naast bovenstaande variabelen ook het vochtpercentage en totale nutriëntenconcentraties (na destructie) te bepalen. Om de ontwikkeling van de planten te kunnen volgen, werd in het groeiseizoen van 2005 dezelfde procedure herhaald. Ook in een petgat in de Wieden zijn 23 Krabbenscheerplanten uitgezet in 2005, waarvan 8 grote planten, 9 middelgrote planten en 6 kleine plantjes. In Westbroek en Het Hol werd in 2005 op verschillende plekken waargenomen dat de populaties Krabbenscheer sterk achteruit gegaan waren. Er zal kort worden ingegaan op de mogelijke oorzaken hiervan.



Figuur 7.3 Krabbenscheerplanten in één van de Wapserveense petgaten

Decompositie- en mineralisatie-experimenten

Om een verklaring te kunnen geven voor het al dan niet optreden van interne eutrofiëring onder verschillende hydrologische omstandigheden, werd in een laboratoriumexperiment gekeken naar de potentiële afbraaksnelheid van 10 Nederlandse en 18 Ierse water- en kraggebodems uit verschillende laagveengebieden (resp. zes en vijf; Bijlage 13). Daarnaast werd van deze bodems een aantal karakteristieke parameters bepaald. Doel hiervan was om zo eenvoudig mogelijk te bepalen parameters te vinden die de afbraaksnelheid kunnen voorspellen. Gedurende ongeveer twee maanden werden voor 1/5 deel met verse veenbodem gevulde 250 ml of 500 ml infuusflessen geïncubeerd bij 19 °C op een schudmachine (100 rpm). Een hoog waterpeil werd gesimuleerd door de infuusflessen met bodem een aantal keer te flushen met stikstof (anaërobe behandeling), een laag waterpeil (droogval) door te flushen met lucht (aërobe behandeling). Elke behandeling werd in drievoud uitgevoerd.



Figuur 7.4 Groottefracties na zeven en drogen van bodemmateriaal.

Zowel aan het begin als aan het eind van het experiment werd het bodemvocht bemonsterd met bodemvochtsamplers (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment) en geanalyseerd zoals eerder beschreven. Ook werd het vochtpercentage, organisch stofgehalte en biologisch beschikbaar fosfaat- en stikstofgehalte van de bodem bepaald (zie boven). Gedurende het experiment werd regelmatig de CO_2- en methaanconcentratie in de infuusflessen gemeten met behulp van een Infrared Gas Analyzer (IRGA, ABB Advance Optima). Vóór het experiment werd de bulk density

(dichtheid) van de gebruikte bodems bepaald. Voor de Nederlandse bodems werd tevens een organische stof fractionering uitgevoerd (Goering & Van Soest, 1972) en groottefracties bepaald door het gebruik van zeven met een maaswijdte van respectievelijk 5, 1, en 0.4 mm (Figuur 7.4). Daarnaast werd 200 mg droge bodem gedestrueerd om de totale hoeveelheid P in de bodem te kunnen bepalen (zie boven). Ook zullen de totaal-C en totaal-N gehaltes van deze bodems bepaald worden met een CNS-analyzer (NA 1500, Carlo Erba Instr., 1200 W).

Verbrakkingsexperiment Ilperveld
Om de hypothese te testen of verbrakking naast de directe invloed op waterplanten en algen ook kan leiden tot minder eutrofiëring, werd een aquariumexperiment opgezet met onderwaterbodems uit een petgat uit het Ilperveld (i.s.m. Onderzoekcentrum B-Ware). Het Ilperveld is van oorsprong een brakwatergebied, dat na de afsluiting van de Zuiderzee steeds meer aan het verzoeten is. Om eutrofiëring tegen te gaan en brakwatersoorten te behouden, is het hier dan ook een reële optie om brak water in te laten. In mei 2004 werden voor dit experiment 24 aquaria (24lx24bx30h) met 10 cm bodem gevuld, waarboven 10 cm demiwater werd gezet met verschillende concentraties chloride en sulfaat (Tabel 7.1). In totaal waren dit zes behandelingen, met van elke behandeling vier replica's.

Iedere 1 à 2 maanden werden monsters genomen van het bodemvocht (met Rhizons; zie boven) en de waterlaag. Een deel van het bodemvocht werd ter plekke gefixeerd met Sulfide Anti Oxidant Buffer (SAOB) om oxidatie van sulfide te voorkomen. De sulfideconcentratie van het bodemvocht werd dezelfde dag gemeten met een Orion sulfide-electrode en een Consort Ionmeter (type P914). Bij twee metingen werd ook de methaanconcentratie in het bodemvocht bepaald. Verder werd na tien maanden de redoxpotentiaal van de bodem bepaald met een Ag/AgCl referentie-elektrode (Radiometer Copenhagen, type PHM201). Na afloop van het experiment werd 50 ml bodem uit elk aquarium in infuusflessen geïncubeerd om potentiële decompositie- en mineralisatiesnelheden te kunnen bepalen (zie boven). Bovendien werd 15 ml bodem uit elk aquarium geïncubeerd in een capflesje om de actuele sulfaatreductiesnelheden te bepalen door de sulfideproductie te meten met behulp van een gaschromatograaf. Potentiële sulfaatreductiesnelheden zullen bepaald worden door extra sulfaat aan de bodems toe te voegen, alvorens de incubatie gestart wordt. In 2005 werd het experiment opgeschaald naar het veld, door aan acht polycarbonaat enclosures (Ø 1m; hoogte 1,5 m) in twee petgaten in het Ilperveld verschillende chlorideconcentraties toe te voegen: 25, 50, 100 en 200 mmol/l. Hiervan zijn nog geen resultaten beschikbaar. Verder wordt onderzocht of sulfaatreductie de anaërobe methaanoxidatie op gang kan brengen in deze bodems.

Tabel 7.1 Concentraties chloride en sulfaat bij de verschillende behandelingen die in het aquariumexperiment zijn toegepast.

Behandeling (n=4)		**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Toegevoegd chloride	mmol/l	2	2	25	25	200	200
	mg/l	71	71	886	886	7090	7090
	type	zoet	zoet	zwak brak	zwak brak	brak	brak
Toegevoegd sulfaat	mmol/l	0	2	0	2	0	2
	mg/l	0	192	0	192	0	192

Experiment water- en bodemkwaliteit Zijdelmeer
In oktober 2003 zijn drie typen bodem verzameld in het Zijdelmeer, een zeer eutrofe laagveenplas (zie Hoofdstuk 4):
- de bovenste sliblaag met een bodemhapper;
- de nog intacte, kleihoudende veenlaag met een platte schop;
- de kleilaag op 1 meter diepte met een bodemboor.

Vervolgens werden 24 aquaria gevuld met ongeveer 6,5 liter slib-, veen- of kleibodem en ongeveer 7,5 liter water met een kwaliteit conform de behandelingen in Tabel 7.2.

Het experiment werd in drievoud uitgevoerd, bij 19 °C in het donker (behalve de lichtbehandeling).
Doorstroming werd nagebootst met behulp van pompen (Superflex), overeenkomend met een verblijftijd van het water van 30 dagen (Figuur 7.5). Bij twee behandelingen vond geen doorstroming plaats (verblijftijd 500 dagen). Eenmaal per maand werd het bodemvocht bemonsterd met twee bodemvochtsamplers (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment) per aquarium en geanalyseerd zoals eerder beschreven. Ook het bovenstaande water werd op deze manier geanalyseerd.
Drie weken na de start van het experiment werd de zuurstofconcentratie gemeten in een gradiënt van 50 mm boven het sediment tot 50 mm in het sediment. Dit gebeurde met behulp van een gecombineerde zuurstof/sulfide elektrode met bijbehorende Ag/AgCl referentie-elektrode en nA-meter (Microscale Measurements).

Tabel 7.2 Gebruikte behandelingen bij het experiment water- en bodemkwaliteit Zijdelmeer.

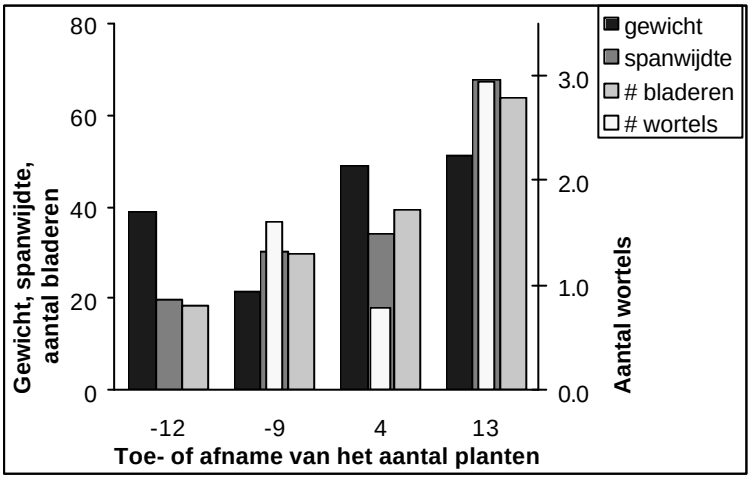
			Waterkwaliteit	
Behandeling	**Bodemtype**	**Verblijftijd (d)**	**HCO_3^- (mmol/l)**	**SO_4^{2-} (mmol/l)**
Controle	Slib	30	4	1
Lange verblijftijd	Slib	500	4	1
Baggeren tot veen	Veen	30	4	1
Baggeren tot klei	Klei	30	4	1
Baggeren tot veen + goede waterkwaliteit	Veen	30	1	0.25
Sulfaatverlaging	Slib	30	4	0.25
Goede waterkwaliteit	Slib	30	1	0.25
Lichtbehandeling	Slib	500	1	0.25



Figuur 7.5 Proefopstelling experiment water- en bodemkwaliteit Zijdelmeer (Foto: Piet-Jan Westendorp).

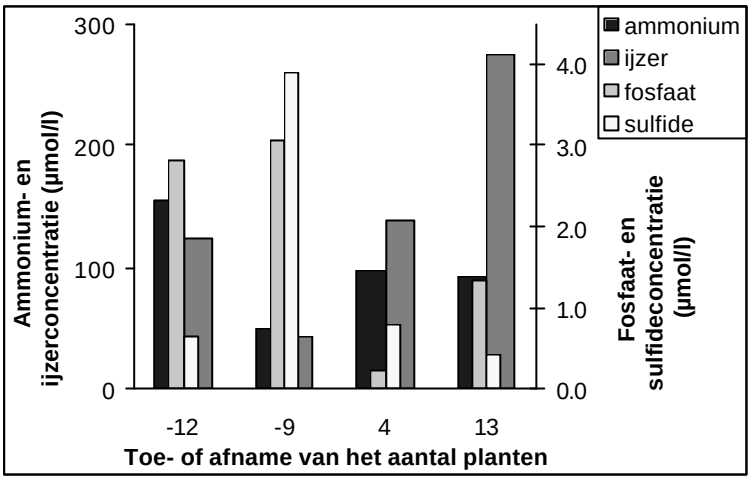
7.3 Resultaten en discussie

Krabbenscheer als indicatorsoort
De Krabbenscheerplanten die uitgezet zijn in de vier petgaten in Wapserveen, zijn na een maand vergeleken met de oorspronkelijke populatie. De aanpassing aan de nieuwe situatie lijkt het versgewicht en de daarmee samenhangende spanwijdte te hebben verminderd. Het aantal bladeren is daarentegen juist toegenomen. Het lijkt er sterk op dat dit te maken heeft met een 8 keer zo lage ijzerconcentratie in het oppervlaktewater van de petgaten in vergelijking met de sloot waar de planten vandaan komen. Als alle petgaten afzonderlijk worden bekeken, is er bovendien een positieve correlatie tussen de ijzerconcentratie in de waterlaag en versgewicht, spanwijdte en bladbreedte (R^2= 0.54, 0.81 en 0.72 resp.), terwijl het aantal bladeren hiermee negatief gecorreleerd is (R^2 = 0.92). Voor de fosfaatconcentratie in de waterlaag en het bodemvocht, die ook een stuk hoger is in de oorspronkelijke sloot, gelden echter ongeveer dezelfde correlaties. Het is bekend dat de groei van Krabbenscheer bij lagere fosfaatconcentraties in de waterlaag positief reageert op extra P-beschikbaarheid (mond. med. J. Roelofs). De sulfideconcentratie in het bodemvocht heeft juist een negatief effect op het versgewicht en de spanwijdte (R^2 = 0.86 en 0.61 resp.). De ammonium- en ijzerconcentraties in de bodem hebben in deze korte periode geen effect gehad op de groei en ontwikkeling van Krabbenscheer.



Figuur 7.6 Vergelijking tussen de toe- of afname van het aantal Krabbenscheerplanten in de vier Wapserveense petgaten en de gemiddelde groei en ontwikkeling van de planten.

De populaties blijken in 2005, ruim een jaar na introductie, in twee van de vier petgaten drastisch in aantallen te zijn gedaald (Figuur 7.6). In het ene geval is echter het net weggehaald, dat ervoor diende om de planten bij elkaar te houden. Mogelijk zijn er ook planten weggehaald uit dit petgat. Het is daarom moeilijk om verbanden te leggen tussen de water- en bodemchemie en de groei en ontwikkeling van de planten, al zit in het bodemvocht van dit petgat wel het minste ijzer en het meeste fosfaat (ratio slechts 4), en het meeste sulfide (4 µmol/l). In het andere geval lijkt Krabbenscheer last te hebben van een hoge ammoniumconcentratie van 150 µmol/l in het bodemvocht (Figuur 7.7).



Figuur 7.7 Vergelijking tussen de toe- of afname van het aantal Krabbenscheerplanten in de vier Wapserveense petgaten en de ammonium-, ijzer-, fosfaat- en sulfideconcentraties in het onderwaterbodemvocht.

In de twee andere petgaten zijn de aantallen toegenomen, wat aangeeft dat de omstandigheden voor vestiging en uitbreiding beter zijn. De ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht, die overigens overal hoog ligt, is in deze petgaten het hoogst (400-800). Ook is de alkaliniteit hoger en zijn de fosfaatconcentraties in het bodemvocht meer dan twee keer zo laag hier (Figuur 7.7). De toename en de conditie van de planten in het ene petgat is echter een stuk minder dan in het andere petgat. Bovendien hebben de planten in het petgat waar de toename het grootst is ook gemiddeld het grootste gewicht en spanwijdte, en de meeste bladeren en wortels (Figuur 7.6). Dit verschil wordt mogelijk veroorzaakt wordt door nutriëntenlimitatie. In het meest succesvolle petgat is de fosfaatconcentratie in het bodemvocht namelijk zes keer zo hoog en zijn de ijzer- en kaliumconcentraties twee keer zo hoog. Bovendien is dit petgat het diepste èn helderste van de vier onderzochte petgaten. In de Tweede Fase zal dit introductie experiment verder onderzocht worden.

Een achteruitgang van Krabbenscheer is in 2005 op verschillende plaatsen in Westbroek en Het Hol waargenomen. In Het Hol (Figuur 7.8) gaat het vooral om het Witte Water (10 jaar geleden uitgebaggerd), de slootjes rondom de Lange Akker en het Diepe Gat, waar Krabbenscheer zelfs helemaal is verdwenen. Er zijn de afgelopen jaren juist diverse maatregelen getroffen om meer gebiedseigen water vast te houden, maar het lijkt erop dat de kwaliteit van de waterbodem slechter is geworden. Ophoping van ammonium in de bodem lijkt de belangrijkste verklaring te zijn voor de achteruitgang van Krabbenscheer. In de bodem van het Witte Water werden in 2004 en 2005 enorm hoge ammoniumconcentraties tussen 800 en 1400 µmol/l gemeten en op andere locaties in 2003 ook al 1000 µmol/l. In 2004 zijn ook hoge concentraties nitraat gemeten in het bodemvocht van het Witte Water (200 tot 500 µmol/l), wat zeer opvallend is voor anaërobe onderwaterbodems. In 2005 zijn ook in het oppervlaktewater hoge concentraties nitraat gemeten (200 tot 1000 µmol/l op sommige plaatsen; Figuur 4.8). Blijkbaar is er dus toch aanvoer van nitraat geweest via bemesting of inlaatwater, wat in de bagger onder zuurstofloze omstandigheden gedenitrificeerd wordt tot stikstof en lachgas, en deels ook omgezet wordt in ammonium. In de winter als de Krabbenscheerplanten op de bodem liggen, komen ze in aanraking met het giftige ammonium, waardoor ze verrotten en niet meer boven komen in het voorjaar. Het is bekend dat de groei van Krabbenscheer, in ieder geval bij P-deficiëntie, stagneert bij ammoniumconcentraties van 100 µmol/l of meer (Smolders et al., 1995). Een oplossing voor deze ophoping van ammonium is om de plassen en sloten pleksgewijs te baggeren. Daarnaast zou een lager zomerpeil, met tijdelijke droogval van ondiepe delen, ervoor kunnen zorgen dat gereduceerd ijzer en ammonium geoxideerd worden. Wel is bekend dat Krabbenscheer bij ijzerconcentraties rond 500 µmol/l onder ijzertoxiciteit kan lijden (Smolders & Roelofs, 1996).



Figuur 7.8 Achteruitgang van Krabbenscheerpopulaties in Het Hol in 2005.

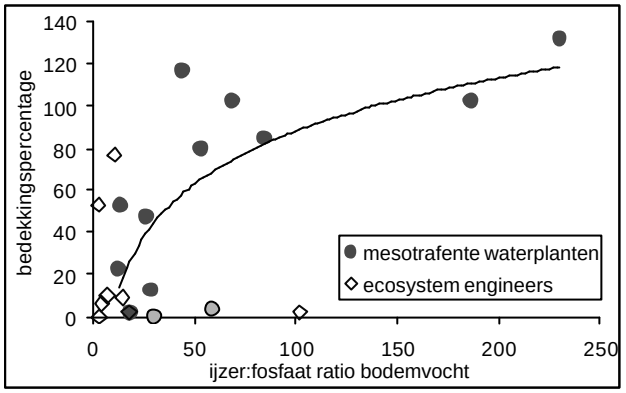
In Westbroek is de populatie in het oude, noordelijkst gelegen petgat vrijwel geheel verdwenen in 2005. Wel is Slangewortel nog steeds aanwezig op deze plek en lijkt de populatie zelfs te zijn uitgebreid. De originele populatie Krabbenscheer is te zien op een foto uit 2004 (Figuur 8.11). Het verband met ammonium kan hier niet zo duidelijk aangetoond worden. In 2003 werd hier in vergelijking met andere meetpunten in Westbroek wel de hoogste concentratie ammonium gemeten in het bodemvocht (100 µmol/l), maar in 2005 was dit niet meer het geval. Uit correlatief onderzoek in elzenbroekbossen is bekend dat Slangewortel als één van de weinige karakteristieke soorten ongevoelig is voor ammonium (Lucassen, in press).



Figuur 7.9 Petgaten in De Wieden die verschillen in ouderdom, voedselrijkdom en vegetatieontwikkeling.

Vergelijking petgaten De Wieden
In de Wieden zijn petgaten bemonsterd met een verschillende ouderdom, vegetatie-ontwikkeling, en voedselrijkdom van water, waterbodem en oever (Figuur 7.9). Vooral de aanwezigheid van diverse combinaties van trofiestatus van oever en water in dit gebied is erg interessant. Na een eerste inventarisatie in 2005 kunnen nog weinig

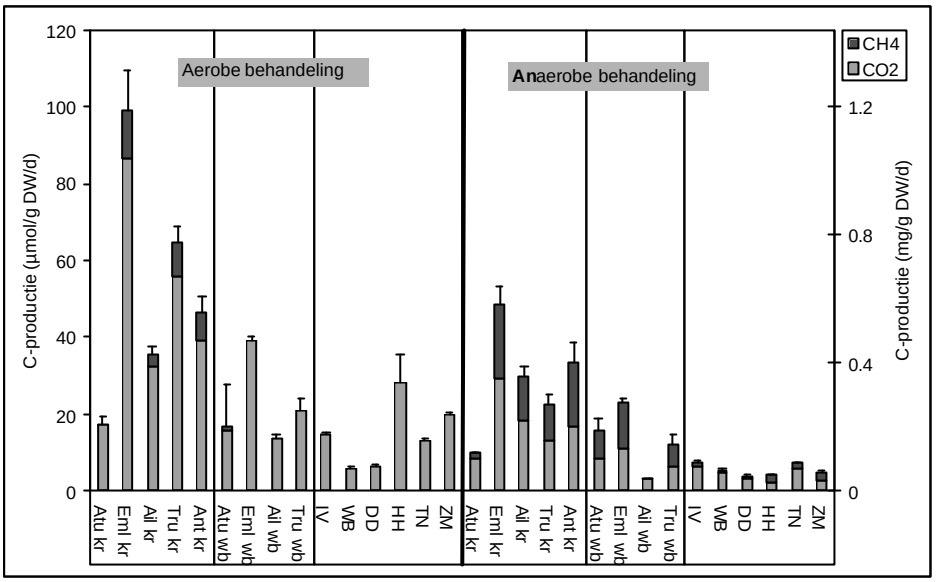
conclusies getrokken worden. Wel is duidelijk dat de totale bedekking met waterplanten van voedselarme omstandigheden groter is in petgaten met een hogere ijzer:fosfaat ratio in het onderwaterbodemvocht, tenzij de ammoniumconcentratie ook hoog is (Figuur 7.10). De groei van ecosystem engineers (Tabel 8.1) lijkt eerder geremd te worden bij deze hoge ijzer:fosfaat ratio's. Verder zijn er Krabbenscheerplanten geïntroduceerd in een petgat om te onderzoeken of dit een goede maatregel is als spontane vestiging uitblijft, bijvoorbeeld door dispersieproblemen. In de Tweede Fase zullen meerdere petgaten worden bemonsterd om een beter beeld te krijgen van de situatie in De Wieden, en zal gekeken worden naar de biodiversiteit van water- en oeverplanten in relatie tot de water- en bodemkwaliteit.



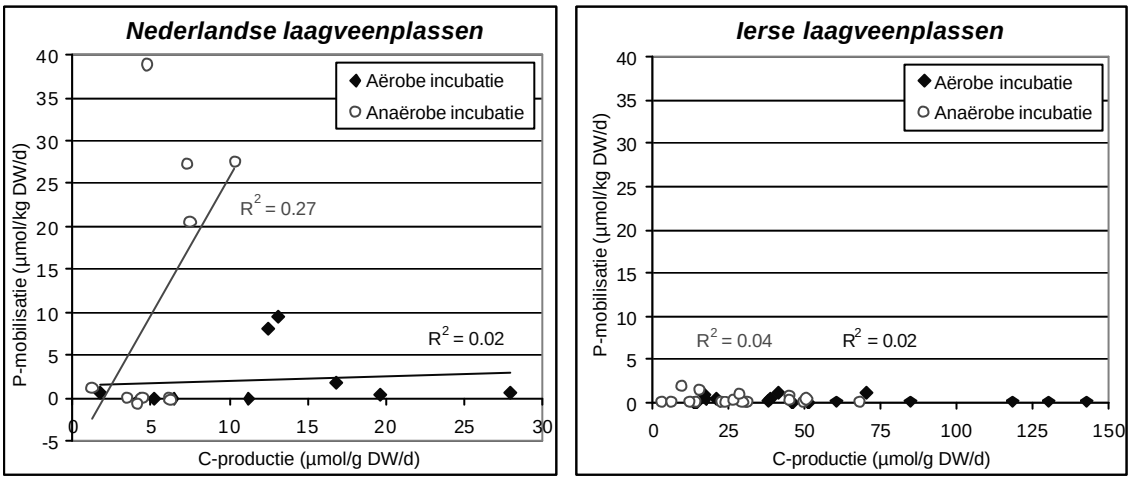
Figuur 7.10 Totale bedekkingspercentage met mesotrafente waterplanten en ecosystem engineers in relatie tot de ijzer:fosfaat ratio in het onderwaterbodem- en oevervocht. De twee lichter gekleurde cirkels geven aan dat de ammoniumconcentratie erg hoog is.

Decompositie- en mineralisatie-experimenten

In Figuur 7.11 staan de potentiële decompositiesnelheden van de kragge- en waterbodems uit Ierland en waterbodems uit Nederland weergegeven, uitgedrukt in C-productiesnelheden. Het blijkt dat zowel de Nederlandse als de Ierse laagveenbodems, en vooral de kraggebodems, sneller afbreken onder oorspronkelijk aërobe omstandigheden. Dit gaat gepaard met een hogere zuurstofconsumptie, wat af te leiden valt uit de methaanproductie in de kraggebodems onder aërobe omstandigheden (binnen twee maanden). De afbraaksnelheid lijkt dus vooral afhankelijk van de intactheid (structuur) van de veenbodem, waar het organisch stofgehalte van de bodem een goede en eenvoudig te bepalen maat voor is. De Ierse kraggebodems met de hoogste decompositiesnelheden bestaan namelijk voor 86% uit organisch materiaal, terwijl de Ierse en Nederlandse waterbodems respectievelijk 69% en 51% organisch zijn (Figuur 7.14).

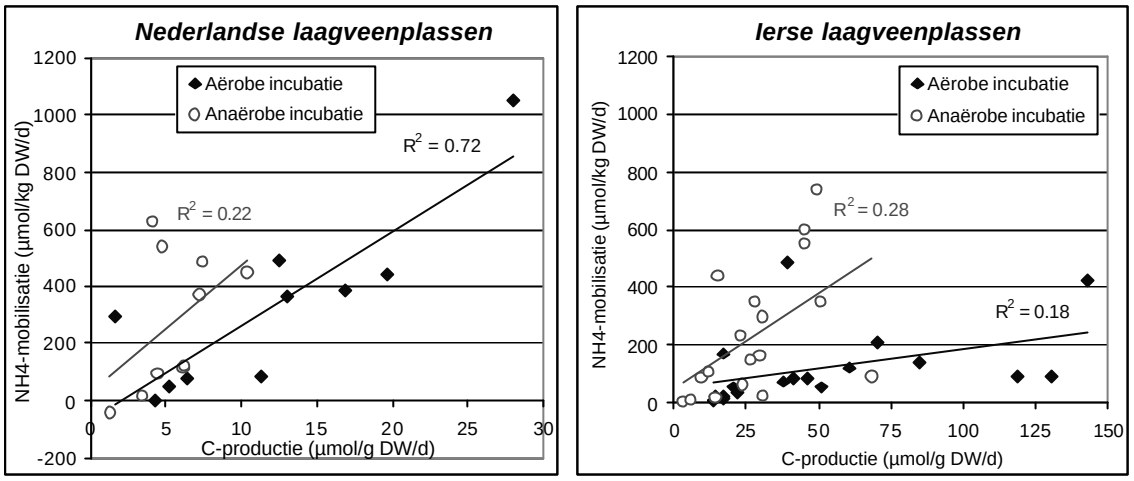


Figuur 7.11 Aërobe en anaërobe decompositiesnelheden van kragge- en waterbodems uit vijf verschillende Ierse laagveengebieden (resp. kr en wb) vergeleken met waterbodems uit zes Nederlandse laagveengebieden. Gemiddelde + SEM (n=3). Locaties zijn vermeld in Bijlage 13.



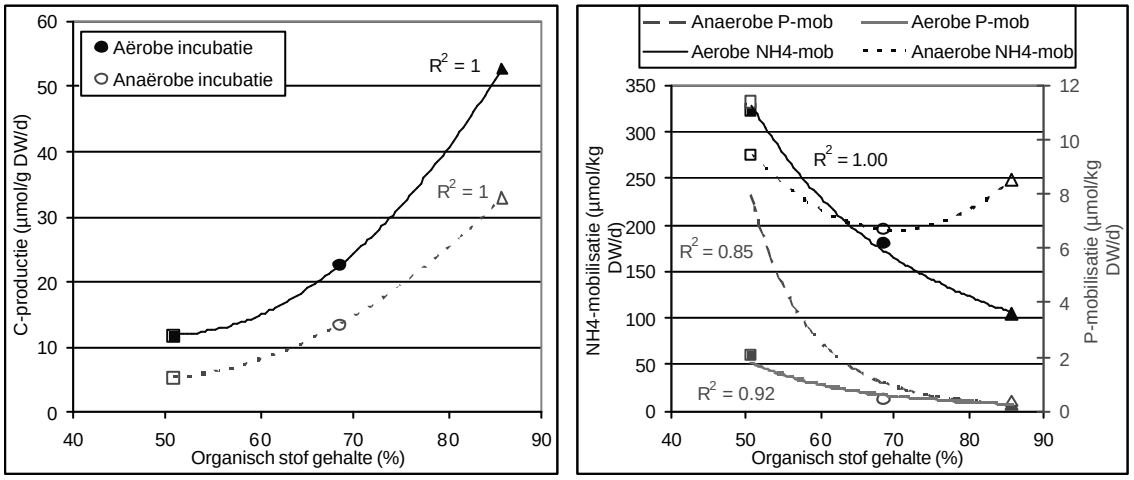
Figuur 7.12 Correlatie tussen fosfaatmobilisatie en C-productie (decompositie) tijdens aërobe en anaërobe incubatie van Nederlandse en Ierse laagveenbodems (n=3).

Deze hogere afbraaksnelheden van organisch stof betekenen nog niet dat er ook meer voedingsstoffen beschikbaar zullen komen. De decompositiesnelheden blijken nauwelijks te correleren met de fosfaatmobilisatie tijdens de incubaties (Figuur 7.12). Alleen bij de anaërobe incubatie van de Nederlandse waterbodems is er een significant verband zichtbaar ($R^2 = 0.27$). Dit wordt echter geheel veroorzaakt door de hoge fosfaatmobilisatie in de bodems uit de meest eutrofe laagveenplassen (20-40 µmol/kg DW/d). De ammoniummobilisatie heeft een duidelijker verband met de decompositie, vooral na aërobe incubatie in de Nederlandse situatie ($R^2 = 0.72$; Figuur 7.13). Opvallend hierbij is dat uit de waterbodem van Het Hol verreweg het meeste ammonium vrijkomt.



Figuur 7.13 Correlatie tussen ammoniummobilisatie en C-productie (decompositie) tijdens aërobe en anaërobe incubatie van Nederlandse en Ierse laagveenbodems (n=3).

Als puur gekeken wordt naar de gemiddelde waarde, blijkt dat de Nederlandse waterbodems ten opzichte van de Ierse waterbodems en Ierse kraggebodems een hogere mineralisatiesnelheid hebben (Figuur 7.14), ondanks lagere afbraaksnelheden en lagere organisch stof gehaltes. De Ierse kraggebodems, die het snelst afbreken, hebben zelfs de laagste N- en P-mineralisatiesnelheid van deze drie bodems. Een verklaring hiervoor is dat de Nederlandse waterbodems in verhouding veel meer N en P in de organische stof hebben zitten. Ook kan het zijn dat vrijgekomen nutriënten in de Ierse situatie voor een groter deel meteen weer vastgelegd worden in bijvoorbeeld ijzer- en calciumverbindingen (Golterman, 1998). De resultaten geven een verklaring voor de paradox van een hoge mineralisatiesnelheid in ver afgebroken Nederlandse veenbodems.



Figuur 7.14 Een vergelijking tussen Nederlandse waterbodems (¦??; n=30), Ierse waterbodems (??; n=12) en Ierse kraggebodems (? ?; n=42). Links de relatie tussen organisch stofgehalte en decompositiesnelheid. Rechts de relatie tussen organisch stofgehalte en mineralisatiesnelheid.

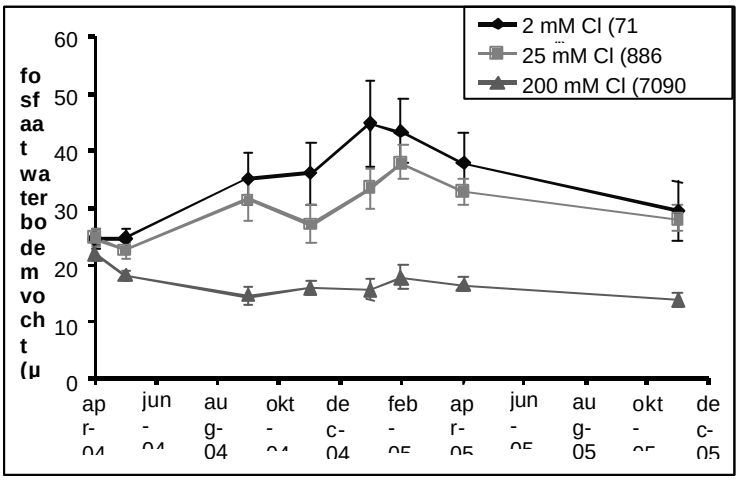
Er wordt gestreefd naar een zo eenvoudig mogelijke parameter die de decompositie- en mineralisatiesnelheden kan voorspellen, zoals bij hoogvenen gebeurd is (Tomassen et al., 2002). De verdeling van de deeltjesgrootte van de Nederlandse waterbodems lijkt geen verband te hebben met de afbraaksnelheid. Er zit wel variatie in de verdeling van de vier groottefracties (Bijlage 14), maar dit wordt vooral veroorzaakt door een verschil in het aandeel fijn slib (deeltjesgrootte < 0,4 mm). Aan de resultaten van de organische stoffractionering (Bijlage 15) is te zien dat dit fijne slib zowel anorganisch (Westbroek) als organisch (Zijdelmeer) kan zijn. Een relatie tussen deze

fractie en de decompositiesnelheid is daardoor niet te leggen. Ook de fractie grof organisch materiaal (> 5 mm) blijkt geen goede maat te zijn voor de snelheid van afbraak. Op basis van de hogere C-productiesnelheid in de Ierse kraggen, die op het oog veel grof organisch materiaal bevatten, was dit wel verwacht. De Ierse bodems zijn niet gescheiden op groottefracties. Dit betekent dat er vooralsnog geen eenvoudig te meten parameter gevonden is. Fosfaatmobilisatie kan alleen afgeleid worden uit de mobiliseerbare P-fracties, zoals beschreven in Hoofdstuk 4.

Verbrakkingsexperiment Ilperveld
Al na een aantal maanden blijkt dat de chlorideconcentratie een duidelijk negatief effect heeft op de fosfaatconcentratie in het bodemvocht (Figuur 7.15). De fosfaatconcentratie bij 200 mM toegevoegd chloride (7090 mg/l) was significant lager ($p<0,01$) dan de behandelingen met 2 en 25 mM chloride (resp. 71 en 886 mg/l). Dit bleef zo tot aan het eind van het experiment 1,5 jaar later. Verdere verzoeting van het oppervlaktewater in het Ilperveld tot 2 mM chloride lijkt de mobilisatie van fosfaat zelfs te doen toenemen. In de waterlaag waren echter geen verschillen te zien in de fosfaatconcentraties; deze waren bij alle behandelingen laag.

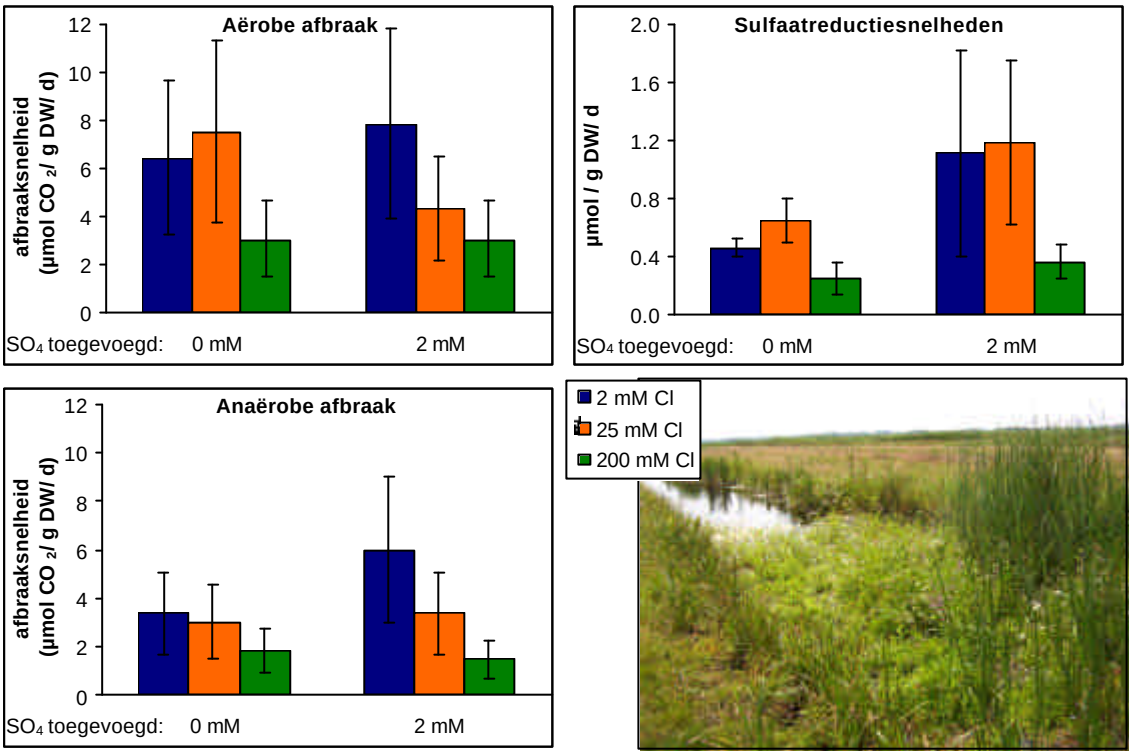
Het verhogen van de chlorideconcentratie beïnvloedt verschillende microbiële processen, waardoor de afbraak verlaagd wordt en minder fosfaat vrijkomt. Bacteriën die zijn aangepast aan een bepaald chloridegehalte, zullen dus bij hogere chloridegehalten geremd worden in hun activiteit. Ook de algenproductie kan sterk geremd worden door deze chloridetoxiciteit, terwijl verbrakking juist gunstig zal zijn voor brakwatersoorten, die bij voorkeur voorkomen bij chlorideconcentraties > 28 mmol/l (1 g/l; Van 't Veer & Giesen, 1997). De remmende werking van chloride op de fosfaatmobilisatie contrasteert met eerder gevonden fosfaatmobilisatie door chloride, door anionverdringing (Beltman et al., 2000). Hier ging het echter om het nabootsen van de inlaat van gebiedsvreemd water in een zoetwater gebied, waarbij de chlorideconcentratie verhoogd werd naar een waarde die in de buurt van de laagste behandeling (2 mM) van dit experiment ligt.

Het toevoegen van sulfaat gaf in dit experiment vrijwel geen verschillen. Aanvoer van sulfaatrijk water lijkt dan ook geen grote bedreiging te zijn voor het Ilperveld, omdat er van nature al veel sulfaat aanwezig is in het sediment van dit voormalige brakwater gebied. In tegenstelling tot ervaringen in zoetwater gebieden, zijn er in dit experiment dus geen aanwijzingen te vinden voor een toename in fosfaatmobilisatie door sulfaatverrijking.



Figuur 7.15 Het effect van verschillende chlorideconcentraties in de waterlaag op de fosfaatconcentratie in bodemvocht. Gemiddelde + SEM (n=4). De 200 mM behandeling is significant verschillend van de andere behandelingen (p<0.01).

De sulfideconcentratie in het bodemvocht is erg laag en verschilt ook niet tussen de behandelingen. Om toch een idee te krijgen van de potentiële sulfaatreductiesnelheden onder verschillende omstandigheden, is een deel van het sediment apart geïncubeerd om deze snelheden te kunnen bepalen. Er bleek een toename van de sulfaatreductie te zijn bij de sulfaatbehandelingen (Figuur 7.16). Daarnaast lijkt er een trend te bestaan dat de sulfaatreductie geremd wordt bij de hoogste chlorideconcentratie. Er ontstaat daardoor minder giftig sulfide en ook zal er minder afbraak van organische stof plaatsvinden.



Figuur 7.16 Het effect van verschillende sulfaat- en chlorideconcentraties in de waterlaag op de afbraak- en sulfaatreductiesnelheden (geen significante verschillen tussen de behandelingen).

In Figuur 7.16 is te zien dat de microbiële afbraakprocessen geremd lijken te worden bij een hogere chlorideconcentratie. Hiervoor werd met een deel van het sediment een aparte incubatie gedaan, waar zowel bij de aërobe als anaërobe behandeling een lagere afbraaksnelheid gemeten werd na verbrakking. De precieze oorzaak van de remming van sulfaatreductie en afbraaksnelheid bij hoge chlorideconcentraties is niet geheel duidelijk, maar het lijkt te maken te hebben met een afname van de microbiële activiteit na verbrakking. Dit is bekend uit estuarien onderzoek. Een ander voordeel van verbrakking is dat de oorspronkelijke brakwater vegetatie behouden en/of hersteld kan worden.

Inmiddels is het experiment opgeschaald naar de veldsituatie, door in twee petgaten in het Ilperveld polycarbonaat cilinders te plaatsen, waarin de waterkwaliteit gemanipuleerd kan worden (Figuur 7.17). Er worden in dit geval vier verschillende chorideconcentraties gebruikt: 25 mM, 50 mM, 100 mM en 200 mM. De resultaten hiervan zijn op dit moment nog niet bekend, maar verwacht wordt dat hetzelfde effect optreedt als in het aquariumexperiment. Door chlorideconcentraties te kiezen die tussen de huidige situatie en de hoogste chloridebehandeling van het aquariumexperiment liggen, kan bepaald worden hoeveel chloride er minimaal nodig is om de fosfaatmobilisatie voldoende te reduceren. Verbrakking stuit immers wel op een aantal praktische bezwaren, omdat er aanvoer van brak water nodig is. Natuurlijke verbrakking door zoute kwel komt in het gebied echter niet meer voor, omdat het Ilperveld hoger ligt dan de omgeving.



Figuur 7.17 Opschaling van het verbrakkingsexperiment naar de veldsituatie.

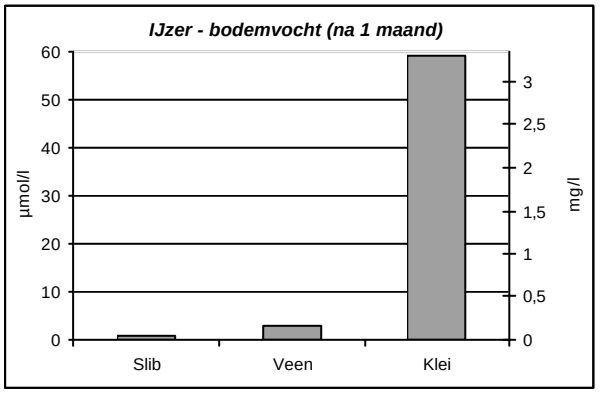
Experiment water- en bodemkwaliteit Zijdelmeer

Het onderwaterbodemvocht van drie verschillende diepten is duidelijk verschillend (Figuur 7.18):

de kleibodem is rijk aan calcium, ammonium en ijzer en bevat vrij weinig fosfaat;

de veenbodem bevat vrij weinig stikstof (ammonium en nitraat) en bovendien ook weinig fosfaat. De hoeveelheid opgelost ijzer is beduidend minder dan in de kleibodem, maar hoger dan in het slib.

de slibbodem is rijk aan calcium en ammonium. Ook bevat het bodemvocht ongeveer 200 µmol/l fosfaat, ruim 10 maal zo veel als de klei- en veenbodem. Er is daarentegen vrijwel geen opgelost ijzer aanwezig. Verder is alleen in deze slibbodem productie van sulfide geconstateerd.

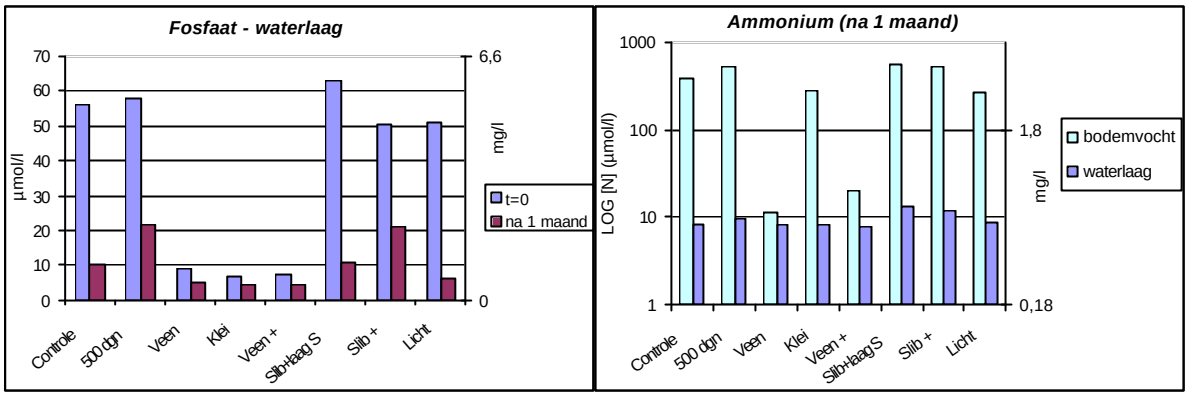


Figuur 7.18 IJzerconcentratie in het bodemvocht van de verschillende bodemtypen.

De invloed van de bodem op de waterlaag is ook duidelijk verschillend (Figuur 7.19):

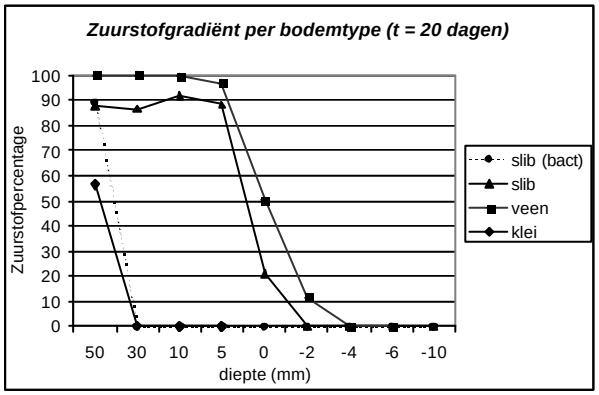
- Uit de kleibodem komen grote hoeveelheden ammonium vrij. In de waterlaag wordt dit deels omgezet in nitraat. Omdat de Fe/P ratio in de klei gunstig is, is er slechts weinig transport van fosfaat naar de waterlaag;
- Uit de veenbodem komt slechts weinig fosfaat en ammonium vrij, ondanks het feit dat de ijzer:fosfaat ratio vrij laag is (ongeveer 0,2);
- In de slibbodem is de fosfaatconcentratie meer dan 100 keer zo hoog als de ijzerconcentratie, wat zeer ongunstig is. De grote hoeveelheden fosfaat in de bodem kunnen gemakkelijk in de waterlaag terechtkomen. Ook de hoeveelheid ammonium die in de waterlaag terechtkomt is aanzienlijk.

De eerste resultaten geven duidelijk aan dat de sliblaag, in tegenstelling tot het veen en de klei, een grote bron van voedingsstoffen vormt indien de externe eutrofiëring wordt stopgezet. De gevonden verschillen tussen de bodems zijn ook gevonden na extractie met lactaat-azijnzuur (Fe, P) of natriumchloride (NH_4)(resultaten niet weergegeven).



Figuur 7.19 Fosfaat- en ammoniumconcentraties in de aquaria bij verschillende behandelingen. '+' staat voor een goede waterkwaliteit (zie Tabel 7.2).

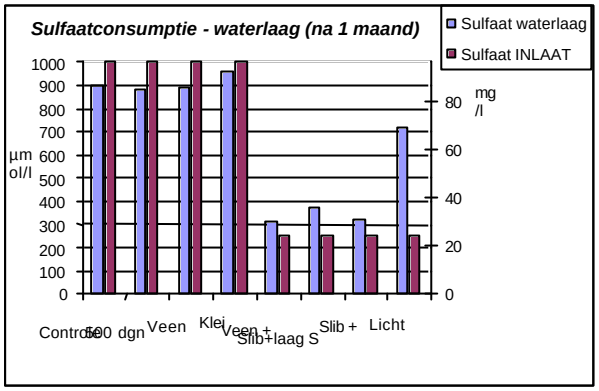
Het zuurstofpercentage in de waterlaag van de aquaria bedraagt ongeveer 100%. Echter, vlak boven het sediment wordt dit percentage bij sommige bodemtypen veel lager (Figuur 7.20). De bodems zijn alle zuurstofloos. Alleen wanneer er een laagje algen op het sediment groeit, kan de geproduceerde zuurstof enkele millimeters in de bodem doordringen (resultaten niet weergegeven). Boven de kleibodems is duidelijk sprake van een anaërobe waterlaag. Waarschijnlijk is dit een gevolg van de nitrificatie van grote hoeveelheden ammonium uit het sediment. Boven de veenlaag is vrijwel geen anaërobe laag aanwezig. Er zijn relatief weinig gereduceerde verbindingen gediffundeerd uit het sediment.



Figuur 7.20 Zuurstofconcentraties in de aquaria bij verschillende bodemtypen (zie tekst).

Boven de sliblaag is een gemengd beeld geconstateerd. De diffusie van ammonium naar de waterlaag is kleiner dan uit de kleibodem, maar veel groter dan uit de veenbodem. Wel wordt er enig sulfide geproduceerd. In een deel van de aquaria met slibbodem is een boven de bodem zwevend laagje bacteriën aangetroffen. Deze bacteriën leken zich te bevinden op de grens van het aërobe en het anaërobe gedeelte. Mogelijk zijn dit soorten die leven van de oxidatie van stikstof- of zwavelverbindingen. De waterlaag van de aquaria waarin het laagje bacteriën ontbrak, was vrijwel tot op het sediment zuurstofhoudend. In de aquaria met een laagje bacteriën in de waterlaag, was evenals in de aquaria met kleibodem een anaërobe laag water van enkele centimeters aanwezig boven het sediment.

Er zijn weinig effecten geconstateerd van de verschillende behandelingen. De verschillen in concentratie bicarbonaat en sulfaat worden ook teruggemeten in de aquaria. In de aquaria met een sulfaatarme waterlaag vindt een netto transport plaats van sulfaat van de bodem naar het water. In de aquaria met een sulfaatrijke waterlaag is dit omgekeerd (Figuur 7.21). Vooral in het veen en de slibbodem vindt netto transport naar de bodem plaats. Ook in het bodemvocht lopen de sulfaatconcentraties op naar 900-1000 micromol per liter, behalve in de slibbodem. Hier wisselt het sulfaatgehalte sterk. Het lijkt er dus op dat in de slibbodem consumptie (reductie) van sulfaat plaatsvindt, wat ook uit de gemeten sulfideproductie blijkt.



Figuur 7.21 Sulfaatconcentraties in de waterlaag bij verschillende behandelingen. '+' staat voor een goede waterkwaliteit (zie Tabel 7.2).

7.4 Conclusies; betekenis voor het beheer

Introductie van Krabbenscheer kan in sommige gevallen erg succesvol zijn, mits de omstandigheden goed genoeg zijn. De soort blijkt een goede indicator voor eutrofiëring, sulfide- en ammoniumtoxiciteit, en waarschijnlijk ook voor zowel hoge- als lage ijzerconcentraties. Op verschillende locaties in het veld waar Krabbenscheer van nature voorkomt, werd in 2005 een achteruitgang waargenomen (Het Hol, Westbroek). Een mogelijke verklaring hiervoor is ophoping van het giftige ammonium als gevolg van nitraataanvoer, waardoor de planten in de winter verrotten en niet meer naar boven komen in het voorjaar. In De Wieden blijkt ook dat ammonium een negatieve invloed heeft op het voorkomen van waterplanten van voedselarme omstandigheden, in tegenstelling tot de positieve invloed die de ijzer:fosfaat ratio hierop heeft.

De afbraaksnelheid van veenbodems is vooral afhankelijk van het organische stofgehalte en de aanwezigheid van zuurstof. Opvallend is echter dat afbraaksnelheden niet lager liggen in referentiegebieden, zoals verwacht werd. Een versnelde afbraak betekent echter niet automatisch dat er ook meer fosfaat vrijkomt. Fosfaatmobilisatie is het hoogst in eutrofe laagveenwateren onder anaërobe omstandigheden, waarbij bodems relatief langzaam afbreken, maar het meest zijn opgeladen met fosfaat door onder andere de inlaat of inspoeling van fosfaatrijk water in het verleden. Peilfluctuatie, waarbij een deel van de veenbodem tijdelijk wordt blootgesteld aan zuurstof, zal dus niet altijd leiden tot een verhoogde mineralisatie. De veenafbraak (decompositie) kan echter wel versneld worden. Verder is er geen verband gevonden tussen de verdeling van de deeltjesgrootte, de organisch stof samenstelling en de afbraaksnelheid. De resultaten in dit hoofdstuk verklaren waarom in sterk afgebroken Nederlandse veenbodems toch hoge P- en N-mineralisatiesnelheden optreden. In de Ierse referentievenen ligt de afbraaksnelheid hoger, maar komt er juist minder P en N vrij.

Verbrakking van voormalige brakwatervenen heeft een duidelijk remmend effect op de fosfaatmobilisatie in de bodem. Dit is erg gunstig voor de waterkwaliteit en voor brakwater minnende plantensoorten. Door verdere verzoeting van deze laagvenen lijkt de eutrofiëring juist toe te nemen. Verbrakking leidt mogelijk ook tot lagere sulfaatreductie- en afbraaksnelheden. Sulfaatadditie leidt in deze voormalig brakke gebieden niet tot extra mobilisatie van fosfaat, omdat de bodem in het verleden al opgeladen is met sulfaat. De experimenten zijn inmiddels opgeschaald naar de veldsituatie, waar in cilinders verschillende chlorideconcentraties getest worden. Er moet daarbij echter rekening gehouden worden met het feit dat verbrakking in de praktijk soms moeilijk te realiseren valt.

8 Semi-terrestrische fase: verlanding en veenvorming

8.1 Inleiding

Het in dit hoofdstuk beschreven onderzoek naar verlanding en veenvorming richt zich op de mogelijkheden voor het herstel van semi-aquatische successiestadia van kraggenvormende plantengemeenschappen. Verlanding is een proces waarbij plantengemeenschappen van waterplanten worden verdrongen door plantengemeenschappen die in staat zijn een drijvende vegetatiemat te vormen. Tot deze verlandingsgemeenschappen behoren onder andere de Krabbenscheer-associatie (*Stratiotetum*), Galigaan-associatie (*Cladietum marisci*) en gemeenschappen binnen het Rietverbond (*Phragmition australis*) en het verbond van Grote zeggen (*Magnocaricion*). In de loop der tijd zullen semi-aquatische plantengemeenschappen overgaan in semi-terrestrische gemeenschappen op drijvend veen - bijvoorbeeld veenmosrietland of trilveen - hetgeen tenslotte resulteert in broekbos of struweel. De hoogste soortendiversiteit wordt bereikt in de semi-aquatische fase van deze successie, die kenmerkend is voor een mesotrofe situatie (Verhoeven en Bobbink, 2001). Deze verlandingsreeks wordt bovendien gekenmerkt door een grote habitatdiversiteit voor fauna onder en boven water. Kenmerkende verlandingssoorten zijn Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), Moerasvaren (*Thelypteris palustris*), maar ook Riet (*Phragmites australis*) en Lisdodde (*Typha latifolia*). Deze en andere soorten in Tabel 8.1 spelen een hoofdrol in het ontstaan van kraggen en worden daarom ‘ecosystem engineers’ genoemd (Jones *et al*., 1994; 1997). Door de netwerkstructuur van de wortelstokken worden sediment en plantenresten vastgelegd, resulterend in het ontstaan van een kragge. Veel van deze soorten vertonen echter een sterke achteruitgang en een aantal is reeds opgenomen in de Rode Lijst (Van der Meijden, 1996) Met de achteruitgang van deze soorten, stagneert de voor ons land zo typerende verlanding momenteel op veel plaatsen, zonder dat er duidelijk is wat de oorzaken hiervan zijn (Lamers *et al*., 2001).

Mogelijke oorzaken van deze achteruitgang en het stagneren van de successie zijn divers en interacteren met elkaar (zie hoofdstuk 2). In het proces van verlanding kunnen twee deelbiotopen onderscheiden worden. Allereerst is de water- en bodemkwaliteit van het petgat van belang voor gemeenschappen van onderwaterplanten en vroege verlandingssoorten. Daarnaast vervult de oever een belangrijke rol als vestigingsplaats voor veel soorten die het water vanaf het land koloniseren. De eerste biotoop wordt behandeld in hoofdstuk 7 en 9, en mogelijke beperkingen voor verlanding die hun oorsprong vinden in de oeverbiotoop zullen in dit hoofdstuk behandeld worden. Mogelijke beperkingen kunnen liggen in een ongunstige chemische samenstelling voor de ontwikkeling van gewenste oeversoorten, (hoge nutriëntenconcentraties, toxische stoffen), ongunstige oevermorfologie, de afwezigheid van methaan, waardoor drijfvermogen vermindert, een hoge troebelheid van het oppervlaktewater waardoor uitlopers door lichtgebrek het water niet meer kunnen koloniseren, of een te kleine zaadvoorraad.

Tabel 8.1 Lijst van belangrijke soorten in het verlandingsproces, de zogenoemde 'ecosystem engineers'.

Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke soortnaam
Galigaan	*Cladium mariscus*
Gewone waterbies	*Eleocharis palustris*
Grote boterbloem	*Ranunculus lingua*
Grote lisdodde	*Typha latifolia*
Holpijp	*Equisetum fluviatile*
Kleine lisdodde	*Typha angustifolia*
Krabbenscheer	*Stratiotes aloides*
Liesgras	*Glyceria máxima*
Moerasvaren	*Thelypteris palustris*
Mattenbies	*Schoenoplectus lacustris*
Moeraszegge	*Carex acutiformis*
Riet	*Phragmites australis*
Slangenwortel	*Calla palustris*
Wateraardbei	*Potentilla palustris*
Waterdrieblad	*Menyanthes trifoliata*
Waterscheerling	*Cicuta virosa*



Abiotische factoren zoals de aan- of afwezigheid van nutriënten en andere chemische verbindingen zijn bepalend voor de vegetatiesamenstelling. Sommige chemische stoffen, zoals aluminium, sulfide en ammonium, zijn toxisch voor planten (Smolders & Roelofs, 1996; Lucassen, 2004). De beschikbaarheid van nutriënten is een andere belangrijke factor die de soortsdiversiteit kan beïnvloeden (Grime, 1977). Door een hoge nutriëntenbelasting worden algemene soorten dominant en zullen zeldzamere soorten, die juist van belang zijn in het verlandingsproces, verdwijnen (Lamers *et al*., 2001). Daarnaast is ijzer een belangrijk element doordat dit in geoxideerde vorm in staat is sulfide en fosfaat te binden, en daarmee de aanwezigheid van deze stoffen beïnvloedt (Smolders, 1995). De samenhang van soortsdiversiteit met concentraties van deze elementen is terug te vinden in hoofdstuk 4. In dit hoofdstuk zullen oevers met en zonder kraggen vergeleken worden op grond van vegetatie en abiotische factoren (waar al een begin mee is gemaakt in hoofdstuk 4).

Een maatregel die vaak genomen wordt om de kwaliteit van oevers en legakkers te verbeteren is afplaggen. Hierbij wordt de toplaag verwijderd en komen diepere, en vaak nutriëntenarmere lagen boven te liggen, waardoor betere omstandigheden voor de vestiging van nieuwe soorten worden gecreëerd. Ook bij het graven van nieuwe petgaten wordt een diepere laag de nieuwe toplaag van de waterbodem. Voor het succes van herstelmaatregelen in en langs petgaten is dus niet alleen de toplaag (oever) maar ook deze diepere laag (toekomstig waterbodem) belangrijk. Om een indicatie te krijgen op het mogelijke succes van deze maatregelen is een vergelijking gemaakt tussen de kwaliteit van de toplaag van diepere lagen.
Methaangas is belangrijk met betrekking tot het drijfvermogen van kraggen. Methaan wordt onder anaërobe omstandigheden door bacteriën geproduceerd en raakt in de vorm van gasbellen in kraggen ingevangen. Een gebrek aan methaangas zou een van de oorzaken kunnen zijn voor de verdwijning van kraggen in Nederland. Middels een literatuurstudie is onderzocht wat het belang van methaan is in het drijfvermogen van kraggen en welke processen tot een gebrek aan methaangas in Nederlandse kraggen zou kunnen leiden. Tevens is er in Ierland een methaangradiënt in een kragge bemonsterd.

In hoofdstuk 4 is al te zien dat hogere bedekkingspercentages met kraggenvormende soorten alleen voorkwamen in helder water. Opgemerkt werd dat deze relatie twee oorzaken zou kunnen kennen. Enerzijds zijn deze soorten in staat de waterkolom te stabiliseren en daardoor de troebelheid te verminderen, anderzijds verandert troebelheid de lichtkwaliteit en -kwantiteit voor ondergedoken stadia van soorten als

Krabbenscheer en voor uitlopers van terrestrische planten in het water. Deze zouden daardoor minder goed in staat kunnen zijn het water te bedekken. In dit hoofdstuk zal deze laatste mogelijkheid experimenteel worden onderzocht. De oorzaken van turbiditeit (vissen en wind) en de veranderingen die in het veld optreden bij vermindering van de troebelheid zijn uitvoerig beschreven in hoofdstuk 6.

Door de toegenomen versnippering van de Nederlandse veengebieden wordt de dispersie van zaden en vegetatieve diasporen steeds meer bemoeilijkt (Lamers *et al*., 2001). Mede hierdoor, en door de relatieve korte levensverwachting van de zaden van veel van de semi-aquatische soorten, zou de afwezigheid van soorten die verlanding induceren in de zaadbank een mogelijke verklaring kunnen vormen voor het stagneren van het verlandingsproces (Strijkstra *et al*., 1998; Vermeer en Joosten, 1992). Tevens zou de kiemkracht van de zaden die (nog) wel aanwezig zijn negatief beïnvloed kunnen worden door de aanwezigheid van schadelijke stoffen. In dit onderzoek is getracht een beeld te schetsen van de aanwezige zaadbank in petgaten van verschillende ouderdom. Daarnaast is gekeken wat het effect is van sulfide op de kiemkracht van zaden.

Het onderzoek dat hier zal worden beschreven zal zich dus richten op de biogeochemische randvoorwaarden van de groeiomgeving van kraggenvormende soorten op oevers, het effect van oevermorfologie op voorkomen van soorten en verschillen in abiotiek, de rol van methaan in kraggenvorming, het effect van lichtbeschikbaarheid en -kwaliteit op het vormen van uitlopers en nieuwe scheuten en de rol van dispersie als mogelijke bottleneck. Tevens is getracht kraggenvorming in kaart te brengen en te kwantificeren door middel van een luchtfotostudie van Het Hol en wordt een eerste advies gegeven m.b.t. de mogelijke gevolgen van afgraven of plaggen. Een deel van dit onderzoek is werd al eerder beschreven in hoofdstuk 4.

8.2 Onderzoeksmethoden

Vergelijking oevertypen
Gedurende 2003, 2004 en 2005 zijn oevers van 10 Nederlandse laagveengebieden bemonsterd. Per gebied werden tenminste 4 petgaten bemonsterd. Een monster van het oevervocht werd genomen binnen 15 cm van de waterrand met behulp van keramische vacuümcups (Eijkelkamp Agrisearch Equipment; Figuur 8.1). Van het bodemvochtmonster werd 10 ml direct gefixeerd met 10 ml Sulfide Anti Oxidant Buffer om oxidatie van sulfide te voorkomen. Op de dag van het veldbezoek werd de sulfideconcentratie bepaald met behulp van een AgCl elektrode. De volgende dag werden de pH en absorptie bij 450 nm bepaald, respectievelijk met een Titreer autoburette (Titration Manager Titralab) en een spectrofotometer. Vervolgens werd het resterende bodemvocht bewaard bij een temperatuur van –20°C tot verdere analyses. Uiteindelijk werden monsters geanalyseerd met een Continuous Flow Auto Analyser om de Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+, Na^+ en K^+ concentraties te bepalen. Aan een deel van de bodemvochtmonsters werd 20 µl citroenzuur (tot 0.125 g l^{-1}) toegevoegd om neerslag van ijzer en fosfaat te voorkomen. Dit deel werd apart geanalyseerd en hiermee werden de Fe^{3+} en PO_4^{3-} concentraties bepaald. Vegetatie opnamen van minimaal 1 m^2 per petgat werden gemaakt met behulp van een aangepaste Braun-Blanquet schaal (Barkman *et al*., 1964; Figuur 8.1).

Abiotiek in diepe en ondiepe veenlagen
Om de mogelijkheden tot plaggen te verkennen werden poriewatermonsters genomen van de legakkers in Alde Feanen, De Deelen, Het Hol, Ilperveld, en Westbroek. Monsters werden genomen op twee dieptes; ±5 cm en ±40 cm beneden maaiveld. Deze werden geanalyseerd volgens de eerder beschreven methode en met elkaar vergeleken met behulp van een gepaarde t-test.

CH_4 "drijfgas"
In Ierland is de methaanconcentratie gemeten van het bodemvocht langs een verlandingsgradiënt (Figuur 8.2) in de 5 onderzoekslocaties op 3 dieptes (0-10 cm; 30-40 cm en >100 cm). Met een handvacuümpomp werden de luchtdichte infusieflesjes vacuüm gezogen. Bodemvocht werd via een keramische cup anaëroob aangezogen met een 30 ml infusieflesje door middel van dit vacuüm. De monsters werden zorgvuldig donker en gekoeld bewaard. In Nederland werd de CH_4 concentratie in de headspace bepaald (ppm) met een gaschromatograaf. Daarmee kon de totale concentratie CH_4 in het bodemvochtmonster worden bepaald.



Figuur 8.1 Monstername met behulp van keramische cups en vacuüm getrokken spuiten in De Deelen (links). Vegetatie opname in Ilperveld (rechts).



Figuur 8.2: Verlandingsgradiënt in Ierland met OBN onderzoekers 'langs de lijn'. In de fases A (aquatisch), B (kragge), C (semi-terrestrisch) en D (legakker (vast land)) werd bodemvocht en bodem gemonsterd voor CH_4 metingen en andere analyses.

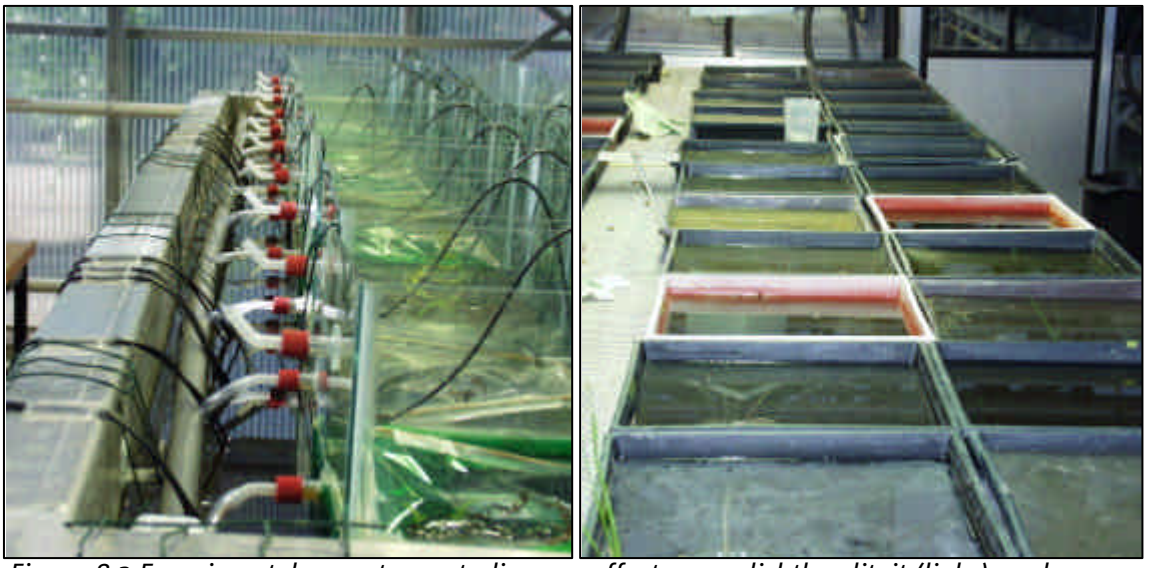
Effect van lichtkwaliteit en kwantiteit
Om inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van lichtkwaliteit en kwantiteit (en daarmee turbiditeit en algengroei) op de kolonisatie van het water door klonale planten is een kasexperiment uitgevoerd in de zomer van 2004. Als model soorten werden Moerasvaren (*Thelypteris palustris*) en Wateraardbei (*Potentilla palustris*) gebruikt. Rhizoomstukken van ongeveer 8 cm lang werden verzameld in Het Hol en in aquaria onder verschillende lichtomstandigheden opgekweekt. Met behulp van dubbel en enkel schaduwdoek werden verschillende mate van turbiditeit door opgewervelde bodem partikels en organische stof gesimuleerd. Enkel en dubbel groen filter (LEE 122) werd gebruikt om een open en dicht algendek te simuleren. Het groene filter vangt dat deel van het licht weg dat belangrijk is voor de fotosynthese. Een kleurloos filter werd gebruikt ter controle. Per behandeling werden vier replica's ingezet (Tabel 8.2).

Tabel 8.2 Lichtkwantiteit en -kwaliteit voor de verschillende behandelingen (Dong, 1994, Huber, 1996). Controle (C), Schaduw (S) Diepe schaduw (DS) Groene schaduw (GS) en Diepe groene schaduw (DGS).

	Behandeling	Licht kwantiteit (% daglicht)	Licht kwaliteit (rood/verrood ratio)
C	Kleurloos filter	70	1.09
S	Enkel schaduwdoek	24	1.09
DS	Dubbel schaduw doek	15	1.09
GS	Enkel groen filter (LEE 122)	24	0.21
DGS	Dubbel groen filter (LEE 122)	15	0.21

In elke bak werden twee rhizoomfragmenten van wateraardbei en een scheut van moerasvaren geplaatst. Van elk fragment werd het (vers) gewicht, de scheutlengte, de hoogte en het aantal bladeren bepaald. Van twintig extra scheuten van Moerasvaren en dertig rhizoomfragmenten van Wateraardbei werd naast deze parameters ook het drooggewicht bepaald. Hiertoe werden de planten 48 uur bij 70°C gedroogd.

De aquaria werden gevuld met een laag van 20 cm Hoagland's voedingsoplossing. Er werd geen bodemsediment toegevoegd. De temperatuur werd constant gehouden op 16 graden. Met behulp van 400 Watt lampen werd een lichtperiode van 16 uur per dag ingesteld (Figuur 8.3). Op dag 44 van het experiment daalde het waterpeil tot 0 cm. Op dag 46 werd het waterniveau hersteld op 20 cm. Wekelijks werd de scheutlengte en hoogte en het aantal bladeren gemeten. Na een totale groeiperiode van 9 weken werden de planten geoogst en werd het drooggewicht bepaald.



Figuur 8.3 Experimentele opzet van studie naar effecten van lichtkwaliteit (links) en de diasporen analyse (rechts).

Diasporen analyse
Eind 2003 werd bodemsediment gemonsterd in Westbroek, Ilperveld en De Deelen. In ieder studiegebied werd van 10 petgaten van verschillende ouderdom een mengmonster samengesteld van 4 sedimentmonsters van de bovenste 10 cm sediment met een core sampler (Ø 6cm) (Thompson *et al*., 1997). In de kas (Kassencomplex Botanische tuin Universiteit Utrecht) werd 1 L van ieder mengmonster uitgespreid in een bak (>5mm dik) op een 3 cm dikke laag gesteriliseerd zand (Figuur 8.3). Er werden 4 controlebakken zonder sedimentmonster neergezet om de kans op vervuiling van door lucht verspreide zaden te testen (Ter Heerdt *et al.*, 1996; Bakker *et al.*, 1996). In de kas werd een 16:8 uur licht:donker periode ingesteld met 400 Watt groeilampen en de temperatuur schommelde rond de 20 °C met uitschieters naar 28 °C.

In de eerste week zakte het waterpeil door verdamping tot de bodem, zonder dat deze echt uitdroogde, om de kiemrust te breken (Crossle & Brock, 2001). Na een submerse periode (3 maanden, 5 cm diep), om aquatische soorten te stimuleren werd het waterniveau verlaagd tot waterverzadigde condities gedurende 9 maanden. Kiemplantjes werden na het tellen en determineren verwijderd. De kiemplanten werden gedetermineerd aan de hand van de determinatiesleutels van Van der Meijden (1996), Den Held (1997) en Bruinsma (1998) De correlatie tussen ouderdom van de petgaten en aantal diasporen werd getoetst met een Pearson's correlatie test in SPSS 11.5.

Levensvatbaarheid van zaden
Om te testen of sulfide de kiemkracht van zaden kan verminderen werden zaden van Hoge cyperzegge (*Carex pseudocyperus*), Galigaan (*Cladium mariscus*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*), Watertorkruid (*Oenanthe aquatica*), Riet (*Phragmites australis*), Moeraszuring (*Rumex palustris*), Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*) en Grote lisdodde (*Typha latifolia*) in de zomer van 2003 verzameld in Het Hol, Westbroek en de Uithof (Utrecht). De behandeling bestond uit blootstelling aan een sulfide concentratie (0 µM, 10 µM, 100 µM en 1000 µM), in een anaërobe MES bufferoplossing in een luchtdicht afgesloten weckfles. Per behandeling werden 4 replica's ingezet, die elk 25 zaden per soort bevatten. De sulfideconcentratie in de oplossing werd wekelijks bepaald en zo nodig op peil gebracht. Na drie weken werden de weckflessen geopend en de zaden werden per soort uitgespreid op nat filterpapier in petrischalen. Gedurende 4 weken werd het aantal gekiemde zaden geteld. Als controle werd de kiemkracht van een extra set zaden bepaald om de kiemkracht aan het begin van het experiment weer te kunnen geven. Verschillen tussen de behandelingen werden getest met een Kruskal Wallis test en een Mann Whitney-U tests.

Luchtfotostudie
Om de ontwikkeling en de overgangen tussen successie stadia te kwantificeren is een luchtfotostudie opgestart met behulp van remote sensing. Vijf vegetatie klassen (bos, weiland, trilveen, semi-aquatische vegetatie en open water) werden onderscheiden op luchtfoto's van Het Hol uit 2000 en 2003. Een vergelijking tussen deze twee jaren kon door grote tijdsdruk niet meer uitgevoerd worden.

8.3 Resultaten en discussie

Vergelijking oevertypen

Verschillen in abiotiek
Er werd een vergelijking gemaakt tussen oevers in petgaten waar kraggen aanwezig (kraggenoevers) en waar deze afwezig waren (rechte oevers) om mogelijke oorzaken van het stagneren van het ontstaan van nieuwe kraggenoevers te detecteren. In 10 Nederlandse gebieden werden 48 oevers bemonsterd, waar een kragge in 27 gevallen aan- en in 21 gevallen afwezig was. Daarna werd de groep van kraggenoevers verder

opgesplitst in een groep waar opgrond van informatie van beheerders nog verlanding optreedt (11) en een groep waar deze waarschijnlijk niet meer optreedt (16).

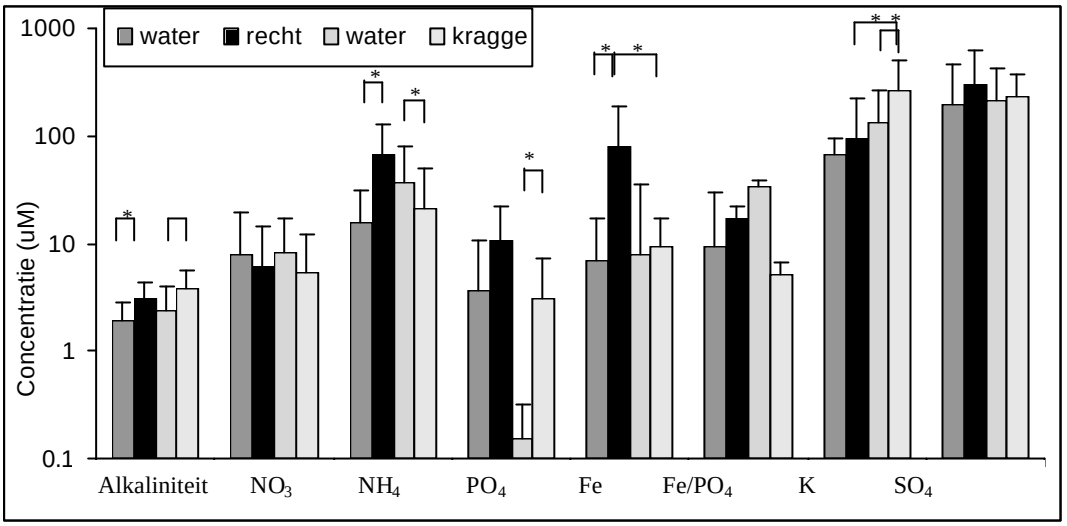
Verwacht kan worden dat in kraggenoevers de situatie gunstiger is voor de groei van planten, door lagere sulfide-, sulfaat- en ammoniumconcentraties en een hogere ijzer:fosfaat ratio dan in rechte oevers. Tevens kan verwacht worden dat de concentraties in het bodemvocht van kraggenoevers meer overeenkomen met die van het oppervlaktewater dan die van rechte oevers, die veel minder interactie hebben met het oppervlaktewater.

Tabel 8.3 Gemiddelde waarden van biogeochemische variabelen in het bodemvocht van oevers van petgaten waar kraggen aan- en afwezig zijn en de significantie van dit verschil (p waarde via een ongepaarde t-toets; vetgedrukte waarden geven significante verschillen aan).

	Gemiddelde concentratie		
	Kragge aanwezig	**Kragge afwezig**	**P waarden**
pH	6.70	6.54	0.199
Alkaliniteit meq/l	3.53	3.17	0.429
HCO_3 (µM)	2160.54	2155.46	0.987
Ca (µM)	1164.88	1011.36	0.401
Mg (µM)	396.23	468.41	0.529
Fe (µM)	7.38	29.68	**0.001**
Al (µM)	1.56	6.84	**0.009**
Cl (µM)	2545.55	2872.22	0.795
Na (µM)	4888.22	2571.65	0.276
K (µM)	270.43	105.75	**0.010**
H_2S (µM)	19.63	12.63	0.560
SO_4 (µM)	234.71	345.29	0.251
NO_3 (µM)	4.48	6.11	0.474
NH_4 (µM)	39.17	62.09	0.181
PO_4 (µM)	3.57	4.43	0.586
Fe:PO_4-ratio	7.12	11.47	0.219

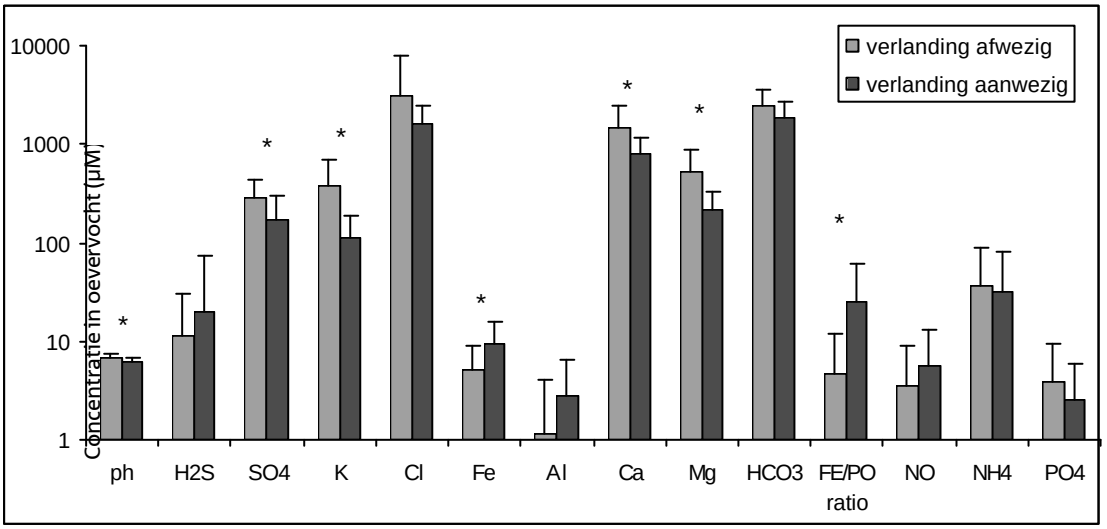
In Tabel 8.3 staan de gemiddelde waarden vermeld voor de gemeten biogeochemische variabelen voor oevers waar een kragge aan- en afwezig is. De concentraties zijn in rechte oevers meestal hoger dan in kragge oevers (Tabel 8.3). De ijzer- en aluminiumconcentraties in het bodemvocht zijn significant hoger in oevers van petgaten waar geen kraggen aanwezig zijn. De kaliumconcentraties zijn significant hoger in het oevervocht van kragge oevers (Tabel 8.3; Figuur 8.4).

Wanneer het oppervlaktewater een grotere invloed op het bodemvocht van kraggen zou hebben dan op dat van rechte oevers, zouden de verschillen tussen water- en oeverkwaliteit altijd groter moeten zijn bij rechte oevers, en dit is niet het geval (Figuur 8.4). Wanneer het bodemvocht uit rechte en kraggenoevers wordt vergeleken met de kwaliteit van het oppervlaktewater in het petgat, is geen duidelijk patroon te zien. Voor ammonium, ijzer en sulfaat geldt dat de verschillen tussen oppervlaktewater en oever kleiner zijn in petgaten met kraggen in vergelijking tot petgaten waar een kragge afwezig is. Voor fosfaat en daardoor ook voor de ijzer:fosfaat ratio geldt het tegenovergestelde.



*Figuur 8.4 Biogeochemische variabelen in bodemvocht van oevers en in oppervlaktewater in petgaten met en zonder kragge. Een * betekent een significant verschil, aangegeven met de accolade.*

Op de plekken waar geen kragge aanwezig was, werd geen verlanding gevonden. In ongeveer de helft van de petgaten waar nog wel kraggen aanwezig zijn, treedt nog verlanding op. Een vergelijking tussen deze twee groepen oevers van petgaten waar kraggen aanwezig zijn laat zien dat de sulfaat-, kalium-, calcium-, ijzer- en magnesiumconcentraties lager zijn in kraggen waar wel verlanding optreedt en opzichte van kraggen waar geen verlanding meer optreedt (Figuur 8.5). De ijzer:fosfaat ratio is veel hoger in oevervocht van kraggen waar nog wel verlanding plaatsvindt. Dit is opvallend omdat over het algemeen de ijzer:fosfaat ratio in kraggen lager is dan in rechte oevers (Figuur 8.4).



Figuur 8.5 Vergelijking tussen concentraties biogeochemische variabelen van kraggenoevers waar wel een geen verlanding meer optreedt.

Vegetatieve verschillen

Qua botanische samenstelling zijn duidelijke verschillen aan te wijzen tussen petgaten waar kraggen aanwezig zijn en waar deze afwezig zijn. Soorten die vaak op kraggen oevers voor komen zijn Riet, Koninginnekruid, Moerasvaren, Haagwinde en Zwarte els (Tabel 8.4A). Wanneer gekeken wordt naar de presentie (% bedekking) van deze planten op kraggenoevers in vergelijking tot oevers waar geen kraggen aanwezig zijn, is te zien dat Moerasvaren en Riet beter presteren op kraggenoevers. Zwarte els heeft

hogere bedekkingspercentages op rechte oevers, wat verklaard zou kunnen worden door een voorkeur voor de wat drogere groeiomstandigheden op rechte oevers. De overige soorten presteren op beide oevers even goed. Mogelijk bepalen andere factoren, zoals een verminderde dispersie, de lage frequentie van deze soorten op rechte oevers. Pitrus, Wolfspoot en Gestreepte witbol worden het meest frequent op rechte oevers gevonden (Tabel 8.4B). Opvallend is dat de meeste van deze soorten in het geheel niet voorkomen op kraggenoevers. Gestreepte witbol vertoont hogere bedekkingspercentages op kraggenoevers, terwijl de overige soorten die op beide oevertypen gevonden werden geen verschillen in bedekking op beide oevertypen laten zien. In Bijlage 16 is voor meer soorten het voorkomen en de bedekking op rechte en kraggenoevers weergegeven.

Een aantal van de in Tabel 8.4 A en B genoemde soorten betreft soorten waarvan aangenomen wordt dat ze een belangrijke rol spelen in de vorming van kraggen. Deze soorten zijn in staat om met hun rhizomen een netwerkstructuur te vormen waardoor strooisel en bodem partikels beter worden vastgehouden en verlanding optreedt. Ze zijn daarmee in staat hun eigen leefomgeving te vormen en worden daarom ecosystem engineers genoemd (Tabel 8.1). Met uitzondering van Liesgras zijn al deze soorten op oevers met een kragge gevonden (Tabel 8.5). Op waterscheerling, Grote en Kleine lisdodde na, zijn de bedekkingspercentages van kraggenvormers hoger op kraggen. Vermoedelijk zijn de groeicondities van deze soorten op rechte oevers niet optimaal. Het is niet duidelijk of het niet voorkomen van soorten zoals Galigaan, Moerasvaren en Waterdrieblad op rechte oevers veroorzaakt wordt door ongunstige groeiomstandigheden voor deze soorten of door een gebrekkige dispersie.

Tabel 8.4 (A en B) Een selectie van soorten en de frequentie waarin deze soorten op rechte en kraggenoevers gevonden werden en het percentage bedekking van deze soorten op rechte en kraggenoevers (volgens aangepaste Braun-Blanquet opnamen). A: soorten die het meest frequent op kraggenoevers voorkomen. B: soorten die het meest frequent voorkomen op oevers van petgaten zonder kraggen.

A.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Verhouding	Gem. bedekking oevers (%)	
		Rechte/ Kragge oever	Zonder kragge	Met kragge
Moeraszegge	Carex acutiformis	0 / 2		10
Galigaan	Cladium mariscus	0 / 3		17
Mattenbies	Schoenoplectus lacustris	0 / 4		0.65
Waterdrieblad	Menyanthes trifoliata	0 / 4		11.05
Wateraardbei	Potentilla palustris	1 / 3	0.2	1
Moerasvergeet-me-nietje	Myosotis scorpioides	2 / 4	0.7	0.6
Harig wilgenroosje	Epilobium hirsutum	2 / 6	0.14	0.63
Zwarte els	Alnus glutinosa	3 /10	6.67	0.26
Haagwinde	Calystegia sepium	5 /10	0.55	0.76
Moerasvaren	Thelypteris palustris	5 /18	4.5	17.64
Koninginnekruid	Eupatorium cannabinum	6 /12	1.15	1.9
Riet	Phragmites australis	11/22	2.07	11.45

B.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Verhouding	Gem. bedekking oevers (%)	
		Rechte/ Kragge oever	Zonder kragge	Met kragge
Pitrus	*Juncus effusus*	15/ 0	2.26	
Wolfspoot	*Lycopus europaeus*	12/ 5	0.46	0.82
Gestreepte witbol	*Holcus lanatus*	11/ 1	1.13	3.5
Kale jonker	*Cirsium palustre*	9 / 2	0.12	0.2
Gewone waternavel	*Hydrocotyle vulgaris*	7 / 0	1.21	
Rietgras	*Phalaris arundinacea*	7 / 0	0.90	
Paddenrus	*Juncus conglomeratus*	6 / 0	0.89	
Grote brandnetel	*Urtica dioica*	5 / 1	0.74	1
Liesgras	*Glyceria maxima*	5 / 0	0.83	
Moerasrolklaver	*Lotus pedunculatus*	4 / 0	0.90	

Tabel 8.5 Frequentie van ecosystem engineers in Nederlandse petgaten waar een kragge aan- of afwezig is.

	Frequentie oevers		Gem. bedekking oevers (%)	
Nederlandse naam	**Zonder kragge**	**Met kragge**	**Zonder kragge**	**Met kragge**
Galigaan	0	3		17
Gewone waterbies	0	1		35
Grote boterbloem	0	1		0.20
Grote lisdodde	6	4	0.64	0.48
Holpijp	1	1	0.17	1
Kleine lisdodde	6	10	0.92	0.63
Krabbenscheer	2	3	1.10	3.33
Liesgras	5	0	0.83	
Moerasvaren	0	4		0.65
Mattenbies	5	18	4.50	17.64
Moeraszegge	0	2		10
Riet	11	22	2.07	11.45
Slangenwortel	1	1	0.03	1
Wateraardbei	1	3	0.20	1
Waterdrieblad	0	4		11.05
Waterscheerling	3	1	3.03	0.20

Abiotiek in diepe en ondiepe veenlagen

Bij het graven van een nieuw petgat, of het afplaggen van een oever, komen diepere lagen aan het oppervlak, en deze worden de vestigingsplaats van nieuwe soorten. Daarom is een analyse uitgevoerd op verschillende lagen van de legakker, waardoor voorzichtige indicaties gegeven kunnen worden over het effect van deze beheersmaatregelen. De macro-ionenconcentraties in Tabel 8.6 vertonen verschillen tussen de twee dieptes, die waarschijnlijk samenhangen met verschillen in redox; nitraat is lager in het poriewater van diepere lagen, terwijl de ammonium concentratie daar (significant) hoger is. Ook het sulfaat-sulfide koppel wijst op een meer gereduceerde situatie in diepere lagen (significant lagere sulfaat concentraties, en hogere sulfideconcentraties). De pH en de calciumconcentratie van het poriewater vertonen geen duidelijk verschil in de diepte, terwijl de carbonaatconcentratie significant hoger is in diepere lagen. De aluminiumconcentratie is lager en de ijzerconcentratie evenals de fosfaatconcentratie is hoger in diepere lagen van deze legakkers.

Tabel 8.6 Gemiddelde biogeochemische waarden in oevervocht van 10 cm diepte en op 40 cm diepte in Nederlandse gebieden en de significantie van deze verschillen, getest met een gepaarde t-test.

	< 10 cm diep	> 40 cm diep	Significantie
pH	6.19	6.32	0.08
HCO_3 (µM)	1712.23	3182.50	0.00
Fe (µM)	39.38	98.43	0.14
Al (µM)	9.57	5.55	0.14
Ca (µM)	1040.12	1093.78	0.44
SO_4 (µM)	572.31	332.82	0.02
H_2S (µM)	18.85	127.17	0.16
Cl (µM)	2063.64	2003.39	0.84
NO_3 (µM)	10.50	5.76	0.31
NH_4 (µM)	1.25	2.13	0.04
PO_4 (µM)	14.04	21.77	0.17

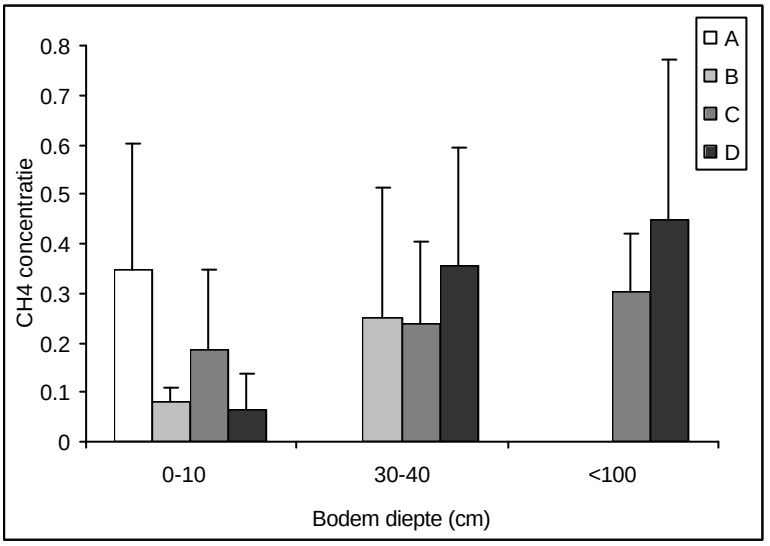
CH_4 "drijfgas"

Bij het ontstaan en voortbestaan van kraggen is een zekere mate van drijfvermogen van de wortelmat noodzakelijk. Voldoende drijfvermogen zal een constante plas-dras situatie creëren die droog genoeg is voor planten om te overleven en toch een constante mate van anaërobie waarborgt waardoor de afbraak van veen beperkt blijft (Strack *et al.,* 2005; Hogg & Wein, 1988b). Drijfvermogen ontstaat wanneer de dichtheid van kraggenmateriaal kleiner is dan de dichtheid van water. De meeste bestanddelen van veen hebben echter een dichtheid die hoger is. Er moet dus compensatie plaatsvinden. Berekend kan worden dat minimaal 5% van het veenvolume uit gassen moet bestaan om een kleinere dichtheid dan die van water te bereiken (Strack *et al.,* 2005). Aerenchym in plantenwortels kan, vooral in jonge kraggen, een belangrijke rol in spelen (Hogg & Wein, 1988a; Strack *et al.,* 2005). Het is echter niet in staat het drijfvermogen van een (oude) kragge geheel te verklaren (Hogg & Wein, 1988a). Een andere bron van drijfvermogen vormen ingevangen gasbellen van slecht in water oplosbare gassen (Fechner-Levy & Hemond 1996; Hogg & Wein, 1988a/b). Deze bellen bestaan voornamelijk uit methaan (CH_4), stikstof (N_2), koolstofdioxide (CO_2) en waterstofsulfide (H_2S), welke vrijkomen bij de afbraak van organisch materiaal (Verhoeven, 2003). Het volume van de gasbellen blijkt voornamelijk uit stikstof en methaan te bestaan (over een jaar gemiddeld; 58% N_2, 25% CH_4, 8% CO_2; Hogg & Wein, 1998b). Van stikstof wordt aangenomen dat dit door een grote oplosbaarheid in water via de lucht de kragge in diffundeert (Fechner-Levy & Hemond, 1996). Hierdoor zijn de stikstof concentraties vrij constant. Methaan wordt onder anaërobe omstandigheden door bacteriën geproduceerd (methanogenese). Variaties in drijfvermogen worden dan ook voornamelijk veroorzaakt door variaties in methaangas. Samen met een verhoudingsgewijs kleine dichtheid ten opzichte van andere gassen, en de slechte oplosbaarheid in water, maakt dit methaan tot een belangrijke component in het drijfvermogen (Strack *et al*., 2005; King *et al*., 1981; De Groot, 2005).

In Ierland (oktober 2004) is een eerste referentiemeting verricht om de concentratie van CH_4 te bepalen langs een verlandingsgradiënt op verschillende dieptes (Figuur 8.2). De CH_4 concentratie in de toplaag van de waterbodem in de aquatische fase is gemiddeld even hoog als in diepere lagen onder de drijvende kraggen (Figuur 8.6). De waterbodem is echter door een waterlaag van meer dan 1 m gescheiden van de atmosfeer, terwijl de kraggebodem oppervlakkig contact maakt met de lucht. Naarmate de kraggediepte toeneemt, zal de redoxpotentiaal dalen, wat kan verklaren dat in diepere lagen een hogere methaanconcentratie gevonden werd.

Onderzoek in Nederlandse laagveenlocaties zal moeten uitwijzen of het patroon in Nederlandse kraggen anders is dan in het Ierse referentiegebied en of kragge-ontwikkeling verstoord zou kunnen zijn door een lage CH_4 productie. Uit literatuur blijkt dat dit waarschijnlijk het geval is (De Groot, 2005). Een aanzienlijk deel van het

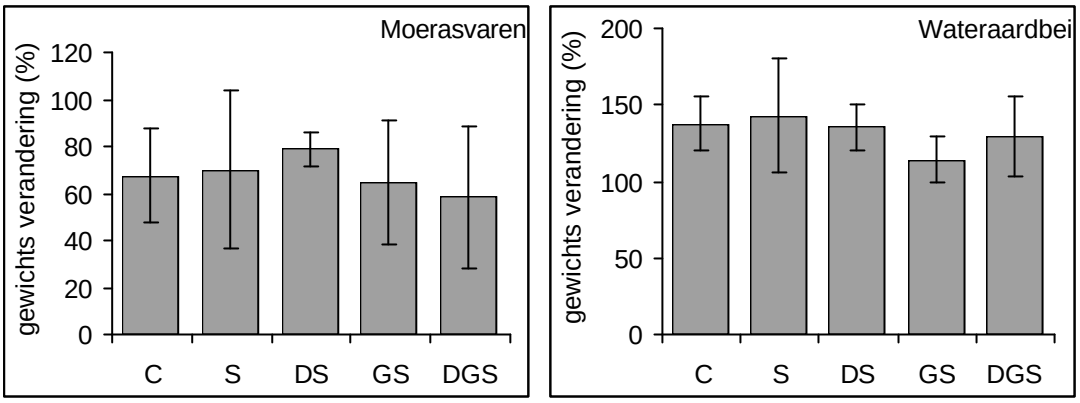
in kraggen gevormde methaan kan via het aerenchym van de vegetatie afgevoerd kunnen worden (Whalen, 2005; Segers, 1998; Hogg & Wein, 1998b). Verwacht wordt, dat helofyten, die aanzienlijke hoeveelheden aerenchym bevatten, het grootste aandeel hebben in deze methaanemissie. Experimenten met verwijdering van Riet en Lisdodde wees resulteerde respectievelijk in een reductie van 62% en 50% van de methaanemissie (Whalen, 2005). Concurrentie van de methanogenese met andere reductieprocessen tijdens de anaërobe decompositie wordt daarnaast vaak genoemd als mogelijke oorzaak voor fluctuaties in de methaan concentraties (Peters & Conrad, 1996; Watson & Nedwell, 1998; Whalen, 2005). Sulfaatreductie is de sterkste concurrent voor de methanogenese, vanwege een overlap in substraat keuze (Achtnich *et al.,* 2005). Een hoge aanvoer van sulfaat, voornamelijk door het inlaten van gebiedsvreemd water zal leiden tot een hoge sulfaatreductie (De Groot, 2005). Deze sulfaatreductie onderdrukt de methanogenese door concurrentie als reductieproces bij anaërobe decompositie. Daarnaast leidt sulfaatreductie tot de vorming van sulfide, wat toxisch is voor methaanproducerende bacteriën (Whalen, 2005, Cappenberg, 1975). Via deze twee wegen is het waarschijnlijk dat de methanogenese in Nederlandse veengebieden geremd is en daardoor een mogelijke oorzaak zou kunnen vormen van een verminderde ontwikkeling van kraggen in veel van deze gebieden (De Groot, 2005).



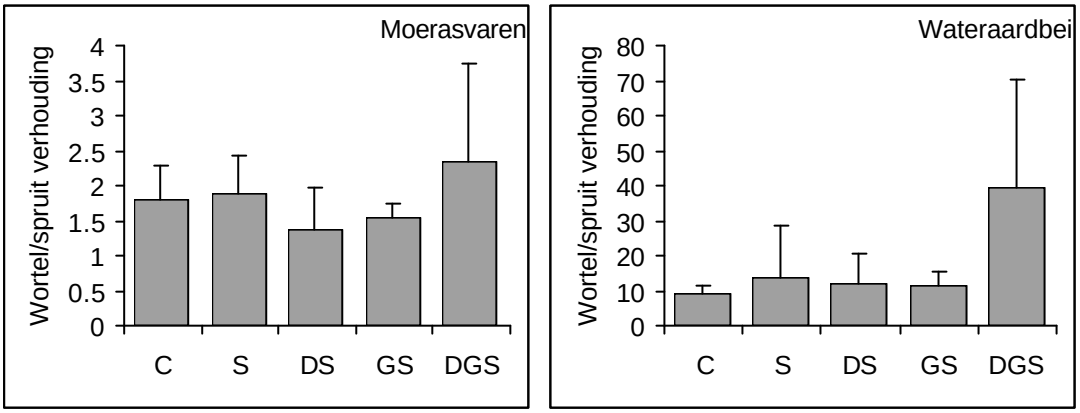
Figuur 8.6 Methaanconcentraties in verschillende bodemlagen en in verschillende stadia langs een verlandingsgradiënt. A: aquatische fase (bodem onder open water) B: semi-aquatische fase (jonge kragge) C: semi-terrestrische fase (oude kragge) D: terrestrische fase (legakker).

Effecten van lichtkwaliteit en kwantiteit
Scheuten van Moerasvaren en Wateraardbei werden gedurende 76 dagen aan verschillende lichtkwaliteit en intensiteit blootgesteld (zie Tabel 8.2). Na een deze groeiperiode bleken de veranderingen in drooggewicht van beide soorten voor alle behandelingen gelijk (Figuur 8.7).

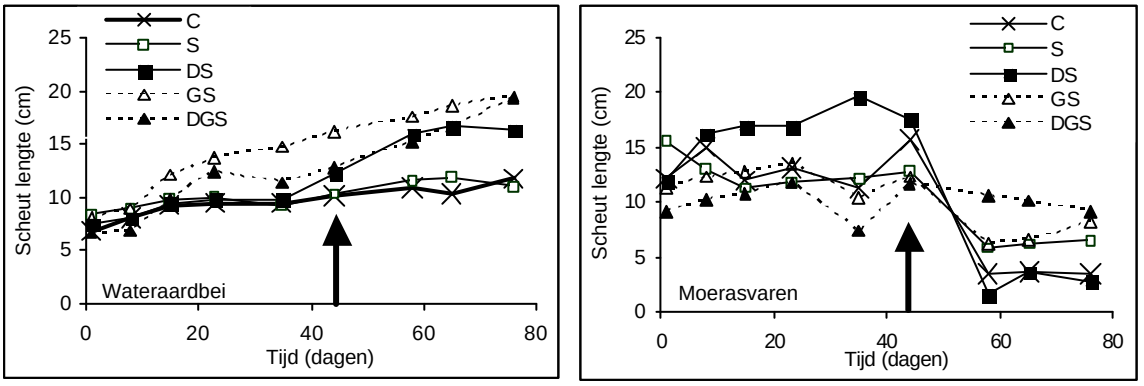
Het groei patroon van beide soorten vertoonde ook nauwelijks verschillen tussen de behandelingen. Wateraardbei lijkt meer te gaan investeren in wortels bij de behandeling diepe groene schaduw (DGS, Figuur 8.8). De wortel/spruit verhoudingen verschilde verder niet opvallend tussen de overige behandelingen in beide soorten (Figuur 8.8).



Figuur 8.7 Verandering in drooggewicht van Moerasvaren en Wateraardbei voor de verschillende behandelingen. Letters indiceren de verschillende licht behandelingen C: Controle, direct daglicht, S: Enkele laag Schaduwdoek DS: Dubbele laag schaduwdoek, GS: Groene Schaduw, één laag filterpapier, DGS: Dubbele laag groen filterpapier (zie ook Tabel 8.2).



Figuur 8.8 Verschillen in wortel/spruit verhouding van moerasvaren en wateraardbei voor de verschillende behandelingen.



Figuur 8.9 Veranderingen in scheutlengte van beide planten. De pijl duidt het punt aan waar de droogval begon.

Wanneer wordt gekeken hoe beide soorten zich in de loop van het experiment ontwikkelden, zijn wederom geen duidelijke trends waarneembaar (Figuur 8.9). Scheuten van Wateraardbei lijken iets langer te worden wanneer ze onder groen filter worden opgekweekt. Dit is een reactie die vaker gevonden wordt en verklaard kan worden doordat een plant gestimuleerd wordt boven zijn concurrenten uit te groeien (Hikosaka *et al.*, 1999). Er zijn echter geen significante veranderingen gevonden als

gevolg van lichtkwaliteit en kwantiteit. Op grond van dit experiment kunnen dus geen conclusies getrokken worden over welk proces ten grondslag ligt aan de relatie tussen turbiditeit en bedekkingspercentages van kraggenvormers zoals in hoofdstuk 4 gevonden werd. De soorten van dit experiment zullen tevens in een veldsituatie niet snel te maken krijgen met turbiditeit, aangezien ze meestal gevonden worden in de bovenste laag van het water.

Wel is te zien dat wateraardbei niet beïnvloed wordt door droogval, en moerasvaren er duidelijk wel door wordt beïnvloed. Dit is een indicatie dat peilwisselingen, zoals beschreven in hoofdstuk 5, grote invloed kunnen hebben op de vegetatiesamenstelling. Wel moet opgemerkt worden dat complete droogval zoals tijdens dit experiment zeer onwaarschijnlijk is langs oevers van petgaten.

Diasporen analyse
Het doel van de diasporenstudie was om een idee te krijgen van de aanwezigheid van zaden en vegetatieve diasporen in recent uitgegraven petgaten, om zo de potenties voor een gewenste vegetatieontwikkeling in te kunnen schatten. In 2003 werden in De Deelen, Ilperveld en Westbroek 30 petgaten van verschillende leeftijden bemonsterd op aanwezige zaden. Het vrij hoge aantal replica's (tenminste 10 mengmonsters van 4 subsedimentmonsters) per locatie was nodig om een goed beeld te geven van de aanwezigheid van levensvatbare diasporen. De zaadvoorradenstudie leverde in totaal 13 soorten waterplanten en 14 soorten oeverplanten op (Tabel 8.7). Het grootste aantal soorten werd in Westbroek gevonden, het kleinste aantal in De Deelen (Tabel 8.8). In bodems uit petgaten in Westbroek werden 5 Kranswier-soorten en 1 Fonteinkruiden-soort aangetroffen (Tabel 8.7). Van de 9 oeverplanten-soorten was *Carex lasiocarpa* (Draadzegge) de enige verlandingsdoelsoort (Bal *et al.,* 2001). De bodems uit het Ilperveld leverde 7 waterplanten- en 7 oeverplantensoorten op, waarvan 3 Kranswier-soorten en geen enkele verlandingsdoelsoort. In monsters van onderwaterbodems uit De Deelen kiemden geen aquatische soorten en slechts 6 oeversoorten (Tabel 8.8).

Niet alleen het aantal soorten, maar ook het totale aantal diasporen per m^2 is erg laag, in de meeste gevallen minder dan 500 propagulen per m^2 (Tabel 8.7). Normaal worden in zaadbankstudies aantallen gevonden van 500 tot meer dan 300.000 zaden per m^2 (Thompson, 1997), al worden in aquatische sedimentmonsters meestal lagere aantallen gevonden in vergelijking tot terrestrische bodemmonsters (Kardol & Zorn, 1999; Capers, 2003). Enkele aquatische soorten zijn in Westbroek volgens deze studie nog redelijk vertegenwoordigd, zoals *Chara globularis*, *Chara contraria* en *Elodea sp*.. Over het algemeen zijn de aantallen erg laag, wat nog sterker geldt voor de oeversoorten. De hoogste zaaddichtheden werden in alle drie de gebieden gevonden voor Pitrus (*Juncus effusus*) (Tabel 8.7).

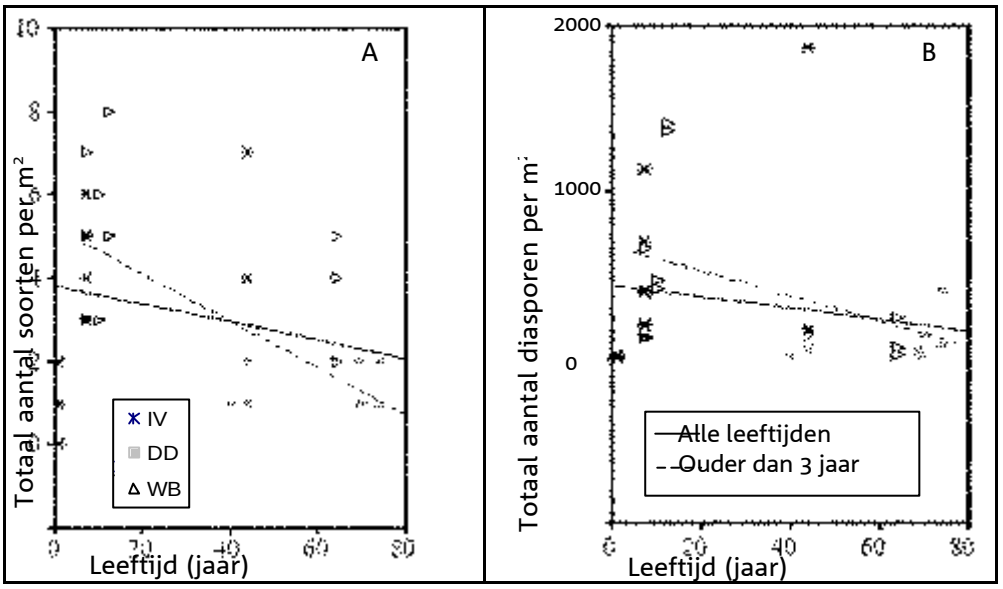
Tabel 8.7 Aantal diasporen per soort per m^2 in Westbroek, Ilperveld en De Deelen.

Soort	Westbroek	Ilperveld	De Deelen
Azolla filiculoides	9	0	0
Ceratophyllum demersum	0	80	0
Chara contraria	3634	44	0
Chara globularis	12246	1132	0
Chara major	44	0	0
Elodea sp.	3714	0	0
Lemna minor	0	354	0
Lemna trisulca	0	2432	0
Nitella translucens	71	0	0
Nymphaea alba	212	0	0
Potamogeton pectinatus	424	0	0
Tolypella prolifera	88	18	0
Zannichellia palustris	0	27	0
Butomus umbellatus	9	0	0
Carex lasiocarpa	88	0	0
Carex pseudocyperus	292	177	0
Equisetum arvense	0	35	18
Galium palustre	0	71	0
Iris pseudacorus	9	0	9
Juncus articulatus	35	637	9
Juncus bulbosus	0	0	9
Juncus effusus	796	5779	5924
Lythrum salicaria	9	0	0
Persicaria hydropiper	0	0	9
Phalaris arundinacea	18	9	0
Poaceae sp.	0	18	0
Thelypteris palustris	318	0	0
Totaal aantal diasporen m^{-2}	**Westbroek**	**Ilperveld**	**De Deelen**
Waterplanten	20443	4085	0
Oeverplanten	1574	6725	5977
Oeverplanten min Pitrus	778	946	44

Tabel 8.8 Gemiddeld aantal gekiemde aquatische soorten en oeverplanten per m^{-2} per petgat en per locatie.

	Aantal soorten per petgat			Aantal soorten per locatie	
	Totaal	Waterplanten	Oeverplanten	Waterplanten	Oeverplanten
Westbroek	4.8 ±0.59	2.5 ±0.56	2.0 ±1.49	9	9
Ilperveld	3.3 ±0.55	1.4 ±0.31	1.9 ±1.36	7	7
De Deelen	1.4 ±0.16	0	1.4 ±0.50	0	6

Er werd een negatieve relatie gevonden tussen de ouderdom van het petgat en soortenrijkdom en diasporen aantal van de zaadbank (Figuur 8.10 A & B). Wanneer heel jonge petgaten (ongeveer 1 jaar) werden weggelaten, bleek deze correlatie significant (Tabel 8.9). Het maximale aantal soorten en diasporen werd gevonden in petgaten rond de 10 jaar oud. De resultaten zijn mogelijk enigszins vertekend door verschillen tussen de gebieden. In De Deelen werden alleen oudere petgaten gemonsterd, terwijl in Westbroek en het Ilperveld wel petgaten van jong tot oud zijn gemonsterd. Anderzijds wordt dezelfde trend gevonden binnen de gebieden hoewel de leeftijdsspreiding daar veel geringer is.



Figuur 8.10 A: Aantal soorten per m² per petgat in relatie tot de ouderdom van de petgaten voor alledrie de gebieden; B: Aantal diasporen per m² per petgat in relatie tot de ouderdom van een petgat, markeringen geven aan in welke gebieden de monsterlocaties liggen. IV: Ilperveld, DD:De Deelen, WB: Westbroek. De lijnen geven de correlatie tussen leeftijd en aantal weer.

Tabel 8.9 Correlaties van de relatie tussen de ouderdom van een petgat en het aantal soorten of diasporen in SPSS (Pearson's correlation test). De correlaties zijn significant wanneer 1 jaar oude petgaten worden weggelaten (P<0.05).

	Correlation	**Significantie**
Totale dataset (doorgetrokken lijn Fig. 5.13A en B)		
Aantal soorten m^{-2} per petgat	-0.288	0.099
Aantal diasporen m^{-2} per petgat	-0.207	0.241
Zonder 1 jaar oude petgaten (stippellijn in Fig. 5.13A en B)		
Aantal soorten m^{-2} per petgat	-0.588	0.001
Aantal diasporen m^{-2} per petgat	-0.387	0.038

Voor het herstel van de laagveenverlanding is de aandacht vooral gericht op de mesotrofe verlandingsreeks met pioniersoorten en vervolgsoorten uit de Kranswieren-klasse, de Fonteinkruiden-klasse en de Riet-klasse (Beltman *et al.*, subm.; Schaminée, 1995). Hoewel de meeste in deze studie gevonden diasporen tot deze klassen behoren zijn het aantal kensoorten en de omgerekende dichtheden per m² laag. Nog belangrijker dan de aanwezigheid van kensoorten is de vestiging van ecosystem engineer-soorten die de verlanding op gang kunnen helpen, zoals Krabbenscheer of Waterdrieblad. In Tabel 8.1 is een lijst opgenomen van belangrijke ecosystem engineers in de Nederlandse laagveenverlanding. Deze soorten bleken nauwelijks aanwezig in de zaadbank (Tabel 8.7).

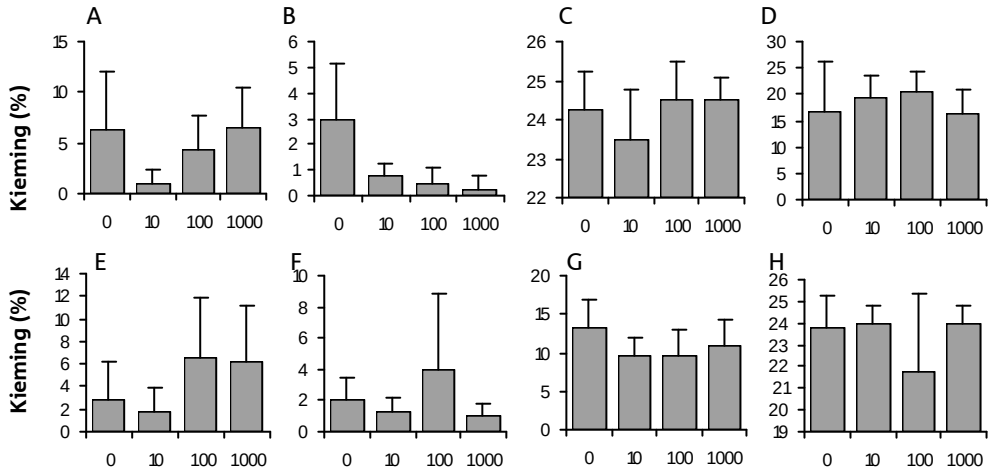
De kans op terugkeer van gewenste soorten door spontane kieming door verbeterde lichtomstandigheden of de droogval van oevers en ondiepe bodems bij natuurlijker peilbeheer lijkt dus erg klein vanwege de lage aantallen die in dit experiment met onderwaterbodems werden gevonden. Een soortgelijk experiment op petgatoevers zou kunnen uitwijzen of hier meer potentie tot verlanding aanwezig is. Anders zal herintroductie van soorten een noodzakelijke beheersmaatregel worden om aquatische en semi-aquatische plantengemeenschappen te herstellen. Een aantal jaren geleden werden een aantal Krabbenscheer planten in een petgat in Westbroek geintroduceerd. Na een relatief korte periode van enkele jaren ontstond er een kragge van Krabbenscheer en andere oeverplanten, zoals Slangewortel en Kleine watereppe (pers. comm. T. van den Broek en H. Pijnappel; Figuur 8.11).



Figuur 8.11 Krabbenscheerverlanding in Westbroek (2003).

Levensvatbaarheid van zaden

Na een 3 weken durende behandeling met verschillende sulfideconcentraties werden zaden van 8 verschillende soorten (25 per soort) te kiemen gelegd in petrischalen.



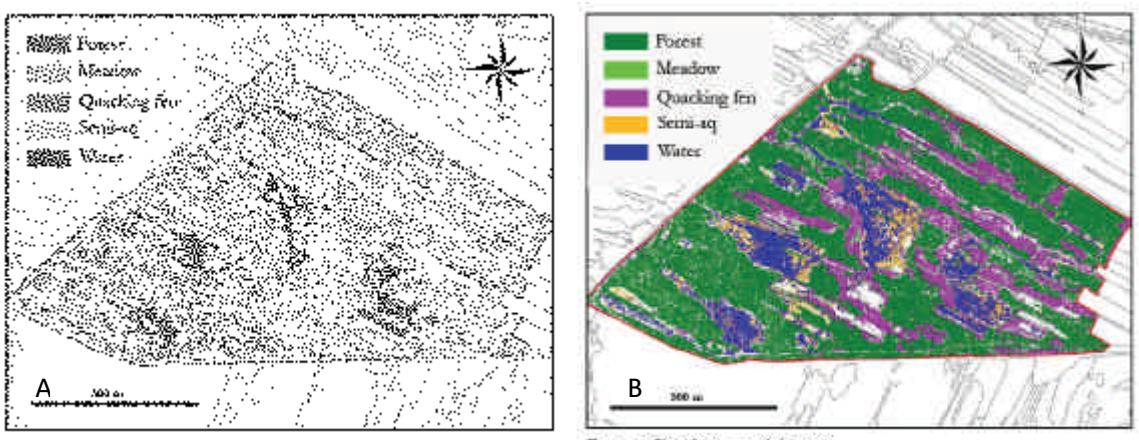
Figuur 8.12 A-H: Kiemingspercentages van verschillende laagveen soorten na 3 weken durende behandeling met 0, 10, 100 of 1000 µM sulfide. A: Watertorkruid (Oenanthe aquatica) B: Riet (Phragmites australis) C: Moeraszuring (Rumex palustris) D: Grote Lisdodde (Typha latifolia) E: Hoge cyperzegge (Carex pseudocyperus) F: Galigaan (Cladium mariscus) G: Gele lis (Iris pseudacorus) H: Grote kattenstaart (Lythrum salicaria).

Uitgezonderd van Riet, vertoonde geen van de soorten een verminderde kiemkracht door de aanwezigheid van sulfide (Figuur 8.12). Hieruit kan geconcludeerd worden dat de in het veld aanwezige sulfide concentraties de zaadvoorraad zeer waarschijnlijk niet negatief zullen beïnvloeden.

Luchtfotostudie

Om de kraggenontwikkeling te kunnen kwantificeren is in 2003 een begin gemaakt met een luchtfotostudie. Het bleek mogelijk op grond van de foto's vijf klassen te onderscheiden. Dit waren: open water, semi-aquatische fase (drijvende vegetatie), weide, bruinmostrilveen en broekbos. Een Rietfase kon niet worden onderscheiden binnen de semi-aquatische fase. Figuur 8.13 toont de resultaten van de classificatie van luchtfoto's uit het Hol van 2000 en 2003. Te zien is dat de classificatie voor de foto's uit 2003 veel volledieger kon worden uitgevoerd. Omdat niet elke klasse even goed geclassificeerd kon worden zijn hier geen gegevens opgenomen over de

verhoudingen tussen deze vijf klassen. In Figuur 8.13 B is te zien dat de semi-aquatische fase zich vooral in het grote open water bevindt, en vaak direct overgaat in weiland of broekbos, zonder dat er zich een zone met trilveen tussen bevindt. Het aantal pixels dat in 2003 ten opzichte van 2000 van klasse verandert is niet bepaald.



Figuur 8.13 Resultaten van de classificatie van luchtfoto's van het Hol van 2000 (A) en 2003 (B).

8.4 Conclusies; betekenis voor het beheer

De afgelopen drie jaar zijn diverse metingen gedaan in oevers van Nederlandse veengebieden om mogelijke randvoorwaarden voor het bestaan van kraggen waar verlanding nog plaatsvindt te detecteren. Daarnaast werden een aantal experimenten opgezet om causale verbanden in dit proces gedetailleerder te kunnen onderzoeken.

Biogeochemische verschillen tussen oevers langs petgaten met kragge-ontwikkeling en oevers zonder kragge-ontwikkeling (een rechte oevermorfologie) zijn vrij klein, terwijl er wel duidelijke verschillen in vegetatie aanwezig zijn tussen deze oevertypen. Ecosystem engineers voor verlanding (Tabel 8.1) werden voornamelijk op oevers met beginnende kraggenontwikkeling gevonden. Op 'rechte oevers' kwamen deze ook wel voor, maar slechts met lage bedekkingspercentages. De meeste macro-ionen vertoonden geen verschillen in concentraties tussen oevervocht uit kraggen en uit oevers waar geen kragge aanwezig was. Aluminium- en ijzerconcentraties waren lager in het bodemvocht van oevers van petgaten waar een kragge aanwezig was. Een mogelijke verklaring hiervoor kan liggen in het feit dat deze concentraties positief gecorreleerd zijn aan de bulk density van de bodem, die veel lager is in kraggen dan in rechte oevers.

Wanneer specifieker werd gekeken naar kraggen waar nog wel verlanding optreedt in vergelijking tot kraggen waar verlanding niet (meer) verondersteld wordt aanwezig te zijn, zijn de biogeochemische verschillen veel groter. De concentraties macro-ionen in oevers waar kraggen aanwezig waren, maar verlanding niet meer optrad, waren hoger dan in kraggen waar nog wel verlanding optreedt. Door deze vergelijking werd duidelijk welke verschillen er bestaan, alleen het belang van deze verschillen moet nog verder onderzocht worden (zie ook Hoofdstuk 4). Concentraties van macro-ionen en nutriënten in poriewater vertonen verschillen langs een dieptegradiënt die gerelateerd zijn aan de redoxcondities.

Op basis van een literatuuronderzoek kan het waarschijnlijk worden geacht dat hoge sulfaat concentraties zoals die gevonden worden in inlaatwater, een negatief effect kunnen hebben op het drijfvermogen in kraggen. Oorzaken hiervan liggen in de concurrentie van sulfaatreductie met methanogenese bij de afbraak van organische stof en de toxische werking van het hierbij gevormde sulfide op methanogene

bacteriën. De hoeveelheden in de bodem en kragge gevormd methaangas worden hierdoor minder, waardoor het drijfvermogen afneemt.

In Hoofdstuk 4 werd een duidelijk verband gevonden tussen de turbiditeit van het oppervlakte water en het bedekkingspercentage met kraggenvormende soorten in dit petgat. In een experiment waarbij turbiditeit door algen en bodemdeeltjes gesimuleerd werd door groen filterpapier en schaduwdoek konden echter geen veranderingen worden aangetoond in de groei en ontwikkeling van Moerasvaren en Wateraardbei. Wel bleek Moerasvaren veel gevoeliger voor droogval, en vertoonde Wateraardbei geen respons. Dit verschil in reactie zou tevens ten grondslag kunnen liggen aan effecten van peilwisseling op de vegetatie zoals beschreven werd in Hoofdstuk 5.

De lage totale aantallen diasporen en lage soortenrijkdom in de zaadvoorraad van de bodem van veel petgaten geven een indicatie dat hier ook een mogelijke oorzaak aanwezig is van het stagneren van verlanding. De afwezigheid van een reactie op incubatie met sulfide in het kiemingsexperiment is een sterke aanwijzing dat de nog aanwezige zaadvoorraad niet verder bedreigd zal worden door de aanwezigheid van sulfide.

Samenvattend kan voorlopig gesteld worden dat de ontwikkeling van verlandingsvegetaties wordt geremd door troebel water, en door water met hoge concentraties sulfaat (vanwege verminderde methaanvorming). Er zijn ook duidelijke aanwijzingen dat de aanwezigheid van diasporen en het optreden van dispersie van verlandingssoorten op veel plaatsen een bottleneck vormen voor de vestiging van een kragge. Enerzijds zouden beheerders petgaten moeten isoleren van sulfaatrijk en nutriëntenrijk water, anderzijds zou verbinding via water weer gunstig zijn voor dispersieprocessen. Er zijn vooralsnog geen aanwijzingen gevonden dat het instellen van jaarlijkse peilfluctuaties een gunstig effect heeft op het optreden van verlanding (zie Hoofdstuk 5). De experimenten met peilfluctuaties hebben echter nog niet lang genoeg geduurd voor een definitief oordeel. Tenslotte zijn er aanwijzingen dat de aanwezigheid van een zeer nutriëntenrijke oever, door een hoge kans op troebelheid, niet gunstig is voor de ontwikkeling van verlandingsvegetaties met Krabbenscheer en daarop volgende plantengemeenschappen.

9 Voedselwebrelaties

9.1 Inleiding

Algemene inleiding
Nederlandse wateren bestaan voor een groot deel uit ondiepe meren gekenmerkt door een venige, organische bodem. Dit halfnatuurlijke landschap is ontstaan door grootschalige vervening in de vorige eeuw. Door verstoringen zoals overmatige nutriëntentoevoer en tegennatuurlijk waterpeil- en maaibeheer is de natuurwaarde van de meeste laagveenwateren in de laatste decennia sterk achteruit gegaan.

Kenmerkend voor de achteruitgang is toename van algen in de zomer, vooral sterke bloei van draadvormende cyanobacteriën zoals Planktothrix agardhii (voormalig Oscillatoria agardhii). Deze worden bijna niet gegeten door het zoöplankton, met als gevolg een toename in dichtheid en vertroebeling van het water. Grote aantallen witvis (Brasem) die de bodem omwoelen bevorderen de troebele toestand.

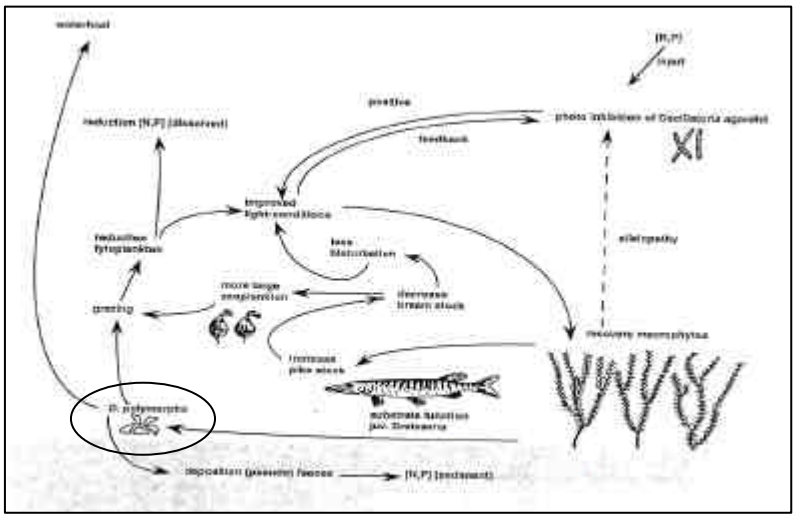
Het sterk verslechterde lichtklimaat verhindert submerse macrofyten tot ontwikkeling te komen, en de beschikbare nutriënten kunnen geheel voor de opbouw van algen biomassa worden gebruikt.
Als gevolg van deze versterkende effecten wordt, in veel laagveenwateren, het aquatisch voedselweb gekarakteriseerd door een lage biodiversiteit en een troebele situatie met grote interne stabiliteit. Veenvorming en verlandingssuccessie via submerse vegetatie blijven in dit soort gebieden uit en karakteristieke laagveenvegetatie komt niet tot stand.

In het verleden heeft men getracht om met actief biologisch beheer (ABB), in verschillende troebele meren/plassen, de heldere fase te doen terugkeren. ABB is vaak succesvol geweest. In combinatie met een goed nutriëntenbeheer kan ABB nèt dat zetje in de rug betekenen waardoor een systeem omslaat naar helder water en de cyanobacteriën verdwijnen. Echter in sommige gevallen blijkt de draagkracht van het systeem niet toereikend om terugkeer naar een stabiele heldere toestand in de tijd te garanderen. Het systeem valt na enige tijd terug in de troebele situatie, wat overwegend het gevolg is van blokkades in het voedselweb (wie-eet-wie relaties).

Tot op heden bestaan er nog aanzienlijke leemtes in de kennis over het bestaan en het effect van voedselweb-relaties tussen de organismen in laagveenwateren. Om een juiste inschatting te maken van de te verwachten effecten van toegepaste herstelmaatregelen, inclusief actief biologisch beheer en eventuele verschuivingen in de stabiele troebele toestand van het water te verklaren, is het van belang meer inzicht te verwerven in deze sleutelrelaties. Zoals inzicht in de effecten van grazers op de aanwezigheid van cyanobacteriën in laagveenmeren in Nederland.

Bekend is al dat draadvormende cyanobacteriën niet of nauwelijks gegeten kunnen worden door watervlooien, vanwege vorm en/of toxiciteit. Hiermee is een belangrijkste verliespost voor de algen niet functioneel en zodoende kunnen draadvormende cyanobacteriën zich tot een dominante soort ontwikkelen. Om een alternatief van de (graas)verliespost van deze cyanobacteriën te vinden heeft men in het afgelopen paar jaar onderzoek gedaan naar de graas van de driehoeksmossel

Dreissena polymorpha op deze 'algen' (zie Figuur 9.1). Ondanks de gunstige resultaten hebben wij, mede door de gemengde reputatie van Dreissena – van oorsprong een exoot in Nederland - als biofilter en het minimale voorkomen in laagvenen (zie paragraaf 9.2; Inleiding graasexperimenten), ervoor gekozen binnen het kader van OBN een studie te doen naar de graascapaciteit van de inheemse zoetwater mossel Anodonta anatina (Vijvermossel).



Figuur 9.1 Biomanipulatie met daarin de rol van D. polymorpha (Reeders & Bij de Vaate, 1990).

In onderstaand hoofdstuk zijn de resultaten verwerkt van de studie die zich binnen het OBN richt op de analyse van het aquatisch voedselweb van laagveenwateren in Nederland en de bestrijding van cyanobacteriën. Hierbij is uitgegaan van een eventuele toepassing van de onderzoeksresultaten als additionele maatregel ter bevordering van de helderheid in laagveenplassen. Dit onderzoek is uitgevoerd door het NIOO te Nieuwersluis en heeft zich voornamelijk geconcentreerd op:

1. De effecten van ABB op voedselweb relaties (studie in Terra Nova zie hoofdstuk 6).
2. Graas door driehoeksmosselen op draadvormende cyanobacteriën (dit hoofdstuk).
3. Graas door inheemse mosselen op draadvormende cyanobacteriën (dit hoofdstuk)
4. Vergelijking graas door driehoeksmosselen, inheemse mosselen en watervlooien op draadvormende cyanobacteriën (dit hoofdstuk).
5. Vertaling naar het veld met behulp van dichtheden van deze 3 grazers in het veld (veld-survey - dit hoofdstuk).

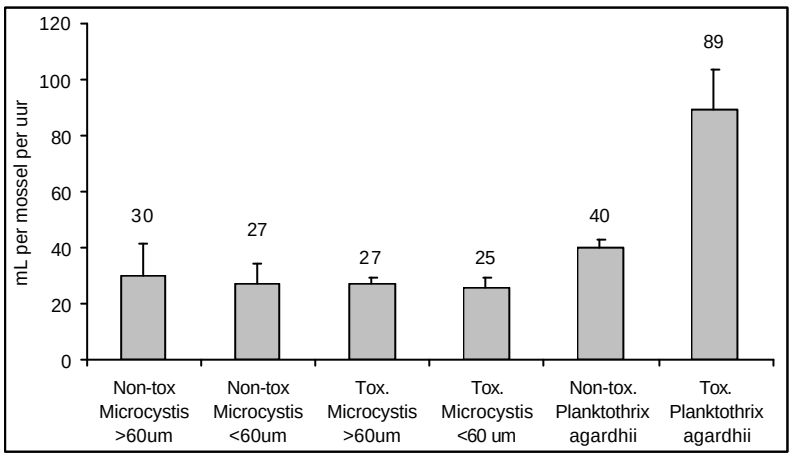
Graasexperimenten
Er zijn graas experimenten uitgevoerd met Watervlooien (Daphnia galeata), Driehoeksmosselen (Dreissena polymorpha) en Vijvermosselen (Anodonta anatina), De laatste is familie van de Unioniden of Najaden, waartoe ook Zwanenmosselen en Schildersmosselen behoren.

Met deze experimenten is geprobeerd antwoord te krijgen op de volgende vragen:
- Zijn inheemse grote bivalven (zoals Anodonta) in staat om in laagveenwater aanwezige cyanobacteriën te eten (gelet op hun vorm en productie van toxines)?
- Hoe verhoudt die graasdruk van Anodonta op cyanobacteriën zich tot die van Daphnia en Dreissena?
- Welke soorten mosselen (Unioniden) komen voor in Nederlandse laagveenwateren voor en in welke dichtheden?
- Kunnen de al aanwezige mosselen gebruikt worden als beheersmaatregel in het herstel van Nederlandse laagveenwateren en vooral bij de bestrijding van cyanobacteriën? Zijn de dichtheden voldoende?

Kortom, welke invloed hebben inheemse zoetwatermosselen op de algen dynamiek in Nederlandse laagveenwateren en zou bij het toeppassen van biomanipulatie

(verhoging van de graasdruk) in plaats van Dreissena ook gebruik gemaakt kunnen worden van inheemse bivalven? Kunnen grotere aantallen Unioniden in een systeem (toename graasdruk en stabilisatie van de bodem door uitgescheiden slijm via de voet, waardoor sediment deeltjes aan elkaar plakken) bijdragen aan het in stand houden van een door afvissing verkregen heldere fase?
In dit onderzoek wordt getracht meer inzicht te krijgen in de rol van grote bivalven in het voedselweb van ondiepe veenplassen, hun graascapaciteit en de bruikbaarheid van deze mosselen in het beheer van Nederlandse laagveenwateren.

Uitheemse vs inheemse mosselen
Al langer is bekend dat Dreissena grote hoeveelheden algen kan begrazen (Reeders 1989; Reeders & Bij de Vaate, 1990; Bastviken et al., 1998). Uit recent onderzoek aan het NIOO blijkt dat cyanobacteriën (Planktothrix, Microcystis), ongeacht de lengte van de filamenten en de kolonie grootte), geen probleem zijn voor Dreissena – alle geteste fytoplankton soorten worden met dezelfde efficiëntie weggegeten (Figuur 9.2 uit Dionisio Pires et al., 2005). In een mix met Scenedesmus, werd Microcystis zelfs met voorrang gegeten (Dionisio Pires et al., 2004). Ook toxiciteit van cyanobacteriën lijkt geen groot probleem voor deze, van oorsprong, Kaspische mosselsoort. Op het eerste gezicht lijkt Dreissena dus zeer geschikt als organisme in biomanipulatie voor het verwijderen van grote hoeveelheden cyanobacteriën



Figuur 9.2 Graas per Dreissena mossel per uur op cyanobacteriën met verschillende vorm en grootte; niet toxische Microcystis (V131) en toxische Microcystis (V40) <60 µm en > 60 µm, niet toxische P.agardhii (Cya 116) met een gemiddelde lengte van lengte 187㎜ en toxische P.agardhii (Cya 126) met gemiddelde lengte van 1166㎜. (Dionisio Pires et al., 2005).

Echter, Dreissena heeft een gemengde reputatie. De mossel wordt als een gewenste soort gezien in het herstel van bijv. de Nederlandse rijkswateren en heeft een positieve rol gespeeld in de terugkeer van een stabiele helder water toestand in de Veluwerandmeren. Maar in de Great Lakes in de USA heeft de vrij recente invasie van Dreissena tot grote problemen geleid, o.a. door aangroei van mosselen in aan- en afvoer pijpen van koelwater systemen. In de VS wordt Dreissena beschouwd als ongewenste exoot en is men er van overtuigd dat deze soort verantwoordelijk is voor het op grote schaal doen verdwijnen van inheemse (mossel) soorten en zelfs het stimuleren van cyanobacteriën bloei door het selectief uitscheiden van vitale cyanobacteriën in de zgn. pseudo-faeces (Vanderploeg et al., 2001).



Figuur 9.3 Het mechanisch schonen van sloten veroorzaakt hoge sterfte bij inheemse mosselen.

Er lijkt alle aanleiding voor het nader bestuderen van graaspotentie door inheemse mosselen op algen en cyanobacteriën. Hiervoor kunnen de volgende argumenten worden gehanteerd:

- **Ethiek.** Dreissena is van oorsprong een exoot. Het is twijfelachtig of het water- en natuurbeheer de verspreiding van exoten kan en mag stimuleren. Terwijl relatief veel geschreven is over het voorkomen en de ecologie van driehoeksmosselen, is er beduidend minder bekend over de leefwijze en in het bijzonder de dichtheden van Unioniden in Nederlandse ondiepe wateren. Echter het is te verwachten dat de grote bivalven, mede door de lange levensduur en ingewikkelde reproductie cyclus (zie box 1) minder snel een plaag zullen vormen. Introductie en verspreiding van deze inheemse mosselen levert om deze redenen wellicht minder bezwaren op dan op grote schaal introduceren van Dreissena.

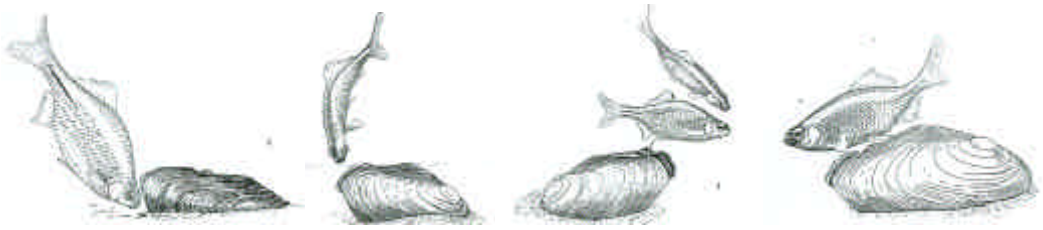
- **Beheer.** Voor herstel van laagveenwateren is het gebruik van Anodonta meer voor de hand liggend dan Dreissena, aangezien Anodonta specifiek in deze habitat voorkomt, terwijl Dreissena een soort is die zich bij voorkeur op hard substraat vestigt. Er zijn overigens wel observaties gedaan van Dreissena 'banken' op zacht substraat, maar te verwachten is dat dit in venige bodem een uitzondering is. Verspreidingsonderzoek van bivalven in laagveenwateren moet uitwijzen of deze aanname terecht is.
  Uit Amerikaans onderzoek komt de vrees naar voren dat onder bepaalde condities graas door Dreissena op cyanobacteriën kan leiden tot grotere overlast door bloei van giftige algen. Dreissena scheidt mogelijk selectief cyanobacteriën uit via de pseudo-faeces, waardoor bloei van cyanobacteriën juist gestimuleerd wordt i.p.v onderdrukt.

- **Kennis.** Er is tot op heden niet veel bekend over de impact van graas door inheemse Unioniden op de dichtheden en soortensamenstelling van de algengemeenschap in Nederlandse laagveenwateren, ondanks de aanzienlijke geografische verspreiding.

- **Biodiversiteit.** Unioniden spelen waarschijnlijk een belangrijke rol in het benthisch voedselweb van ondiepe wateren, namelijk als grazer van algen en detritus, substraat voor benthische organismen en als broedkamer voor o.a. de Bittervoorn (zie Box 1). Door het dreggen / schonen van watergangen worden vaak in een keer grote hoeveelheden mosselen verwijderd, zonder dat het effect hiervan op het voedselweb bekend is (Figuur 9.3). Het mechanisch schonen van wateren vormt vooral een bedreiging voor A.anatina. Deze langlevende (10-15 jaar) soort komt in kleine sterk geïsoleerde biotopen voor en omdat zij te groot zijn om door de gebruikte korf heen te gaan komen ze terecht op de oever en sterven daar (Gittenberger et al., 1998). Door de filtreercapaciteit van de mosselen nader te bestuderen kunnen we ook een uitspraak doen over de mogelijke gevolgen van het massaal verwijderen van mosselen bij dreggen op de helderheid van een ecosysteem.

Box 1

Anodonta heeft een wederzijdse symbiose met Bittervoorn (Rhodeus sericeus), waarbij de mossellarven (Glochidia) zich gedurende de eerste fase van hun bestaan aan de kieuwen van o.a Bittervoorns vasthechten, totdat ze zich laten vallen en op de bodem nestelen. Anderzijds vindt de bevruchting van de eitjes van de Bittervoorn plaats in Unioniden (waaronder A.anatina) en biedt de mossel daarmee een 'veilige' omgeving voor het broed en is op die manier betrokken bij de indirecte broedzorg van de Bittervoorn. Anodonta heeft een a-specifieke band, dat wil zeggen dat de mossel ook andere soorten vissen dan Bittervoorn kan infecteren. De Bittervoorn echter is min of meer specifiek afhankelijk van zoetwater bivalven van de familie van de Unioniden (Unio, Anodonta). Dit betekent dat het voorkomen van deze mosselen bepalend kan zijn voor het voortbestaan van de Bittervoorn die al als kwetsbare soort staat geregistreerd. Toename van deze mosselen heeft dus naast filtratie van algen, mogelijk ook een positief effect op de Bittervoorn. Daarbij wordt direct opgemerkt dat interacties tussen soorten vaak complex en onbegrepen zijn. Het ingrijpen van het beheer op het voorkomen of de abundantie van soorten kan daardoor onvoorziene, zelfs ongewenste neven effecten hebben.



Symbiose Bittervoorn - Najaden

9.2 Onderzoeksmethoden

Graas experimenten
De graasexperimenten hebben twee vraagstellingen:

- Functionele respons van A. anatina aan de hand van 2 verschillende modellen (Holling 1959): hoe verandert graascapaciteit bij toename van de concentratie verschillende algen?
- De vergelijking van graascapaciteit van de drie grazers (Dreissena, Anodonta en Daphnia) op cyanobacteriën en groenalgen. Wie graast beter op overlast veroorzakende draadvormende cyanobacteriën?

De functionele respons voor de graascapaciteit van A.anatina is bepaald door in vijfvoud de verschillende voedselbronnen aan te bieden in 5 concentraties (0.5; 1; 2; 5 en 10 mg C L^{-1}). Een functionele response is een relatie tussen de consumptie snelheid en de voedseldichtheid, de uitkomst van een functioneel response model kan een aanwijzing zijn voor de onderliggende mechanismen die de graassnelheid beïnvloeden, zoals een toename in 'handling time' (tijd die nodig is om een deeltje te verwerken), gerelateerd aan de grootte van het voedseldeeltje. De functionele respons van A. anatina bij toenemende dichtheden van verschillende algen is berekend met behulp van niet lineaire regressie van 2 typen (type I en II) functionele responsen beschreven door Holling (1959). Deze 2 typen responsen kunnen als volgt omschreven worden:

- type I waarbij graas constant (CR) en maximaal is tot een concentratie waar de maximale hoeveelheid voedsel dat door het organisme kan worden ingenomen (IR) bereikt is (limiterende voedsel concentratie of ILL). Daarboven neemt de filtratie (CR) van het voedsel af terwijl de inname (IR) constant blijft. Verdere toename van de voedselconcentratie resulteert dan in een hogere pseudo-faeces productie.

- type II functionele respons; in veel gevallen is er helemaal geen sprake van een rechtlijnige toename van graas (CR) tot een ILL, maar eerder een curvilineaire (kromme) toename in tijd, omdat bij hogere voedsel concentraties de handling time van het voedsel toeneemt.

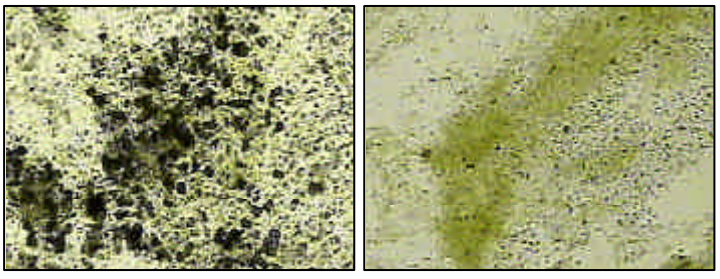
Bij analyse van de functionele respons van A. anatina wordt gebruikt gemaakt van mathematische modellen die hier niet verder behandeld worden. Bij de vergelijking van de graascapaciteit van Dreissena, Daphnia en Anodonta zijn verschillende algen getest (toxische en niet toxische Planktothrix, een draadvormende groenalg - Chlorhormidium - en het groenwier Scenedesmus). Voor Dreissena en Daphnia verschilt onderstaand protocol slechts in het aantal organismen per volume (1 Anodonta per 2 L medium, 5 Dreissena mosselen per 500mL medium, 20 Daphnia individuen per 50 mL medium). Bij deze studie is gebruik gemaakt van een factoriële opzet, waarbij tegelijkertijd 3 verschillende concentraties werden getest (0.5; 1 en 5 mg C L^{-1}) en 3 algen oplossingen (i) uitsluitend groenalg, (ii) uitsluitend cyanobacteriën en (iii) een mengsel van groenalgen en cyanobacteriën.

Voor alle experimenten is de volgende methode gebruikt (Figuur 9.4):
- Juiste hoeveelheid grazers in juiste volume aan medium (45 μm gefiltreerd Maarsseveen water) + voedsel; overnacht acclimatiseren.
- Volgende dag herhalen met schoon medium + voedsel, gedurende 2 uur acclimatiseren.
- Graas experiment. Overbrengen in vers medium. Iedere 15 minuten wordt uit elke emmer een watermonster genomen om de hoeveelheid en samenstelling van de algen te bepalen; idem voor (controle)emmers (= + voer maar zonder mossel)
- De totale duur van het graas experiment is één uur, waarna de mosselen op schoon (gefiltreerd) water worden overgezet.
- Na 30 minuten wordt nog een monster genomen om de hoeveelheid uitgescheiden (vitale) algen (via pseudo-faeces[3]) te bepalen.
- Tussendoor zijn de monsters donker en koud gezet om verdere groei van algen te voorkomen.
- Alle monsters worden doorgemeten met de Phytopam op hoeveelheid Chl. a (μg L^{-1}).

De graassnelheid wordt berekend met behulp van de Clearance Rate (CR) formule van Coughlan (1969) waarbij gecorrigeerd wordt voor de groei van de algen gedurende de graasperiode. De CR wordt uitgedrukt als het aantal milliliter water dat, per gram mossel, per uur (ml g^{-1} DW h^{-1}), volledig gefiltreerd kan worden en waaruit alle (fluorescerende) deeltjes (= algen) worden verwijderd (Bunt et al., 1993). De pseudo-faeces (PF) wordt uitgedrukt als μg Chl. a per gram mossel dat na 60 minuten graas in 30 minuten uitgescheiden wordt.



Figuur 9.4 Opzet graasexperiment



Figuur 9.5 (a) Faeces (l) en Pseudo-faeces (r) A.anatina.

[3] Pseudo-faeces bestaat uit (niet verteerde) levende algen die na selectie op de kieuwen worden uitgescheiden via de inname-siphon, nog voordat ze het maagdarm kanaal zijn gepasseerd (Figuur 9.6).

Veldwerk
Het effect van graas door de inheemse grote zoetwater mossel op cyanobacteriën is voornamelijk in het laboratorium getest. Echter om een uitspraak te doen over de potentiële verliesfactor die de mosselen in het veld kunnen spelen voor de aanwezige cyanobacteriën, zijn de dichtheden van grote inheemse mosselen in verschillende laagveen wateren bepaald. Deze veldstudie is uitgevoerd in het voorjaar van 2005. De dichtheden (per m^{-2}) van de mosselen is bepaald in de volgende gebieden; Het Hol, Westbroek, De Deelen, Terra Nova, Loosdrecht en Zwemlust

In ieder laagveenwater werden minstens 4 petgaten gemonsterd op aanwezigheid van grote bivalven. Per petgat werden meerdere vierkante meters random geselecteerd voor bemonstering. Dit werd gedaan door een raster over het gebied te leggen. Afhankelijk van de totale afmeting van het gebied waren de raster compartimenten 100x100m, 50x50m, 20x20m. GPS coördinaten werden bijgehouden om eventueel later de locaties terug te kunnen vinden. Door een duiker werd op tast per monsterpunt $1m^2$ afgezocht tot ong. 20 cm diepte naar bivalven. Afhankelijk van diepte werd een snorkel of duikpak gebruikt (Figuur 9.6). Over het algemeen was de bodem te slap voor de duiker om op zicht te zoeken en werd bij een geringe aanraking de waterkolom al zeer troebel. Alle lege en levende bivalven binnen de m^{-2} werden naar de oppervlakte gebracht en daar geteld, gemeten, gewogen en op soort gebracht.

Vóór het verzamelen van de mosselen werd een bodemmonster genomen tot een diepte van 20 centimeter met een buis die door de duiker in het sediment werd gedrukt. Het bodemmonsters werd vervolgens per 5 cm opgedeeld (0-5 cm diepte; 5-10 cm diepte; 10-15 cm diepte etc.). Al deze monsters werden bij terugkomst gedurende een aantal dagen bij 60°C in het laboratorium gedroogd om het vocht gehalte te bepalen.



Figuur 9.6 Duiken naar mosselen (voorjaar 2005).

9.3 Resultaten en discussie

Functionele respons van Anodonta anatina: resultaten
Uit de onderstaande figuren 9.8 en 9.9 en Tabel 9.1 blijkt dat het voeden van A. anatina op de groenalg Scenedesmus obliquus een type II functionele respons volgt met een maximale inname (IR_{max}) van 5.24 mg C per gram DW per uur en een maximale filtratie snelheid (CR_{max}) van 492 ml per gram DW per uur. Ook het voeden op de niet-toxische en toxische Planktothrix volgt type II functionele respons, maar de IR_{max} en CR_{max} zijn beduidend lager dan op Scenedesmus (IR_{max} 1.90 en 1.56 mg C per gram DW per uur; CR_{max} 387 en 429 ml per gram DW per uur, respectievelijk). De toxiciteit van Planktothrix heeft geen duidelijk effect op de filtratie van de mosselen. Voor de (niet-toxische en toxische) Microcystis stammen waren de resultaten minder eenduidig. Zowel type I als type II respons fitten even goed. CR_{max} en IR_{max} waarden voor de toxische (kolonie vormende) Microcystis (383 ml per gram DW per uur; resp. 3.7 mg C per gram DW per uur) toonden dat A. anatina deze cyanobacterie stam zowel filtreerde als werkelijk innam. Maar voor de niet-toxische Microcystis vonden we de laagste CR_{max} van alle geteste plankton stammen (nl. 246 ml per gram DW per uur), terwijl de inname (IR_{max}) vergelijkbaar was met die van de toxische stam (3.55 mg C per gram DW per uur).

De hoge inname snelheden (IR_{max}) van Scenedesmus (5.24) en Microcystis (3.55 en 3.73 mg C per gram DW per uur) geven aan dat A. anatina bij deze algen slechts een korte behandel tijd heeft (van de kieuwen naar de mondholte). De hoge filtratie snelheden op Scenedesmus, toxische Microcystis en Planktothrix geven weer dat A. anatina bij lage concentraties deze algen eenvoudig uit het medium filtreert. De lage filtratie snelheid op niet-toxische

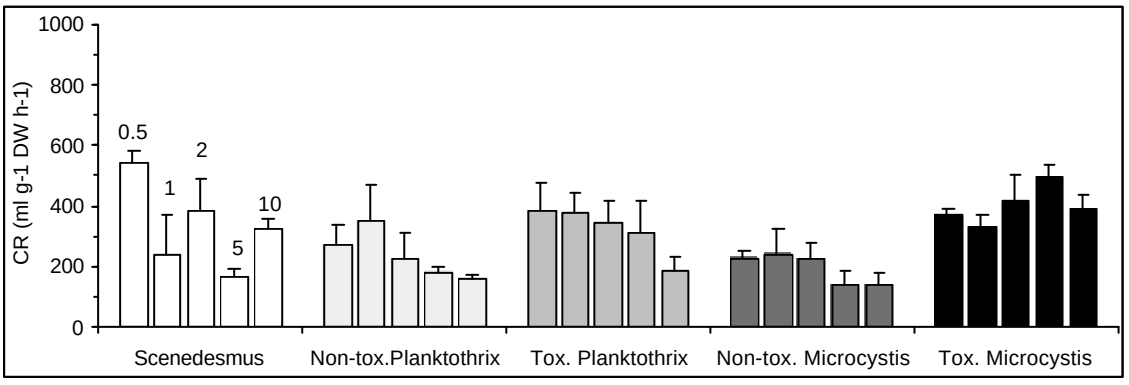
Microcystis (246 ml per gram DW per uur) kan verklaard worden door de zeer kleine afmeting en coccoide vorm van deze cyanobacterie (zie de tabel met eigenschappen in Bijlage 17). De zeer kleine ronde vorm kan er mogelijk voor gezorgd hebben dat A. anatina de deeltjes niet efficiënt heeft kunnen vangen op de kieuwen.

Pseudo-faeces productie neemt voor alle stammen toe tussen 2 en 5 mg C algen per L^{-1}. Echter voor toxische Microcystis en niet toxische Microcystis is deze toename beduidend lager dan voor Planktothrix (Figuur 9.10). Ondanks het feit dat A. anatina hoge filtratie snelheden bereikt bij niet-toxische en toxische Planktothrix, lijkt het erop dat deze draadvormende cyanobacterie niet de meest favoriete voedselbron is, gezien de hoge pseudo-faeces productie (Figuur 9.10 en 9.11) en lage inname snelheden. Planktothrix is blijkbaar moeilijk te verteren voor A. anatina.

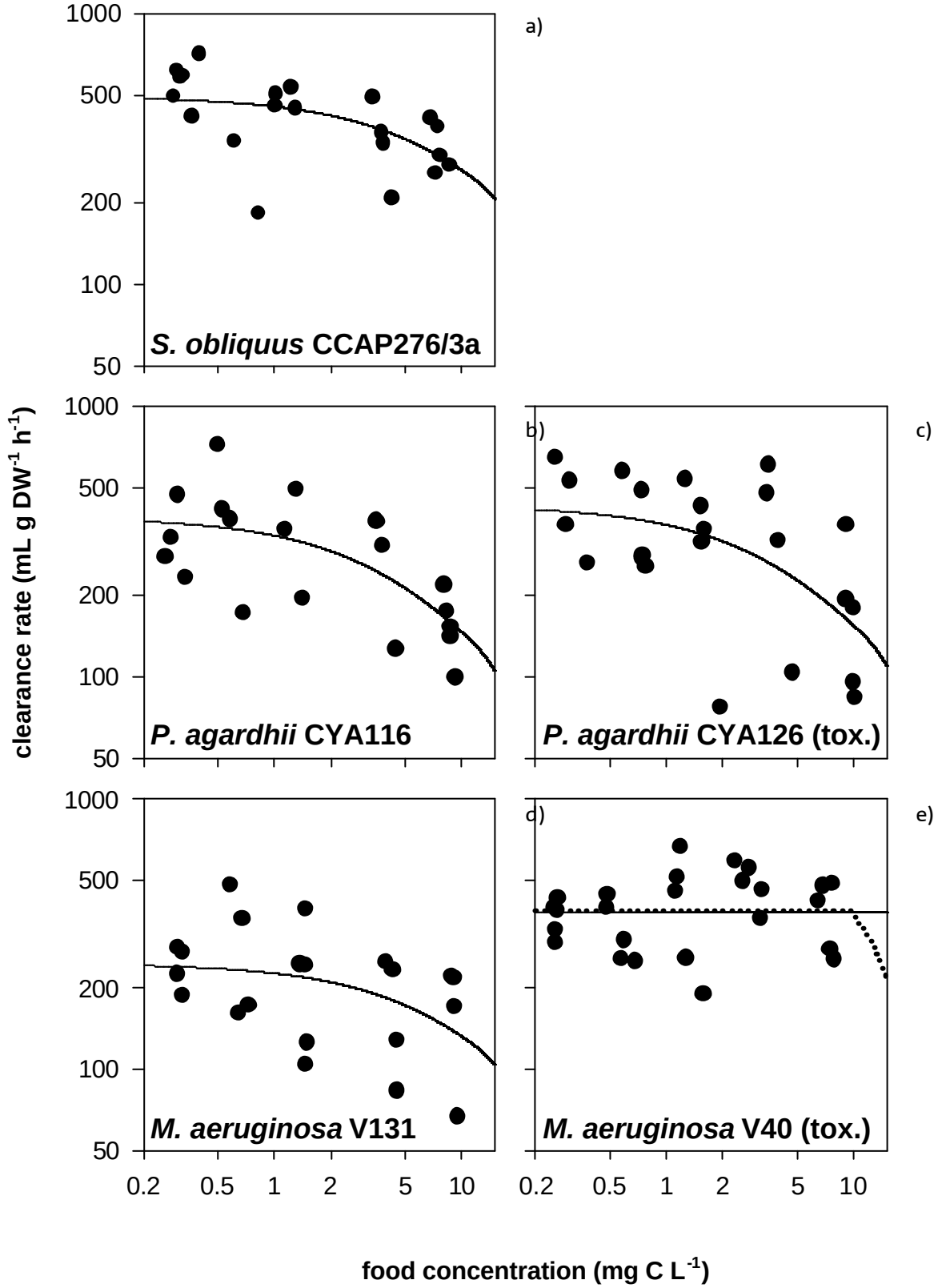
Met een gemiddeld drooggewicht per A.anatina individu van 3.5 gram en de graassnelheden per gram DW per uur zoals weergegeven in Figuur 9.7 kan de gemiddelde graascapaciteit per A. anatina mossel worden berekend. Bij een gemiddelde concentratie van 3.5 mg C algen per L^{-1} wordt dan 1.2; 0.8; 1.1; 0.7 en 1.4 L^{-1} medium per uur schoongefilterd (CR); waarden voor respectievelijk Scenedesmus, niet-tox. Planktothrix, tox. Planktothrix, niet-tox. Microcystis en tox. Microcystis. Echter graassnelheden nemen per individu af bij toename van de algen concentratie. De maximale graascapaciteit van A. anatina, met uitzondering van tox. Microcystis, is het hoogste bij een voedseldichtheid van 0.5 of 1 mg C per L^{-1}.

Tabel 9.1 De graas snelheid (CR) en inname snelheid (IR). CR_{max} is de maximale snelheid waarmee A.anatina het medium ontdoet van de algen (ml per gram drooggewicht mossel per uur) en IR_{max} is de geschatte maximale hoeveelheid voedsel welke daadwerkelijk in het darmstelsel van de mossel wordt opgenomen. K is de concentratie voedsel waarbij de inname de helft van maximaal is (type 2 response) of het ILL (type 1 response).

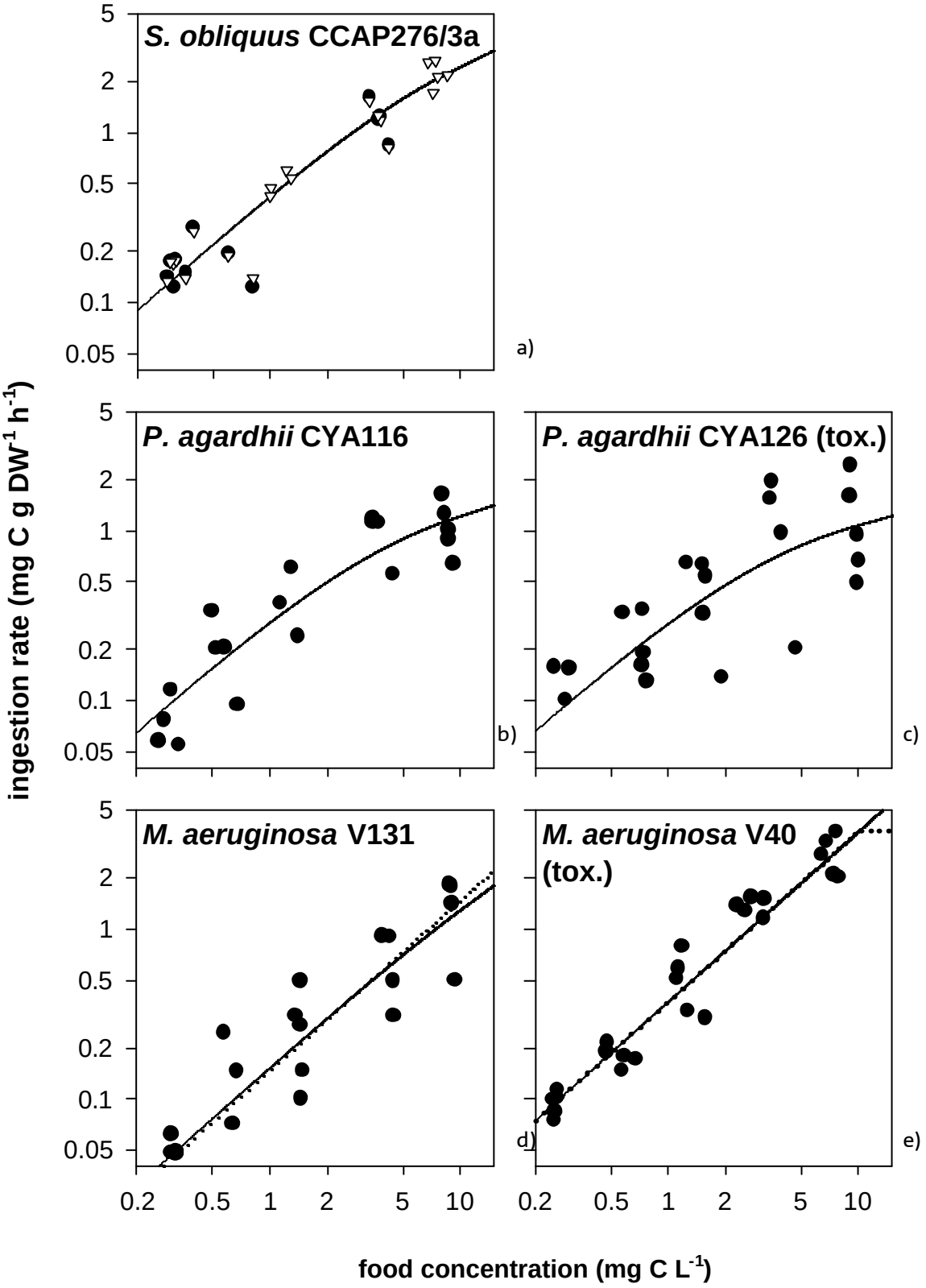
		CR		IR	
	N	**CR_{max}**	**K**	**IR_{max}**	**K**
Type II					
S. obliquus CCAP276/3a	21	492.70	11.44	5.24	11.44
P. agardhii CYA116	20	387.42	6.04	1.90	5.59
P. agardhii CYA126 (tox.)	23	429.27	5.60	1.56	4.51
M. aeruginosa V131	21	246.58	11.60	7.48	48.24
M. aeruginosa V40 (tox.)	25	382.92	$4.77 \cdot 10^{12}$	$4.23 \cdot 10^{3}$	$1.14 \cdot 10^{4}$
Type I					
M. aeruginosa V131	21	199.24	17.89	3.55	24.32
M. aeruginosa V40 (tox.)	25	382.92	9.74	3.73	10.01



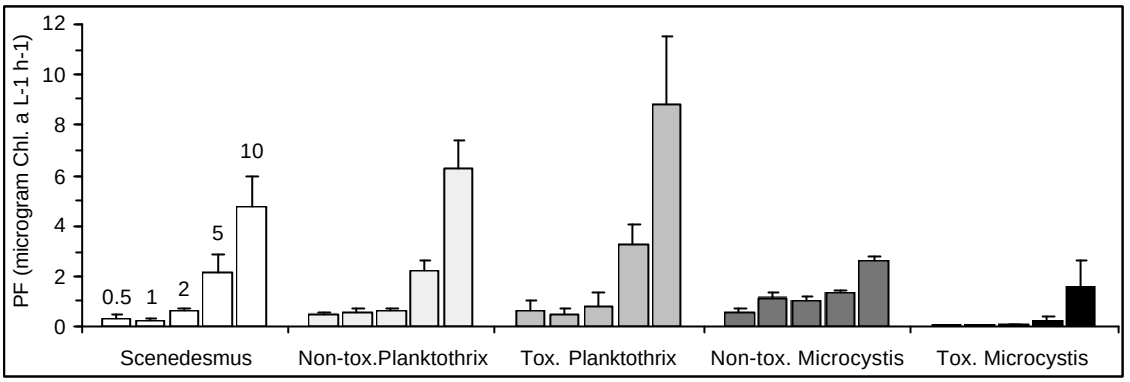
Figuur 9.7 Graas snelheden van Anodonta anatina (ml per gram drooggewicht per uur) op 5 algen (1 groen alg + 4 blauw algen) aangeboden in 5 concentraties (0.5-1-2-5 en 10 mg koolstof per liter medium).



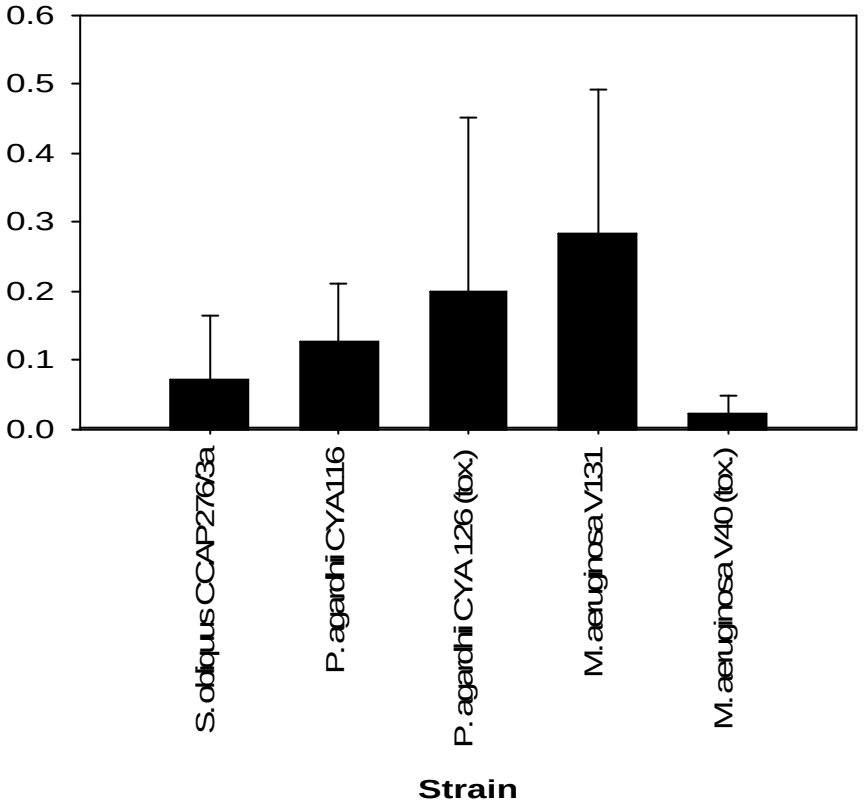
Figuur 9.8 De CR (Clearance Rate); dit is de snelheid waarmee A.anatina het medium ontdoet van de algen (weergegeven in ml per gram drooggewicht per uur). Deze waarden zijn nog niet gecorrigeerd voor evt. uitgescheiden pseudo-faeces (nog niet verteerde algen). Voor meer kenmerken en uitleg over de gebruikte algen zie Bijlage 17.



Figuur 9.9 De IR (Ingestion Rate); dit is de hoeveelheid voedsel dat daadwerkelijk door de mossel wordt opgenomen in het darmstelsel (weergegeven in mg koolstof (C) per gram drooggewicht per uur). Deze waarden zijn gecorrigeerd voor eventueel uitgescheiden pseudo-faeces. Voor meer kenmerken en uitleg over de gebruikte algen zie Bijlage 17.



Figuur 9.10 Pseudo-faeces productie door Anodonta anatina (mg Chl. a per liter per uur) na 60 minuten gegraasd te hebben op 5 algen (1 groen alg + 4 blauw algen) in 5 concentraties (0.5-1-2-5 en 10 mg koolstof per liter medium).



Figuur 9.11 Pseudo-faeces productie als fractie berekend van het totale volume dat schoongezeefd is van algen (CR).

Functionele respons van Anodonta anatina: discussie
In de experimenten werd graas door A. anatina op draadvormende Planktothrix vergeleken met graas op de kolonievormende cyanobacterie Microcystis en met hoogwaardig groenwier voedsel. Uit de graasproeven kan de graassnelheid, de 'handling time' (hoe lang is er nodig om een deeltje te verwerken) en de productie van pseudo-faeces worden bepaald. Tevens kan het type functionele repons worden afgeleid uit het graasgedrag bij verschillende hoeveelheden voedsel. Uit het type response kunnen deskundigen hun inzicht vergroten over onderliggende verklaringen voor het graasgedrag van de mossel. Alles tesamen moeten de graasproeven inzichtelijk maken of A. anitina ook daadwerkelijk als stofzuiger van overlast veroorzakende cyanobacteriën kan optreden.

A. anatina had een hoge graas snelheid (CR) en een korte behandel tijd (IR) wanneer er werd gegraasd op Scenedesmus en toxische Microcystis, maar op de niet-toxische Microcystis nam de graassnelheid af als de voedselconcentratie toenam. Toxische en niet-toxische Planktothrix filamenten werden goed uit het medium gefilterd, maar de inname (IR) was 2 tot 3 keer lager dan voor Scenedesmus en Microcystis. De behandeltijd (IR grootst) was het kortst voor Microcystis en het langst voor Planktothrix.

Omdat we de voedselbronnen in bovenstaande experimenten niet aanboden als mix, kunnen we geen uitspraak doen over een eventuele selectie van A. anatina voor bepaalde algen soorten, maar we kunnen wel de effecten van concentratie, vorm, afmeting en toxiciteit van de verschillende voedselbronnen op de filtratie capaciteit van A. anatina vergelijken, om zo de potentie van deze mossel als biofilter te bediscussiëren.

De verschillen in de retentie van de verschillende deeltjes van de 5 voedselbronnen en vooral de lage 'vang' kans van de niet-toxische Microcystis kan verklaard worden door verschillende mechanismen. Het kan aan de diameter van het deeltje en de morfologie van de cilia (lengte) en de monddelen van de mossel liggen, zoals Tammes en Dral (1955) aantoonden bij Mytilus Edulis (blauwe mossel). De vang efficiëntie is soort specifiek en er zijn meerdere studies verricht naar het effect van deeltjes grootte en graas in verscheidene (vooral mariene) mosselsoorten. Bijvoorbeeld oesters vangen 50% van de deeltjes met een diameter van 1.7 µm, terwijl Sint-Jakobsschelpen slechts 1.5% van deze deeltjes wegvangen; M. edulis vangt 90% van de deeltjes met een diameter van 3.2 µm en 50% van deeltjes met een diameter van 1.2µm. Dreissena daarentegen houdt nog steeds 90% van de deeltjes tegen met een kleine diameter van 1µm. Als we de afmeting van de deeltjes vergelijken zoals weergegeven in Bijlage 17, blijkt dat de niet-toxische Microcystis deeltjes de kleinste diameter hebben. De lage CR van A. anatina op deze soort kan dan wellicht verklaard worden door de morfologie van de kieuwen en omdat de openingen tussen de lamellen van de kieuw van A. anatina te groot zijn geweest om de deeltjes eruit te vangen. De verhoogde pseudo-faeces productie van niet-toxische Microcystis laat zien dat naast de hoge mate waarin de kieuwen 'lek' waren ook nog 1/3 van de uiteindelijk uitgefilterde niet-toxische Microcystis deeltjes als pseudo-faeces werden uitgescheiden.

De hoge vang kans van A.anatina op de groenalg Scenedesmus en de andere cyanobacteriën (toxische Microcystis en toxische en niet toxische Planktothrix) laat zien dat deze (grotere) deeltjes beter werden weggevangen door de kieuwen. Behalve voor de toxische Microcystis, nam voor alle andere algen bij toename van de voedselconcentratie, de hoeveelheid geproduceerde pseudo-faeces toe. Dit fenomeen is eerder beschreven door Sprung & Rose (1988) als een logische manier om een overvloed aan gefiltreerde partikels te verwijderen, teneinde het goed functioneren van de kieuwen te garanderen. Het verschil in pseudo-faeces productie tussen de voedselbronnen echter suggereert dat A. anatina onderscheid maakte tussen de bronnen door in mate van excretie te variëren (Sprung & Rose, 1988). Hoogstwaarschijnlijk heeft de hoge pseudo-faeces productie bij beide Planktothrix stammen (15-20% van de CR) vergeleken met de lage pseudo-faeces van A.anatina bij Scenedesmus en toxische Microcystis te maken met de voedsel kwaliteit. De hoge inname snelheid en lage pseudo-faeces productie van Scenedesmus en toxische Microcystis geeft aan dat A.anatina deze voedselbronnen als 'goed' ervaart. Voor de niet-toxische Microcystis, gebaseerd op de lage graassnelheid (CR), concluderen we dat A.anatina niet in staat was deze bron effectief te benutten. Echter aan de hand van de lage behandel tijd (hoge IR) nemen we aan dat wanneer deze soort – net als de toxische Microcystis - in kolonie vorm was aangeboden (in plaats van losse cellen zoals nu het geval was), de vang efficiëntie was toegenomen. Maar dan nog, de hoge pseudo-faeces productie van A. anatina bij deze soort laat toch zien dat niet-toxische Microcystis niet echt favoriet was als voedselbron.

Ondanks het feit dat we niet direct iets kunnen afleiden over de directe effecten van de toxiciteit bij de cyanobacteriën, omdat de geobserveerde verschillen wellicht een

gevolg waren van het verschil in deeltjes grootte, veronderstellen we toch dat toxiciteit geen rol speelde in het graas gedrag van A. anatina. De hogere inname snelheid van de toxische Microcystis vergeleken bij de niet-toxische groenalg Scenedesmus laat zien dat toxine productie geen rol speelde bij filtratie en inname.

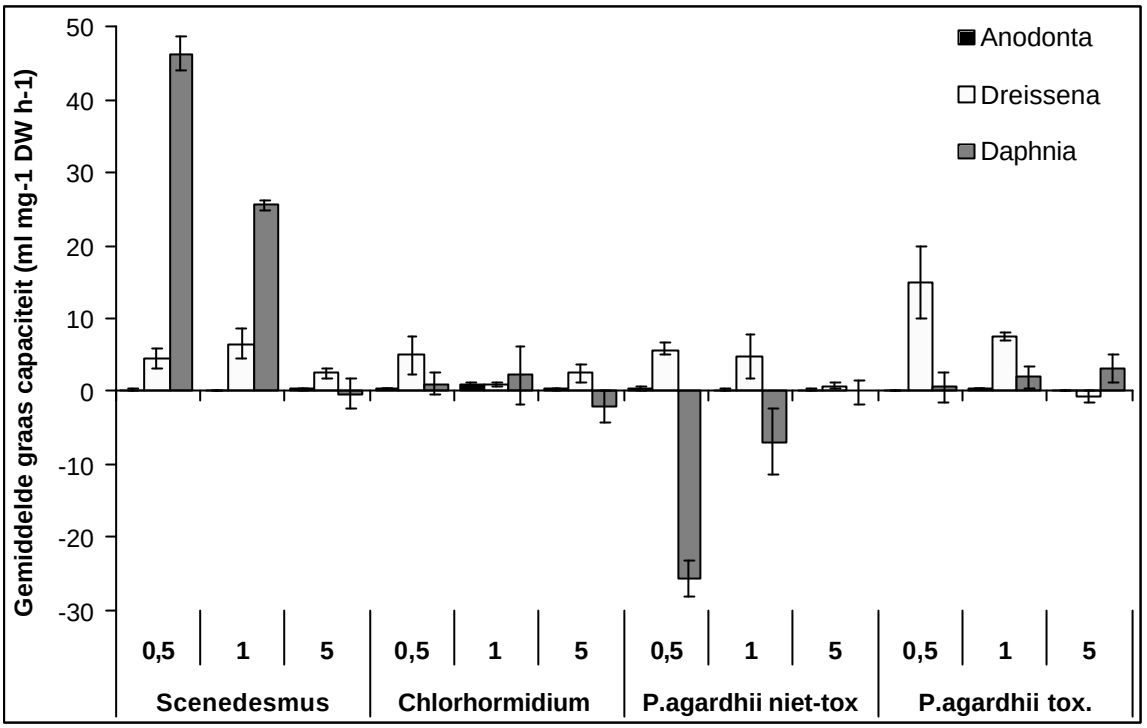
We concluderen uit bovenstaande studie over de functionele respons dat A.antina mosselen zowel kolonie vormende als lange draadvormende cyanobacteriën uit het water kunnen filtreren. Echter de draadvormende algen worden als kwalitatief minder goed voedsel ervaren dan Scenedesmus.
De observatie dat A. anatina op cyanobacteriën graast kan betekenen dat deze soort bruikbaar kan zijn als biofilter, zelfs wanneer cyanobacteriën toxisch zijn. Echter hierbij moet rekening gehouden worden met lage dichtheden van deze mosselen in het veld (9.3.3).

Vergelijking graas Anodonta, Dreissena en Daphnia: resultaten
Figuur 9.12 en Bijlage 18 geven de graassnelheden weer van de 3 grazers op 4 algen in 3 concentraties aangeboden als enkele voedselbron. In Figuur 9.12 zijn de graassnelheden op eenzelfde schaal weergegeven en in Bijlage 18 staan de figuren per grazer weergegeven met aangepaste schalen, want in onderstaande figuur is bijvoorbeeld moeilijk zichtbaar of er binnen Anodonta verschil is in graas op de verschillende algen. De graas op mengsels van dezelfde algen wordt besproken aan de hand van de figuren 9.13 (a, b en c).

Direct valt op dat er zeer grote schaal verschillen zijn tussen de 3 verschillende grazers. Vooral Anodonta lijkt bijna niets te grazen (Figuur 9.12), echter wanneer we de figuren van Bijlage 18 raadplegen, blijkt dat Anodonta wel degelijk graast op de algen. De grote schaal verschillen in Figuur 9.14 worden veroorzaakt door de verschillende biomassa's van de grazers. Per individu heeft Anodonta een gemiddeld drooggewicht (DW) van 3.6 gram, Dreissena 8.9 mg en een Daphnia 39.8 µg. Deze grote verschillen in lichaamsgewicht verklaren waarom met de formule van Coughlan (1969) (waarbij lichaamsgewicht wordt gebruikt voor de berekening van CR) de graassnelheden zo sterk variëren. Per individu levert juist Anodonta door zijn hoge biomassa een hoge graassnelheid in vergelijking met een lichtgewicht als Dreissena. Door een extrapolatie op basis van minimale en maximale realistische veld dichtheden van watervlooien en mosselen wordt in de volgende paragraaf getracht de werkelijke bijdrage van grazers aan verliezen van cyanobacteriën in het veld inzichtelijk te maken.

Uit Figuur 9.12 blijkt dat Daphnia per eenheid DW (mg) de 0.5 en 1 mg (C L^{-1}) Scenedesmus vele malen sneller begraast dan Dreissena en Anodonta. Terwijl Dreissena per mg^{-1} DW sneller graast op (bijna) alle algen in alle concentraties dan Anodonta. Alleen op concentraties van 1 mg Chlorhormidium en 5 mg toxische P.agardhii lijkt Anodonta het beter te doen dan Dreissena. De niet toxische P.agardhii wordt zelfs negatief (meer groei van Planktothrix dan verlies door graas) door Daphnia begraasd.

Dus wanneer aangeboden als enkele voedselbron wordt Scenedesmus in de 2 laagste concentraties het best begraasd door Daphnia; Chlorhormidium wordt vergelijkbaar slecht begraasd door alle grazers, al lijkt Dreissena deze alg in de 0.5 mg L^{-1} concentratie beter te begrazen dan de ander twee grazers. Niet-toxische P.agardhii wordt, behalve in de hoogste concentratie van 5 mg C L^{-1} het best gegeten door Dreissena, terwijl Daphnia deze soort helemaal niet eet. En toxische P. agardhii wordt ook het beste begraasd door Dreissena, terwijl Daphnia deze soort beter begraast dan de niet toxische variant. Anodonta heeft vergeleken bij Dreissena per mg DW, behalve voor de hoogste concentraties Planktothrix, altijd gemiddeld de laagste graassnelheid.



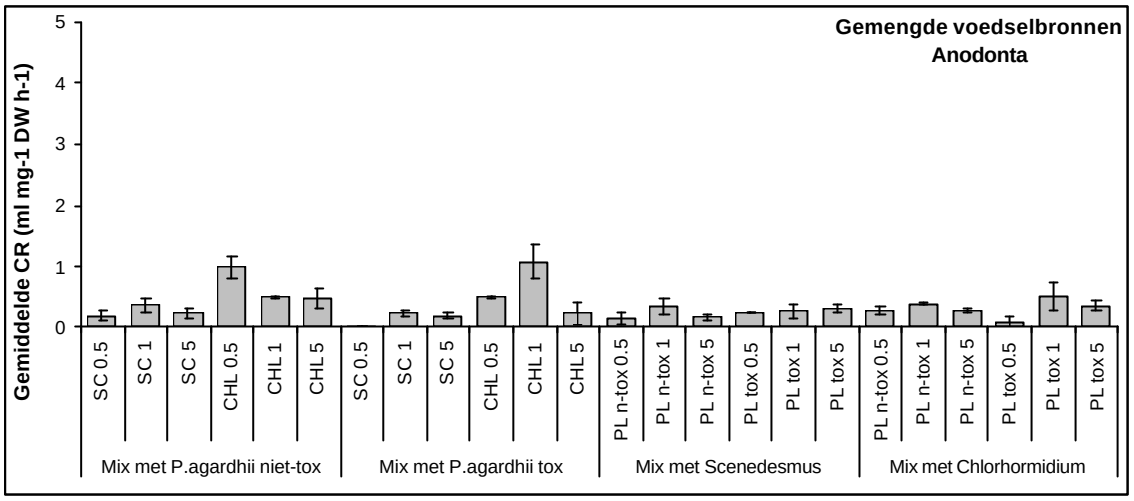
*Figuur 9.12 Gemiddelde graassnelheid (mL per mg drooggewicht per uur) voor A.anatina, D.polymorpha en D. galeata voor de algen Scenedesmus, Chlorhormidium en toxische en niet toxische Planktothrix aangeboden als **enkele** voedselbron in 3 concentraties (0.5, 1 en 5 mg koolstof per L).De foutbalken geven de standaardfout. Voor karakteristieken van de algen zie Bijlage 17.*

Uit de vergelijking van graas door de 3 grazers op enkele (Bijlage 18) of gemengde voedselbronnen (Figuur 9.13 a, b en c) blijkt het volgende.

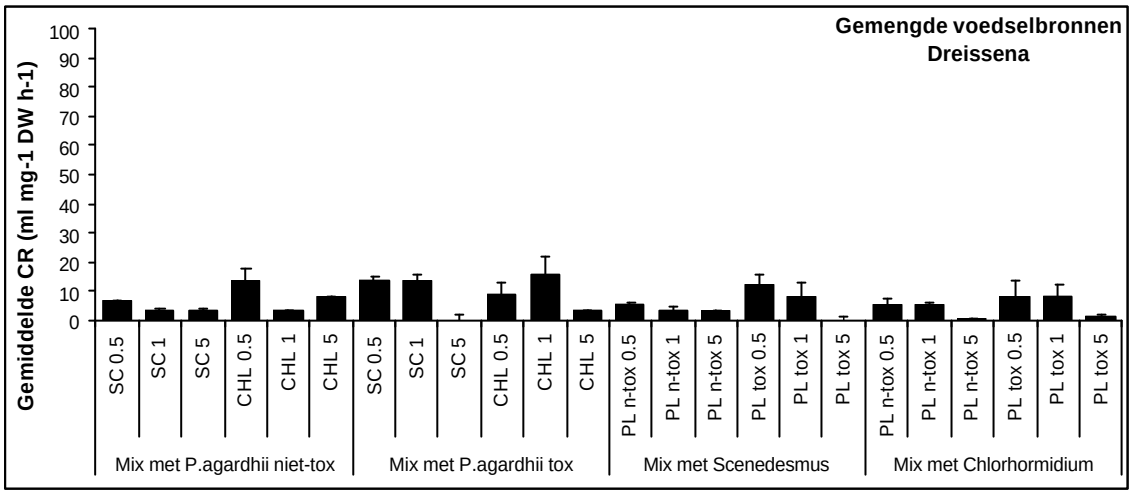
Bij Anodonta is er geen duidelijke verschil in graas op de vier algen en of ze als enkele of gemengde voedselbron aan de mosselen worden gevoerd. Het lijkt erop dat alle voedselbronnen door Anodonta gemiddeld met ongeveer dezelfde snelheid worden begraasd, ongeacht of ze als enkele of gemengde voedsel bron worden aangeboden.

Dreissena lijkt Scenedesmus in mix met niet-toxische Planktothrix niet beter te eten, maar wanneer deze groenalg aangeboden wordt in mengsel met de toxische Planktothrix stam wordt er in de lagere concentraties meer Scenedesmus gegeten. Chlorhormidium wordt in mengsel met Planktothrix (niet-toxisch en toxisch) gemiddeld beter gegeten bij alle concentraties dan wanneer als enkele voedselbron aangeboden. Planktothrix, niet-toxisch en toxisch worden niet beter gegeten dan wanneer ze als enkele voedselbron worden gegeven. Door Dreissena worden bij de gemengde voedsel bronnen gemiddeld hogere graas snelheden bereikt op de groenalgen, terwijl dit bij de enkele voedsel bronnen het geval was op draadvormende cyanobacteriën (toxisch).

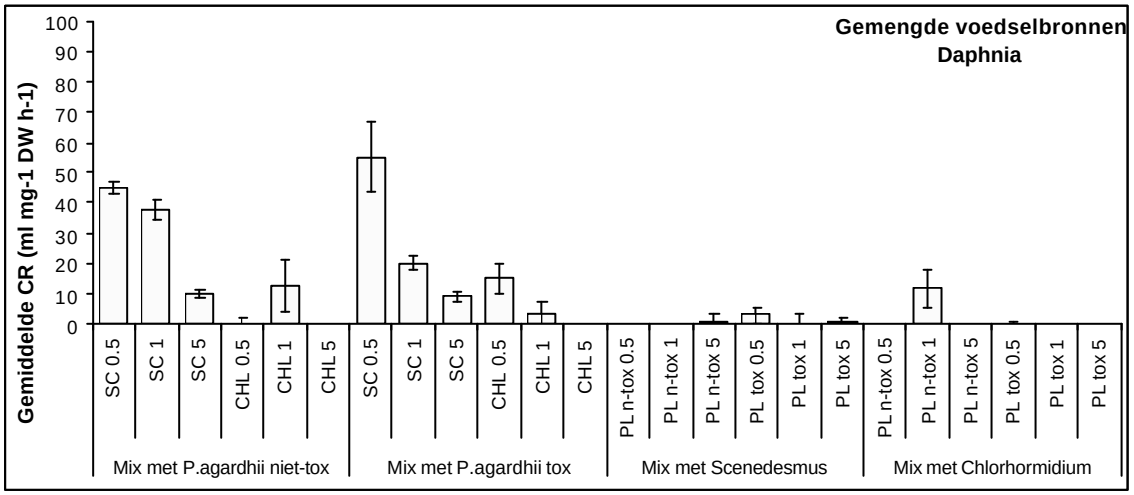
Daphnia eet Scenedesmus beter wanneer het in mengsel wordt aangeboden. De lage concentraties (0.5 en 1 mg L^{-1}) Chlorhormidium wordt door Daphnia beter begraasd als het in mengsel wordt aangeboden. Planktothrix (toxisch en niet toxisch) daarentegen wordt in mengsel met een groenalg vergelijkbaar slecht gegeten als wanneer het wordt aangeboden als enkele voedselbron. De hoogste gemiddelde graassnelheden die Daphnia haalt zijn bij enkele en gemengde voedselbronnen steeds op Scenedesmus en verschillen niet veel van elkaar.



a)



b)



c)

*Figuur 9.13 Gemiddelde graas (mL per mg DW per uur) per grazer op Scenedesmus, Chlorhormidium en toxische en niet toxische Planktothrix aangeboden als **gemengde** voedselbron in 3 concentraties (0.5, 1 en 5 mg koolstof per L). (a) A.anatina (b) D.polymorpha en (c) D. galeata. De foutbalken geven de standaardfout. Voor karakteristieken van de algen zie Bijlage 17.*

Vergelijking graas Anodonta, Dreissena en Daphnia: vertaling naar het veld
Met behulp van maximale en minimale natuurlijke dichtheden in het veld (observaties uit verschillende studies; zie Bijlage 19) is getracht een vertaalslag te maken naar het veld. Het doel is hierbij om een indruk te krijgen van de daadwerkelijke graasdruk door deze 3 soorten grazers in het veld. Echter in gedachten moet worden gehouden dat algen in de meeste gevallen in combinatie met elkaar zullen voorkomen in plaats van als enkele soort. Dit kan zoals boven beschreven gevolgen hebben voor de graassnelheid. Daarnaast kunnen andere variabelen zoals troebelheid van het water, temperatuur en periodieke verschillen in dichtheden van grazers (met name bij Daphnia) een rol spelen bij de werkelijke graasdruk die de soorten uitoefenen op de aanwezige algen. Dreissena en Anodonta komen het gehele jaar voor (al varieert de graasactiviteit met de temperatuur), terwijl Daphnia vaak piekaantallen bereiken in het voorjaar. Ook per gebied kan het voorkomen en de aantallen van grazers zeer verschillen. In het ene gebied komt Anodonta wel voor (laagveenwateren) maar geen Dreissena, terwijl in een ander gebied Daphnia weer zeer abundant is. Behalve dat algen kunnen variëren in soortensamenstelling variëren zij ook in dichtheid door het seizoen heen. Zo komen groenalgen vooral voor in het voorjaar en de zomer, maar zijn cyanobacteriën vaak dominant aan het einde van de zomer. In sommige gebieden (Loosdrecht) zijn draadvormende cyanobacteriën gedurende het hele jaar dominant aanwezig. De gebruikte 0.5 en 1 mg C L^{-1} concentraties algen weerspiegelen dichtheden die algen in werkelijkheid kunnen bereiken, terwijl een concentratie van 5 mg C L^{-1} aan algen een maximale bloei is. Met al deze facetten dient rekening gehouden te worden bij de extrapolatie van bovenstaande gegevens naar een veldsituatie.

In Tabel 9.2 is graasdruk weergegeven voor Anodonta, Dreissena en Daphnia bij verschillende veld dichtheden. Deze zijn berekend op basis van de gemiddelde CR waarden uit bovenstaande experimenten en geobserveerde dichtheden in veldpopulaties. Gebruik is gemaakt van een gemiddeld drooggewicht van de grazers (uit de experimenten) welke is vermenigvuldigd met aantallen dieren uit het veld. Daphnia bevindt zich in de waterkolom terwijl de mossels benthisch zijn. Voor een vergelijking is uitgegaan van een gemiddelde waterdiepte van 1.5 m en vervolgens zijn alle dichtheden teruggerekend naar g DW per m^{-2}.

Uitgaande van realistische minimale en maximale dichtheden in Nederlandse wateren (zie Bijlage 19) kunnen we uit Tabel 9.2 (vetgedrukte waarden) de volgende vergelijking maken.

Daphnia oefent met 9 en 140 indiv. L^{-1} een hogere graasdruk uit op een concentratie van 0.5 en 1 mg C L^{-1} Scenedesmus dan 1 of 10 Anodonta en 25 of 1000 Dreissena . Terwijl de hoogste Scenedesmus concentratie (5 mg C L^{-1}) door 1000 Dreissena mosselen sneller wordt gegeten dan door 140 Daphnia of 10 Anodonta. Anodonta graast met 1 individu m^{-2} sneller van (alle concentraties) Chlorhormidium dan 25 Dreissena mosselen of 9 Daphnia individuen. De draadvormende niet-toxische P.agardhii wordt in alle concentraties (0.5, 1 en 5 mg) door 1000 Dreissena individuen m^{-2} veel sneller weggegraast dan 10 Anodonta 's per m^{-2} of 140 Daphnia's per L^{-1}. Echter 1 Anodonta heeft een hogere graassnelheid op de niet-toxische P.agardhii dan 25 Dreissena en 9 tot 400 Daphnia individuen. Voor de toxische P.agardhii is dat anders; deze cyanobacterie wordt in de concentraties 0.5 en 1 mg C L^{-1} het best begraasd door Dreissena. Maar in de hoogste concentratie wordt de toxische cyanobacterie zeer slecht gegeten door Dreissena maar relatief goed door Anodonta en Daphnia.
Over het geheel is de trend dat Dreissena de grootste graas capaciteit heeft, behalve voor Scenedesmus waar Daphnia juist zeer goed op graast. Vooral in de lage dichtheden laat Anodonta zien dat het per individu een zeer grote graasdruk kan uitoefenen. Anodonta lijkt voor de graas (CR) geen duidelijke voorkeur te hebben voor groenalg of blauwalg, filamenteus of niet filamenteus, toxisch of niet-toxisch.

Tabel 9.2 Graas (L per m^{-2} per dag bij een gemiddelde waterdiepte van 1.5 m) van de 3 grazers bij verschillende (in het veld aangetroffen) populatie dichtheden (indiv. per m^{-2}). Voor de referenties van de publicaties waaruit de populatie dichtheden van Dreissena en Daphnia zijn gehaald zie Bijlage 19. De dichtheden van Anodonta zijn afkomstig uit eigen onderzoek zoals beschreven in de volgende paragraaf.

		Dreissena					**Anodonta**				**Daphnia**				
GRAASDRUK CR (L per m^{-2} d^{-1})	Nr. individuen (m^{-2}) per L^{-1} voor Daphnia	**25**	500	**1000**	3000	25000	**1**	5	**10**	20	**9**	40	80	**140**	400
	Gewicht (g m^{-2})	**0,2**	4,5	**8,9**	26,8	223,0	**3,6**	18,1	**36,1**	72,2	**0,5**	2,4	4,8	**8,4**	23,9
	Conc. voedsel (mg C L^{-1})														
S. obliquus	0,5	**24**	485	**970**	2910	24252	**26**	129	**259**	517	**597**	2655	5309	**9291**	26546
	1,0	**35**	700	**1399**	4198	34981	**25**	126	**252**	505	**330**	1467	2933	**5133**	14665
	5,0	**13**	267	**534**	1601	13343	**30**	152	**303**	606	**-4**	-17	-33	**-59**	-167
Chlorhormidium	0,5	**26**	529	**1058**	3174	26453	**33**	163	**326**	653	**13**	59	117	**206**	587
	1,0	**5**	106	**213**	638	5319	**84**	420	**839**	1678	**29**	128	256	**447**	1278
	5,0	**13**	258	**515**	1546	12882	**29**	146	**293**	586	**-27**	-118	-236	**-412**	-1178
P.agardhii (non-tox)	0,5	**31**	617	**1235**	3704	30869	**41**	207	**414**	828	**-331**	-1469	-2938	**-5142**	-14691
	1,0	**25**	508	**1015**	3045	25379	**26**	131	**261**	522	**-89**	-397	-795	**-1391**	-3974
	5,0	**4**	89	**178**	535	4454	**26**	129	**257**	515	**-1**	-2	-5	**-8**	-24
P.agardhii (tox)	0,5	**79**	1586	**3172**	9515	79294	**24**	122	**244**	487	**8**	36	72	**126**	361
	1,0	**40**	807	**1613**	4840	40332	**29**	143	**287**	573	**25**	110	221	**386**	1103
	5,0	**-4**	-72	**-145**	-435	-3623	**13**	66	**132**	264	**40**	180	360	**629**	1798

Vergelijking graas Anodonta, Dreissena en Daphnia: discussie
Om de potentie van A.anatina als biofilter voor algen en cyanobacteriën te bespreken, vergelijken we de filtratie snelheden van A.anatina met die van D.polymorpha en D.galeata. De graas capaciteit van Dreissena en Daphnia is al meermalen beschreven. Over de graas efficiëntie van Anodonta is daarentegen nog zeer weinig bekend. Naast deze vraag naar kennis is de keuze om de bruikbaarheid van Anodonta als grazer op cyanobacteriën nader te onderzoeken gebaseerd op de volgende punten: i) Daphnia is niet of slecht beperkt in staat om draadvormende cyanobacteriën te eten, ii) Dreissena mosselen komen vooral voor op substraat en laagveenwateren hebben vaak juist een zachte bodem ii) Dreissena wordt in de US gezien als een soort die bloei van toxische cyanobacteriën bevordert door selectieve graas op groenalgen en andere concurrenten van cyanobacteriën. Op basis van deze redenen is de graaspotentie door inheemse mosselen op algen en cyanobacteriën onderzocht en vergeleken met die van Dreissena en Daphnia.

Uit de experimenten blijkt dat Daphnia altijd beter graast op de groenalg Scenedesmus dan Anodonta en Dreissena. Uit de studie van Hülsman (2003) blijkt dat in veel meren in het midden van de zomer een afname plaatsvindt van de aantallen Daphnia. Zelfs bij de zeer lage aantallen van 9 individuen per liter zou volgens onze berekening Daphnia nog altijd meer Scenedesmus uit het water filtreren dan 500 Dreissena mosselen of 20 Anodonta mosselen. Echter voor draadvormende Planktothrix blijkt Daphnia de slechtste filtreerder te zijn. Gulati et al. (2001) beschrijft dit als het gevolg van het verstopt raken van het graas apparaat door lange filamenten die samenklonteren. Vanaf 500 individuen m^{-2} is Dreissena van de 2 mosselsoorten de beste filtreerder van Planktothrix in de concentraties 0.5 en 1 mg C L^{-1}, waarbij vooral de hoge graas op de toxische variant opvalt. Dit komt overeen met observaties uit eerdere experimenten met dezelfde Planktothrix stammen door Dionisio Pires (2005). Echter bij hogere algen concentraties dan 1 mg C L^{-1} en bij lagere aantallen individuen van 25 Dreissena per m^{-2} blijkt Anodonta de beste filtreerder op Planktothix (toxisch en niet toxisch). Graas gegevens van Chlorhormidium zijn erg variabel, dit heeft waarschijnlijk te maken met de inhomogene verdeling van deze alg te maken. Tijdens experimenten bleek dat Chlorhormidium niet goed in suspensie bleef en aan de randen van de emmers bleef plakken. Daarom zijn de gegevens hiervan minder bruikbaar en zullen ze derhalve niet worden bediscussieerd.

In een vergelijking van de (in deze studie) gevonden graas snelheden met de literatuur blijkt dat Reeders & Bij de Vaate (1990) in een Nederlands meer een graassnelheid van Dreissena observeerden van 1.2 L per mossel per dag. Terwijl Hwang et al. (2004) in het hypertrofe meer Ilgam aantoonden dat Dreissena (bij een algendichtheid van 0.6 - 2.8 mg C L^{-1} Planktothrix) tussen 0.1-0.5 L^{-1} per mossel per dag filtreerde. In onze studie werd een gemiddelde graassnelheid per Dreissena (bij een gemiddelde gewicht van 8.92 mg per individu) gemeten van 0,97; 0,81 en 1,55 L^{-1} per dag voor Scenedesmus, niet-toxische Planktothrix en toxische Planktothrix, respectievelijk. Deze graas snelheden komen redelijk overeen met die van Reeders & Bij de Vaate (1990), maar zijn hoger dan geobserveerd door Hwang et al. (2004). De variaties worden waarschijnlijk veroorzaakt doordat de Dreissena mosselen van verschillende leeftijd/grootte zijn gebruikt en Dreissena in de veld situatie een ‘cocktail’ van verschillende algen heeft aangeboden gekregen.

De graassnelheden per Anodonta individu (bij een gemiddelde DW per individu van 3610 mg) waren 27, 31 en 22 L^{-1} per dag voor Scenedesmus, niet-toxische Planktothrix en toxische Planktothrix, respectievelijk. Volgens onze gegevens graast Dreissena per biomassa eenheid (mg DW) dan 14, 11 en 28 keer harder Scenedesmus, niet-toxische Planktothrix en toxische Planktothrix, terwijl Daphnia w/w op Scenedesmus gemiddeld 5 en zelfs 75 keer harder graast dan Dreissena en Anodonta, respectievelijk. Bij hoge dichtheden van 500-100 individuen Dreissena per m^{-2} zoals geobserveerd in IJselmeer en Markermeer is het volgens deze studie zeer aannemelijk dat Dreissena een grotere verliesfactor is voor draadvormende cyanobacteriën dan Anodonta (behalve bij concentraties van 5 mg C L^{-1} aan toxische Planktothrix). Echter

Anodonta is ook zeer goed in staat om de cyanobacteriën te eten en zolang er geen Dreissena in laagveen wateren voorkomen - doordat er te weinig substraat aanwezig is - kan deze soort als biofilter worden gebruikt. Voorwaarde voor succesvolle bestrijding van Planktothrix door Anodonta is verhoging van de dichtheden in het veld. Voorwaarden hiervoor moeten waarschijnlijk worden gezocht in het vergroten van de stabiliteit van het sediment (9.3.3) maar dat benodigd nader onderzoek. Belangrijke les is dat Daphnia het aflegt tegen beide mosselsoorten bij hoge concentraties groenwieren als Scenedesmus of wanneer er draadvormende cyanobacteriën worden aangeboden. Voor ABB van laagveenplassen waar draadvormende cyanobacteriën domineren is het stimuleren van mosselgraas een belangrijk alternatief voor de 'klassieke' inzet op graas door watervlooien.

Veldstudie dichtheden A. anatina in laagveenwateren: resultaten
Uit de (beperkte) veldstudie blijkt dat in Westbroek de meeste Unioniden zijn aangetroffen: gemiddeld over het gehele gebied werden 1.71 mosselen per m^{-2} gevonden (in totaal 77 mosselen op 45 m^{-2}; Tabel 9.3). Echter, 99% werd in één van de oude petgaten aangetroffen (5.1 mosselen m^{-2}), terwijl in de andere petgaten bijna niets zat. In Terra Nova werden een stuk minder mosselen gezien dan in Westbroek, maar toch nog in totaal 27 mosselen (op 30 m^{-2}).

In De Deelen en Het Hol werden vrijwel helemaal geen (levende) mosselen gevonden (max. 5 of 6 op 60 en 29 m^{-2}, respectievelijk). In De Deelen werden de mosselen vooral opgedoken in de oude petgaten. Ook werden in De Deelen regelmatig hoopjes lege mosselen op de kant gevonden (aantallen variërend van 20 tot 50 mosselen). In Loosdrecht heeft men zelfs geen enkele mossel gevonden.

De soortsamenstelling van de mosselen was als volgt: in Westbroek en Het Hol werden voornamelijk A.cygnae en U.pictorum gevonden, terwijl het in Terra Nova en De Deelen alleen A.cygnae betrof (Figuur 9.14 Zwanenmossel A.cygnae; Figuur 9.15 Schildermossel U.pictorum).

Het watergehalte van de bodem was in Westbroek lager dan in de andere gebieden en daarmee de bodem zandiger. Het watergehalte van de bodem van Het Hol was daarentegen veel groter en inderdaad was de bodem op veel plekken zeer zacht en gemakkelijk om te woelen. De mosselen die zijn gevonden in Het Hol zijn dan ook aangetroffen in een kanaaltje waar de bodem was afgegraven en relatief veel zand aan de oppervlakte lag. Ook in Terra Nova was dit het geval; in de meer zandige gebieden werden meer mosselen aangetroffen dan daar waar de bodem bedekt was met een dikke laag organisch veen. In Loosdrecht, waar geheel geen mosselen werden gevonden, was de bodem op veel plekken bedekt met een dikke laag fijn slib dat bij opwerveling de waterkolom sterk vertroebelde. In De Deelen was de bodem, vergelijkbaar met Het Hol en Terra Nova zeer organisch en zacht op de meeste plekken.

Tabel 9.3 Velddichtheden van Unioniden, diepte en watergehalte van het sediment in de voor OBN meest intensief gemonitorde laagveenwateren.

Locatie[4]	De Deelen	Westbroek	Terra Nova	Het Hol	Loosdrecht
Gemiddelde aantallen Unioniden (m^{-2})	0.1	1.71	0.9	0.17	0.0
Totale aantallen geobserveerde Unioniden	5	77	27	6	0
Gemiddelde diepte (cm^{-1})	110	70	140	100	200
Watergehalte bodem (%)	85	63	87	88	85
Aantal monsterpunten (m^{-2})	60	45	30	29	24

[4] Ilperveld (IV) is niet meegenomen voor de analyse van velddichtheden van Unioniden i.v.m. met de slechte monster omstandigheden (zeer slecht zicht en zeer zacht sediment).



Figuur 9.14 Anodonta cygnea.



Figuur 9.15 Unio pictorum.

Veldstudie dichtheden A. anatina in laagveenwateren: discussie
Uit het veldonderzoek blijkt dat in de gemonsterde laagveenwateren grote bivalven niet of in zeer kleine aantallen voorkwamen, met een maximum van 5.1 m^{-2} in een van de oude petgaten van Westbroek. Vergeleken bij aantallen D.polymorpha geobserveerd in bijv. het IJsselmeer (500-10000 indiv. m^{-2}) of aantallen A.anatina in de Babbelaar (10-20 indiv. m^{-2}) zijn deze aantallen zeer laag. Opvallend was dat het petgat van Westbroek waar de hoogste dichtheden Unioniden (verzamelnaam Zwanenmossel, Schildersmossel etc.) werden aangetroffen in vergelijking tot de andere gebieden een zeer zandige bodem had. Dit is ook in Terra Nova en Het Hol geobserveerd; daar waar mosselen gevonden werden was de bodem vaak steviger door een lager watergehalte van het sediment.

Behalve dat de dichtheden kunnen variëren tussen locaties (vergelijk Westbroek met Loosdrecht), kunnen ook binnen een locatie de aantallen mosselen sterk variëren; in het ene petgat van Westbroek werden 76 mosselen gevonden terwijl in een zeer nabijgelegen petgat slecht 1 mossel (op hetzelfde aantal monsterpunten) werd gevonden. De verspreiding van de Unioniden is dus zeer heterogeen. Op dit moment kunnen we nog geen uitspraak doen waarom dit het geval is. Mogelijk heeft het te maken met de mate van verstoring (wind, vissen) en bodem gesteldheid. Daarnaast kan de verspreiding van de larven door vissen een rol spelen of ze in het ene gebied wel en in het andere niet voorkomen.

Ook de waterkwaliteit (troebelheid) lijkt een rol te spelen bij het wel -of niet voorkomen van mosselen. Zo wordt bijvoorbeeld in Loosdrecht geen enkele mossel aangetroffen, waarschijnlijk vanwege een combinatie van troebel water (grote strijklengte van de wind en intensieve pleziervaart) en de grote hoeveelheid fijn slib op de bodem. Terwijl in Het Hol, ondanks de ongunstige (zeer) zachte bodem er nog wel mosselen worden gezien. In Het Hol is de bodem op veel plekken te zacht voor de zware mosselen (ze zakken weg), terwijl op de plekken met steviger bodem levende mosselen worden aangetroffen. Het bewijs dat er wel degelijk mosselen in Het Hol voorkomen blijkt uit de lege mosselschelpen die regelmatig worden gevonden, terwijl dit in Loosdrecht nooit het geval was.

Tenslotte kunnen de grote hoeveelheden dode mosselen zoals gezien in De Deelen wijzen op predatie. Een andere mogelijkheid is dat bij het schonen van de sloten de mosselen zijn opgevist, echter zover bekend zijn de petgaten in De Deelen niet geschoond. In andere gebieden zoals Tienhoven en Molenpolder was dit vaak wel het geval en werden regelmatig veel dode mosselen aangetroffen naast geschoonde sloten. Deze methode van baggeren kan, vooral met oog op de relatief lange levensduur en ingewikkelde levenscyclus van Unioniden, wel eens een belangrijke verliesfactor zijn voor de totale populatie van mosselen.

Uit de studie naar de velddichtheden van mosselen blijkt dat water- en bodemkwaliteit waarschijnlijk beiden bepalend zijn voor de aan- en afwezigheid van grote zoetwatermosselen. Daarnaast komen op steviger bodem meer mosselen voor

dan op zeer zachte veenbodem en is de verspreiding van mosselen per gebied zeer heterogeen.

Echter, om een duidelijker beeld te krijgen waarom grote zoetwaterbivalven wel of niet voorkomen in ondiepe Nederlandse wateren, zou een uitgebreidere veldstudie uitgevoerd moeten worden.

9.4 Conclusies

We concluderen uit de studie over de functionele respons dat A.antina mosselen zowel kolonie vormende als lange draadvormende cyanobacteriën uit het water kunnen filtreren. Echter de draadvormende algen worden als kwalitatief minder goed voedsel ervaren dan Scenedesmus.

Toxiciteit van de cyanobacteriën (Planktothrix en Microcystis) lijkt geen effect te hebben op het graas gedrag van A. anatina. Wel is de grootte van het deeltje van belang; coccoide deeltjes kleiner dan ongeveer 6µm kunnen door A. anatina moeilijk uit het water gefilterd worden, terwijl filamenten en kolonievormende cyanobacteriën juist goed achter de kieuwen blijven hangen.

Uit de vergelijkende graas experimenten kan geconcludeerd worden dat door de grote variatie in biomassa tussen de grazers de verschillen in graassnelheid per eenheid drooggewicht erg groot zijn. Uit de resultaten blijkt dat Daphnia tot een concentratie van 1 mg C L^{-1} altijd beter filtreert op Scenedesmus dan Dreissena en Anodonta.

Bij 5 mg werkt het aantal Scenedesmus deeltjes juist averechts op het graasgedrag; waarschijnlijk blokkeren de vele deeltjes het graasapparaat van Daphnia en er wordt niet meer gefiltreerd. Dreissena en Anodonta daarentegen filtreren bij deze hoeveelheden nog steeds uitstekend en lijken dan ook geschikter om te functioneren als biofilter in meren met hogere concentraties groenalgen dan 5 mg C L^{-1}.

Boven de 25 individuen per m^2 oefent Dreissena altijd een hogere graasdruk uit op Planktothrix (toxisch en niet toxisch) dan Anodonta, echter bij concentratie van 5 mg C L^{-1} toxisch Planktothrix is Anodonta de betere grazer.

Op basis van de geobserveerde dichtheden in het veld (literatuur en veldstudie) kan geconcludeerd worden dat Dreissena dichtheden in het veld gemiddeld groter zijn dan die van Anodonta. Echter omdat Dreissena hard substraat nodig heeft is het aannemelijk dat zij niet in grote aantallen in laagveenwateren voorkomen welke over het algemeen organische bodems hebben.

De belangrijkste conclusie uit bovenstaande is dat Anodonta en Dreissena beiden in staat zijn om goed te grazen op de draadvormende Planktothrix en toxiciteit geen effect lijkt te hebben op het graasgedrag. De observatie dat A. anatina op cyanobacteriën graast betekent dat deze soort bruikbaar kan zijn als (additionele) biofilter voor de bestrijding van cyanobacteriën, zelfs wanneer cyanobacteriën toxisch zijn. De veldpopulatie van deze soort zou vergroot moeten worden tot meer dan 10 individuen per m^2 om werkelijk effectief te zijn.

Mogelijk is door eutrofiering de kwaliteit van het sediment in laagveenwateren achteruitgegaan (oxidatie van veen waardoor meer bagger en zachter sediment ontstaat) en heeft dit gedeeltelijk geleid tot de achteruitgang van de mosselen in deze gebieden. Opvallend was dat in Westbroek maar ook in andere gebieden (Terra Nova en Het Hol) de meeste mosselen voorkwamen op steviger, zandiger bodem (lager natgewicht). Dit indiceert een voorkeur van deze mosselen voor een stevige ondergrond. Dit benadrukt nogmaals het belang van een goed ontwikkelde bodem (met wortelende planten die het sediment vastleggen).

Een belangrijke bijkomstigheid van het introduceren of motiveren van populatieontwikkeling van grote bivalven in Nederlandse laagveenwateren is dat deze mosselen als substraat kunnen dienen voor de vestiging van Dreissena mosselen. Bij de studie naar het herstel van de Veluwerandmeren (RIZA rapport 99.054) stelt men zelfs dat de dichtheid van Dreissena afhankelijk was van die van de Unioniden, vanwege het gebruik van laatstgenoemde als substraat. Grote bivalven kunnen zich, echter, door zich in te graven weren tegen Dreissena aanhechting (Nichols & Wilcox, 1997)

Tot slot dienen zoetwatermosselen als aanvullende voedingsbron voor vogels zoals de zilvermeeuw (Larus argentatus) of de zwarte kraai (Corvus corone corone). En ook voor zoogdieren zoals de bruine rat (Rattus norvegicus), woelratten en bisam- of muskusratten (Ondatra zibethicus) vormen zoetwatermosselen een gewilde prooi (Gittenberger et al., 1998).

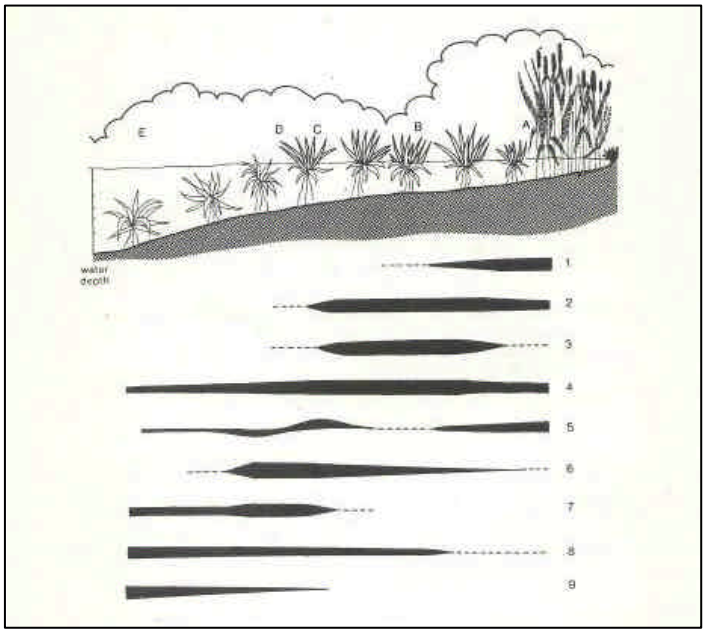
10 Laagveenherstel en fauna

10.1 Inleiding

Intacte laagveenwateren zijn zeer soortenrijke systemen met een grote heterogeniteit aan aquatische, semi-terrestrische (semi-aquatische) en terrestrische biotopen waarbij elk biotoop of combinatie van biotopen zijn eigen karakteristieke soorten heeft. Een zeer groot deel van deze biodiversiteit in laagveenwateren wordt gevormd door de fauna. De watermacrofauna in laagveenwateren is van oorsprong dan ook zeer soortenrijk met meer dan 450 soorten. Deze lijst met soorten voor laagveenwateren kan makkelijk worden uitgebreid, maar de belangrijkste zijn wel opgenomen (Higler & Semmekrot, 1999).

De oorzaken van deze hoge soortenrijkdom zijn het grotendeels ontbreken van extreme abiotische factoren. Er is geen stress wat betreft trofie en zuurbuffering, hierdoor worden weinig soorten beperkt in hun voorkomen. De vegetatiesamenstelling en -structuur zijn tevens zeer divers in laagvenen en zijn belangrijk voor een hoge faunistische rijkdom. Hierbij gaat het vooral om de vegetatiezonering van oever naar open water en verlandingsreeksen. De vegetatiestructuur biedt een belangrijke schuilplaats tegen predatie (o.a. vissen) en is geschikt als foerageerbiotoop. Daarnaast worden organismen niet geconfronteerd met hoge stroomsnelheden of extreme warme of koude omstandigheden in laagveenwateren. Ook antropogeen gebruik heeft bijgedragen aan een grote variatie in successiestadia en de aanwezigheid van gradiënten. Door deze hoge diversiteit aan levensgemeenschappen hebben zich complexe voedselwebben ontwikkeld die nauw met elkaar verweven zijn. De laagveengebieden herbergen dan naast de soorten laag uit de voedselketen (fytoplankton, zooplankton, macrofauna) ook vele soorten hoger uit de voedselketen, waaronder vele moerasvogels.

Bovenstaande betekent dat de biotische factoren en in het bijzonder de interacties tussen soorten sturend zijn in een laagveensysteem (concurrentie, predatie, parasitisme, mutualisme, commensalisme). Soorten die zich hebben gespecialiseerd hebben daarom aanpassingen voor allerlei biotische interacties. Aansprekende voorbeelden zijn de relatie tussen de Groene glazenmaker (*Aeshna virides*) en Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) en de relatie tussen de Bittervoorn (*Rhodeus sericeus amarus*) en Schildersmossel (*Unio pictorum*). Een belangrijk aspect is dat deze aanpassingen van de soorten energie en voedingsstoffen kosten. De inspanning die geleverd wordt moet dus voldoende opleveren om rendabel te zijn (voor een uitgebreidere beschrijving box 1, Paragraaf 9.1; Bontes *et al.*, 2005). In een omgeving waarin biotische interacties sturend zijn, is heterogeniteit (variatie in het landschap) van belang. Dit verschaft toevluchtsoorden, zodat soorten elkaar kunnen ontwijken, waardoor de biotische interacties worden afgezwakt (nis-differentiatie). Daarnaast is variatie van omgevingsfactoren in de tijd van belang. De ene keer is de ene soort licht in het voordeel, de andere keer weer de andere soort, maar nooit lang genoeg dat ze elkaar kunnen wegconcurreren. Dit mechanisme is ook aangevoerd om de coëxistentie van verschillende planktonsoorten te verklaren (Huisman & Weissing, 2000). Voor de macrofauna is nis-differentiatie te zien in verschillende verlandingsstadia met Krabbenscheer (Figuur 10.1).

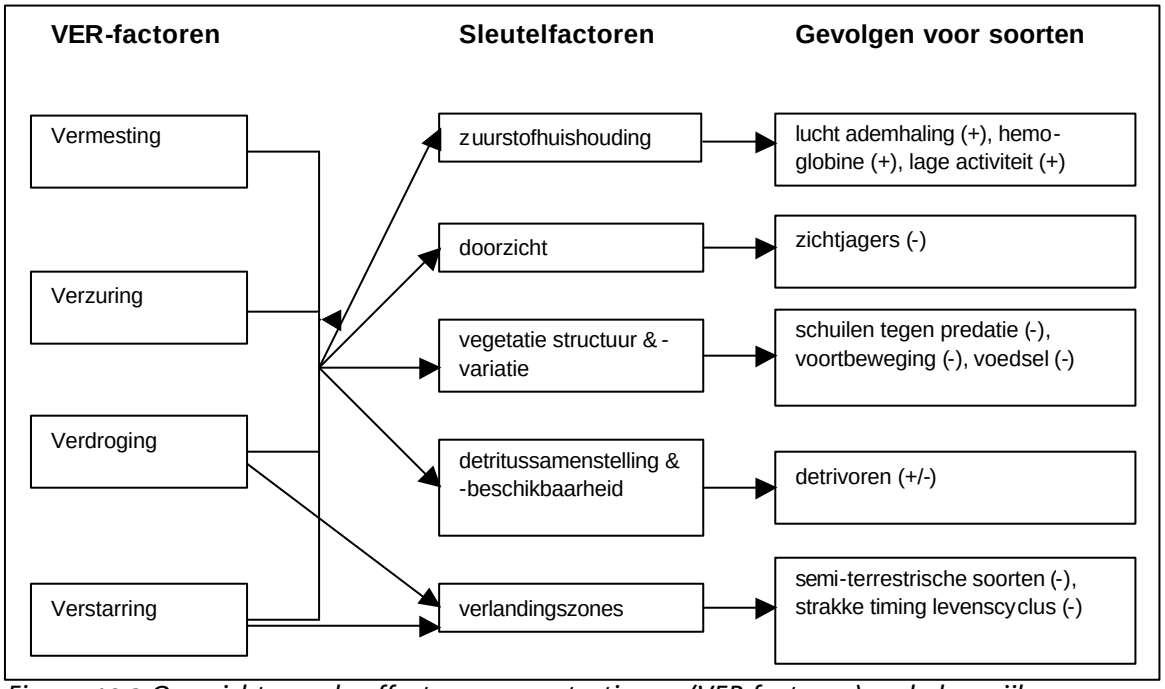


Figuur 10.1 Ruimtelijke verspreiding van macrofauna-soorten met verschillende niches in Krabbenscheervegetaties. (Uit: Higler, 1977).

Systeemveranderingen

De aantastende effecten van vermesting, verdroging, verzuring en verstarring (VER-factoren) zullen leiden tot een verandering in een aantal sleutelfactoren. Deze verandering in sleutelfactoren zal vervolgens leiden tot veronderstelde gevolgen voor de macrofauna (Figuur 10.2). Zo zal waarschijnlijk het optreden van zuurstofloosheid soorten met luchtademhaling of soorten die lage zuurstofgehalten kunnen tolereren selectief bevoordelen. Een afname van doorzicht heeft direct invloed op de ondergedoken vegetatie, maar ook zichtjagers zouden benadeeld kunnen worden. Door het veranderde peilbeheer is de verlanding geremd waardoor vegetatiestructuren ontbreken. Bovendien zouden soorten in de knel kunnen komen door het veranderde peilbeheer wanneer hun levenscyclus een strakke timing heeft op de oorspronkelijke peildynamiek (b.v. migraties bij hoge waterstanden in voorjaar, kieming van zaden, larvale ontwikkeling in vochtige oevers in de zomer). Door de toegenomen beschikbaarheid aan voedingsstoffen treden veranderingen op in de groeistrategie van planten, waardoor de vegetatiestructuur verandert (omslag van verticale naar horizontale groeistrategie; Bloemendaal & Roelofs, 1988). Daarnaast verandert ook de kwaliteit en hoeveelheid van detritus dat van invloed kan zijn op het voorkomen van detritivoren.

Het gevolg van deze keten van veranderingen is dat beperkingen ontstaan door extreme abiotische omstandigheden (b.v. laag zuurstofgehalte). Hierdoor zal waarschijnlijk de soortenrijkdom afnemen en vallen interacties tussen soorten weg. Aanpassingen aan abiotische stress worden belangrijker, terwijl aanpassingen voor soortinteracties van karakteristieke soorten minder of geen voordeel meer opleveren. Daarnaast kunnen soorten door het verdwijnen van een rijk gestructureerde verlandingsvegetatie niet langer een eigen, aparte niche kiezen. Tenslotte kunnen soorten in de val lopen doordat hun ervaringskennis in het veranderde landschap niet langer correct is. Zo baseert de Zwarte Stern (*Chlidonias niger*) zijn keuze van broedplek op de aanwezigheid van grote insecten of op een waterrijke omgeving, zonder rekening te houden met de aanwezigheid van kalkrijke prooien. Dit heeft ertoe geleid dat deze soort in zure kalkarme hoogveenwateren geen jongen groot kan brengen (Beintema *et al.*, 1997). In feite ontstaan er door de verandering in sleutelfactoren verschillende nieuwe filters in het systeem waardoor een klein aantal soorten het laagveensysteem kan binnendringen en/of sterk kan gaan domineren, ten koste van een groot aantal soorten.



Figuur 10.2 Overzicht van de effecten van aantastingen (VER-factoren) op belangrijke sleutelfactoren (afname of verandering) en bijbehorende veronderstelde gevolgen voor de macrofauna.

Systeemherstel

Het herstelbeheer in laagveenwateren is gericht op het terugdringen van de VER-factoren. De hoofdvraag is in hoeverre dit leidt tot herstel van de randvoorwaarden voor een rijke faunagemeenschap. Deze randvoorwaarden voor herstel van een rijke faunagemeenschap zijn het opheffen van de afname of verandering in sleutelfactoren genoemd in Figuur 10.2.

Het herstelbeheer kan dus leiden tot een verbetering van de voedselrijkdom en doorzicht waardoor de ondergedoken waterplanten toenemen in bedekking, maar worden hiermee ook de juiste structuur en structuurvariatie gecreëerd? Zijn sleutelfactoren zoals periodieke zuurstofloosheid afwezig, of blijft deze sleutelfactor bestaan waardoor waarschijnlijk een aantal soorten niet zal terugkeren? Is de oorspronkelijke dynamiek aanwezig, waarop karakteristieke soorten hun levenscyclus op hebben afgestemd? De bottleneck kan voor een aantal soorten ook zeer basaal liggen doordat bepaalde gastheren (Krabbenscheer), prooisoorten (grote insecten) of bondgenoten (Schildersmossel) afwezig zijn/blijven. Omdat een herstelmaatregel ook verstorend kan werken bestaat de kans dat een nieuw type filter ontstaat waar soorten doorheen moeten (laatste zetje/druppel die de emmer doet overlopen). Daar een laagveen een complex netwerk is van biologische relaties die allemaal in elkaar grijpen, kan herstel van de abiotiek als basis onvoldoende zijn voor een compleet systeemherstel.

10.2 Onderzoeksmonitoring naar de effecten van baggeren op watermacrofauna

Inleiding

Baggeren is een frequent uitgevoerde maatregel, die momenteel nog de status proef/experimenteel heeft binnen OBN. Binnen het beheer van laagveenwateren wordt de maatregel echter al min of meer als regulier beschouwd. Tot nu toe ontbreekt kennis voornamelijk over hoe effectief baggeren is met betrekking tot het herstel van de waterfaunagemeenschap (aquatisch ongewervelden). Vandaar dat er

nu vanuit het laagveenbeheer een urgente vraag bestaat naar de effecten van baggeren in geëutrofieerde laagveenwateren.

Het doel van het onderzoek is dan ook om inzicht te krijgen in de effecten van baggeren op de faunadiversiteit en aanbevelingen in de vorm van richtlijnen te geven om de effectiviteit van deze herstelmaatregel voor fauna te vergroten. Om de effecten van baggeren goed te kunnen beoordelen en te achterhalen zal er gekeken worden naar:
- de functionele eigenschappen van verschillende soorten macrofauna;
- de veranderingen in sleutelfactoren. Dit kan met behulp van abiotiek metingen (direct) of door naar indicatorsoorten te kijken (indirect).

Er wordt dus een koppeling gelegd met de effecten van baggeren op flora, bodem- en waterkwaliteit. De watermacrofauna is soortenrijk en bestaat uit verschillende groepen die op verschillende manieren afhankelijk zijn van de omgeving. Daarom zijn niet alleen verschillen in bijvoorbeeld trofie van belang, maar ook andere factoren zoals het voorkomen van structuren en de variatie daarin, evenals overige waterkwaliteitsaspecten. Gecombineerd met de functionele eigenschappen van verschillende soorten levert dit een goed oplossend vermogen voor de gevonden effecten van baggeren op.

Onderzoeksvragen
1. Zijn er populaties aanwezig van bijzondere/karakteristieke soorten in de laagveenpolders en/of laagveenmoerassen waarmee rekening moet worden gehouden bij baggeren?
2. Hoe reageert de faunagemeenschap op de effecten van baggeren?
3. Wat zijn sleutelfactoren voor het herstel van karakteristieke watermacrofauna soorten?
   - Zijn er (en zo ja welke) sleutelfactoren die onvoldoende hersteld zijn?
4 In hoeverre zijn de verschillen voor en na baggeren een stap in de goede richting (streefdoel)?
   - Welke soorten komen voor in minder gestoorde situaties?

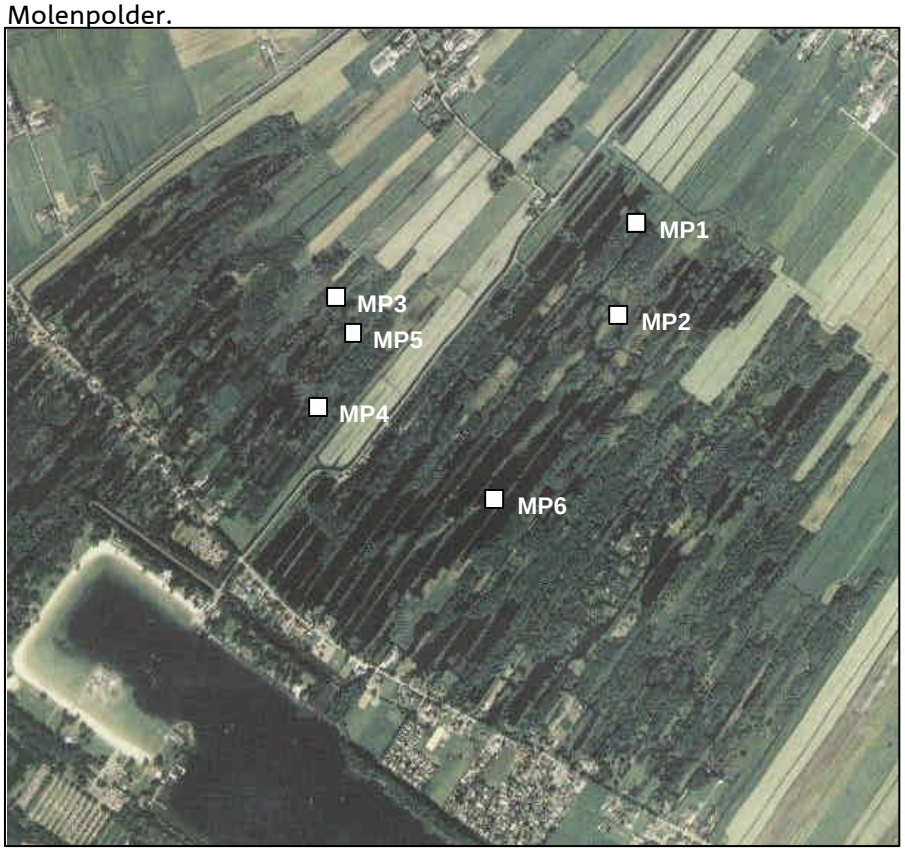
Gebiedsbeschrijving en monsterlocaties
De geselecteerde onderzoeksgebieden zijn 2 laagveenmoerassen en 1 veenweidegebied. Het eerste gebied is de polder Sluipwijk (Figuur 10.3), een open veenweidelandschap, dat onderdeel is van het Reeuwijkse Plassengebied. Het boezempeil van de polder wordt op -2.2 meter NAP gehouden. De polder Sluipwijk is infiltratiegebied (Van der Wee, 2004). Er worden in de sloten van de polder weinig waterplanten aangetroffen (Eigen waarneming; Gegevens Hoogheemraadschap van Rijnland). Enkele watergangen in deze polder zijn in het najaar van 2004 gebaggerd om de waterkwaliteit te verbeteren. Al deze gebaggerde sloten staan in verbinding met de ongebaggerde sloten. De ongebaggerde sloten zullen in de nabije toekomst ook gebaggerd worden.

Het tweede onderzoeksgebied is onderdeel van het Noorderpark en bestaat uit de Molenpolder en de Noorder Maarsseveense Plas (Figuur 10.4). Het Noorderpark bestaat uit een open polderlandschap met moerassen en plassen. De Molenpolder behoorde vroeger tot de “meest gevarieerde onderdelen” van het Noorderpark, waarin o.a. zeldzaamheden als Groenknolorchis (*Liparis loeselii*), Veenmosorchis (*Hammarbya paludosa*) en Ondergedoken moerasscherm (*Apium inundatum*) voorkwamen (Westhof *et al*., 1971). Het waterpeil fluctueert tussen de -0.95 en -1.10 meter NAP (Gegevens Waternet). In de loop van de vorige eeuw is met het opheffen van de isolatie, het wegvallen van de kweldruk en het binnendringen van kwalitatief slecht water uit de Vecht, de biodiversiteit sterk achteruitgegaan. Tegenwoordig bestaat de Molenpolder uit een petgatengebied met veel open water en moerasbos (Wymenga & Altenburg, 1994). In de Molenpolder zijn tussen 1992 en 1999 een groot gedeelte van de petgaten gebaggerd. Sindsdien is het doorzicht sterk verbeterd en zijn de ondergedoken waterplanten weer flink toegenomen.



Figuur 10.3 Monsterlocaties in de polder Sluipwijk.

De Noorder Maarsseveense Plas wordt van de Molenpolder gescheiden door een vaart. Beide gebieden lijken veel op elkaar, zo komt in dit gebied ook veel open water en moerasbos voor (Wymenga & Altenburg, 1994). Het waterpeil wordt constant gehouden op -1.25 meter NAP (Gegevens Waternet). Er zijn plannen voor het baggeren van de petgaten in de Noorder Maarsseveense Plas in de loop van 2006 (mond. med. J. Manten). In het vervolg van dit hoofdstuk zal de Noorder Maarsseveense Plas worden aangeduid als het ongebaggerde deel van de Molenpolder.



Figuur 10.4 Monsterlocaties in de Molenpolder.

De Wieden dat samen met de Weerribben (Noordwest-Overijssel) het grootste laagveenmoeras van West-Europa vormt is als referentiegebied gekozen. De kwaliteit van het oppervlaktewater is in het verleden in de Wieden voornamelijk bepaald door de kwaliteit van het kwel. In de vorige eeuw is het watersysteem flink veranderd, van een gebied dat onder invloed stond van kwel is de Wieden een wegzijgingsgebied geworden. Er moet dus (gebiedsvreemd) water aangevoerd worden om het peil op niveau te houden. Deze wegzijging wordt voornamelijk veroorzaakt door de ontwatering van omliggende landbouwpolders (Sybenga, 2001). Recentelijk is de waterkwaliteit van de Wieden en Weerribben verbeterd. Dit is te wijten aan zorgvuldig toegepast peilbeheer. Water wordt langer vastgehouden in het gebied en is daardoor minder vaak ingelaten. Doordat ingelaten water een langere weg moet afleggen is het al deels gezuiverd (Riegman, 2004). De flora en fauna van de Wieden zijn van groot nationaal en internationaal belang. Ruim driekwart van de verschillende vegetaties van kraggen en hooilanden vallen onder de habitatrichtlijn. De bijna verdwenen galigaanvelden en zeldzame trilvenen zijn daarvan de belangrijkste (Vereniging Natuurmonumenten, 2000). De monsters zijn in het zuidwesten van de Wieden genomen (Schinkellanden, omgeving Barsbeek; Figuur 10.5). Een overzicht van de monsterlocaties is weergegeven in Tabel 10.1. De ligging van de monsterlocaties is in de Figuren 10.3, 10.4, en 10.5 af te lezen.



Figuur 10.5 Monsterlocaties in de Wieden (omgeving Barsbeek; de Schinkellanden).

Tabel 10.1 Monsterlocaties Sluipwijk, Molenpolder en de Wieden.

Monsterlocatie	**Gebaggerd/ Wanneer**	**Bemonstering 2005**
Sluipwijk 1 (SW1)	Ja / 2004	Juni & Oktober
Sluipwijk 2 (SW2)	Nee	Juni & September
Sluipwijk 3 (SW3)	Ja / 2004	Juni & September
Sluipwijk 4 (SW4)	Nee	Juni & September
Sluipwijk 5 (SW5)	Nee	Juni & September
Sluipwijk 6 (SW6)	Ja / 2004	Juni & Oktober
Molenpolder 1 (MP1)	Ja / 1992	Juni & September
Molenpolder 2 (MP2)	Ja / 1993-1994	Juni & September
Molenpolder 3 (MP3)	Nee	Juni & Oktober
Molenpolder 4 (MP4)	Nee	Juni & September
Molenpolder 5 (MP5)	Nee	Juni & Oktober
Molenpolder 6 (MP6)	Ja / 1997	Juli & Oktober
De Wieden 1 (W1)	Nee; Referentie	Oktober
De Wieden 2 (W2)	Nee; Referentie	Oktober
De Wieden 3 (W3)	Nee; Referentie	Oktober

Een overzicht van de typologieën die zijn te vinden in laagveenwateren wordt gegeven in het achtergronddocument “Laagveenwateren” bij het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Voor de verdeling van de typologieën is gebruik gemaakt van de dimensies en trofiegraad van de wateren (deze indeling is praktisch wat voor de waterbeheerders van belang is). Voor de polder Sluipwijk wordt de gemeenschap van meso- en eutrofe sloten als streefdoel gebruikt. Voor de Molenpolder worden de gemeenschappen van meso- en eutrofe sloten, mesotrofe petgaten en plasjes en eutrofe petgaten en plasjes als streefdoelen gebruikt (Higler, 2000).

Onderzoeksmethode
In het voorjaar (juni/juli) en in het najaar (september/oktober) van 2005 zijn de onderzoekslocaties in Sluipwijk en de Molenpolder bemonsterd op watermacrofauna. In de Wieden zijn alleen in het najaar monsters genomen. Tegelijkertijd met de monstername van de macrofauna zijn vegetatieopnames gemaakt met behulp van de abundantieklassen van Tansley (1946). Tevens zijn monsters genomen om de waterkwaliteit (oppervlaktewater en bodemvocht) en bodemkwaliteit te bepalen. In de Wieden zijn geen bodemmonsters genomen. Bij de analyses van de monsters zijn de standaardmethoden gebruikt zoals die ook bij de afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie (RU) in gebruik zijn (zie Hoofdstuk 4). Daarnaast zijn op alle locaties, indien mogelijk, een aantal omgevingsvariabelen gemeten (o.a. doorzicht, oppervlakte (m^2), diepte, slibdikte, oeverhelling, waterkleur, kwel- & eutrofiëringindicatie, schaduwpercentage).

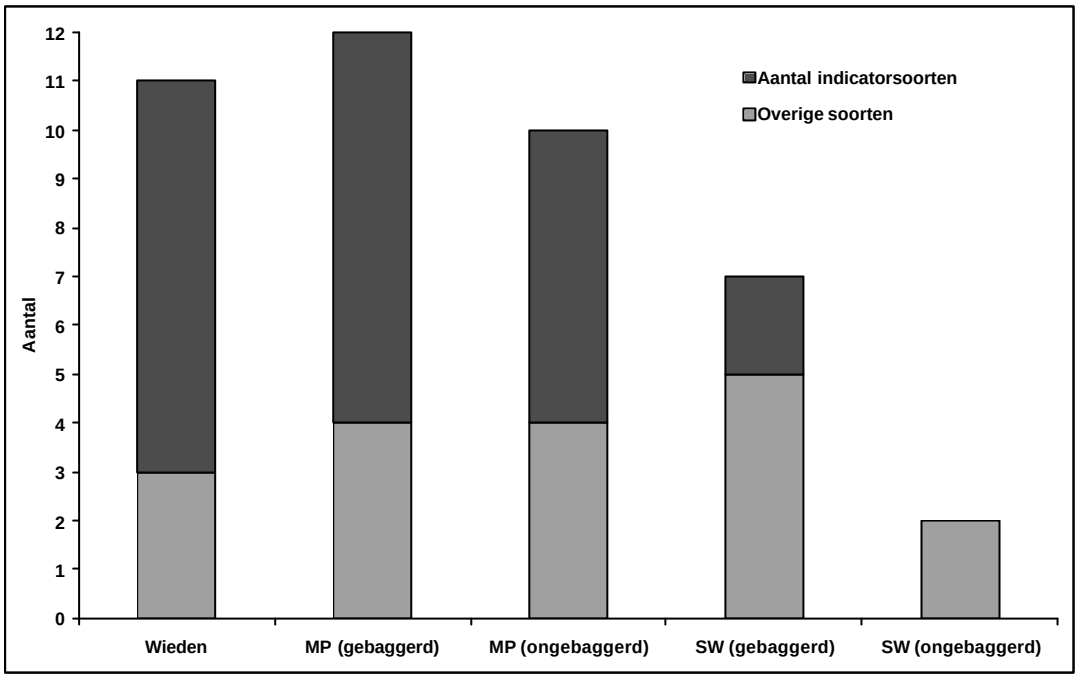
Bij de bemonstering van de macrofauna is gebruik gemaakt van het standaard macrofaunaschepnet (20 x 30 cm, maaswijdte 0,5 mm). In alle gevallen bestond een monster uit verschillende scheppen van ongeveer één meter over verschillende trajecten in diverse microhabitats. De totale lengte waarover bemonsterd is bedraagt in de meeste gevallen een totale lengte van 5 meter. Het net is schoksgewijs over de bodem of door/langs de (oever)vegetatie bewogen.

De monsters zijn verzameld en vervoerd in plastic zakken, gekoeld bewaard en meestal binnen 2 tot 3 dagen uitgezocht. In het laboratorium zijn de monsters gespoeld over een drietal zeven (2 mm, 1 mm, 0.5 mm). Vervolgens zijn de macrofaunagroepen in de verschillende fracties uitgezocht in witte “fotobakken” en geconserveerd. Indien het aantal organismen zeer hoog was, is ervoor gekozen een gedeelte van het monster uit te zoeken. Platwormen (Tricladida) zijn levend gedetermineerd. Borstelwormen (Oligochaeta) zijn geconserveerd in 4% formaline, watermijten (Arachnida) in Koenike-oplossing en de overige insecten in 70% alcohol. De verzamelde macrofauna is gedetermineerd met behulp van een binoculair en indien nodig is ook gebruik gemaakt van een microscoop. De volgende watermacrofaunagroepen zijn tot op heden gedetermineerd: bloedzuigers (Hirudinae), platwormen, larven van libellen (Odonata), waterkevers (Coleoptera; alleen de adulten), knutten (Ceratopogonidae; tot op familieniveau gedetermineerd), larven van slijkvliegen (Megaloptera), slakken (Gastropoda) en tweekleppigen (Bivalvia; tot op familieniveau gedetermineerd). Cumulatieve soortenrijkdom-curves zijn gemaakt voor elk gebied, op basis van de abundantie van soorten met behulp van het programma BioDiversityProfessional Beta 1 (McAleece, 1997).

Eerste resultaten en discussie

Abiotiek en vegetatie
In Bijlage 20 is een overzicht gegeven van de gemiddelde waarden per abiotische variabele voor de verschillende deelgebieden in de waterlaag, bodemvocht en bodem. Alle onderzochte wateren zijn (zeer) voedselrijk en (matig tot zeer sterk) gebufferd. Wat als eerste opvalt, is dat de gebaggerde deelgebieden en het referentiegebied een lagere turbiditeit en minder troebel zijn dan de ongebaggerde deelgebieden, de opwerveling van slib is dus sterk vermindert. In de polder Sluipwijk is de turbiditeit van de gebaggerde sloten relatief lager dan in de ongebaggerde sloten, maar is de mate van troebelheid nog steeds hoog in absolute zin (vergelijkbaar met de ongebaggerde petgaten in de Molenpolder). Het gevolg van een hogere turbiditeit van het oppervlaktewater is dat het bedekkingspercentage van ondergedoken waterplanten afneemt (zie Paragraaf 4.3). De

afname van waterplanten bij een hogere turbiditeit is ook te vinden voor het aantal indicatorsoorten in de bemonsterde gebieden (Figuur 10.6 en Tabel 10.2).



Figuur 10.6 Aantal waterplanten per deelgebied. Indicatorsoorten op basis van Higler (2000).

Het verschil tussen het ongebaggerde gedeelte van de Molenpolder en het gebaggerde gedeelte wat betreft indicatorsoorten (6 tegen 8) is klein, maar de bedekkingsgraad van de waterplanten in het ongebaggerde deel is erg laag (niet weergegeven). Tijdens monstername in het ongebaggerde deel kon tijdens het roeien een sterke geur van rotting worden waargenomen, dit duidt op hoge HS^- (sulfide) concentraties. Sulfide ontstaat in anaërobe onderwaterbodems of in anaëroob water bij de omzetting van sulfaat door zwavelreducerende bacteriën. Deze hoge concentraties aan HS^- zijn in harde wateren met een organische bodem mogelijk de oorzaak van het voorkomen van slechts weinig wortelende waterplanten (Bloemendaal & Roelofs, 1988). In vergelijking met het gebaggerde gedeelte worden in het ongebaggerde gedeelte dan ook weinig wortelende waterplanten gevonden uitgezonderd de nymphaeiden. Deze kunnen namelijk met hun wortels zuurstof in de bodem brengen en zo sulfide oxideren en dus ontgiften (Barko & Smart, 1983; Dacey, 1981;Dacey & Klug, 1982. In het gebaggerde gedeelte van de polder Sluipwijk worden twee indicatorsoorten (*C. demersum* & *N. lutea*) aangetroffen in lage dichtheden. Beide zijn tevens soorten die voorkomen in (zeer) voedselrijk water.

Tabel 10.2 Indicatorsoorten per deelgebied (Higler, 2000).

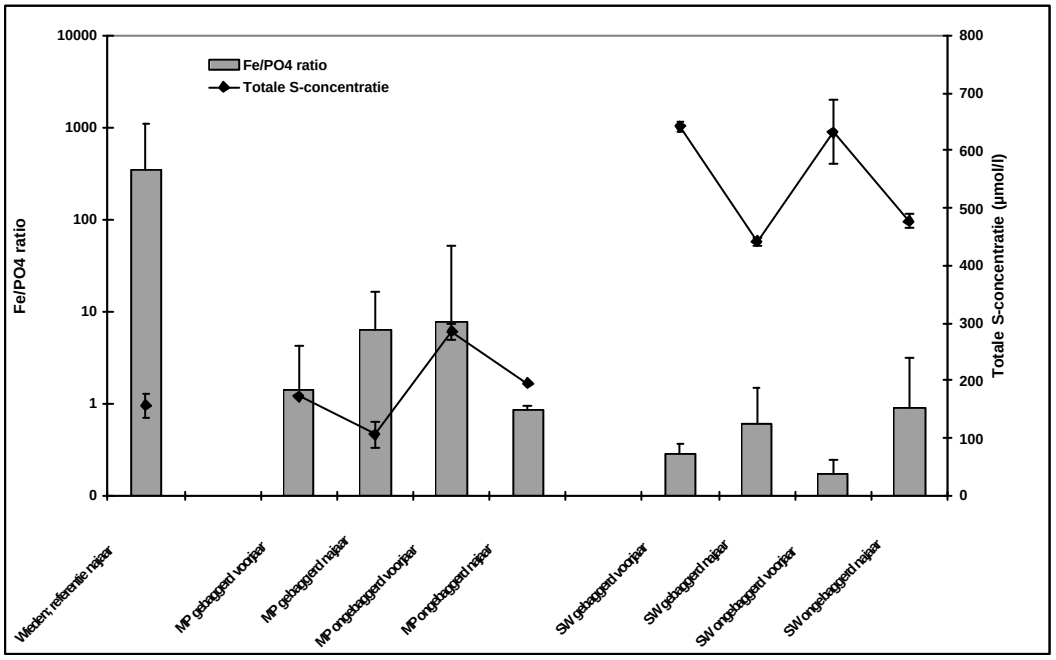
Wieden	**Molenpolder (gebaggerd)**	**Molenpolder (ongebaggerd)**	**Sluipwijk (gebaggerd)**
Hydrocharis morsus-ranae	Ceratophyllum demersum	Ceratophyllum demersum	Nuphar lutea
Hottonia palustris	Hydrocharis morsus-ranae	Hydrocharis morsus-ranae	Ceratophyllum demersum
Myriophyllum spicatum	Myriophyllum spicatum	Lemna trisulca	
Nuphar lutea	Myriophyllum verticillatum	Myriophyllum spicatum	
Nymphea alba	Nuphar lutea	Nuphar lutea	
Potamogeton natans	Nymphea alba	Nymphea alba	
Stratiotes aloides	Ranunculus circinatus		
Utricularia vulgaris	Stratiotes aloides		

In de gebieden waar een rijke structuur en diversiteit aan waterplanten afwezig is (Sluipwijk en het ongebaggerde deel van de Molenpolder) zullen diverse soorten macrofauna die deze waterplanten nodig hebben tijdens hun levenscyclus (bv. schuilen

tegen predatie, voortplanting) dan ook afnemen of verdwijnen. Daarnaast heeft de hogere turbiditeit in deze gebieden als gevolg dat zichtjagers in het nadeel zullen zijn. De sleutelfactoren “doorzicht” en “aanwezigheid van rijke structuur en diversiteit aan waterplanten” zijn door baggeren in de polder Sluipwijk tot op heden niet hersteld. In de Molenpolder zijn deze sleutelfactoren wel hersteld, doorzicht en de vegetatiestructuur en diversiteit aan waterplanten komen grotendeels overeen met het referentiegebied. Zo komen de Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*), Vroege Glazenmaker (*A. isoceles*) en de Vuurjuffer (*Pyrrhosoma nymphula*) alleen in deze beide onderzoeksgebieden voor. De soorten zijn dan ook alledrie afhankelijk van een rijke vegetatie (NVL, 2002). Belangrijke parameters voor het bepalen van de mate van interne eutrofiëring zijn de sulfaat concentratie in het oppervlaktewater en de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht van de laagveenwateren (zie Paragraaf 4.3).

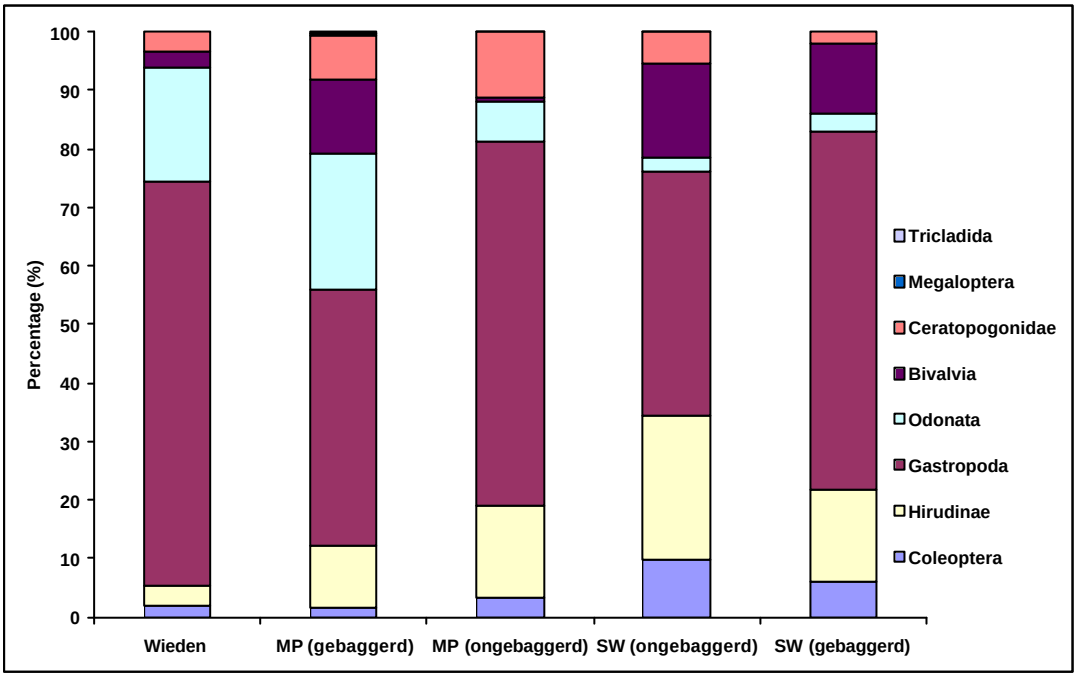
Sulfaat is niet gemeten tijdens de chemische analyses, maar wel de totale zwavelconcentratie (Bijlage 20). In Figuur 10.7 zijn de ijzer:fosfaat ratio’s (bodemvocht) en totale zwavel concentratie (waterlaag) voor de verschillende deelgebieden weergegeven. In de Wieden en het gebaggerde deel van de Molenpolder zijn de gemiddelde zwavelconcentraties lager dan 200 µmol/l. De sulfaatconcentratie (fractie van totale zwavelconcentratie) zal in deze wateren dan ook beneden deze grens liggen. In het ongebaggerde deel van de Molenpolder ligt de zwavelconcentratie in het voorjaar boven de grens van 200 µmol/l en in het najaar er net onder. In de polder Sluipwijk (gebaggerd en ongebaggerd) liggen de concentraties boven de 400 µmol/l en zijn dus zeer hoog. De belangrijkste oorzaken hiervan zijn dat zwavel en dus ook sulfaat aangevoerd wordt met gebiedsvreemd water en uitspoelt uit de bodem van de bemeste weilanden.

IJzer:fosfaat ratio’s verschillen tevens duidelijk per onderzocht deelgebied. In de Wieden wordt op alle monsterpunten een gewenste ratio gemeten. Opvallend is wel dat de fosfaatconcentratie in het bodemvocht van de Wieden hoog is ten opzichte van de ander onderzoeksgebieden. Er treedt echter geen mobilisatie op, aangezien er genoeg vrij ijzer aanwezig is om fosfaat te binden. Interne eutrofiëring is dus geen probleem in de Wieden. In alle overige onderzoeksgebieden wordt de gewenste ratio (>10) niet gemeten. In de polder Sluipwijk ligt de ratio voor zowel de gebaggerde als ongebaggerde sloten onder de 1. Er is dus onvoldoende ijzer beschikbaar om fosfaat te binden, waardoor het vrij zal komen in de waterlaag (Smolders *et al.*, 2001).



Figuur 10.7 Gemiddelde ijzer:fosfaat ratio’s (bodemvocht) en gemiddelde totale zwavel concentratie (waterlaag) voor de verschillende deelgebieden.

In de polder Sluipwijk zijn sleutelfactoren voor herstel van populaties van karakteristieke macrofaunasoorten zoals doorzicht (als gevolg van mobilisatie van voedingsstoffen) en de aanwezigheid van waterplanten (ontbreken voldoende doorzicht) niet (voldoende) hersteld na baggeren. Een eerste opmerking hierbij is dat de ongebaggerde sloten in de polder in verbinding staan met de gebaggerde sloten. Slib kan door stroming en windwerking dus gemakkelijk weer een baggerlaag gaan vormen in de juist gebaggerde sloten. Doordat de weilanden in de polder nog steeds bemest worden, zal de aanvoer van nutriënten continu hoog blijven. Daarnaast is de polder onderdeel van de boezem en zal externe eutrofiëring d.m.v. aanvoer van gebiedsvreemd water een rol blijven spelen. De interne eutrofiëring en de uitspoeling van meststoffen in de polder Sluipwijk zullen leiden tot veenafbraak, extra bagger in de sloten met als gevolg troebel water, veranderingen in de zuurstofhuishouding en verandering in detritussamenstelling. In het gebaggerde deel van de Molenpolder zijn deze sleutelfactoren wel hersteld. Dit gebied heeft dan ook niet te maken met “interne” bemesting.



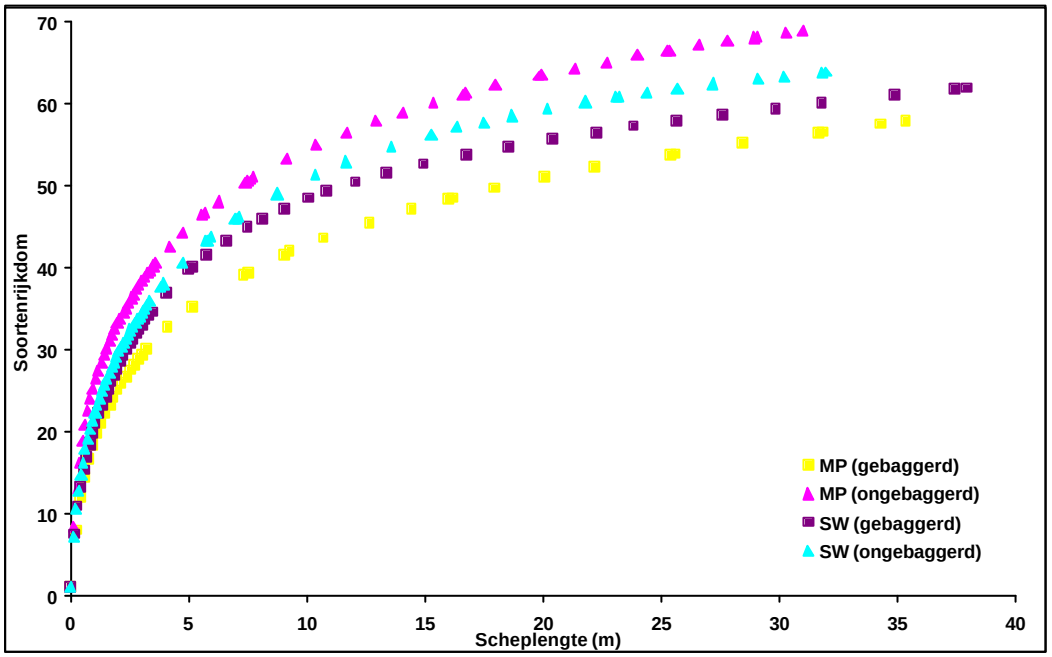
Figuur 10.8 Aandeel (%) van de verschillende taxonomische groepen op basis van aantallen individuen die tot nu toe gedetermineerd zijn in de verschillende gebieden (voor- en najaar).

Macrofauna

Op de 12 monsterpunten in de twee onderzoeksgebieden (voor- en najaar) zijn in totaal ruim 39.000 individuen verzameld. Daarnaast zijn in het referentiegebied in het najaar ook nog eens ruim 6.000 individuen verzameld. Tot nu toe zijn tijdens de voor- en najaarbemonsteringen, in totaal 27 bemonsteringen, tenminste 101 soorten aangetroffen (Tabel 10.3). In de Molenpolder (ongebaggerd & gebaggerd) zijn in totaal 82 soorten gevonden en in de polder Sluipwijk 74 (ongebaggerd & gebaggerd). In de Wieden, waar alleen in het najaar 3 monsters zijn genomen, zijn 55 soorten aangetroffen. In Figuur 10.8 is het percentage van de taxonomische groepen op basis van aantallen individuen die tot nu toe gedetermineerd zijn voor de verschillende gebieden weergegeven. In alle gebieden is de groep van slakken de groep die het meeste individuen representeert in de bemonsteringen. In de Wieden en het gebaggerde deel van de Molenpolder is daarnaast de groep van libellen een belangrijke tweede groep. In de overige gebieden zijn de bloedzuigers juist de belangrijkste groep na de slakken. In Sluipwijk behoort tevens een groot deel van het totale aantal bemonsterde individuen tot de groep van waterkevers in vergelijking tot de rest van de gebieden. Daarnaast zijn voor alle overige macrofaunagroepen ook de

totalen geteld per gebied. In de polder Sluipwijk worden bijvoorbeeld hogere aantallen borstelwormen aangetroffen dan in de Molenpolder. Dit is te verwachten, omdat borstelwormen in hogere aantallen worden aangetroffen naarmate de nutriëntenbeschikbaarheid groter en decompositiesnelheid hoger zullen zijn (Van duinen *et al.*, accepted). Deze beschikbaarheid van nutriënten en de snelle decompositiesnelheid leiden tot zuurstofloze en -arme condities. Een groep die indicatief is voor een goede waterkwaliteit zijn de kokerjuffers (Trichoptera). Het totale aantal kokerjuffers dat is aangetroffen is in de gebaggerde delen hoger dan in de ongebaggerde delen. Dit is in overeenstemming met onderzoek van Boeyen *et al.* (1992). In dit onderzoek zijn voor baggeren geen kokerjuffers aangetroffen. Na baggeren worden wel een viertal (algemene) kokerjuffers aangetroffen.

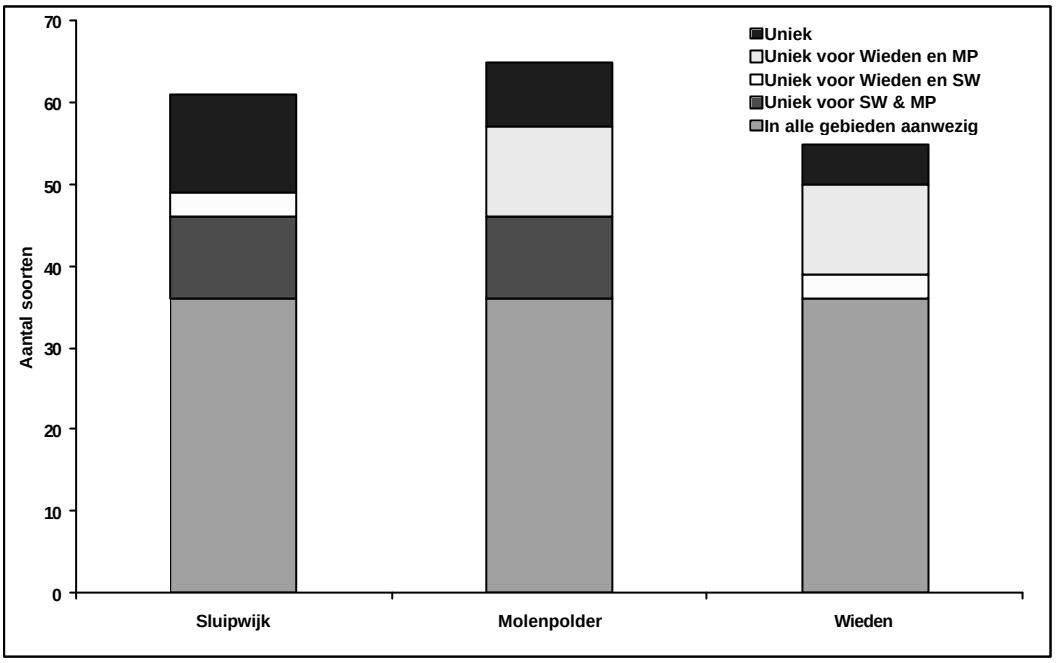
In Figuur 10.9 is de cumulatieve soortenrijkdom van de verschillende onderzoeksgebieden weergegeven. In de ongebaggerde gebieden wordt een hogere soortenrijkdom gevonden dan in de gebaggerde gebieden. De hogere soortenrijkdom in de ongebaggerde gebieden geeft een aanwijzing dat baggeren in de Molenpolder en de polder Sluipwijk negatieve effecten heeft gehad op de soortenrijkdom. Voor een correcter antwoord op deze vraag zou de uitgangssituatie voor baggeren ook moeten worden vastgesteld. Het aantal soorten wat overeenkomt tussen de gebaggerde en ongebaggerde onderzoeksgebieden (Molenpolder en Sluipwijk) op basis van voor- en najaarbemonsteringen en het referentiegebied (alleen najaarbemonstering) is ongeveer gelijk voor alle gebieden (37-41 soorten die overeenkomen).



Figuur 10.9 Curven van de cumulatieve soortenrijkdom met toenemende scheplengte per onderzoeksgebied (voor- en najaar).

Meer dan de helft van de aangetroffen soorten macrofauna per gebied wordt aangetroffen in alledrie de onderzoeksgebieden op basis van najaarsbemonsteringen (Figuur 10.10). Het aantal soorten dat wordt aangetroffen is in de Wieden (referentie) lager dan in de overige gebieden. De oorzaak hiervan is dat in de Wieden drie monsters zijn genomen en in beide andere gebieden zes. De overeenkomst betreffende soortensamenstelling tussen de polder Sluipwijk en het referentiegebied is naast de soorten die in alle gebieden worden aangetroffen minimaal (3 soorten). Tussen de Molenpolder en het referentiegebied wordt een duidelijk hoger aantal overeenkomstige soorten gevonden. Het gaat hierbij voornamelijk om libellen. Ook worden er in Sluipwijk en de Molenpolder een hoog aantal overeenkomstige soorten aangetroffen die niet in het referentiegebied zijn gevonden. Het gaat hierbij vooral om waterkevers. Het aantal unieke (soorten die alleen in het betreffende gebied zijn aangetroffen) soorten per

gebied verschilt tussen de 9% (Wieden) en 20% (Sluipwijk). Van de unieke soorten in de polder Sluipwijk (groep A, Tabel 10.3), die voor het grootste gedeelte behoren tot de groep van waterkevers, wordt geen van allen aangemerkt als doelsoort. Terwijl voor de Wieden alle unieke soorten (groep B) worden aangemerkt als doelsoort of als zeldzame soort (op basis van literatuurgegevens). Van de unieke soorten in de Molenpolder (groep C) is er 1 een doelsoort.



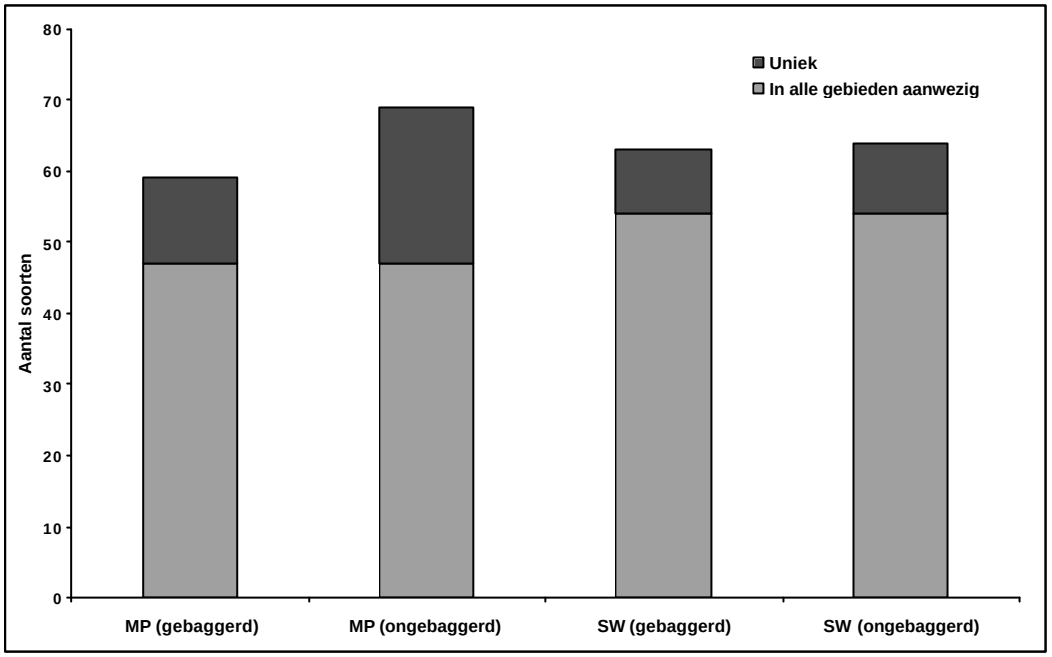
Figuur 10.10 Aantal soorten in de verschillende gebieden (najaar). Er is onderscheid gemaakt tussen unieke en niet unieke soorten voor een gebied. Tevens is een onderverdeling gemaakt waarbij soorten in twee van de drie gebieden voorkomen.

Om een verschil aan te kunnen tonen tussen gebaggerde en ongebaggerde situaties binnen een onderzoeksgebied is het aantal soorten dat is aangetroffen in de onderzoeksgebieden opgesplitst in een groep unieke soorten en een groep die in het ongebaggerde en gebaggerde deel voorkomen (Figuur 10.11). Wat als eerste opvalt, is dat de ongebaggerde gebieden een hogere soortenrijkdom hebben dan de gebaggerde gebieden. De unieke soorten die enkel in de ongebaggerde delen zijn aangetroffen zijn de soorten waarmee - voor zover het waardevolle soorten zijn - voorzichtig moet worden omgesprongen bij toekomstige baggerwerkzaamheden.
In de Molenpolder zijn 68% van de soorten in de gebaggerde en ongebaggerde situatie aanwezig. In de polder Sluipwijk is dit voor 84% van de soorten het geval. Er zijn dus nog een groot aantal soorten aanwezig die uniek zijn voor de ongebaggerde deelgebieden. In Tabel 10.3 zijn de unieke soorten per gebied (tussen ongebaggerde en gebaggerde situatie) zoveel mogelijk gegroepeerd.

Soorten die uniek zijn in het gebaggerde deel van de Molenpolder ten opzichte van het ongebaggerde gedeelte behoren bijna allemaal tot de libellen en waterkevers (groep D). Het aantal indicatorsoorten (Bal *et al.*, 2001; Higler, 2000) binnen groep D is 6, het aandeel van deze indicatorsoorten is daarmee erg hoog. Het aantal soorten dat weliswaar uniek is voor het ongebaggerde deel (groep E) ten opzichte van het gebaggerde deel is hoog (32%), maar het aantal indicatorsoorten (3) binnen deze groep is daarentegen laag. Een zevental soorten die uniek zijn voor het ongebaggerde deel t.o.v. het gebaggerde deel komt ook voor in het referentiegebied.

In de polder Sluipwijk zijn de unieke soorten voor het gebaggerde- en ongebaggerde gedeelte bijna allemaal waterkevers (79 %). Er komt 1 indicatorsoort voor in het gebaggerde gedeelte binnen de groep van unieke soorten (groep F) en drie in het ongebaggerde gedeelte (groep G).
Er zijn dus in de ongebaggerde deelgebieden populaties aanwezig van indicatorsoorten. Geen van deze soorten wordt echter aangemerkt als zeldzaam, bedreigd of kwetsbaar

(o.a. Dresscher & Higler, 1982; Drost *et al.*, 1992; NVL, 2002). Toch dient er rekening gehouden te worden met de unieke populaties (waaronder indicatorsoorten) in de ongebaggerde gebieden, aangezien er wel veel van deze “unieke” soorten (26 in totaal, groep E & G) worden aangetroffen.



Figuur 10.11 Aantal soorten in de gebaggerde en ongebaggerde delen van de onderzoeksgebieden (voor- en najaar).

In Tabel 10.3 wordt tevens een overzicht gegeven van het aantal doelsoorten en indicatorsoorten (positief en negatief) per deelgebied. De doelsoorten die zijn aangetroffen behoren allemaal tot de libellen. In de Wieden worden de Groene glazenmaker (*A. viridis*), Vroege glazemaker (*A. isoceles*) en de Gevlekte witsnuitlibel (*Leuccorrhinia pectoralis*) aangetroffen. In de Molenpolder de Vroege- en de Groene glazenmaker en de Glassnijder (*Brachytron pratense*). Alle soorten zijn in grote mate afhankelijk van verlandingszones in laagveenmoerassen. De aanwezigheid van deze verlandingszones is dan ook een belangrijke sleutelfactor voor deze doelsoorten. Het aantal positieve indicatorsoorten is in de Wieden en het gebaggerde deel van de Molenpolder het hoogst. Het hoge aantal aanwezige indicatorsoorten in het gebaggerde deel van de Molenpolder duidt op herstel van sleutelfactoren in vergelijking tot het referentiegebied. In het gebaggerde deel is het doorzicht verbeterd en zijn waterplanten in een hoge bedekkingsgraad aanwezig. Beide factoren zijn van grote invloed op de macrofauna. De negatieve indicatorsoorten komen in alle onderzoeksgebieden voor.

Naast de doelsoorten zijn nog een aantal soorten het vernoemen waard op basis van zeldzaamheid. De waterkever *Cybister lateralimarginalis*, de slakken *Myxas glutinosa* en *Gyraulus riparius* en de bloedzuiger *Placobdella costata* worden in de Wieden aangetroffen (Tabel 10.3). De waterkever *Dryops anglicanus* wordt in het gebaggerde en ongebaggerde deel van de Molenpolder aangetroffen (Tabel 10.3). Op de voorlopige rode lijst van verdwenen en bedreigde waterkevers zijn *C. lateralimarginalis* en *D. anglicanus* beide aangemerkt als bedreigde soorten. Daarnaast is *D. anglicanus* indicatief voor verlandingsssituaties in laagveenmoerassen (Drost *et al.*, 1992). De zeldzame slakken *M. glutinosa* en *G. riparius* zijn beide gevoelig voor verstoring en populaties van beide slakken zijn eigenlijk alleen nog te vinden in gebieden die aangewezen zijn als natuurgebied. Beide slakken leven in stilstaande wateren met veel waterplanten, *M. glutinosa* vooral in dichte Krabbenscheer vegetaties (Gittenberger *et al.*, 1998). *P. costata* is een zeldzame bloedzuiger in Nederland en geheel Europa in het algemeen. De habitat die deze bloedzuiger prefereert is helder, plantenrijk water, zowel stilstaand als stromend (Dresscher & Higler, 1982; Wilkialis, 1984). Sleutelfactoren die van belang zijn om deze soorten terug te krijgen zijn dus in ieder geval voldoende doorzicht, en de aanwezigheid van verlandingszones en diverse vegetatietypen en -structuren.

Tabel 10.3 Het aantal soorten en de abundantie van deze soorten in de verschillende onderzoeks-gebieden (voor- en najaar). Tevens zijn alle doelsoorten en (negatieve) indicatorsoorten aangegeven.

Soortnaam	Taxon. groep	Groep	Wieden	MP (g)	NMP (ng)	SW (ng)	SW (g)
Dryops luridus #	Coleoptera	A				2	1
Hydroporus incognitus	Coleoptera	A				2	3
Laccophilus minutus #	Coleoptera	A				8	6
Orthetrum cancellatum	Odonata	A				14	1
Physella acuta	Gastropoda	A				22	13
Anacaena bipustulata	Coleoptera	A/F					1
Graptodytes pictus	Coleoptera	A/F					1
Laccobius minutus	Coleoptera	A/F					10
Helophorus grandis	Coleoptera	A/G				2	
Helochares lividus	Coleoptera	A/G				2	
Hygrobia hermanni #	Coleoptera	A/G				1	
Viviparius contectus	Gastropoda	A/G				6	
Cybister lateralimarginalis	Coleoptera	B	9				
Gyraulus riparius	Gastropoda	B	20				
Myxas glutinosa ##	Gastropoda	B	2				
Leucorrhinia pectoralis # #*	Odonata	B	1				
Placobdella costata ##	Hirudinae	B	1				
Anisus leucostoma	Gastropoda	C		1	2		
Dryops anglicanus	Coleoptera	C		1	1		
Haliplus fluviatilis	Coleoptera	C		1	2		
Dugesia polychroa	Tricladida	C		4	3		
Erythromma viridulum	Odonata	C		3	2		
Lestes viridis ##	Odonata	C		1	6		
Sympetrum vulgatum	Odonata	C		3	9		
Brachytron pratense # #*	Odonata	C/D		3			
Libellula quadrimaculata	Odonata	C/D		1			
*Sphercheus emarginatus^*	Coleoptera	C/D		1			
Hydraena sp	Coleoptera	C/E			1		
Porhydrus lineatus	Coleoptera	C/E			1		
Stagnicola corvus	Gastropoda	C/E			2		
Aeshna isoceles # #*	Odonata	D	44	15			
Aeshna viridis # #*	Odonata	D	3	1			
Pyrrhosoma nymphula ##	Odonata	D	1	14			
Gyrinus marinus	Coleoptera	D	3	11			
Noterus clavicornis	Coleoptera	D	2	1		8	14
Radix ovata	Gastropoda	D	28	6		3	9
Laccobius bipunctatus	Coleoptera	D		2			2
Laccophilus hyalinus #	Coleoptera	D		1			1
Sialis lutaria #	Megaloptera	D		7		1	
Aeshna grandis ##	Odonata	E	1		1		
Hydrophilus piceus	Coleoptera	E	6		3		
Planorbarius corneus	Gastropoda	E	1		7		
Glossiphonia concolor	Hirudinae	E	1		2	2	5
Hemiclepsis marginata #	Hirudinae	E	1		3	15	9
Hygrotus decoratus	Coleoptera	E	1		7	56	9
Scirtes sp	Coleoptera	E	1		3	1	5
Anacaena limbata #	Coleoptera	E			1	3	1
:oarctatus	Coleoptera	E			1	6	7
Enochrus ochropterus	Coleoptera	E			4	5	3
Helochares punctatus	Coleoptera	E			1	13	2
Hydroporus palustris	Coleoptera	E			3	1	6
Hygrotus inaequalis	Coleoptera	E			6	28	23

Hygrotus versicolor	Coleoptera	E/F			1		13
Coelostoma orbiculare	Coleoptera	E/G			1	1	
Enochrus melanocephalus	Coleoptera	E/G			1	4	
Helophorus aequalis	Coleoptera	E/G			3	5	
Helophorus brevipalpis	Coleoptera	E/G			6	4	
Haliplus flavicollis	Coleoptera	F	1				1
Segmentina nitida	Gastropoda	F	46				1
Peltodytes caesus #	Coleoptera	G		1	1	1	
Cordulia aenea ##	Odonata		4	2	3		
Coenagrion puella/pulchellum ##	Odonata		287	168	60		
Ferrissia wautieri	Gastropoda		4	4	28		
Erpobdella testacea	Hirudinae		7			2	1
Haliplus immaculatus	Coleoptera			1	6	5	2
Haliplus ruficollis	Coleoptera			1	9	27	7
Hyphydrus ovatus	Coleoptera			1	2	1	3
Helobdella stagnalis #	Hirudinae			3	14	528	284
Piscicola geometra	Hirudinae			5	12	2	9
Theromyzon tessulatum	Hirudinae			1	7	6	3
Alboglossiphonia heteroclita (f. striata) #	Hirudinae		2	1	20	17	13
Alboglossiphonia heteroclita #	Hirudinae		16	4	128	23	6
Alboglossiphonia hyalina #	Hirudinae		24	15	73	23	20
Erpobdella nigricollis ##	Hirudinae		18	152	77	3	2
Erpobdella octoculata	Hirudinae		6	10	42	21	26
Glossiphonia complanata	Hirudinae		4	3	4	6	9
Anisus vortex	Gastropoda		15	24	106	42	220
Bathyomphalus contortus	Gastropoda		30	5	13	108	14
Bithynia leachii	Gastropoda		130	59	44	6	40
Bithynia tentaculata	Gastropoda		141	272	370	388	480
Galba truncatula	Gastropoda		21	13	4	1	9
Gyraulus albus	Gastropoda		138	139	177	260	312
Gyraulus crista	Gastropoda		76	15	45	5	1
Hippeutis complanatus	Gastropoda		86	35	135	127	49
Lymnaea stagnalis	Gastropoda		97	9	18	3	1
Physa fontinalis	Gastropoda		104	63	136	5	12
Planorbis carinatus	Gastropoda		9	6	72	5	7
Planorbis planorbis	Gastropoda		1	8	39	10	28
Radix auricularia	Gastropoda		1	2	13	4	4
*Stagnicola palustris complex^*	Gastropoda		19	13	10	5	15
Succinea sp	Gastropoda		227	60	47	55	106
Valvata cristata	Gastropoda		235	15	200	4	34
*Valvata piscinalis^*	Gastropoda		12	3	16	46	125
Ceratopogonidae	Diptera		77	138	266	147	47
Enallagma cyathigerum	Odonata		51	43	24	12	7
Erythromma najas ##	Odonata		2	45	12	3	31
Ischnura elegans	Odonata		31	118	44	26	32
Ilybius fenestratus	Coleoptera		1	2	8	14	9
Noterus crassicornis	Coleoptera		16	3	5	61	17
Sphaeriidae	Bivalvia		58	225	20	424	295
Acroloxus lacustris	Gastropoda		68	25	21		9
Totaal aantal soorten			**55**	**60**	**69**	**63**	**65**
* Doelsoorten (Bal *et al.*, 2001)			3	3			
# Indicatorsoort voor SW (Bal *et al.*, 2001; Higler, 2000)						11	9
# & ## Indicatorsoort voor MP & Wieden (Bal *et al.*, 2001; Higler, 2000)			15	16	13		
^ Negatieve indicatorsoorten (Higler & Semmekrot, 1999)			2	3	2	2	2

10.3 Eerste versie monitoringsplan fauna

Onderstaande opzet voor monitoringsprogramma's om effecten van (herstel)maatregelen te kunnen monitoren is grotendeels overgenomen uit het tussenrapport van het tweede onderzoeksjaar. Op basis van de bovenstaande volgen een aantal aanknopingspunten waaraan monitoringsprogramma's moeten voldoen om de effectiviteit van maatregelen te monitoren.

Hierbij zijn twee doelen te onderscheiden: i) *volgen* van de ontwikkeling: is er sprake van behoud en terugkeer van karakteristieke faunasoorten? ii) *bijsturen* van de ontwikkeling: levert de monitoring informatie op over herstel van sleutelfactoren, zodat het mogelijk is om maatregelen bij te stellen voor een beter resultaat?

Voor het eerste doel kan een selectie van soorten worden gemonitoord. Deze selectie moet aan een aantal criteria voldoen:
- soorten die verschillen in de ruimtelijke schaal (microschaal ~m^2 tot macroschaal ~km^2) waarop ze de omgeving gebruiken;
- soorten die verschillen in snelheid van reactie (korte levensduur - lange levensduur);
- de omgevingspreferentie van soorten moet de verschillende onderdelen in een laagveenlandschap (open water, onderwatervegetatie, jonge verlandingsstadia, oude verlandingsstadia) goed dekken.

Voor het tweede doel moet een bredere monitoring worden opgezet en moeten soorten ingedeeld worden naar functionele groepen die een heldere relatie hebben met sleutelfactoren. Deze indeling kan geschieden op bijvoorbeeld de volgende eigenschappen:
- voedselgilde (detritivoor, herbivoor, omnivoor, carnivoor);
- voedingswijze (passief-actief, filtreerder-jager);
- bewegingswijze (sessiel, kruipend, zwemmend, vliegend, etc.);
- wijze van ademhaling (kieuwen, longen, tegument, etc.);
- levenscyclus (duur, fenologie, diapauze).

In het verdere onderzoek zullen bovenstaande criteria verder worden ingevuld met concrete soorten.

10.4 Conclusies; betekenis voor het beheer

- De Wieden is juist gekozen als referentiegebied op basis van de diversiteit aan soorten. De doelsoorten die in het onderzoek worden aangetroffen in de Wieden en het gebaggerde deel van de Molenpolder behoren allemaal tot de libellen (*A. isoceles, A. viridis, B. pratense* en *L. pectoralis*). In beide gebieden is sprake van een rijke waterplantenvegetatie in vergelijking tot de overige gebieden. Naast de doelsoorten worden vooral in het referentiegebied nog zeldzame en bedreigde soorten aangetroffen (*C. lateralimarginalis, G. riparius, M. glutinosa* en *P. costata*).

- De sleutelfactoren die hersteld zijn in het gebaggerde deel van de Molenpolder zijn "doorzicht", "structuur en variatie van waterplanten" en "verlandingszones". De afname van de troebelheid na baggeren heeft geleid tot een grotere diversiteit en hogere bedekkingsgraad aan waterplanten. Dit heeft weer geleid tot een macrofaunagemeenschap die het meeste overeenkomt met de Wieden (referentiegebied) op basis van individuen van de verschillende taxonomische groepen. Het aantal doel-, indicator-, en overige soorten wat in beide gebieden wordt aangetroffen is tevens zeer hoog. Het herstel van deze sleutelfactoren is niet waar te nemen in de gebaggerde sloten in de polder Sluipwijk.

- De sleutelfactoren “doorzicht”, “structuur en variatie van waterplanten”, “detritussamenstelling” en “zuurstofhuishouding” zijn nog niet (voldoende) hersteld in de gebaggerde sloten van de polder Sluipwijk. De hoge concentratie zwavel in het oppervlakte water en de lage ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht duiden op een hoge mate van interne eutrofiëring. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat zwavel (en dus ook sulfaat), fosfaat en stikstof uitspoelen uit de bodem van de bemeste weilanden. Dit leidt o.a. tot troebel water, zuurstofarme en -loze situaties en afname van de kwaliteit van detritus. De hoge abundanties van bloedzuigers, borstelwormen en kevers die indicatief zijn voor lage zuurstof concentraties zijn hoog in vergelijking met de Molenpolder en de Wieden.

- Er ontstaan risico’s voor de macrofaunagemeenschappen tijdens baggeren. De totale soortenrijkdom is in de ongebaggerde gebieden hoger dan in de gebaggerde gebieden. Dit duidt op negatieve effecten van baggerwerkzaamheden ten aanzien van de totale soortenrijkdom in de gebaggerde gebieden. Daarnaast komen in de ongebaggerde onderzoeksgebieden veel unieke- en indicatorsoorten voor. Deze zijn als individuele soort gezien algemeen in het gehele land en wanneer baggerwerkzaamheden zouden worden uitgevoerd, zou het in principe mogelijk moeten zijn dat deze soorten dus in staat zijn om te herkoloniseren. Het feit blijft echter wel dat een jaar na baggeren in de polder Sluipwijk en een aantal jaren na baggeren in de Molenpolder een hoog aantal “algemene” soorten nog steeds niet is teruggekeerd. Dit ondanks de algemeenheid van deze soorten.

- De mate van overeenkomst tussen de macrofaunagemeenschappen in het gebaggerde deel van de Molenpolder en de Wieden is hoog. De aanwezigheid van doelsoorten en vele indicatorsoorten in het gebaggerde gedeelte en het herstel van sleutelfactoren geeft aan dat een stap in de goede richting is genomen ten aanzien van het streefdoel (de Wieden). De overeenkomst tussen macrofaunagemeenschappen (aantal soorten) tussen de gebaggerde sloten in Sluipwijk en de Wieden is net zo hoog als tussen de Molenpolder en de Wieden. Het verschil is dat doelsoorten ontbreken en het aantal karakteristieke soorten lager is in Sluipwijk. Een belangrijke reden voor dit verschil is dat bovengenoemde sleutelfactoren niet (voldoende) hersteld zijn in de gebaggerde sloten van de polder Sluipwijk.

11 Perspectieven voor laagveenherstel in Nederland



't En steect niet op een turf ghewis,
Alst kermis in de venen is.

(De Brune, 1636)
(Die in het veen zit, ziet op geen turfie.)

11.1 De belangrijkste, algemene conclusies opgesomd

- De eerste fase van het OBN-Onderzoek aan laagveenwateren, gericht op het vinden van correlaties en causale verbanden tussen water- en veenkwaliteit, planktonsamenstelling, vegetatie, fauna (alleen laatste 6 maanden) en beheer, heeft nieuwe informatie opgeleverd die direct in het terrein- en waterbeheer toepasbaar is.

- Hierbij worden niet alleen de sleutelprocessen en –factoren bij achteruitgang en herstel beschreven, maar ook praktische hulpmiddelen aangereikt die laagveenbeheerders helpen bij het stellen van een diagnose voor hun beheersgebieden en het voorspellen van de kansen op succes. Deze staan opgesomd in paragraaf 11.3. De belangrijkste boodschap is dat het absoluut noodzakelijk is voor het terrein- en waterbeheer om in de *waterbodem* te gaan meten, omdat deze voor een zeer groot deel de waterkwaliteit bepaalt (ondiepe wateren met reactieve veenbodem). Dit kan op eenvoudige wijze met keramische cups en kunststof spuiten.

- Het feit dat recentelijk in een aantal laagveenwateren, na wijziging van het hydrologisch beheer of na andere maatregelen, herstel van de biodiversiteit (vegetatie, plankton, fauna) is opgetreden, laat zien dat herstelmaatregelen zeer succesvol kunnen zijn, mits er aan de juiste voorwaarden voldaan is.

- Eutrofiëring, meestal gekoppeld aan verdrogingsproblematiek (eerste orde oorzaak) via het inlaten van gebiedsvreemd water (tweede orde oorzaak), vormt het belangrijkste probleem in de Nederlandse laagveenwateren. Naast de aanvoer van voedingsstoffen van buiten levert interne eutrofiëring, waarbij de mobilisatie van nutriënten uit de bodem verhoogd is, een belangrijk aandeel aan de totale eutrofiëring. De ontwikkeling van onderwater-, maar ook van oevervegetaties met een hoge biodiversiteit (OBN-doelstelling) wordt sterk gehinderd door de troebelheid van het oppervlaktewater, als gevolg van de bloei van algen-/cyanobacteriën, het opwervelen van kleine slibdeeltjes en/of kleuring door humuszuren. Dit leidt ertoe dat veenvorming en verlanding, belangrijke systeemkenmerken van laagveenwateren, niet of nauwelijks meer voorkomen.

- De eutrofiëringsproblematiek wordt geplaatst in het kader van de mogelijkheid om helder water met ontwikkeling van waterplantenvegetaties te creëren (alternatieve stabiele toestanden; Figuur 11.2), waarbij het voor hoge biodiversiteit nodig is om een lage fosfaatbeschikbaarheid na te streven (ver naar links in het schema). Hierbij spelen niet alleen nutriëntenstromen, maar ook de voedselwebrelaties een belangrijke rol. Beheerders kunnen op grond hiervan de kansrijkdom bepalen, mogelijke maatregelen kiezen en een haalbaar doel definiëren. Voor een groot aantal grotere wateren (vooral de plassen) zullen de ambities minder hoog gekozen moeten worden dan voor meer geïsoleerde, kleinere laagveenwateren (de 'haarvaten'). Binnen een laagveengebied kunnen kanrijkere en minder kansrijke deelgebieden gedefinieerd worden, waarbij echter ook maatregelen in minder kansrijke delen effecten kunnen hebben op deelgebieden met een hoger potentie.

- Voor de verschillende onderzochte OBN-maatregelen wordt aangegeven onder welke voorwaarden deze mogelijk zijn en welke problemen hierbij op kunnen treden. In het algemeen zullen beheersmaatregelen alleen effectief zijn als er aan een aantal randvoorwaarden voldaan is, zoals de verbetering van de waterkwaliteit, en bekend is hoe de bodem na uitvoeren van de maatregel zal reageren. Dit vereist enige basale kennis van de bodem, die op eenvoudige wijze verkregen kan worden. Maatregelen kunnen alleen onder deze voorwaarden voor subsidie binnen het kader van OBN in aanmerking komen.

- De maatregelen met betrekking tot de bestrijding van eutrofiëring, en het herstel van biodiversiteit en verlandingssuccessie in laagveenwateren zijn samengevoegd in een voorlopig stroomschema (Figuur 11.15), dat de aanzet vormt voor een dynamische laagveen'sleutel' voor het beheer, de *veenloper*. Deze zal in de tweede fase verder uitgewerkt worden. Beslisregels voor mogelijke maatregelen zullen gebaseerd worden op grond van zo eenvoudig mogelijke parameters in bodem- en oppervlaktewater (Tabel 11.1 en 11.2). De vertaling van onderzoeksgegevens naar concrete 'handvatten voor het beheer' staat schematisch weergegeven in tabel 11.3.

- Het vervolgonderzoek in de tweede fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren zal zich verder toespitsen op de oorzakelijke verbanden tussen water-, bodemkwaliteit, mogelijke OBN-maatregelen, met hun voorwaarden, voor- en nadelen. Verder zal er een *veenloper* ontwikkeld worden voor terrein- en waterbeheerders van laagveenwateren en een standaard monitoringsprogramma (zie Tabel 11.2) ontwikkeld worden. Het uit te voeren onderzoek zal op hogere schaal ingebed worden binnen het OBN-onderzoek van het laagveen- en zeekleilandschap.

11.2 Conclusies en synthese: wat weten we?

Doel van fase 1
Het doel van het Overlevingsplan Bos en Natuur is het herstellen en behouden van biodiversiteit in door eutrofiëring, verdroging, verzuring en versnippering aangetaste natuur in Nederland. Voor laagveenwateren betekent dit het herstel van de oorspronkelijke heterogeniteit en dynamiek, inclusief de verlandingssuccessie via helofyten, kraggen en drijftillen (Van Wirdum *et al.*, 1992; Verhoeven & Bobbink, 2001). De biodiversiteit, die vaak alleen op soortsniveau bekeken wordt, zal ook op gemeenschaps- en landschapsniveau hersteld moeten worden. Dit impliceert dat OBN-maatregelen ook op een hoger niveau dan alleen laagveenwateren nodig zijn, wat pleit voor de opzet van OBN Laagveenlandschap.

De eerste fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren was vooral gericht op het vinden van correlaties en causale verbanden tussen water- en veenkwaliteit,

planktonsamenstelling, vegetatie en beheer, waarbij in het laatste halfjaar het onderzoekthema uitgebreid werd met laagveenfauna. De belangrijkste punten waren hierbij:

- Het definiëren van de samenhang tussen milieukwaliteit, biodiversiteit en verlandingssuccesie;
- De koppeling van bovenstaande kenmerken aan beheersmaatregelen waarbij aangesloten werd met het onderzoek;
- Het definiëren van sleutelfactoren en –processen bij achteruitgang (historische oorzaken en neveneffecten van compenserende maatregelen) en herstel;
- Het definiëren van diagnostische/prognostische *tools* die helpen om de kansrijkdom in te schatten en geschikte maatregelen te kiezen.

Al deze punten speelden een belangrijke rol in de eerste fase. Het onderzoek heeft, naast wetenschappelijk inzicht in het functioneren van laagveenwateren, vooral praktisch toepasbare informatie opgeleverd, die direct bruikbaar is voor het beheer van laagveenwateren. Dit komt tot uitdrukking bij de keuze van zo eenvoudig mogelijk te bepalen parameters, die de terrein- en waterbeheerder inzicht geven in de 'stuurknoppen' voor het betreffende laagveengebied.

Het thema verzuring is binnen de eerste fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren niet aan bod gekomen, omdat dit voor de laagveenwateren zelf een lage prioriteit heeft. Bij het opschalen naar het laagveenlandschap, waarvan ook schorpioenmoskraggen (Kooijman, 1993), kraggen met hoogveenvegetatie (natuurlijke successie of versneld door menselijke invloed) en veenschraallanden onderdeel uitmaken, zal vanzelfsprekend ook aandacht besteden worden aan verzuring (Roelofs, 1993; Van Wirdum, 1993; zie ook het special issue van De Levende Natuur in 2006 over schraallanden; Grootjans *et al.* eds.).

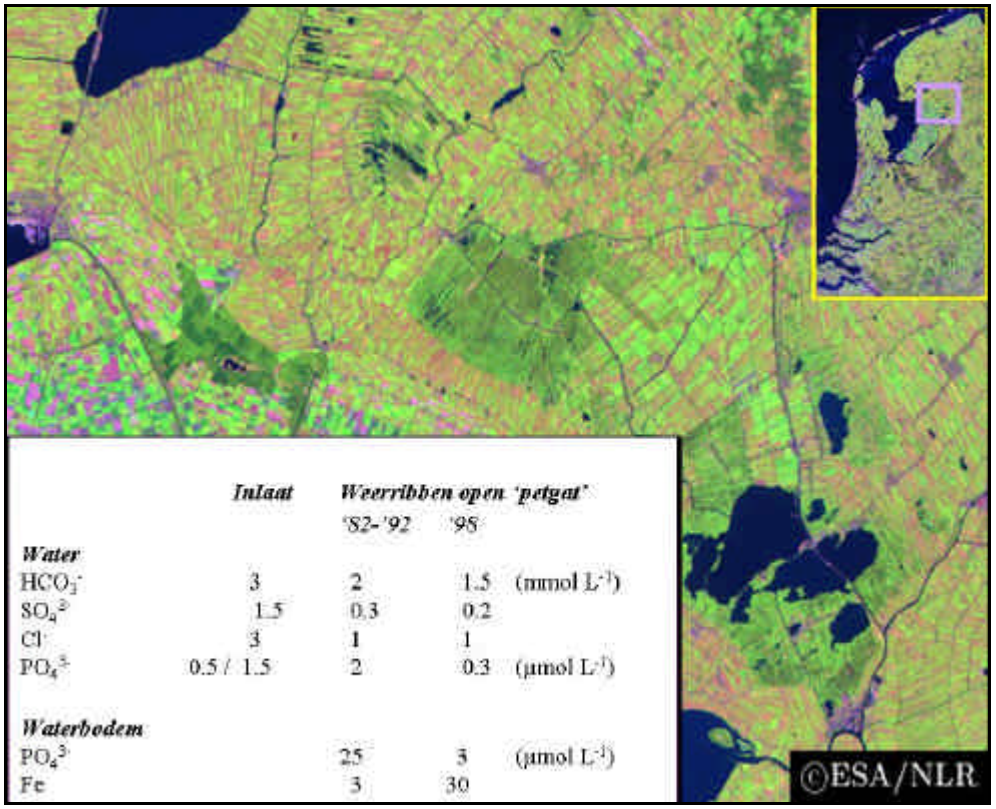
Herstel van laagveenwateren, referenties

In een groot aantal Nederlandse laagveenwateren is de biodiversiteit van water- en oeverplanten laag. In de grote plassen komen meestal nauwelijks waterplanten voor en dient het achterland (de 'haarvaten') als reservoir voor de restpopulaties van karakteristieke planten, en waarschijnlijk ook voor fauna en sieralgen. Tijdens het onderzoek werden echter niet alleen knelpunten gevonden, maar bleek ook dat herstel van laagveenwateren op relatief korte termijn ook daadwerkelijk mogelijk is. In delen van De Weerribben en De Wieden blijkt herstel van de waterkwaliteit en onderwatervegetatie opgetreden te zijn na het veranderen van de hydrologische situatie, waarbij minder gebiedsvreemd water (rechtstreeks) ingelaten behoefde te worden. Dit was ook zichtbaar in een niet-geïsoleerd ('open') petgat in De Weerribben, bij vergelijking van de bodem- en waterkwaliteit vóór en na de grootschalige hydrologische veranderingen (Figuur 11.1). Krabbenscheer, die al decennia niet meer voorkwam op deze locatie, verscheen voor het eerst weer spontaan (Lamers, niet gepubliceerd). Oevervegetaties lijken echter veel minder snel te reageren op veranderingen van de waterkwaliteit. Dit zou met dispersieproblemen samen kunnen hangen, aangezien de zaadbank van kraggensoorten kortlevend (transient) is en er geen zaailingen voorkomen in de verruigde oevervegetaties (Van den Broek *et al.*, 2006)

Het Hol blijkt voor Nederland een redelijke referentiesituatie te zijn in verband met de biodiversiteit van de vegetatie, het ontbreken van cyanobacteriën, de relatief hoge abundantie van diatomeeën (kiezelwieren) en het nog voorkomen van verlandingsvegetaties. Echter, ook in dit gebied spelen problemen rond ammonium en fosfaat in de bodem. Daarnaast lijkt de diversiteit van de fauna geassocieerd met verlanding via Krabbenscheer afgenomen te zijn in vergelijking met de jaren zeventig (Higler, 1977 en mondelinge mededeling). De achteruitgang van verlandingsvegetaties gaat samen met een toename van groenalgen. Voor macrofauna zijn De Wieden een goede keuze als referentiegebied, met een aantal zeldzame en bedreigde soorten.

Iets wat verder opviel, was het belang van de ouderdom van het betreffende petgat, samenhangend met de reactiviteit van de bodem en slibvorming. In De Deelen was de ontwikkeling van onderwatervegetaties in enclosures in 2005 vooral gunstig in oudere petgaten, onafhankelijk van het type (actief biologisch) beheer (Figuur 5.9). De troebelheid en de dichtheid van groenalgen en cyanobacteriën waren hier ook lager, terwijl de dichtheid van watervlooien (Cladoceren) hoger was (Figuur 4.32).

Referentieonderzoek in het buitenland bleek een zeer nuttig onderdeel van het programma. Vergelijking tussen Ierse en Nederlandse venen leverde de oplossing voor de paradox van het ver afgebroken Nederlandse veen met een hoge mineralisatiesnelheid van fosfor en stikstof. De Ierse en Poolse monsterpunten gaven verder referentiemetingen op locaties met een lage fosfaatconcentratie, met relatief hoge en lage ijzerconcentraties in het bodemvocht.

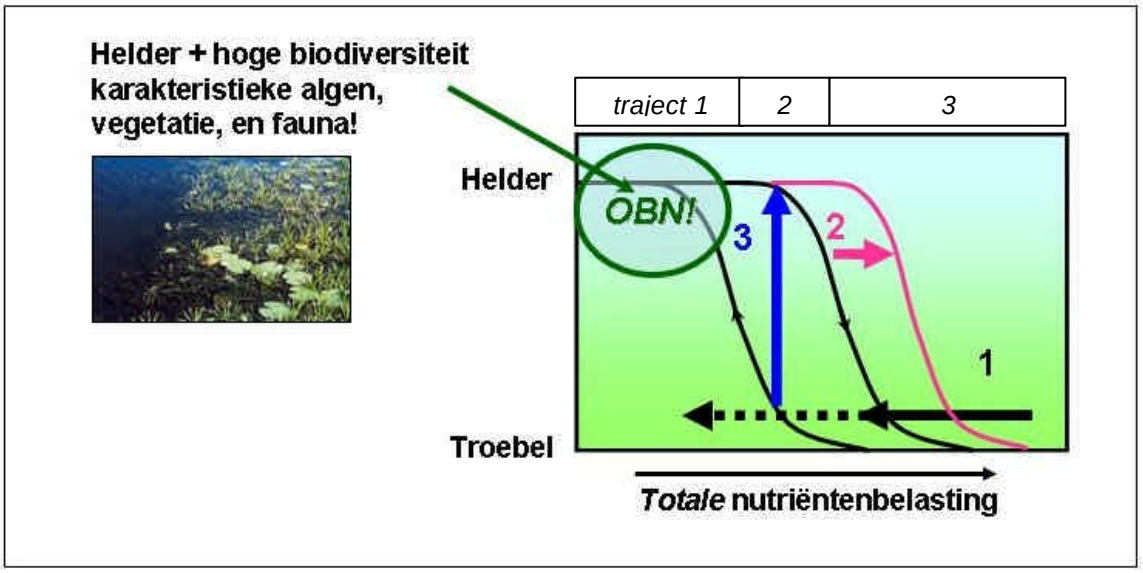


Figuur 11.1 Kwaliteit van water- en bodemvocht in een niet-geïsoleerd petgat in De Weerribben voor en na hydrologische veranderingen, leidend tot een sterke vermindering van de directe inlaat van hard, sulfaatrijk water vanuit het IJsselmeer. De Fe/PO_4-ratio klapte om van 0.1 naar 10 en de fosfaatconcentratie in de waterlaag nam met 85% af tot een acceptabele waarde. (Lamers, niet gepubliceerd.)

Hydrologie en eutrofiëring

Eutrofiëring en het ontstaan van troebel water vormen het belangrijkste knelpunt bij de OBN-problematiek in laagveenwateren. Veel laagveenwateren, en met name de grotere plassen zoals bijvoorbeeld het Zijdelmeer, hebben te kampen met een te hoge fosfaatconcentratie. Verzoete, voormalig brakke laagveenwateren laten veruit de hoogste fosfaatconcentraties zien (Figuur 4.8). Dit thema is echter zeer sterk gekoppeld aan de verdrogingsproblematiek, waarbij in veel laagveengebieden water met een meestal sterk afwijkende kwaliteit (nutriënten en macro-ionen) ingelaten moet worden in het groeiseizoen. Deze problematiek pleit voor een goede landschapshydrologische analyse van de betreffende gebieden, waarbij een waterbalans opgesteld wordt. Dit is in de eerste fase gebeurd voor De Deelen en een aantal petgaten in Westbroek. De (verwachte) wegzijging in De Deelen wordt geschat op ongeveer 0.3 mm per dag. In de petgaten in Westbroek werd in de onderzochte

periode echter ook, enigszins onverwacht, een lichte wegzijging gevonden van 0.4 tot 0.5 mm per dag. Het lijkt er sterk op dat kwel slechts zeer periodiek optreedt en dan ijzer aanvoert. Dit komt ook overeen met de waarneming dat in sloten bij Tienhoven (in dezelfde regio) zeer plotseling rood kunnen kleuren door aanvoer en oxidatie van ijzer, na een periode van heftige regenval (waarneming L. Lamers). Daarnaast lijkt er een belangrijke rol weggelegd voor zijdelingse uitwisseling van water via legakkers. In de tweede fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren zal dit hydrologische onderzoek voortgezet worden, en zal een koppeling met de nutriëntenbalans worden gemaakt (meting van totaal N en totaal P in aanvoerwater, inclusief de particulaire fractie). Dit is belangrijk om inzicht te krijgen in de totale nutriëntenbelasting en in de bijdrage van externe en interne bronnen hierin (Koerselman & Verhoeven, 1993; 1995). Deze vormen immers de eerste 'stuurknoppen' om eutrofiëring aan te pakken.



Figuur 11.2 Alternatieve toestanden (helder met onderwaterplanten, versus troebel of met kroosdek/flab) in laagveenwateren afhankelijk van de nutriëntenbelasting (met name P), hysterese-effect, en de ligging van het uiteindelijke OBN-doel, een hoge biodiversiteit. Echter, alle aangegeven maatregelen, in alle drie de trajecten, kunnen in principe binnen het kader van OBN gebruikt worden, ook bij minder ambitieuze doelen. Maatregelen in plassen zullen bovendien doorwerken in de 'haarvaten' (sloten, petgaten) van het systeem, die vrijwel altijd hogere herstelkansen hebben. Mogelijke maatregelen: 1. brongerichte maatregelen: zowel externe als interne bronnen; 2. maatregelen die de kritische belasting verhogen; 3. maatregelen voor omslag door ingreep in trofische interacties (ABB). Naar Klinge, schriftelijke mededeling. Voor overige uitleg, zie tekst.

Helder water als voorwaarde voor herstel

Bij het ecologisch herstel van sterk verstoorde laagveenplassen is het allereerst nodig om een troebel systeem weer helder te maken, door excessieve groei van algen en cyanobacteriën (blauwalgen) tegen te gaan. Dit is geen doel op zich, maar een randvoorwaarde voor herstel van de biodiversiteit. Hierbij zijn kritische belastingen met nutriënten zeer belangrijk, evenals het rekening houden met het bestaan van twee verschijningstoestanden: een heldere, plantenrijke situatie en een troebele, algenrijke situatie (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998). Bepalende factor hierbij is de nutriëntenbelasting. Beide toestanden zijn min of meer stabiel, door terugkoppelingen binnen het systeem. Hiervoor zijn meerdere mechanismen verantwoordelijk, waarbij relaties tussen waterplanten, algen, zoöplankton en vissen een belangrijke rol spelen (zie hoofdstuk 9). Dit betekent dat het belangrijk is om de nutriëntenbelasting voor een gebied via een water- en stoffenbalans te schatten. In een sterk door nutriënten belast systeem is voor het herstel van een heldere, plantenrijke situatie in eerste instantie een belastingreductie nodig die verder teruggaat dan het omslagpunt van helder naar troebel in het verleden. Er is, met

andere woorden, sprake van hystherese (Klinge, schriftelijke mededeling; Figuur 11.2). De (zeer) eutrofe situatie kan overigens ook leiden tot de vorming van drijflagen van algen (flab, floating algae beds) of woekering van snelgroeiende drijvende planten als Kroos en Kroosvaren, met daaronder (vanzelfsprekend door het slechte lichtklimaat) helder water. Er is dan echter geen ondergedoken vegetatie aanwezig, en de faunadiversiteit is ook laag. Om het systeem spontaan te kunnen laten omslaan naar helder water moet de belasting zeer sterk worden verlaagd tot het niveau van de kritische belasting die hoort bij de omslag van troebel naar helder water (onderste waarde).

Een andere manier om een omslag naar helder water te bewerkstelligen, is het introduceren van een verstoring (catastrofe), bijvoorbeeld het afvangen van witvis in het kader van actief biologisch beheer (Shapiro et al,, 1975; Jeppesen *et al.*, 1990; Hosper *et al.*, 1992), waarbij planktongemeenschappen drastisch veranderen door ingrepen in de voedselwebrelaties (trofische interacties). Voorbeelden van natuurlijke calamiteiten die bij deze belasting tot een omslag kunnen leiden zijn droogval of dichtvriezen. Dit zal echter alleen duurzaam werken wanneer de belasting voldoende gereduceerd is, dat wil zeggen tot onder het niveau van de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel (pijl 3 in figuur 11.2). Daarboven is de belasting te hoog en zal het systeem niet helder worden of gemakkelijk weer omslaan naar troebel. Wanneer echter de belasting ligt tussen beide kritische belastingen (beide zwarte lijnen in figuur 11.2) kan soms een omslag worden geforceerd door het introduceren van een verstoring. Een water met een lage kritische belasting zal dus pas helder kunnen worden bij vergaande reductie van de nutriëntenbeschikbaarheid. De belasting waarbij omslag mogelijk is, verschilt per laagveenwater. Janse (2005) laat via modelstudies zien dat verschillende karakteristieken van invloed zijn op de waarden voor de kritische belastingen (k.b.), waaronder:

- de strijklengte van de wind: verlaging van de k.b. bij toenemende strijklengte (door opwerveling en menging);
- de diepte: verlaging van de k.b. bij toenemende diepte van plassen (door slechtere lichtbeschikbaarheid op de bodem);
- moeraszones: verhoging k.b. bij groter aandeel moeraszone (mits hier netto verwijdering van nutriënten plaatsvindt);
- verblijftijd van het oppervlaktewater: verhoging k.b. bij afname van de verblijftijd (dus toename 'doorspoelsnelheid' of hydraulic loading rate), tenzij de interne eutrofiëring hierdoor versneld wordt.

De kritische belasting ligt veruit het laagst voor wateren met een veenbodem, vergeleken met wateren met een zand- of kleibodem. Voor sloten is de kritische belasting over het algemeen hoger door een lagere verblijftijd en relatief veel oeverplanten. In verband met de grote heterogeniteit binnen een laagveengebied is het belangrijk om niet zozeer naar de totale nutriëntenbalans voor het hele gebied te kijken, maar rekening te houden met het feit dat de belasting in de 'haarvaten' van het gebied, die meer geïsoleerd liggen, vele malen lager zal zijn. Hiermee kunnen ook de kansrijkere (deel)gebieden aangewezen worden. Meestal zal er op landschaps- en gebiedsniveau sprake zijn van gradiënten in belasting.

De totale kritische belastingen met P liggen voor laagveenwateren waarschijnlijk rond 0.5 of lager (troebel naar helder) en 1.5 of hoger (helder naar troebel) mg P per vierkante meter per dag of lager (Janse 2005; Klinge, schriftelijke mededeling), gericht op de overgang van troebel naar helder water met ontwikkeling van onderwatervegetatie (linkergrens). Deze waarden komen overeen met respectievelijk 16 en 48 µmol P/m^2/dag. Omdat P-fluxen vrijwel altijd in milligrammen aangegeven worden, wordt dit hier verder aangehouden. In veel laagveenwateren ligt de externe P belasting echter hoger dan 2 mg P /m^2/dag, oplopend tot wel 12 mg P /m^2/dag, waardoor interne maatregelen als baggeren geen duurzame ingreep zullen zijn. In het verleden werden zelfs externe belastingen van 30-60 mg P/m^2/dag gemeten in Nederlandse laagveenwateren (Van der Molen & Boers, 1994). Men moet zich realiseren dat de totale belasting bestaat uit een externe component (aanvoer van nutriënten van buiten het betreffende water) en een interne component (mobilisatie

van nutriënten binnen het water, uit bodem en afgestorven planten). Vanwege het feit dat de stikstofbeschikbaarheid in laagveenwateren voldoende hoog is, zal de grootste eutrofiëringsrespons (van mesotroof naar eutroof) in eerste instantie door fosfaat geïnduceerd worden (fosfaatlimitatie). In het hoge fosfaatbereik kan echter wel op stikstoflimitatie gestuurd worden, om bijvoorbeeld de bloei van cyanobacteriën tegen te gaan. Er zijn echter aanwijzingen dat de respons op verlaging van de fosfaatlast uit kan blijven bij een totaal-stikstofconcentratie hoger dan 140 µmol/l (2 mg/l) en dat sturen op N succesvol was in enkele projecten (mondelinge mededeling B. Ibelings).

Bij eutrofiëring zullen zowel externe bronnen (m.n. aanvoer via het inlaten van water, maar ook de uitspoeling vanaf legakkers) als interne bronnen (m.n. nalevering vanuit de veenbodem en afgestorven planten) aangepakt moeten worden (Roelofs & Bloemendaal, 1988; Roelofs, 1991; Koerselman & Verhoeven, 1995; Lamers *et al.*, 2001b; Smolders *et al.*, 2006a). Deze reductie is in figuur 11.2 aangegeven door pijl 1. Bij lage fosfaatconcentraties als gevolg van een lage externe en interne belasting, zoals bijvoorbeeld in Westbroek, krijgen algen niet de kans om zich explosief te vermeerderen. Een waarde boven 1-2 µmol/l (0.03-0.06 mg PO_4-P/l) in het oppervlaktewater zorgt in zoetwatervenen over het algemeen voor algenbloei en minder goede ontwikkeling van onderwatervegetatie, zoals in De Deelen (Figuur 4.27). Bij toename van deze waarde, zoals in een groot deel van de grotere laagveenwateren het geval is, zal stikstof limiterend worden. Dit geeft een competitief voordeel aan stikstoffixeerders zoals sommige cyanobacteriën (*Anabena, Aphanizomenon*) en Grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), die kunnen gaan woekeren (Lamers *et al.*, 2001a) en ongewenste concentraties kunnen bereiken. Dit was het geval in de jonge petgaten in De Deelen (Figuur 11.4) en in de open plas van Terra Nova (voor afvissing). Ondanks (zeer) hoge fosfaatconcentraties in het Ilperveld, was er weinig groei van cyanobacteriën, maar wel veel draadalgen. Eutrofiëring hoeft in (licht) brakke veenwateren dus niet per definitie te leiden tot bloei van cyanobacteriën. Vooral in kleinere brakke wateren kunnen bij hoge fosfaatconcentraties juist kleine groenalgen sterk gaan domineren.

Bij de keuze van maatregelen om de ecologische kwaliteit van oppervlaktewateren te verbeteren kunnen drie typen maatregelen onderscheiden worden (aangepast naar Klinge, schriftelijke mededeling):
- klassieke brongerichte maatregelen (type 1 in Figuur 11.2), zoals de sanering van afvalwater (o.a. defosfatering) en beperken van de inlaat van gebiedsvreemd water (aanpak externe en interne eutrofiëring), maar ook het aanpakken van de interne mobilisatie van fosfaat bijvoorbeeld via ijzerinjectie en baggeren;
- maatregelen die de kritische belasting verhogen (type 2), zoals oeverinrichting en het verkorten van de strijklengte van de wind;
- maatregelen die zich richten op de interne voedselwebrelaties (type 3), zoals actief biologisch beheer.

Maatregelen die gericht zijn op het verhogen van de kritische belasting richten zich op factoren die het systeem robuuster maken, bijvoorbeeld door minder windwerking of een grotere immobilisatie van nutriënten. In Terra Nova bleek het verminderen van de windwerking tot minder algenophoping in de waterlaag te leiden, in contrast met de grote petgaten in De Deelen die vergelijkbare fosfaatconcentraties kenden. Het helder worden van laagveenwateren na actief biologisch beheer (type 3 maatregel) lijkt niet altijd via de 'klassieke' toename van zoöplankton (m.n. watervlooien) te hoeven lopen, zoals blijkt uit de analyses in Terra Nova. Dit zal later in dit hoofdstuk nog aan bod komen.

De keuze voor een bepaalde categorie (OBN-)maatregelen (of voor het weglaten van maatregelen) is afhankelijk van de toestand waarin een water zich bevindt, en van wat potentieel haalbaar en betaalbaar is. Deze is afhankelijk van het actuele traject (Figuur 11.2):

- traject 1: de huidige belasting ligt beneden de kritische grenzen, het water is helder en rijk aan waterplanten. Voor een hoge biodiversiteit (doelstelling OBN) zal de fosfaatbeschikbaarheid echter ver teruggedrongen moeten worden. Over het algemeen gaat het hier om kleinere laagveenwateren, die minder beïnvloed worden door externe en interne eutrofiëring;
- traject 2: de huidige belasting ligt tussen beide kritische grenzen, het water is ofwel helder en rijk aan waterplanten of troebel en rijk aan algen. Herstel van plantenrijk water kan bijvoorbeeld door actief biologisch beheer of vermindering van de strijklengte bewerkstelligt worden (bij gelijkblijvende totale belasting);
- traject 3: de huidige totale belasting ligt boven de kritische grenzen, het water is rijk aan algen en/of cyanobacteriën en troebel. Maatregelen zullen gericht zijn op het aanpakken van externe en/of interen nutriëntenbronnen, of de kritische belasting verhogen, totdat de belasting onder de bovenste kritische grens gekomen is. Grote laagveenplassen bevinden zich vrijwel zonder uitzondering in dit traject.

Het is echter van belang om op te merken dat alleen het bewerkstelligen van een omslag naar een heldere toestand onvoldoende aansluit bij de OBN-doelstelling; het hier gepresenteerde OBN-onderzoek richt zich *expliciet* op herstel van de karakteristieke *biodiversiteit* (vegetatie, planktongemeenschap en faunagemeenschap) die alleen mogelijk is na voldoende verlaging van de nutriëntenaanvoer (figuur 11.2). Dit neemt niet weg dat voor grote plassen, met een hoge graad van (externe en interne) eutrofiëring, ook gestreefd zal moeten worden naar belastingreductie. Op korte termijn zullen de doelen hier echter over het algemeen minder ambitieus gesteld moeten worden, om teleurstellingen te voorkomen. Als het (op korte termijn) niet mogelijk is om de nutriëntenbelasting van traject 3 naar traject 2 te brengen, kan er ook gekozen worden voor een hogere frequentie voor de betreffende maatregel(en). Dit is te vergelijken met het plaggen van schraallanden of het opschonen van vennen, iets wat met een steeds langere tussenposen uitgevoerd kan worden doordat de depositie van eutrofiërende en verzurende stoffen (met name ammonium) sterk is afgenomen sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw. Een voorbeeld voor laagveenwateren is het frequent baggeren van de sliblaag, hoewel dit vanwege de continue veenafbraak (zie hieronder) zeker geen duurzame maatregel is. Anders dan bij plaggen of opschonen tot de minerale laag in het heidelandschap, wordt de bodem in laagveenwateren steeds verder afgebroken. Het nemen van maatregelen vereist echter over het algemeen een aanpak op landschapsschaal, waarin grote plassen verbonden zijn met een achterland van kleinere petgaten en sloten, die weer beïnvloed worden door het terreinbeheer (zoals bemesting van veenweiden en legakkers). Herstelbeheer zal daarom ook gericht moeten zijn op verbetering van de waterkwaliteit van de grote plassen.

Aquatische vegetatie
In de onderzochte laagveenwateren komen vooral vegetatietypen uit het Waterlelieverbond, het Puntkroosverbond, het verbond der kleine Fonteinkruiden, het Kikkerbeetverbond, de Kranswierenklasse en het verbond van Gesteelde Zannichellia (brak) voor (Schaminée *et al.*, 1995). In Nederland werden 5 Rode-lijstsoorten (hoger planten) gevonden; met Polen en Ierland erbij waren dit er 8. De bedekking met mesotrafente en Rode-lijstsoorten neemt snel toe bij toename van de Fe/PO_4 ratio in het bodemvocht van tot boven de 10 (Figuur 4.11) en boven een Ca/PO_4 ratio in het bodemvocht van 100 (Bijlage 4), samengaand met helder water. In veel grote plassen wordt nauwelijks of geen onderwatervegetatie aangetroffen, doordat de troebelheid (algen, cyanobacteriën, slib, humuszuren) te hoog is en, waarschijnlijk ook, de verankering in het fijnverdeelde slib onvoldoende is om windwerking te weerstaan.

Een groot probleem bij veel heldere wateren, zeker na actief biologisch beheer, blijft echter de eutrofe bodem, als erfenis uit een eutrofer verleden. Grof hoornblad en Smalle waterpest lijken, liggend op de bodem in het heldere water, prima in staat om het fosfaat uit de bodem op te nemen en kunnen snel uitbreiden (Figuur 11.3). Ook in het mesocosm-experiment werden deze twee snelgroeiende soorten gestimuleerd door een hoge beschikbaarheid van P (lage N/P ratio).

Het resultaat is helder water, met een lage biodiversiteit en weinig doelsoorten. Of dit ook geldt voor de macrofauna, wat zeer waarschijnlijk is, zal in de tweede fase onderzocht worden. Gebleken is dat juist in wateren met een hoge ijzervoorraad (Westbroek, Klein Vogelenzang; Figuur 4.14 en 4.15) zowel in absolute als in relatieve zin zeer veel ijzergebonden fosfaat aanwezig is, dat in principe gevoelig is voor interne eutrofiëring onder invloed van sulfaat. Op locaties waar nog steeds aanvoer van ijzerrijk water is (in Het Hol via het grondwater), blijft er voldoende ijzeraanvoer om fosfaat te blijven binden en sulfidetoxiciteit te verhinderen (hoge Fe/PO_4 ratio). Op locaties waar dit niet meer het geval is, zoals in Klein Vogelenzang dat vroeger grote hoeveelheden ijzer ontving uit de noordelijk gelegen diepe droogmakerij (nu een zandwinningsplas), is er geen nieuwe ijzeraanvoer meer, waardoor de Fe/PO_4 ratio ongunstig ligt (ongeveer 1) en interne eutrofiëring door sulfaat op de loer ligt.



Figuur 11.3 Helder water met een lage biodiversiteit, zoals in delen van Het Hol (foto) en delen van Terra Nova.

Oevervegetatie en verlanding

Op rechte oevers van laagveenwateren komt vooral de associatie van Pluimzegge voor, terwijl op oevers van petgaten met kraggen vooral de Riet-associatie voorkomt (Tabel 4.5). Daarnaast werden nog 15 andere associaties aangetroffen, waaronder die van Galigaan (Schaminée *et al.*, 1995). In totaal werden in Nederland 6 rode-lijstsoorten gevonden. Bij het onderzoek in Ierland en Polen groeide dit aantal tot 13. Hoewel het mesocosm-experiment duidelijk liet zien dat snelgroeiende soorten als Liesgras en Pitrus al binnen één groeiseizoen zeer snel gaan domineren (Figuur 4.42), was de koppeling tussen nutriëntenbeschikbaarheid en soortendichtheid van de oevervegetaties bij het correlatieve veldonderzoek minder duidelijk. Dit zou deels verklaard kunnen worden door de rol die de heterogeniteit van de oevers (steil, geleidelijk, kraggen) speelt. Dit zal in de tweede fase verder onderzocht worden. Ook bij relatief hoge fosfaat- en ammoniumconcentraties kunnen nog hoge soortendichtheden voorkomen. De soortendichtheid lijkt wel negatief te correleren met sulfaat en ijzer, wat verklaard zou kunnen worden door sulfide- en ijzertoxiciteit (zie hieronder). Verlandingsvegetaties zijn zeldzaam geworden in Nederland. Zelfs als er kraggen aanwezig zijn, is toch maar een op een klein aantal locaties sprake van daadwerkelijke verlanding. Verlanding lijkt gestuurd te worden door de aanwezigheid van sleutelsoorten en hun verspreiding, dimensies van de oever en de helderheid van het water.

Planktongemeenschappen
In een aantal gebieden, waaronder De Deelen (Figuur 11.4) en de open plas van Terra Nova (vóór afvissing) komen hoge algenconcentraties voor (chlorofyl 25-100 µg/l), zowel aan groenalgen als cyanobacteriën. Naast draadvormige cyanobacteriën was één van de dominante cyanobacteriën de kolonievormende *Microcystis aeruginosa*. Deze chlorofylwaarden betekenen dat deze niet voldoen aan de goede ecologische toestand (GET) volgens de norm van de Kaderrichtlijn Water voor natuurlijke laagveenwateren (20 µg/l). In heldere wateren als Westbroek en Het Hol bleven de chlorofylconcentraties lager (10-20 µg/l). Opvallend genoeg bleven de concentraties aan cyanobacteriën in het zwak-brakke Ilperveld relatief laag, ondanks de hoge fosfaatbeschikbaarheid. Er ontwikkelden zich echter wel veel draadalgen. Dit geeft mogelijk aan dat een verhoogde chlorideconcentratie de kans op cyanobacteriënbloei kan remmen. Dit is belangrijk in brakwatervenen, die van nature fosfaatrijker zijn maar bovendien zwaar bemest worden vanuit de veenweiden en legakkers. De $\delta^{13}C$ bepalingen ondersteunen de theorie dat groenalgen vooral kooldioxide gebruiken voor fotosynthese, terwijl cyanobacteriën ook prima bicarbonaat kunnen fixeren (Peterson & Fry, 1987). Dit betekent theoretisch dat een verhoging van de pH van het water door fotosynthese van waterplanten de groei van groenalgen, maar niet van cyanobacteriën zal remmen. Het isotopenonderzoek liet ook zien dat vrijwel alle zoöplanktongroepen een voorkeur hebben voor groenalgen ten opzichte van cyanobacteriën (Bontes *et al.*, 2006).

In alle gevolgde laagveenwateren blijken de rotiferen (raderdiertjes) en nauplii-larven van copepoden (roeipootkreeftjes) de meest dominante groepen van het zoöplankton. Beide groepen zijn in staat om zowel kleine algen als detritus als voedsel te gebruiken, zodat ze altijd wel genoeg voedsel tot hun beschikking hebben in laagveenwateren. Cladoceren (watervlooien) zijn sterker gespecialiseerd, en hun voorkomen wordt sterk gestuurd door seizoen, predatiedruk (visstand) en voedselaanbod. In wateren met een lage visdichtheid (Terra Nova, Het Hol) komen vooral grotere soorten als *Polyphemus, Simocephalus* en *Pleuroxus* voor, terwijl in troebelere gebieden vooral kleinere soorten (*Chydorus*, *Bosmina*) domineren.



Figuur 11.4 Eutrofiëring in laagveen: bloei van cyanobacteriën in De Deelen.

Visgemeenschappen
De meeste laagveenwateren worden gekarakteriseerd door een hoge visstand (150-200 kg/ha) vooral gevormd door Brasem en daarnaast ook Blankvoorn, Snoek, Baars en Zeelt. De hoge dichtheden aan planktivore (zoöplankton-etende) en benthivore

(bodemwoelende) vis hebben een sterk negatief effect op de waterkwaliteit. Na uitdunning in het kader van actief biologisch beheer is de visstand in de onderzochte gebieden ongeveer 50 kg/ha, vooral bestaand uit snoek (zie 'actief biologisch beheer').

Macrofauna
Het nog maar kort opgestarte onderzoek aan macrofauna in laagveenwateren laat zien dat er niet alleen in De Wieden (het referentiegebied), maar ook in herstelde laagveensloten een hoge diversiteit voor kan komen (herstel van een deel van de karakteristieke biodiversiteit en van indicatorsoorten), mits het laagveenwater voldoet aan een aantal voorwaarden. Het aantal doel- indicatorsoorten is hier zeer hoog. Sleutelfactoren voor macrofaunabiodiversiteit zijn waarschijnlijk het doorzicht, de structuur en variatie van waterplanten (Scheffer *et al.*, 1984), de detritussamenstelling en de zuurstofhuishouding.

Veenafbraak en slibvorming
Een tweede bron van troebeling naast algenbloei is het ver afgebroken organisch materiaal, dat de bodem van veel laagveenwateren als een sliblaag bedekt. Dit materiaal wordt makkelijk geresuspendeerd en bezinkt in de ondiepe Nederlandse plassen, zeker wanneer de strijklengte van de wind lang is, zeer langzaam. Een bijkomend probleem is de slechte verankering van waterplanten in dit losse materiaal, waardoor hun vestiging extra bemoeilijkt wordt (Schutten, 2005). Uit het OBN-onderzoek werd duidelijk dat ook wateren met een relatief lage fosfaatconcentratie in de waterlaag te troebel kunnen zijn door opwerveling van kleine slibdeeltjes. Hierdoor wordt niet alleen de ontwikkeling van onderwatervegetatie, maar ook verlanding via kraggen of uitlopers sterk gehinderd. Voor voldoende ontwikkeling van ondergedoken waterplanten blijkt een turbiditeit van 10-15 NTU of lager nodig (Figuur 4.10), terwijl kraggenvorming pas bij waarden van 5 NTU of lager lijken voor te komen (Figuur 4.21). Deze waarden corresponderen met een Secchi-diepte van ongeveer 4-8 m (Wetzel, 2001), wat dus bodemzicht betekent voor onze (ondiepe) laagveenwateren.

De afbraaksnelheid van laagveen-veen is, net als bij hoogveen-veen, hoger in bodems met een hoger organisch-stofgehalte (Figuur 7.11). Het lijkt vreemd dat de onderwaterbodems van Nederlandse laagveenwateren, die meestal sterk afgebroken zijn tot fijn slib, toch een hoge fosfaat-mineralisatiesnelheid laten zien. Vergelijking met minder afgebroken Iers veen, laat zien dat er geen koppeling (meer) is met de decompositie: het Nederlandse veen met een laag organisch-stofgehalte (50%) laat een hogere P-mineralisatie zien, door hoge P-concentraties in het veen. Dit verklaart de paradox van het ver afgebroken veen met een hoge P-mineralisatie. Dit betekent bovendien dat het eenvoudig te bepalen organisch-stofgehalte van de bodem helaas *geen* goede maat is om de kans op interne eutrofiëring in te schatten. Het is noodzakelijk om informatie te hebben over de concentratie van P in het veen én over de wijze waarop dit gebonden is.

Macro-ionen en interne eutrofiëring
De interne mobilisatie van fosfaat en ammonium wordt sterk gereguleerd door de alkaliniteit (hardheid) van het water, die voornamelijk door (bi)carbonaat geleverd wordt. Als de alkaliniteit van het bodemvocht hoger wordt dan 4 meq/l neemt de potentiële mineralisatie van zowel P als N sterk toe (Roelofs, 1991; Roelofs & Smolders, 1993; Lamers *et al.*, 1996; Smolders, 1995; dit onderzoek). Toename van de decompositiesnelheid en methaanvorming (belletjes) zal de troebeling doen toenemen en zal effecten hebben op de samenstelling van de vegetatie, de fauna en het plankton. Dit betekent dat op plaatsen waar het veen gevormd is bij een oorspronkelijk minder hoge alkaliniteit, dit sneller is gaan afbreken door het inlaten van hard water, of door interne productie van alkaliniteit bij reductieprocessen.

Naast de alkaliniteit is de concentratie sulfaat een belangrijke regulator van de mobilisatie van fosfaat, en soms ook van ammonium, in de bodem. Onder anaërobe omstandigheden en lage nitraatconcentraties wordt sulfaat in veenbodems gereduceerd tot sulfide, dat in vrije vorm te ruiken is als rotte-eierengeur. Dit is al bij

lage concentraties giftig voor water- en oeverplanten, en ook voor veel bodemfauna. Omdat sulfide sterk gebonden wordt door opgelost ijzer, zal op locaties met ijzerrijke kwel of een hoge ijzerconcentratie in de bodem door kwel in het verleden (Figuur 11.5), geen vrij sulfide ophopen. Door de binding van sulfide aan ijzer zijn er minder bindingsplaatsen beschikbaar voor fosfaat aan allerlei ijzer-fosfaatcomplexen in de bodem, en wordt er ook fosfaat gemobiliseerd van deze bindingsplaatsen (Boström *et al.*, 1982; Caraco *et al.*, 1989; Roelofs, 1991; Smolders & Roelofs 1993; Koerselman & Verhoeven, 1995; Brouwer *et al.*, 1999; Lamers *et al.*, 2001). Bij voldoende vrij ijzer wordt op de grenslaag tussen bodem en water continu fosfaat gebonden aan geoxideerd ijzer. Sulfaatverrijking verstoort deze defosfaterende werking van ijzer in laagveenwateren met een hoge fosfaatconcentratie en een lage concentratie aan vrij ijzer, wat leidt tot sterke interne eutrofiëring. Om deze reden is de verhouding tussen opgelost ijzer en opgelost fosfaat in het anäerobe bodemvocht (verzameld via vacuümafzuiging) een goede indicator voor de mate van fosfaatmobilisatie naar de waterlaag (Figuur 4.9). Bij ratio's hoger dan 10 mol Fe / mol PO_4 wordt de mobilisatie van fosfaat naar de water sterk geremd, terwijl ratio's lager dan 1 leiden tot een hoge mobilisatiesnelheid. Voor eutrofe laagveenplassen in Zuid-Holland bleek het zelfs, met enige voorzichtigheid, mogelijk om deze ratio te gebruiken voor een schatting van de mobilisatiesnelheid (Figuur 4.16; Smolders, 2005). Bij een toename van de PO_4 / Fe ratio in het bodemvocht van 1 naar 300 (dus een afname van de Fe/PO_4 ratio van 1 naar 0.003) bleek de mobilisatiesnelheid in aquariumproeven toe te nemen van 0 tot 2.2 mg/m^2/dag (800 mg /m^2/jaar). De bruikbaarheid van deze parameter voor minder eutrofe situaties moet echter nog verder onderzocht worden. Doordat fosfaat voor een belangrijk deel ook gebonden wordt aan calcium en calciumcarbonaat (Figuur 4.14), geeft ook de Ca/PO_4 ratio in het bodemvocht een duidelijk verband met de fosfaatconcentratie in het bodemvocht; bij toename van deze ratio tussen 100 en 1000 neemt de fosfaatconcentratie in het bodemvocht sterk af. De relatie met fosfaat in de waterlaag is minder duidelijk dan bij ijzer, waarschijnlijk omdat ijzer niet alleen in de bodem fosfaat bindt, maar ook in de waterlaag. Wanneer de kritische P-flux voor laagveenwateren inderdaad rond 0.5-1 mg/m^2/dag ligt, spelen de gevonden waarden voor fosfaatmobilisatie in veel van de plassen een belangrijke rol bij de totale eutrofiëring. Voor sediment uit de Loosdrechtse Plassen zijn in een laboratoriumopstelling waarden van 1.4 tot 4 mg P/m^2/d gevonden (Boers, 1986). In andere Nederlandse laagveenplassen zijn in het verleden waarden variërend tussen 0.8 en 60 mg P /m^2/dag gevonden, met een mediaan rond 10-15 mg P/m^2/dag (Van der Molen en Boers, 1994). De hoogste waarde betreft de Kagerplassen. Bij dergelijk hoge P-belastingen in het verleden is het niet vreemd dat de interne P-mobilisatie nog zeer lang hoog kan zijn (nalevering). De mobilisatiesnelheden worden sterk bepaald door de temperatuur en snelheid van inzijging in de bodem.



Figuur 11.5 Uitspoeling van anäeroob, ijzerrijk bodemwater door ijzerrijke kwel of door diffusie vanuit een (door kwel in het verleden) ijzerrijke bodem, is in het veld goed herkenbaar aan het olieachtige, schilferige laagje ijzeroxiderende bacteriën en hun reactieproducten.

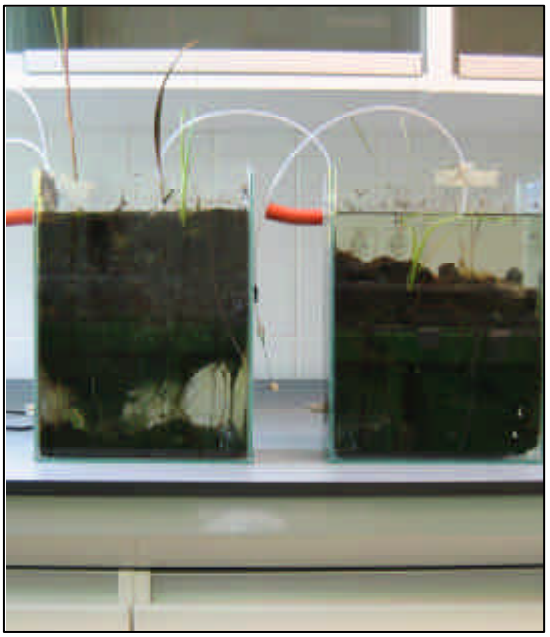
Het blijft echter moeilijk om de interne P-mobilisatie goed te kwantificeren, ook doordat er fosfaat behalve via diffusie ook via groei en afsterven van planten en algen, en via de activiteit van vissen (opwerveling, faeces) gemobiliseerd kan worden naar de waterlaag. Omdat het kwantificeren van de interne P-flux essentieel is voor het beheer (stuurknop of niet?), zal dit in de tweede fase verder uitgewerkt moeten worden.

Daarnaast leiden, zoals gezegd, reductieprocessen waaronder sulfaatreductie in de bodem tot de productie van alkaliniteit, waardoor de decompositie en mineralisatie gestimuleerd kunnen worden. In zoetwatervenen zijn sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater over het algemeen lager dan 150 µmol/l (14 mg/l). Door aanvoer van sulfaatrijk rivierwater (500-2000 µmol/L, 50-190 mg/l), maar zeker ook door sulfaatmobilisatie als gevolg van verdroging en nitraatbemesting, stijgt de concentratie van dit macro-ion sterk. De laatste jaren wordt steeds meer duidelijk dat de hoge nitraatbelasting in Nederland flink bijdraagt aan de sulfaatbelasting van Nederlandse wetlands, via denitrificatie waarbij ijzersulfiden (o.a. pyriet) in de bodem geoxideerd worden. Hoewel dit leidt tot voor het milieu gunstige stikstofverliezen naar de atmosfeer, wordt hierbij een groot probleem gecreëerd door de sterke toename van sulfaat. In broekbossen in oude Maasmeanders zijn als gevolg hiervan sulfaatconcentraties tot 6 mmol/l (570 mg/l) in het grondwater aangetroffen, die, zeker bij stagnatie van het water bij het opzetten van het peil in het groeiseizoen, tot enorme eutrofiëring en biodiversiteitsverlies leiden (Boxman & Stortelder, 2000; Lucassen *et al.*, 2001; Lucassen & Roelofs, 2005). Uit de analyse van de verschillende laagveenwateren in het OBN-onderzoek aan laagveenwateren komt een (voorlopige) sulfaatnorm van 100-200 µmol/l (10-19 mg/l) naar voren, gebaseerd op de sterke toename van fosfaat in het bodemvocht boven deze waarde (figuur 4.13). In het mesocosm-experiment werd geen direct effect van sulfaat op algengroei gevonden, maar wel sulfidetoxiciteit bij wortelende waterplanten (Spitsbladig fonteinkruid) en sommige helofyten (Moerasvaren, Pitrus). Uit dit onderzoek en uit beschikbare literatuur over zoetwater wetlands blijkt een concentratie hoger dan 10 µmol/l sulfide in het bodemvocht toxisch voor veel planten. Het is echter niet altijd mogelijk om de sulfaatbelasting te verlagen. Als deze belasting een probleem vormt, zal er dan gezocht moeten worden naar andere herstelmogelijkheden.

Het veen van kraggen wordt voor een groot deel drijvend gehouden door de productie van methaan. Dit (moeras)gas lost zeer slecht op in water en vormt hierdoor kleine belletjes in het veen, waardoor de dichtheid lager wordt. Voor hoogveendrijftillen is aangetoond dat voldoende methaanvorming en voldoende structuur van het veen nodig is om veen te laten opdrijven (Lamers *et al.*, 1999; Tomassen *et al.*, 2002). Bij een hoge beschikbaarheid aan electronacceptoren als sulfaat wordt de methaanproductie geremd door competitie om substraat (Lovley & Klug, 1983; Achtnich *et al.*, 2005), waardoor de drijftil zinkt. Dit geldt ook voor laagveendrijftillen in de uiterwaarden (Loeb *et al.*, verstuurd.; Figuur 11.6). In de tweede fase van het onderzoek zal onderzocht worden in hoeverre verstoring van de methaanvorming de verlanding via kraggen remt in Nederland. Hierbij zal zeker ook gekeken worden naar de rol van de nitraatinspoeling die in aantal anäerobe veenbodems voor hoge nitraatconcentraties zorgt (deze studie; Smolders & Brouwer, 2005). Nitraat zal, in theorie, de methaanproductie nog sterker remmen omdat dit, na zuurstof, de gunstigste electronacceptor is bij microbiële afbraak. Daarnaast kan methaan ook onder anaërobe omstandigheden door micro-organismen omgezet worden naar kooldioxide onder invloed van nitraat (Raghoebarsing *et al.*, 2006). Kooldioxide lost goed op en levert daardoor geen drijfvermogen. Omdat nitraat onder anaërobe omstandigheden gereduceerd wordt naar stikstof en lachgas (denitrificatie) en naar ammonium, is de nitraatconcentratie in ongestoorde laagveenbodems zeer laag of gelijk aan nul. Concentraties van enkele honderden micromolen per liter tot zelfs een millimol per liter (62 mg NO_3 /l) kunnen alleen verklaard worden door aanvoer van zeer nitraatrijk grondwater vanuit bemeste legakkers en veenweiden, of via laterale toestroom. Nitraatbemesting zal dan niet alleen via eutrofiëring, maar ook via de sterke reductie van het drijfvermogen verlanding via kraggen onmogelijk kunnen maken. Naast de ophoping van methaanbelletjes zullen ook de rhizomen, die meestal voor een groot deel uit aerenchym (luchtholten) bestaat, voor drijfvermogen

zorgen (Hogg & Wein, 1988a; Strack *et al.*, 2005). Aan dit onderwerp zal in de tweede fase aandacht geschonken worden.

Naast alkaliniteit en sulfaat kan ook een verhoogde chlorideconcentratie (3 mmol/l, 0.1 g/l) van zoet water leiden tot extra fosfaatmobilisatie. Dit is experimenteel aangetoond in kolomproeven (Beltman & Van der Krift, 1997; Beltman *et al.*, 2000). Bij het onderzoek aan verzoete en sterk geëutrofieerde laagveenwateren (in Ilperveld bijvoorbeeld, beschreven in dit rapport) werd echter ook gevonden dat een sterke verhoging van de chlorideconcentratie tot in het brakke bereik (200 mmol/l, 7.1 g/l) juist kan leiden tot een verlaging van de mineralisatie en fosfaatconcentraties in verzoete, voormalige brakwatervenen, door chloridetoxiciteit voor de microbiële omzettingen. De historie van de veenvorming en het type veen lijkt hierbij bepalend. Een concentratie van 25 mmol/l (0.9 g/l) lijkt te laag te zijn om dit effect te hebben op afbraak en mineralisatie. Voor goed ontwikkelde brakwaterveenvegetaties lijken concentraties hoger dan 28 mmol/l (1g/l) noodzakelijk (Van 't Veer & Giesen, 1997). Hoewel brakwatervenen van nature eutrofer zijn dan zoetwatervenen door de hogere sulfaatconcentraties, komen hier toch veel submerse brakwatertolerante waterplanten voor en ontbreken drijfbladplanten en algenbloei veelal. In Nederland komt dit type vooral nog voor op plaatsen in contact met brak grondwater of met ingelaten brak boezemwater, bijvoorbeeld in De Botshol. Op veel andere voormalige brakwaterveengebieden lijkt het inlaten van voldoende brak water echter onwenselijk (vanwege de agrarische functie) of technisch onmogelijk.



Figuur 11.6 Opdrijven van veen uit uiterwaarddrijftil (links) door methaan-ophoping en afzinken hiervan onder invloed van 1 mmol/l sulfaat (96 mg SO_4 /l), dat de productie van methaan sterk remt; Loeb et al., verstuurd).

Toxiciteit van sulfide, ammonium en ijzer

In anaërobe (veen)bodems kunnen gereduceerde verbindingen als sulfide en tweewaardig ijzer ophopen tot voor waterplanten, helofyten en macrofauna toxische concentraties (Koch *et al.*, 1990; Roelofs, 1991; Van Wijck *et al.*, 1992; Armstrong *et al.*, 1996; Smolders & Roelofs, 1996; Lamers, 2001; Van der Welle *et al.*, 2006; deze studie). Sulfide, dat ophoopt bij een hoge aanvoer van sulfaat en een lage beschikbaarheid van ijzer in de bodem, kan toxisch zijn bij waarden van 10 µmol/l (0.3 mg/l) en hoger (zoals ook bij Spitsbladig fonteinkruid in het mesocosm-experiment). IJzer kan toxisch zijn bij waarden vanaf ongeveer 100 µmol/l (6 mg/l). Mogelijk speelt dit mee bij de sterke negatieve correlatie tussen de aanwezigheid van kraggen en de ijzerconcentratie (Figuur 4.23), hoewel dit ook door oxidatie van ijzer als gevolg van radiaal zuurstofverlies uit wortels veroorzaakt kan zijn. Zaden lijken niet gevoelig voor sulfide, met uizondering van Riet (Figuur 8.12). Sulfide kan de kieming van zeggensoorten uit de vroege successie van kraggen zelfs stimuleren (Van den Broek *et al.*, 2006), mogelijk door de aantasting van de zaadhuid net als bij passage door het maag-darmstelsel van dieren. Kiemlingen zullen echter in de problemen komen

vanwege sulfidetoxiciteit. Ammonium, dat meestal alleen giftig is voor planten op een verzuurde bodem (bijvoorbeeld voor schraallandsoorten: De Graaf *et al.*, 1998; Lucassen *et al.* 2003; Van den Berg *et al.*, 2005), kan voor waterplanten giftig zijn vanaf 100 µmol/l (1.8 mg NH_4/l). Dit bleek voor Krabbenscheer, in ieder geval onder fosfor-gelimiteerd omstandigheden, waarbij ammonium in de plant ontgiftigd wordt door opslag van stikstof in stikstofrijke aminozuren (Smolders *et al.*, 1995). Bij verhoging van het fosfaataanbod zal het ammonium bij opname verder 'verdund' worden door groei, waardoor toxiciteit pas bij hogere concentraties plaats zal vinden. Ook de ophoping van organische zuren zoals azijnzuur, gevormd bij veenafbraak, kunnen in de bodem giftige concentraties bereiken voor planten (Armstrong *et al.*, 1996). Naast chloride in brakwatervenen kunnen dus ook deze stoffen sturend zijn voor de vegetatieontwikkeling, naast het aanbod van de verschillende voedingsstoffen. Hierbij is een sleutelrol weggelegd voor het verlies van zuurstof via de wortels (ROL, radial oxygen loss), niet alleen in kwantitatieve zin, maar vooral ook de verdeling hiervan langs de wortel (Visser *et al.*, 2000; Smolders & Roelofs, 1996; Lamers *et al.*, in prep.).

Bemesting van oevers en veenweiden
Tijdens het onderzoek werd steeds meer duidelijk dat niet alleen het inlaatbeheer, maar ook het beheer van de terrestrische delen van het laagveengebied zeer belangrijk is. Bemesting van veenweiden en legakkers kan lokaal leiden tot sterke eutrofiëring van zowel de oevers, het water en de waterbodem. Op verrijkte locaties zal maai- of plagbeheer nodig zijn. Daarnaast zal het laten liggen van maaisel op oevers voor eutrofiëringsproblemen zorgen, waardoor oeververlanding sterk gehinderd wordt. Ook dit pleit voor een aanpak op landschapsschaal. Ook in gebieden met kwel, zoals Het Hol, blijkt grondwaterverontreiniging met ammonium en nitraat tot een sterke toename van deze nutriënten in het bodemvocht te leiden (Figuur 4.8). Dergelijke hoge waarden werden ook gevonden in de Botshol, waar geen kwel is, wat aangeeft dat ook de laterale toestroom de oorzaak kan zijn. Zeer waarschijnlijk veroorzaakt deze stikstofverrijking, vooral op locaties waar lang niet geschoond is, ammoniumtoxiciteit bij onder andere Krabbenscheer (Figuur 7.7). Daarnaast blijkt eutrofiëring van de oevers, zowel in het mesocosm-experiment (Figuur 4.42) als in het veld (Figuur 4.21 en 4.22) te kunnen leiden tot sterke verruiging, en een afname van het bedekkingspercentage van kraggevormers (ecosystem engineers) door troebeling. Algendichtheden namen hier ook het snelst toe.

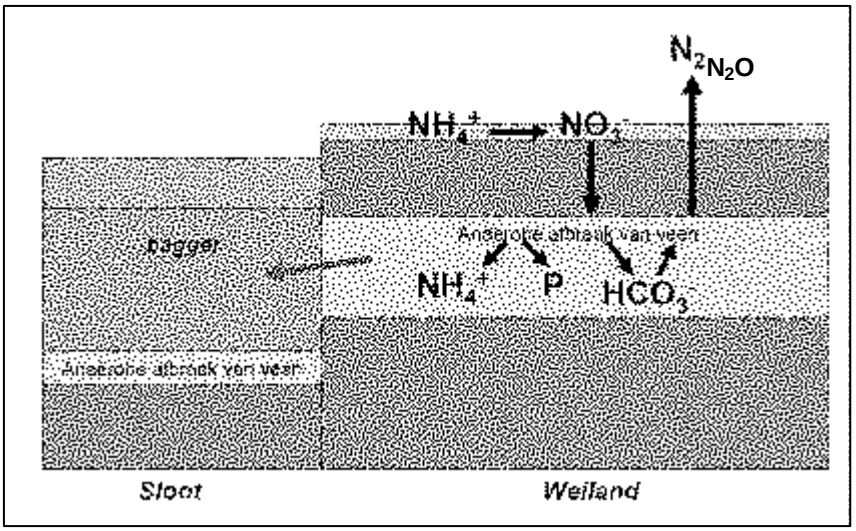
Hoge nitraatconcentraties in het bodemvocht, zoals in Het Hol, zorgen er echter wel voor dat de mobilisatie van fosfaat vanuit de waterbodem verminderd wordt. IJzer- en sulfaatreductie worden sterk geremd, waardoor fosfaat beter gebonden blijft in de bodem. Dit fenomeen is bekend van elzenbroekbossen die een hoge nitraatinspoeling kennen vanuit hoger gelegen, zwaar bemeste zandgronden (Lucassen *et al.*, 2004). Dit betekent dat een afname van de nitraatconcentratie, door het terugdringen van bemesting, op locaties met hoge sulfaat- en fosfaatconcentraties, tot nieuwe fosfaateutrofiëring kan gaan leiden.

Tijdens de laatste jaren van onderzoek in veenweidegebieden lijkt steeds meer naar voren te komen dat de hoge nitraatbemesting van de graslanden grote effecten heeft op de bodemdaling en de productie van slib. Dit werd ingegeven door een veldbezoek aan de Reeuwijkse Plassen, georganiseerd door J. van Gemeren (Watersnip advies), waarbij bleek dat legakkers zowel aan de loef- als aan de lijzijde sterk afkalven *onder* de geoxideerde toplaag (Figuur 11.7). Dit kan deels verklaard worden door de inwerking van alkalisch, sulfaatrijk water, maar lijkt ook veroorzaakt te kunnen worden door de bemesting van legakkers. Het overschot aan nitraat spoelt uit naar het anaërobe veen in de ondergrond, waar het naar alle waarschijnlijkheid de veenafbraak stimuleert. Omdat nitraat als electronacceptor vrijwel even gunstig is als zuurstof, is de verwachting dat de anaërobe veenafbraak met nitraat even snel zal gaan als de afbraak met zuurstof. Het nitraat wordt voor een groot deel gedenitrificeerd en omgezet naar stikstof- en lachgas (Figuur 11.8), maar daarbij wordt veen afgebroken tot slib dat onder de relatief intacte, aerobe toplaag uitzakt naar het aanliggende water. Vaak is het veen

al enige meters vanaf de kant ingezakt, wat veroorzaakt lijkt door het wegvloeien van baggerslib naar het water. Dit proces lijkt ook in Wormer- en Jisperveld van groot belang bij de slibproblematiek (Smolders & Brouwer, 2005), en is mogelijk algemener in het Nederlandse veenweidegebied dan gedacht. Het verklaart, naast de daling van het maaiveld ook waarom de sloten, ondanks frequent baggeren, niet steeds dieper worden. Tegelijkertijd zorgt het, ook bij relatief hoge grondwaterstand, voor sterke bodemdaling. Daarnaast kunnen via denitrificatie ook ijzersulfiden ('pyriet') in de bodem geoxideerd worden tot sulfaat (Lamers *et al.*, 2001; Van der Welle *et al.*, verzonden), leidend tot het verder opladen van laagveenwateren met sulfaat. Het belang van deze processen in laagvenen is in onderzoek (RU, B-Ware, UU), en zal onderdeel uitmaken van de tweede fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren. Hierbij zal ook onderzocht moeten worden of de verschillende typen veen (zeggenveen, rietveen, veenmosveen) verschillend reageren op stikstofbemesting, en wat de koppeling is met het peilbeheer. Eens te meer blijkt dat de wateren een sterke samenhang hebben met hun omgeving in het laagveenlandschap.



Figuur 11.7 Sterke veenafbraak in een legakker in het achterland van de Reeuwijkse Plassen, zowel aan loef- als aan lijzijde. Foto L. Lamers.

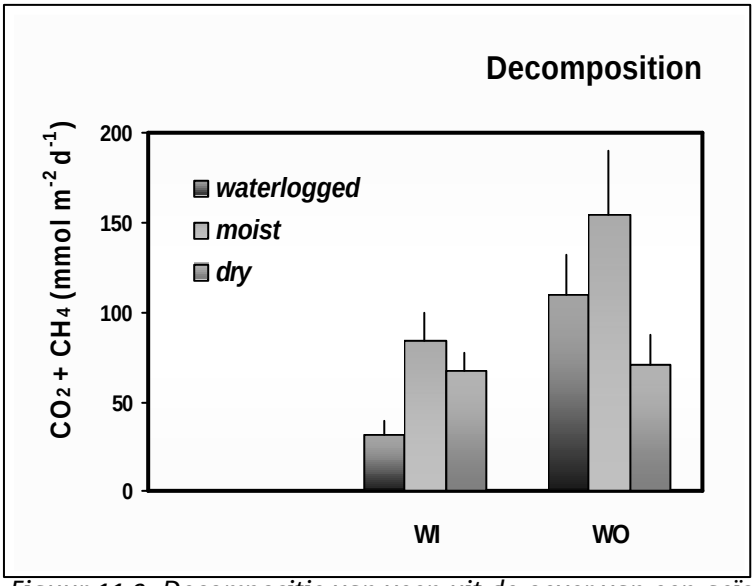


Figuur 11.8 Baggervorming onder bemeste veenweiden en legakkers als gevolg van zuurstofloze, nitraatgestuurde veenafbraak (hypothese).Uit: Smolders & Brouwer, 2005.

Het streven naar een optimaal weidevogelbeheer in het veenweidegebied (bemeste en bekalkte weilanden), zoals bijvoorbeeld in waterland, kan tegenwoordig zodoende op gespannen voet staan met het streven naar helder water. Er zal onderzocht moeten worden of het mogelijk is om met een reductie in de mestgift (ruwe stalmest of kunstmest leveren beide nitraat) de gecombineerde doelstelling vast te houden. Als het stikstofverbruik op 20-30 kg N per hectare per jaar ligt, zal dit lastig worden, aangezien dit de huidige atmosferische depositie is in Nederland. In dat geval zal een beheerder duidelijke keuzes moeten maken, of beide doelstellingen in verschillende deelgebieden moeten nastreven.

Verdroging en veenafbraak

Zoals hierboven uitgelegd kan de microbiële afbraak van veen (decompositie) versneld worden onder invloed van de toegenomen beschikbaarheid van een electronacceptor als sulfaat, nitraat, of ijzer. De gunstigste electronacceptor is echter zuurstof; bij dezelfde hoeveelheid organisch substraat levert dit de meeste energie op voor micro-organismen. Maatregelen om de productie van veengraslanden te verhogen via sterkere infiltratie van water uit sloten (drainagebuizensysteem) in het groeiseizoen kunnen daarmee leiden tot verlaagde afbraak, mits de anaërobe afbraak hierdoor niet gestimuleerd wordt door extra hoge aanvoer van nitraat of sulfaat (Van Hardeveld *et al.*, 2006).
De afbraak bij verdroging kan ook gelimiteerd worden door de beschikbaarheid van vocht; sterke verdroging leidt normaalgesproken tot een lagere afbraak dan lichte verdroging (Figuur 11.9). Vergelijking van de potentiële veenafbraak (decompositie) onder aërobe en anaërobe omstandigheden liet zien dat natte veenbodems onder aërobe, maar wel vochtige omstandigheden vrijwel altijd sneller afbreken (gemeten via de kooldioxide- en methaanproductie). Dit betekent dus dat het droogvallen van waterverzadigd veen in eerste instantie zal leiden tot versnelde afbraak. Dit houdt echter niet automatisch in dat de mineralisatie van stikstof en fosfor ook toeneemt. Door de grotere binding van fosfaat aan geoxideerd ijzer onder aërobe omstandigheden is de netto mineralisatie van deze voedingsstof meestal lager (Figuur 7.9 - 7.11). Wanneer het veen echter sterk opgeladen is met ijzersulfiden (brak veen of door inlaat sulfaatverrijkt veen), kan de pH bij verdroging dalen tot waarden lager dan 4 door de productie van zwavelzuur, waarbij fosfaat weer in oplossing gaat (Lamers *et al.*, 2001). Door deze verzuring kan de veenafbraak onder droge omstandigheden zelfs lager worden dan onder waterverzadigde omstandigheden (Figuur 11.9)



Figuur 11.9. Decompositie van veen uit de oever van een geïsoleerd petgat in De Weerribben (WI) en de oever van een aanliggend petgat in open verbinding met het sulfaatrijke, harde inlaatwater (WO). Beide oevers liggen aan dezelfde legakker. Van waterverzadigd naar vochtig neemt de decompositie toe. Bij sterke verdroging neemt deze weer af, vooral voor het veen van WO dat verzuurde door de oxidatie van ijzersulfiden. Lamers, niet gepubliceerd.

Versnippering, zaadbank en dispersie
Voor de aquatische vegetaties lijkt het er op dat de diasporenvoorraad in de bodem vaak beter is dan verwacht, zoals bleek in bijvoorbeeld Terra Nova na verbetering van de waterkwaliteit, ondanks lage totale aantallen aan diasporen (zaden, sporen en stekjes; Tabel 8.7). Helaas lijkt dit voor de oevervegetaties minder op te gaan. Als er al kraggen aangetroffen waren, wat zeldzaam is geworden in Nederland, dan trad daadwerkelijke verlanding nog maar in de helft van de gevallen op. 'Ecosystem engineers', nodig voor verlanding, ontbraken veelal. Zaden van semi-aquatische soorten hebben een korter-levende zaadbank (Vermeer & Joosten, 1992; Strijkstra *et al.*, 1998; Van den Broek *et al.*, 2006). Beltman *et al.* (2005) vonden dat de kans op herstel van laagveenvegetaties sterk afhankelijk was van de verbinding tussen petgaten (connectiviteit), wat aangeeft dat dispersie beperkend is voor herstel van de biodiversiteit. Dit kan een conflict opleveren met het streven naar isolatie van laagveenwateren, om de invloed van gebiedsvreemd water te beperken. Als er in de wintermaanden voldoende dispersie optreedt, zoals in kanalen (Boedeltje, 2005), zou dit minder spelen, aangezien de isolatie met name in het groeiseizoen gewenst is. Een en ander is echter ook afhankelijk van het drijfvermogen van de zaden, dat per soort sterk kan verschillen en over het algemeen hoger is voor permanent natte dan voor periodiek overstroomde vegetatietypen (Van den Broek *et al.*, 2005). Het onderwerp versnippering zal, zowel voor vegetatie als voor fauna, meer aandacht krijgen in de tweede onderzoeksfase. Isolatie en dispersie spelen op landschapsschaal en regionaal. Ook voor doelsoorten van het fytoplankton, waaronder veel sieralgen, is nog onbekend in hoeverre versnippering een rol speelt.

11.3 Stuurvariabelen; *diagnostic tools*

Het onderzoek heeft in de eerste fase van het onderzoek al een aantal voorlopige *diagnostic tools'* opgeleverd. De belangrijkste constatering is dat het voor zowel terrein- als waterbeheerders absoluut nodig is om ook in de waterbodem, oever en kraggen te gaan meten. Dit is traditioneel niet gebeurd in het verleden, waardoor het veel moeilijker is om veranderingen te kunnen begrijpen, zowel positieve als negatieve. Juist laagveenwateren, met een grote voorraad aan nutriënten opgeslagen in het veen, een potentieel reactieve bodem en een klein volume water per vierkante meter bodem, worden sterk gestuurd door bodemprocessen. Nu de kwaliteit van het aangevoerde oppervlaktewater met betrekking tot nutriënten vaak sterk verbeterd is (o.a. door defosfatering), wordt de bijdrage van bodemprocessen relatief nog groter. Bodemvocht kan op eenvoudige wijze met keramische cups en spuiten verkregen worden (zie paragraaf 4.2). Het is meestal niet nodig om een groot aantal metingen binnen een klein gebied uit te voeren. De dichtheid van meetpunten (in het kader van vooronderzoek of monitoring) in plassen, petgaten en sloten hangt af van de grootte en vorm, de heterogeniteit van bodem, vegetatie, fauna en plankton, verwachte gradiënten en het beheer van aanliggende percelen. Daarnaast geven de resultaten van dezelfde, eerder uitgevoerde maatregelen binnen het gebied (bij een overeenkomstige uitgangssituatie) ook al veel informatie over de kans van slagen. De noodzaak en intensiteit van monitoring hangt ook samen met het type maatregel en de status hiervan in de EGM-handleiding (Ommering & Hendriks, 2004; zie paragraaf 11.4).

Hieronder staat een aantal van deze *voorlopige diagnostic tools*:
- De turbiditeit van het oppervlaktewater: waarden onder 5-15 NTU (dit is bodemzicht in de ondiepe Nederlandse laagveenwateren) lijken niet alleen nodig voor een goed ontwikkelde onderwatervegetatie, maar ook voor actieve verlanding vanuit oevers en kraggen (Figuur 4.10 en 4.21).

- De chlorofylconcentratie in het water mag volgens de Kaderrichtlijn Water in 'natuurlijke' (weinig verstoorde) laagveenwateren maximaal 20 µg/l bedragen. Dit bleek in dit onderzoek ook ruwweg de scheidingslijn tussen heldere, biodiverse wateren en troebele wateren.

- De Fe/PO_4 ratio in het anäerobe bodemvocht van onderwaterbodems: waarden lager dan 1 (mol/mol) veroorzaken een sterke mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag, bij waarden hoger dan 10 is deze mobilisatie gering (Figuur 4.9). Deze variabele geeft, los van periodieke schommelingen in de fosfaatconcentratie van de waterlaag, inzicht in het proces van P-mobilisatie. Voor eutrofe veenplassen in Zuid-Holland is aangetoond dat deze ratio ook een schatting van de nalevering (mobilisatiesnelheid) kan geven (Figuur 4.16). Er zal nog verder onderzocht moeten worden in hoeverre dit ook voor minder eutrofe situaties geldt. De bedekking met waterplanten op de rode lijst blijkt in de Nederlandse laagveenwateren sterk toe te nemen bij een toename van deze ratio tot boven de 10 (Figuur 4.11). De biodiversiteit van de oevervegetatie en het voorkomen van 'ecosystem engineers' blijkt echter niet direct met deze ratio samen te hangen.

- Ook de Ca/PO_4 ratio in het anäerobe bodemvocht geeft een indicatie van de fosfaatbinding in de bodem; tussen 100 en 1000 neemt de fosfaatconcentratie in het bodemvocht sterk af (Figuur 4.9b). De relatie met de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag is echter minder duidelijk is dan bij de Fe/PO_4 ratio. De bedekking met Rode-lijstsoorten neemt sterk toe bij een Ca/PO_4 ratio boven de 100 (Bijlage 4).

- De sulfaatconcentratie van het (inlaat)water: waarden hoger dan 100-200 µmol/l (10-19 mg/l) leiden vaak tot sterke fosfaatmobilisatie in het bodemvocht en daardoor ook tot hogere fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater (Figuur 4.13). Bij deze concentraties lijkt ook een grotere soortendichtheid op de oever voor te kunnen komen, vergeleken met waarden die dubbel zo hoog zijn (Figuur 4.19). Daarnaast leidt sulfaatverrijking op locaties met een lage beschikbaarheid van opgelost ijzer in de bodem tot voor een aantal waterplanten en helofyten toxische concentraties van sulfide (Figuur 4.12).

- De alkaliniteit van het (inlaat)water; vooralsnog wordt een maximumwaarde van 2 meq/l aangehouden. De alkaliniteit van het bodemvocht is echter het belangrijkst, bij waarden boven 2 meq/l neemt de veenafbraak en mineralisatie sterk toe. De alkaliniteit van het bodemvocht wordt vooral bepaald door de snelheid van reductieprocessen (nitraat-, ijzer- en sulfaatreductie).

- De verdeling van fosfor over de verschillende fracties in de bodem (P-fractionering; Figuur 4.14 en 4.15): een hoge concentratie van ijzergebonden fosfaat, meestal als gevolg van ijzeraanvoer in het verleden gecombineerd met een hoge fosfaataanvoer, levert nu grote risico's op voor interne eutrofiëring onder invloed van sulfaat. Er is feitelijk sprake van een 'fosfaatbom' in de bodem. Dit geldt echter alleen als de Fe/PO_4 ratio te laag is (1 of lager). Actuele aanvoer van ijzerrijk kwelwater kan echter voor voldoende immobilisatie van fosfaat (en dus een gunstige Fe/PO_4 ratio) blijven zorgen. Mogelijk kan ook de labiele fosfaatfractie gebruikt worden als een indicatie voor fosfaatverlies naar de waterlaag (grenswaarde mogelijk rond 5 µmol/g drooggewicht; Figuur 4.16).

11.4 OBN-maatregelen in laagveenwateren

Type maatregelen binnen OBN
Er zijn drie OBN/EGM-maatregelen gedefinieerd in de Handleiding subsidie effectgerichte maatregelen 2005 (EGM-handleiding; Ommering & Hendriks, 2004; zie ook Lamers *et al.*, 2001): reguliere maatregelen (R), proefmaatregelen (P) en experimentele (E) maatregelen. Reguliere maatregelen zijn maatregelen waarvan uit onderzoek is gebleken dat ze effectief zijn in de bestrijding van een of meerdere VER-thema's, en daarnaast nauwelijks of geen ongewenste neveneffecten hebben. Er zijn echter nog geen reguliere maatregelen gedefinieerd voor laagveenwateren. Proefmaatregelen zijn maatregelen waarvan de effectiviteit met betrekking tot de

VER-thema's nog niet zeker is, of waarvan de risico's nog onvoldoende duidelijk zijn. Er zijn echter (sterke) aanwijzingen dat deze effecten een positief uitwerken. Naast beleidsmonitoring kan er ook onderzoeksmonitoring nodig zijn, bepaald door het Deskundigenteam Laagveenwateren. Deze maatregelen kunnen in principe alleen door de grote terreinbeherende instanties aangevraagd worden. Experimentele maatregelen zijn nieuwe maatregelen, waarvan nog niet eerder op praktijkschaal is uitgeprobeerd of ze effectief zijn, of ongewenste neveneffecten hebben. Deze maatregelen worden bedacht door het betreffende Deskundigenteam, maar eventueel ook door terreineigenaren/beheerders. Ze zijn alleen subsidiabel binnen onderzoek dat door Deskundigenteams wordt begeleid. Als maatregelen opgenomen zijn in de EGM-handleiding, staat dit hieronder aangegeven.

Defosfatering en fosfaatvastlegging
De gebruikelijke aanpak bij het saneren van de fosfaatvracht is via de aanpak bij de externe bronnen, via het inlaatbeheer of defosfatering. Op deze wijze is de fosfaatbelasting van een groot aantal laagveenwateren sterk verlaagd. Beide maatregelen zijn in de EGM-handleiding (Ommering & Hendriks, 2004) ondergebracht onder 'verbeteren van de hydrologische situatie', met de status P/E. Dit wil zeggen dat ze, afhankelijk van de situatie, als proef- dan wel experimentele maatregel gedefinieerd zijn. Ook het aanleggen van helofytenfilters kan sterk bijdragen aan vermindering van de fosfaatlast, zoals bijvoorbeeld in De Meije werd aangetoond (Meuleman *et al.*, 2004). Een probleem hierbij bleek dat de concentraties van macro-ionen als bicarbonaat en sulfaat niet verlaagd werden, waardoor het risico op interne eutrofiëring even groot blijft. De defosfateringscapaciteit van helofytenfilters is echter, vooral voor grote plassen met een grote watervraag, vaak ontoereikend en de efficiëntie hangt erg af van het al dan niet optreden van interne eutrofiëring in het helofytenfilter. Dit treedt met name op wanneer er een veenbodem is die weinig vrij ijzer bevat (zie Lamers *et al.*, 2001).

In laagveenwateren met een lage fosfaat- en sulfaatlast kan overwogen worden om het fosfaat bij te hoge interne concentraties binnen het gebied vast te leggen, door behandeling van de bodem met ijzerchloride of aluminiumchloride (Lamers *et al.*, 2001). Op korte termijn kan beijzering van veenbodems zeer succesvol zijn, zoals gedemonstreerd in een sloot in De Bruuk (Smolders *et al.*, 1995), maar het effect duurt meestal niet langer dan één seizoen, doordat de consumptie van dit metaal door binding aan fosfaat en sulfide erg hoog kan zijn. Voor het Uddelermeer, een relatief sterk geïsoleerde pingo-ruïne met een dikke veenbodem, is deze maatregel voorgesteld om de fosfaatconcentratie in de waterlaag te reduceren. Een enclosure-experiment liet zien dat dit een goede optie was (Witteveen + Bos, 2003). In principe is aluminiumchloride, dat in de Verenigde Staten veel meer gebruikt wordt voor fosfaatfixatie dan ijzerchloride, beter geschikt omdat het niet gevoelig is voor redoxveranderingen. Dit zal in de tweede fase verder onderzocht worden, waarbij ook het eventuele effect op bodemfauna bestudeerd zal worden. Aluminium is echter het meest algemene metaal op aarde, en het toedienen van ijzer bleek door verdringing tot hogere aluminumconcentraties te leiden dan het toedienen van aluminium. Alleen bij sterke verzuring neemt de mobiliteit en toxiciteit van aluminium sterk toe. Zo lang de bodem voldoende gebufferd blijft, lijkt er geen bezwaar te zijn. In principe kan fixatie met ijzer- of aluminiumzouten ook gebruikt worden in fosfaatrijke kraggen en schraallanden, mits het in de bodem geïnjecteerd wordt. Dit is momenteel in onderzoek. Bevloeien met ijzerrijk water heeft geen zin, omdat de pH van (zuurstofhoudend) oppervlaktewater onverantwoord laag wordt. Bij neutrale pH (sterk gebufferd water) oxideert het ijzer tot roest (oranje vlokken) en zal het niet in de bodem treden.

Wanneer een hoge interne fosfaatmobilisatie samenhangt met een hoge sulfaat- en bicarbonaatlast, kan deze ook verlaagd worden door het desulfateren en ontharden (gekoppelde techniek) van het inlaatwater. Hoewel er wel plannen zijn voor het eventuele aanwenden van deze maatregel, is zij nog niet op veldschaal getest.

Inlaat-, peilbeheer en isolatie
Ook deze maatregelen zijn in de EGM-handleiding (Ommering & Hendriks, 2004) met de status P/E ondergebracht bij 'verbeteren van de hydrologische situatie'. Een flexibel peilbeheer, met peilverlaging in de zomer, kan gunstige effecten hebben op de waterkwaliteit. Op de eerste plaats hoeft er minder gebiedsvreemd water ingelaten te worden (zoals bijvoorbeeld in De Deelen), waardoor de externe en interne eutrofiëring gereduceerd kan worden. Dit wordt ondersteunt door de waarneming dat de fosfaatconcentraties in De Deelen in de droge zomer van 2003, toen het waterpeil sterk uitzakte, sterk daalden (Figuur 5.10). Daarnaast kan bij isolatie meer regenwater vastgehouden worden, wat door verdunning kan leiden tot een betere waterkwaliteit (fosfaat, alkaliniteit, sulfaat). Bovendien kan, zeker bij tijdelijk droogvallen, fosfaat beter in de bodem gebonden worden door toegenomen oxidatie van ijzer (Wienk *et al.*, 2000). Hoewel dit gunstige effect duidelijk is aangetoond in broekbossen (Lucassen & Roelofs, 2005), is het nog te vroeg om te kunnen aangeven hoeveel isolatie aan P-reductie en vegetatieherstel heeft opgeleverd in de onderzochte gebieden (De Deelen, Westbroek, Ilperveld). Voorwaarde is wel dat bij hoge mobilisatie van fosfaat en/of sulfaat voldoende afvoer plaatsvindt. In broekbossen met sulfaatrijke kwel wordt dit gedaan door het peil lager op te zetten dan de kweldruk, waardoor doorstroming gegarandeerd is. De belangrijkste reden voor het uitblijven van effecten van isoleren in dit onderzoek is het uitblijven van voldoende isolatie (De Deelen) of het niet ver genoeg uitzakken van het peil in de zomer (Westbroek). De droge zomer van 2003 lijkt in De Deelen wel een daling van de P-concentratie veroorzaakt te hebben. De eutrofiëring is in de onderzochte gebieden echter nog te hoog om kwaliteitsverbetering te zien. In Ilperveld lijken de water- en bodemkwaliteit van meer geïsoleerde petgaten gunstiger met betrekking tot fosfaat en sulfide, en mogelijk ook ammonium, in het bodemvocht.

Het tijdelijk laten droogvallen van (delen van) een laagveenwater (enkele weken), wat bij sloten makkelijker zal gaan dan bij plassen, leidt over het algemeen tot verbetering van de waterkwaliteit doordat er meer geoxideerd ijzer vrijkomt om fosfaat te binden (Lamers *et al.*,1998; Lucassen & Roelofs, 2005; Smolders *et al.*, 2006a). Ook na hervernatten blijft fosfaat beter gebonden. Door de zuurstoftoevoer en verbeterde lichtcondities kiemen veel zaden van water- en oeverplanten, en vormen helofyten lange uitlopers. Bovendien is bij een wisselend peil de golfslag niet constant op dezelfde hoogte in de helofytenvegetatie (Coops & Van der Velde, 1995; Graveland & Coops, 1997). Daarnaast klinkt het slib gedeeltelijk in, waardoor opwerveling verminderd zal worden, en worden potentieel giftige stoffen als ammonium en sulfide omgezet naar nitraat en sulfaat. Ten slotte wordt bij het droogvallen zwavelzuur (sulfaat en zuur) gevormd, waardoor het water op een natuurlijke manier onthard wordt. Na een droge periode is in het oppervlaktewater vaak een toename van de sulfaatconcentratie zichtbaar. Dit sulfaat dient wel afgevoerd te worden, om nieuwe interne eutrofiëring door sulfaatreductie te voorkomen. In verzoete brakwaterveengebieden (zoals Waterland) is een sterker fluctuerend peil echter geen optie gebleken voor eutrofiëringsbestrijding (Figuur 5.17 en 5.18; Geurts et al. 2004b). In potentie zou door volledige droogval de fosfaatconcentratie gehalveerd kunnen worden door oxidatie van ijzer (fosfaatafname maar liefst 50 µmol/l; 1.5 mg PO_4-P/l!), maar deze blijft voor een (ver)zoetwaterveen een factor 10 tot 20 te hoog. De extreem hoge concentraties aan sulfaat, fosfaat en sulfide maken herstel via peilbeheer onmogelijk in verzoete brakwatervenen. Het lijkt er sterk op dat in deze zeer fosfaat- en sulfaatrijke venen chloride vooralsnog de enige stuurknop is om eutrofiëring terug te dringen. Er zal echter onderzocht moeten worden hoe de extra veenafbraak in de waterbodem en oever door verdroging tijdens de laagwaterperiode zich verhoudt tot de vermindering van afbraak door eutrofiëringsbestrijding en ontharding van het water. Verlies van gewasopbrengst op de randen van aanliggende weilanden zal, naar verwachting, marginaal zijn. Bij het achterblijven van een dunne laag water kan de fosfaatmobilisatie echter hoger worden door sterke opwarming van de waterlaag, waardoor sterke algenontwikkeling kan plaatsvinden.

Flexibel peilbeheer (marges van centimeters tot enkele decimeters) is op de meeste locaties vooral gericht op een vermindering van de aanvoer van gebiedsvreemd water

in het groeiseizoen. Enkele centimeters minder hoog opzetten kan een flinke afname van de externe en/of interne fosfaatbelasting betekenen. Een water- en stoffenbalans zal moeten aangeven of deze maatregel dan zinvol is. Voor zeer eutrofe wateren, zoals in voormalige brakwatervenen, is het de vraag of dit voldoende verbetering geeft. Het grootste deel van zowel fosfaat als sulfaat komt hier immers binnen het gebied vrij. Op locaties met grondwateraanvoer kan er eventueel extra kwel optreden door toename van het potentiaalverschil (Lucassen & Roelofs, 2005).

Door het langer vasthouden van water in de winter, binnen de laagveenwateren of in spaarbekkens, zou (een deel van) het watertekort in het groeiseizoen opgeheven kunnen worden. Aan de hand van een water- en stoffenbalans zal echter gekeken moeten worden of het verstandig is om het water vast te houden, als de concentratie fosfaat hoog is (mondelinge mededeling A. Kooijman). In praktijk zal het echter moeilijk zijn om al het water in de winter vast te houden, tenzij er een retentiebekken is. In dit geval is het essentieel om na te gaan in hoeverre het water met fosfaat opgeladen zal worden in het spaarbekken. Weilanden die lange tijd in agrarisch natuurbeheer zijn geweest, zijn over het algemeen niet bruikbaar vanwege de enorme fosfaatmobilisatie uit de bodem na vernatting (Smolders, 2006b; zie ook ‘vernatting’, hieronder).

Er is op veel locaties echter een praktisch probleem met flexibel peilbeheer, in verband met gevreesde effecten op de infrastructuur (o.a. verzakking, paalrot) of, in ieder geval, claims van omwonenden. Dit was ook de reden dat een peilexperiment in de Loenderveense Plas afgeblazen moest worden; opschaling zou technisch of juridisch onmogelijk zijn. Een ander probleem kan het effect op de vaarrecreatie zijn, doordat het water te ondiep wordt. Een zeer technische oplossing zou beluchten van de sliblaag kunnen zijn, waarbij de bodem niet droog hoeft te vallen. Hiermee is echter, naar ons weten, geen ervaring in laagveenwateren. Het opwoelen van de bodem zou, naast oxidatie, echter ook een extra stroom van nutriënten naar de waterlaag kunnen veroorzaken.

Het is echter erg jammer dat het peilverlagings-veldexperiment (met een dam) in de Loenderveense Plas niet door kan gaan, omdat dit een duidelijke vergelijking zou opleveren, met voldoende peildaling om (delen van) de veenbodem aan de oppervlakte te laten komen. Het is zeer wenselijk om in de Tweede Fase een dergelijke vergelijking op een andere locatie te kunnen volgen. In de meeste peilbeheersexperimenten is een direct effect van peilvariatie niet te meten, omdat het peilbeleid van het ene op het andere jaar direct voor het hele (deel)gebied geldt. Het effect van isolatie op de vegetatie zal in ieder geval uitgebreid worden. Een recent bij OBN ingediend plan voor de Kiersche Wijden (water, moerasbos, grasland en rietland) in De Wieden biedt hiervoor wellicht ook goede mogelijkheden.

Actief biologisch beheer: visstandsbeheer
Actief biologisch beheer valt in OBN/EGM-termen onder de maatregel ‘beheer van de voedselketen’, met de status P/E (Ommering & Hendriks, 2004). Landelijk gezien is herstel van wateren via actief biologisch beheer (ABB; internationaal biomanipulatie genoemd; Hosper, 1993; Gulati & Van Donk, 2002) veruit het moeilijkste voor wateren met een veenbodem. Bij de evaluatie in 1998 (Meijer & De Boois, 1998) bleek in slechts één van de 9 veenwateren (i.e. 11%), het Duinigermeer (Klinge, 1995), bodemzicht bereikt te zijn door ABB, hoewel het doorzicht wel tijdelijk wat verbeterde in een aantal andere plassen. Voor plassen met een zand- of kleibodem was dit percentage respectievelijk 66% en 57%. Uit de resultaten van het Duinigermeer en de beheersproef in Terra Nova (Hoofdstuk 6) blijkt dat het via het voldoende wegvangen van benthivore en planktivore vis mogelijk is om het water, in ieder geval op kortere termijn, helder te laten worden en groei van onderwatervegetatie sterk te stimuleren. Voorwaarde voor het inzetten van actief biologisch beheer is echter wel dat de fosfaatbelasting voldoende gereduceerd is om onder de ‘rechter’ kritische grens te liggen (zie paragraaf 11.2). Als dit niet het geval is, zullen aanvullende maatregelen nodig zijn om de belasting binnen het traject met mogelijke omslag naar helder water te brengen.

Het wegvangen van de vissen moet met grote zorg uitgevoerd worden, waarbij fuiken, zegen, kieuwnetten en elektrovisapparatuur gebruikt worden. Even belangrijk is het om goede visweringen aan te brengen, om het binnentrekken van vissen van buiten te voorkomen. Dat het niet altijd hoeft te lukken blijkt uit het uitblijven van deze resultaten in De Deelen, hoewel de effectiviteit van het wegvissen en de uitkomst nog verder gevolgd zal moeten worden in de tweede fase van het OBN-onderzoek.

Streefniveau's bij het uitdunnen van de visstand zijn (Klinge *et al.*, 1995; Klinge, 1998; Meijer & De Boois, 1998):
- 10 tot 15 kg kg/ha aan planktivore vis (zoöplanktonetende vis; ruwweg alle individuen kleiner dan 15 cm);
- 15 tot 25 kg/ha aan benthivore vis (voedsel etend en opwoelend uit de bodem; alle overige vissen behalve roofvissen.

Voorafgaand aan de uitdunning en na afloop dient een gestandaardiseerde bemonstering uitgevoerd te worden, conform het STOWA Handboek visbemonstering, met schattingen van de overgebleven populatie via een Petersen-schatting.

Uit de beheersproeven in Terra Nova blijkt dat herstel al binnen het eerste groeiseizoen kan optreden: helder water met ontwikkeling van onderwatervegetatie waaronder Breekbaar kransblad, Puntdragend kranswier en verschillende fonteinkruiden. Het lijkt erop dat het herstel niet vanzelfsprekend via een toename van het zoöplankton (grote grazers als *Daphnia*) hoeft plaats te vinden. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat grote watervlooien zich overdag vooral schuilhouden onder oevers en in de vegetatie, waardoor ze moeilijk te bemonsteren zijn. Verminderde opwerveling van het sediment door lagere visdichtheden en gereduceerde windwerking door het afsluiten leiden hierbij niet alleen tot het bezinken van slib, maar ook tot meer bezinking van algen.

Door de afname van de troebelheid bij lage visdichtheden krijgen waterplanten de kans om te kiemen en zich uit te breiden. Onder troebele omstandigheden is de vegetatieontwikkeling veel minder en kunnen de nutriënten omgezet worden in algenbiomassa. Dit leidt er toe dat het ene jaar macrofyten dominant worden en het andere jaar algen (Scheffer, 1998).

Actief biologisch beheer: extra begrazing onder water
Uit de uitgevoerde graasexperimenten blijkt dat zowel Vijvermossel als Driehoeksmossel (Zebramossel) in staat zijn om te grazen op de draadvormige cyanobacterie *Planktothrix,* zonder vergiftigingsverschijnselen (Dionisio Pires *et al.*, 2005; Bontes *et al.*, in prep.). Dit betekent dat deze soorten bruikbaar zijn als (additioneel) biofilter voor de bestrijding van cyanobacteriën. Vijvermossel kan daarnaast ook andere probleemsoorten aanpakken, zoals *Mycrocystis.* Bij lagere dichtheden van de groenalg *Scenedesmus* (tot 1 mg C/l) filtreert de watervo *Daphnia* het beste. Bij hogere concentraties (5 mg C/l) haakt de watervlo af, terwijl Vijvermossel en Driehoeksmossel nog steeds goed filtert. De dichtheden van beide soorten zijn in laagveenwateren echter te klein, voor opschaling zullen de dichtheden in het veld verhoogd moeten worden. Een gebrek aan geschikt substraat, doordat het veen vrijwel overal omgezet is in slib, kan hierbij een probleem vormen. Bij bodembemonstering in 2005 bleken echter ook in de Reeuwijkse Plassen plaatselijk grote dichtheden van Driehoeksmossel voor te komen, als klompen op het slib. Op een meer gestructureerde bodem, met wortelende waterplanten, zal uitbreiding echter gemakkelijker plaatsvinden. De maatregelen dienen verder onderzocht te worden om te zien of ze bruikbaar zijn als OBN/EGM-maatregel.

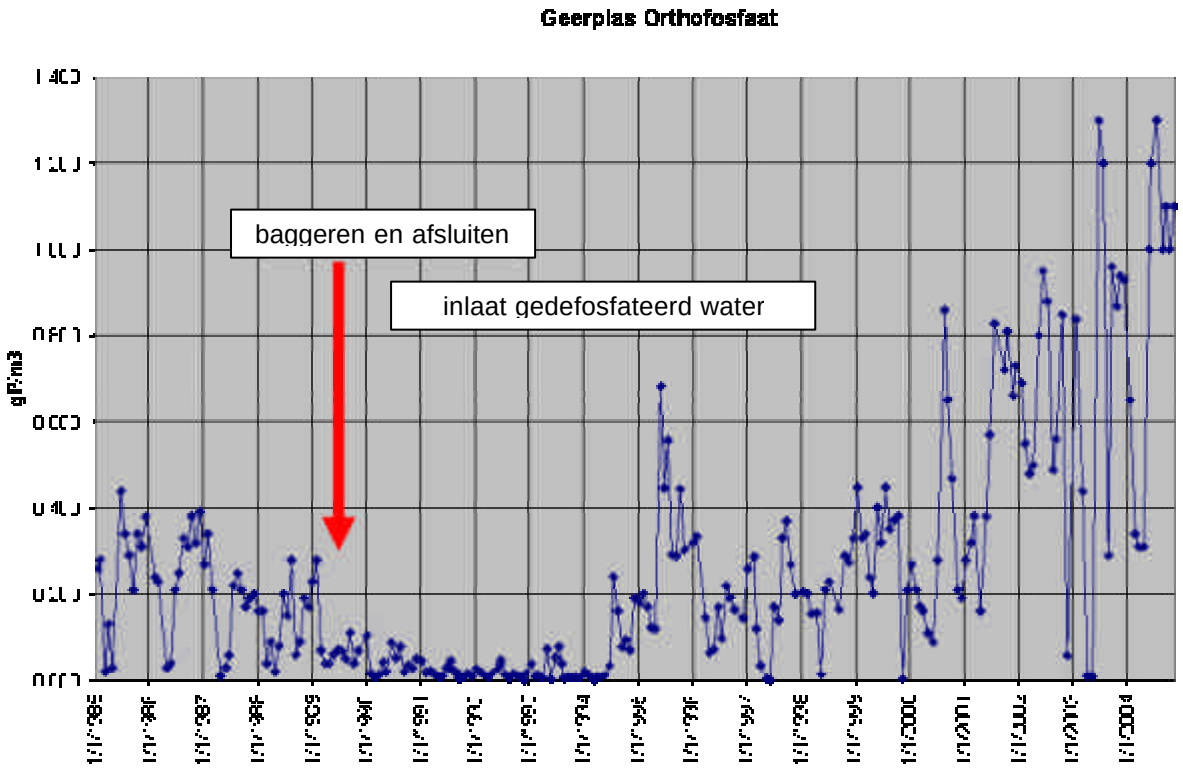
Baggeren
Baggeren heeft de status P/E als OBN/EGM-maatregel (Ommering & Hendriks, 2004). Doel hierbij is om de nutriëntenrijke toplaag afgevoerd wordt, waarbij het water ook

dieper wordt. Bijkomend voordeel is een groter volume water boven iedere vierkant meter bodem; een nadeel kan echter zijn dat de lichtcondities op de bodem hierdoor verminderen. Wanneer gekozen wordt voor baggeren van laagveenwateren zonder dat er verbetering van de waterkwaliteit (meestal van het inlaatwater) plaatsvindt, of geen rekening gehouden wordt met de reactiviteit van de vrijkomende veenlaag, zal deze dure maatregel vrijwel nooit duurzaam zijn. Dit bleek uit de naleveringsproeven waarbij verschillende veentypen gebruikt werden (Figuur 4.16). Over het algemeen is vooral het bovenste slib erg reactief, terwijl dieper, meer intact veen minder nalevering heeft. Dit werd bijvoorbeeld aangetoond voor de Botshol (Beltman *et al.*, 2005), Terra Nova (Brouwer & Smolders, 2004) en het Zijdelmeer (Witteveen + Bos, 2002). Het is echter absoluut noodzakelijk om de interactie tussen de waterkwaliteit en de vrijkomende veenlaag vooraf in te schatten, of liever nog te testen. Ook zeer ijzerrijk veen kan bij hoge fosfaatbezetting (opgehoopt in het verleden) ongunstig reageren, met name als de ijzer/fosfaat-verhouding in het bodemvocht rond 1 (mol/mol)of lager ligt (Smolders et al., 2001). De problematiek rond het naleveren van fosfaat is ook uit herstelprojecten bekend, bijvoorbeeld in de Geerplas (28 ha, veenbodem, 1,9 m diep). Na baggeren en het opnieuw inlaten van gedefosfateerd water bleef de fosfaatconcentratie de eerste tijd laag, maar werd deze na een aantal jaren zelfs hoger werd dan voor het baggeren (Figuur 11.10). De hoge piek in de zomer van 1995 correspondeert met een grote wateraanvoer (mondelinge mededeling B. Michielse). De externe aanvoer van fosfaat nam door defosfatering met een factor 7 af (Van Schaik *et al.*, 1999), maar interne eutrofiëring bleek onverwacht een veel groter probleem te zijn, net als in de meeste andere geëutrofieerde laagveenwateren (Lamers *et al.*, 2001a).

De baggerproblematiek lijkt sterk samen te hangen met de mate van bemesting van de weiden en legakkers, door versnelde slibvorming onder invloed van nitraat (zie boven). Voor het Wormer- en Jisperveld is dan ook aanbevolen om te onderzoeken in hoeverre de maatregel gekoppeld dient te worden aan een reductie van de bemesting (Smolders & Brouwer, 2005).

In Terra Nova bestaat de reactieve toplaag van het sediment, waarin interne eutrofiëring plaatsvindt, uit vers organisch materiaal (algen, bladeren van bomen en nymphaeïden). Baggeren van deze laag zal zowel de diffusie van fosfaat naar de waterlaag als het in suspensie gaan van bodemdeeltjes tegengaan (grotere deeltjes aan de oppervlakte, dieper water). Daarnaast wordt het volume water groter, waardoor voedingsstoffen verdund worden. Voor het zeer eutrofe Zijdelmeer lijkt het wegbaggeren van de sliblaag tot de onderliggende kleiige veenlaag, of de kleibodem daaronder, voor een sterke verlaging van fosfaatmobilisatie te kunnen zorgen (Witteveen + Bos, 2002). De maatregel baggeren dient echter alleen uitgevoerd te worden in laagveenwateren waarin de waterkwaliteit voldoende verbeterd is en de nieuw vrijkomende laag niet opnieuw sterk gaat reageren.

De bagger dient niet op een smalle strook op de oever aangebracht te worden, vanwege het grote risico op eutrofiëring, verruiging en uitspoeling van nutriënten. Een depot te dichtbij het water heeft hetzelfde effect. Bij het baggeren in (voormalige) brakwatervenen moet rekening gehouden worden dat het slib op veel plaatsen zeer rijk is aan ijzerzwavelverbindingen waaronder pyriet (‘kattenklei’). Bij het deponeren van dit slib op de oever daalt de pH door oxidatie en zwavelzuurproductie sterk (pH 3), waarbij de vegetatie verbrand. Wanneer met zware metalen verrijkt slib op depot gezet wordt, dient dit voldoende bekalkt te worden om snelle uitspoeling van deze metalen naar de ondergrond te voorkomen (zie Lucassen *et al.*, 2002).



Figuur 11.10 Verloop van de fosfaatconcentratie (mg PO_4-P/l) in het oppervlaktewater van de Geerplas (Zuid-Holland) na baggeren. Gegevens B.. Michielse, Hoogheemraadschap van Rijnland.

In grote laagveenplassen heeft baggeren over het algemeen niet geleid tot duurzaam herstel van de waterkwaliteit en toename van de biodiversiteit van de vegetatie, in tegenstelling tot sloten. In het gebaggerde deel van de petgaten in de Molenpolder heeft de afname van de troebelheid geleid tot toename van de bedekking en diversiteit van de waterplanten. Dit leidde ook tot herstel van de macrofaunagemeenschap, die het meest overeenkomt met referentiegebied De Wieden. In de sloten in de polder Sluipwijk trad dit herstel niet op. Dit was, op basis van de Fe/PO_4 ratio en de uitspoeling van sulfaat, fosfaat en stikstof vanuit de bemeste weilanden, ook niet te verwachten. Hier kwamen vooral soortgroepen voor die indicatief zijn voor lage zuurstofconcentraties (hoog zuurstofverbruik door veenafbraak). Er ontstaan echter ook risico's voor macrofaunagemeenschappen door baggeren. De totale soortenrijkdom nam af door deze maatregel; veel algemene soorten verdwenen en keerden niet binnen het eerste jaar terug. Dit geeft aan dat herkolonisatie een bottleneck kan vormen voor macrofaunaherstel, en dat er aandacht nodig is voor locaties met restpopulaties (refugia).

Graven van petgaten

Het graven van nieuwe petgaten (Van den Broek & Beltman, 2001) en het opnieuw uitgraven van verlande en verruigde petgaten zijn als maatregel in de eerste fase nog niet aan bod gekomen. Het opnieuw uitgraven wordt in de EGM-handleiding (Ommering & Hendriks, 2004) genoemd onder de maatregel 'aanpassen van de morfologie, met als status E (experimenteel). In de tweede fase zal aandacht hieraan besteed worden, onder andere met betrekking tot de dimensies en oeverinrichting van de petgaten.

Vermindering van de vaarrecreatie

In ondiepe wateren met ver afgebroken fijnverdeeld slib, dat gemakkelijk opwervelt en lang in suspensie blijft, veroorzaakt frequente doorvaart sterke troebeling. Een verkennend onderzoek in sloten van het Ilperveld bevestigt dit (mondelinge mededeling E. Brouwer). Deze factor zal dus mee moeten spelen bij de inrichting en het beheer van laagveenwateren. In grote wateren zal het effect van windwerking waarschijnlijk belangrijker zijn.

Verkorten van de verblijftijd van het water ('doorspoelen')
In broekbossen is, zoals eerder gezegd, doorstroming noodzakelijk om fosfaat en sulfaat af te voeren (Lucassen & Roelofs, 2005). Het verkorten van de verblijftijd wordt ook vaak voor laagveenplassen voorgesteld, maar dan meestal om te voorkomen dat zich een te hoge algen- of cyanobacteriënpopulatie (plaagsoorten) op kan bouwen. De plas wordt hierbij als een kweekreactor voor algen beschouwd met een aan- en afvoer. Doorspoelen is directe verliesfactor voor de populatie cyanobacteriën die op dezelfde manier is uit te drukken als groei (celdelingen per dag of per jaar, waarbij de populatie exponentieel groeit). Uit een literatuurstudie komt geen eenduidige richtlijn naar voren; waarden variëren hierbij van 7/jaar tot 140/jaar, afhankelijk van de soort cyanobacterie en de kenmerken van de plas. Dit betekent dat telkens in, respectievelijk, ongeveer 50 tot 2.5 dagen de helft van de biomassa afgevoerd moet worden. De waterverblijftijden variëren hiermee tussen de 100 en 5 dagen. Uit een modelstudie (Bontes, 2002) komt een grenswaarde van circa 80/jaar naar voren, waarboven de verliezen aan cyanobacteriën de groei overtreffen en de biomassa daalt. Dit betekent een verblijftijd van ongeveer 10 dagen, een waarde die ook door Scheffer (1998) gegeven wordt. Als vuistregel om ongewenste bloei te voorkomen, wordt voor ondiepe plassen vaak een maximum verblijftijd van 20 dagen genoemd. Deze periode kan, gezien bovenstaande waarden, dus te lang zijn. Het risico van doorstromen is echter dat de aanvoer van nutriënten (de flux) verhoogd wordt waardoor de bodem sterker opgeladen wordt (vooral met fosfaat) en de beschikbaarheid groter wordt. Bovendien kan de interne eutrofiëring toenemen door verhoogde aanvoer van bijvoorbeeld sulfaat en hogere fosfaatconcentraties in de bodem.

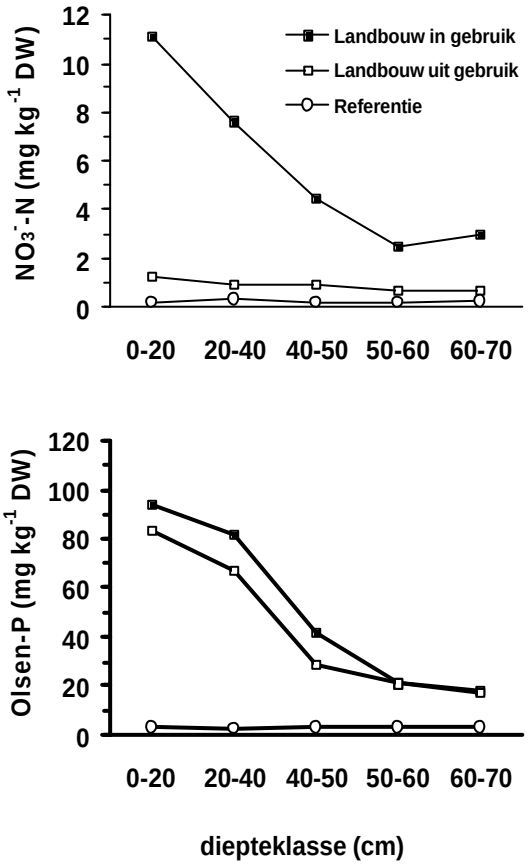
Afdekken van de veenlaag
Wanneer de veenbodem verontreinigd is met nutriënten of toxische componenten als metalen of pesticiden, kan er naast baggeren ook gekozen worden voor het zeer zorgvuldig afdekken met een schone zandlaag. De keuze voor deze maatregel, die technisch mogelijk is, zal vooral spelen wanneer baggeren te duur of onmogelijk is, of wanneer de bodem te diep verontreinigd is. Met deze maatregel wordt momenteel ervaring opgedaan in de Bergse Plassen, waar al op korte termijn sterke verbetering van de waterkwaliteit is opgetreden (mondelinge mededeling M. Klinge). Deze plassen hadden in het verleden een zeer hoge externe én interne belasting met P, van respectievelijk 55 en 30 mg P /m^2/dag (Van der Molen & Boers, 1994). Vanwege het afdekken van de diasporenvoorraad is het nodig om de nieuwe waterbodem te enten, bijvoorbeeld met bodemmateriaal van locaties met uitbundige groei van kranswieren. Het is nog niet bekend of er op langere termijn problemen kunnen optreden in verband met de productie van gasbellen onder de zandlaag of de mobilisatie van nutriënten door wortelende waterplanten.

Vernatten van verdroogd veen
Vernatten is in de EGM-handleiding opgenomen onder de maatregel 'verbeteren van de hydrologische situatie', met als status P/E (Ommering & Hendriks, 2004). Onderstaande tekst is een aangepaste versie van een recent verschenen artikel in H_2O (Lamers *et al.*, 2005). Omdat vernatting vaak onderdeel is van herstelmaatregelen in laagvenen en daarnaast ook zeer relevant is voor natuurontwikkeling (inclusief het graven van nieuwe petgaten), oeveraanpassing en waterberging, is deze maatregel hier ook opgenomen.

Nitraat in de bodem spoelt, bijvoorbeeld na omvorming van landbouw naar natuur, voor een groot deel uit naar het grond- en oppervlaktewater of vervluchtigt via denitrificatie. In veenbodems lijkt dit, zoals beschreven, te leiden tot extra veenafbraak en slibvorming. Fosfaat blijft echter zeer goed gebonden onder droge omstandigheden, waardoor vrijwel de hele gift uit het verleden als een tijdbom ligt opgehoopt in de bovenlaag (Lamers *et al.*, 2001; Smolders *et al.*, 2006; Figuur 11.11). De diepte van de fosfaatverzadiging hangt samen met de omvang van de fosfaatgift, het bodemtype en het grondgebruik (diepgeploegd of niet). In veenbodems wordt meestal meer fosfaat per volume gebonden dan in zandige, waardoor het fosfaatfront bij gelijke gift minder diep ligt. Het front kan echter dieper liggen dan de bouwvoor en is daarmee niet op het oog te bepalen. Onder droge omstandigheden is de fosfaatbeschikbaarheid in deze gebieden al

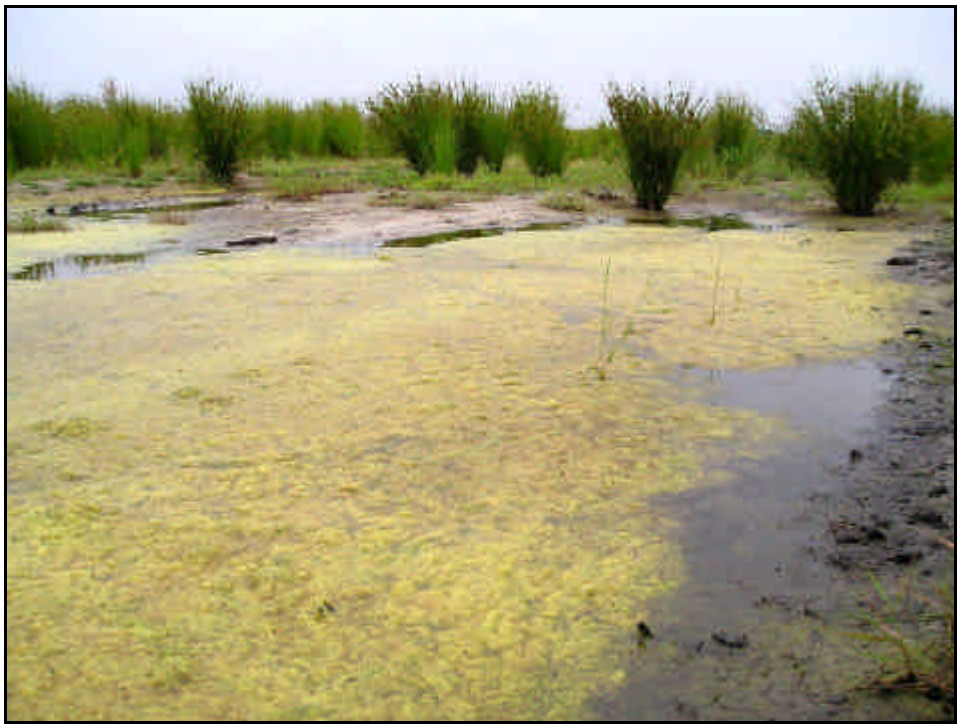
sterk toegenomen, maar dit neemt nog verder toe na vernatting (plas-dras of overstroming).

Fosfaat in de bodem is grofweg in vier fracties te verdelen: een labiele, direct beschikbare fractie (met name in het bodemvocht), een fractie die aan ijzer, ijzer(hydr)oxiden en aluminium (inclusief organische complexen) gebonden is, een fractie die aan calcium (carbonaat) gebonden is en een organische fractie (zie ook Figuur 4.14 en 4.15). De mobiliteit van fosfaat wordt sterk bepaald door de zuurgraad en de redoxpotentiaal van de bodem. Bij een hogere pH (boven 7) wordt fosfaat vooral gefixeerd via precipitatie met calcium (carbonaat), bij lagere pH (beneden 6) wordt het vooral gebonden aan ijzer- en aluminium(hydr)oxiden. Bij erg lage pH (lager dan 4) wordt fosfaat weer mobieler als gevolg van een afname van de bindingscapaciteit aan metaaloxiden. De redoxpotentiaal, vooral bepaald door de mate van zuurstofindringing in de bodem, heeft een sterke invloed op de ijzergebonden fosfaatfractie (Patrick & Khalid, 1974; Ponnamperuma, 1984). Bij lage nitraatconcentraties wordt bij vernatting ijzer gereduceerd van Fe^{3+} naar Fe^{2+}, waardoor de redoxpotentiaal daalt. IJzerverbindingen hebben in gereduceerde toestand echter een beduidend lagere bindingscapaciteit, waardoor fosfaat bij vernatting gemobiliseerd wordt in het bodemvocht en naar de bovenstaande waterlaag (Lamers *et al.*, 1999; Lucassen & Roelofs, 2005). Als de ijzergebonden fosfaatfractie groot genoeg is, zal vernatting altijd leiden tot eutrofiëring, los van de waterkwaliteit. Dit leidt tot hypertrofe omstandigheden met dominantie van snelgroeiende soorten als Pitrus (Van 't Veer & Witteveldt, 2002; Figuur 11.12) of Liesgras en algenbloei. Ook riet gedijt slecht onder deze omstandigheden en is ongeschikt voor telers, omdat het te snel rot (lage C/P-ratio).



Figuur 11.11 Waarden voor geëxtraheerd nitraat en fosfor in diepteprofielen van landbouwgrond, voormalige landbouwgrond (natuurontwikkeling) en een natuurlijke referentiebodem in een schraalland.

Hoewel de mineralisatie van fosfor bij de afbraak van organisch stof geremd kan worden door vernatting, blijft het nettoresultaat toch sterke eutrofiëring. Omdat de fosfaatconcentratie na vernatting vele malen hoger is dan de concentratie in het aangevoerde water, kan hier met recht gesproken worden van interne eutrofiëring. Alleen in die bodems waarin maar een kleine hoeveelheid fosfaat aan ijzer gebonden is, zal weinig eutrofiëring optreden. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn in kalkrijke bodems, waarin een groot deel van de voedingsstof in de calciumgebonden fractie zit, ongevoelig voor redoxveranderingen. Los van fosfaatmobilisatie door daling van de redoxpotentiaal kan vernatting met water dat rijker is aan bicarbonaat (harder water), in (licht) zure bodems ook leiden tot versnelde decompositie en mineralisatie en daarmee tot eutrofiëring, zoals eerder uitgelegd (Roelofs, 1991). De mobilisatie van fosfaat kan, afhankelijk van het bodemtype, ook verder toenemen wanneer het oppervlakte- of grondwater sulfaatrijker is (zie eerder).

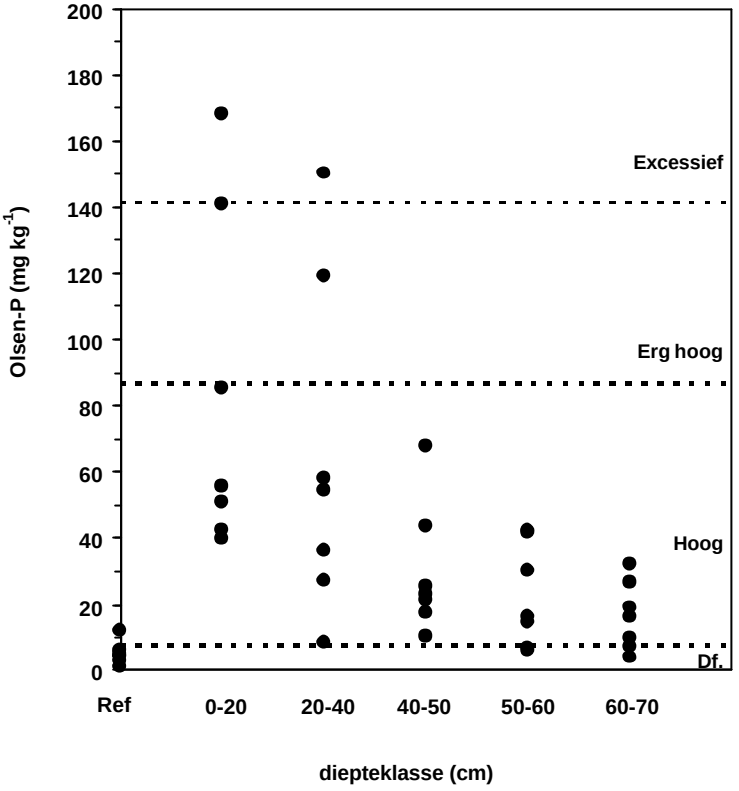


Figuur 11.12 Snelle ontwikkeling van pitrus en algen na vernatting van landbouwgrond (foto E. Lucassen).

Belangrijk voor een voorspelling van fosfaatmobilisatie bij vernatting is niet alleen de grootte van de ijzergebonden fractie, maar ook de bezetting van het beschikbare ijzer met fosfaat (bepaald via oxalaat-extractie) (Young & Ross, 2001; Hogan et al 2004; Lamers *et al.*, 2005; Loeb *et al.*, verstuurd), net als in waterbodems. Bij een hoge fosfaatconcentratie en -bezetting is het zo goed als zeker dat er problemen op zullen treden. Dit geldt voor vrijwel alle voormalige landbouwgebieden. Bodems die zeer rijk zijn aan ijzer, zoals veel Nederlandse uiterwaarden, kunnen grote hoeveelheden fosfaat binden. Wanneer ze ver 'opgeladen' zijn met fosfaat, terwijl er geen grote aanvoer van ijzer (meer) is, is het eutrofiëringsrisico bij vernatting juist erg groot. Dit komt dus erg overeen met opgeladen, ijzerrijke waterbodems. Concentraties totaal-fosfor zijn zeker voor veenbodems ongeschikt om problemen in te schatten, omdat een groot deel hiervan niet wordt gemobiliseerd. Een eenvoudigere manier die een ruwe schatting geeft, is de beschikbaarheid van fosfaat via bicarbonaatextractie (Olsenmethode; Olsen *et al.*, 1954). Een nadeel van deze methode is dat deze niet precies de vernattingsgevoelige fractie aangeeft. De Olsen-waarden, internationaal veel gebruikt als maat voor plantbeschikbaar fosfaat, blijken voor de bodems van voormalige landbouwgebieden in Nederland meestal te liggen tussen 1000 en 5000 µmol fosfor per kg droge bodem (ongeveer 30-160 mg P/kg), terwijl de streefwaarde (voor oligo- tot mesotrofe natuur) slechts rond 250 µmol fosfor per kg ligt (8 mg P/kg; zie afbeelding 11.13).

Vernatten: fosfaatprofiel

Wanneer overwogen wordt om de fosfaatrijke toplaag af te voeren, is het zeer raadzaam om de fosfaatbeschikbaarheid te bepalen op verschillende dieptes (zie afbeelding 11.13). Te ondiep plaggen of afgraven leidt tot sterke eutrofiëring; te diep kost onnodig veel geld. Op locaties waar na inrichtingmaatregelen opnieuw zeer ijzerrijk grondwater opkwelt en de fosfaatbemesting relatief laag geweest is (helaas zeldzaam in Nederland), lijkt plaggen onnodig. Een voorbeeld hiervan is een locatie in Wapserveen, in de buurt van het Krabbenscheeronderzoek beschreven in hoofdstuk 7, waar soorten als Holpijp door het raaigras groei na stimulering van de kwel door demping van sloten. Bij veruit de meeste vernattingsplannen zal de fosfaatrijke laag echter afgevoerd moeten worden wanneer minder voedselrijke natuurdoeltypen nagestreefd worden.



Figuur 11.13 Olsen-fosfaatwaarden in een aantal natuurontwikkelings-projecten voor verschillende diepteklassen. Df. = fosfaatdeficiëntie aannemelijk, Ref. = referentiewaarden voor soortenrijke graslanden (0-40 cm). Op grond van dit type meting kan bij natuurontwikkeling beslist worden in hoeverre het nodig is om bodem af te voeren, en tot welke diepte.

Afgraven is duur. Kan het fosfaat niet gewoon afgevoerd worden door begrazing of maaibeheer, eventueel met uitmijnen? Begrazingsbeheer levert nauwelijks of geen afvoer van nutriënten, doordat deze binnen het gebied blijven. Een rekensom laat zien dat maaibeheer inderdaad lijkt te lukken, maar dat hiervoor een tijdbestek van enkele tientallen tot honderden jaren uitgetrokken moet worden. Hierbij wordt de concentratie totaal fosfor genomen, omdat in de loop van de tijd ook het overige fosfaat door mineralisatie vrij zal kunnen komen. Totaalwaarden liggen gemiddeld ongeveer tien maal hoger dan de Olsen-waarden, tussen 10.000 en 50.000 µmol fosfor per kg droge bodem (300-1600 mg P/kg). Via maaien en afvoeren kan bij verschralingsbeheer op langere termijn maximaal 0.8 mol (25 kg) fosfor per hectare per jaar afgevoerd worden. Voor de bovenste 40 cm (de relevante wortelzone voor natuurgebieden) komt dit ruwweg overeen met 80 µmol (2.5 mg) fosfor per kg droge bodem per jaar. De beheerder zal het beheer daarom 100 tot 600 jaar moet volhouden om waarden te bereiken die karakteristiek zijn voor mesotrofe natte natuur: rond 2500 µmol (80 mg) totaal-fosfor per kg. Vaak ligt de fosfaatafvoer van graslanden slechts rond 300 mol (10 kg) fosfor per hectare per jaar (Sival & Chardon, 2004). Door uitmijnen, waarbij fosfaat aan de bodem onttrokken wordt door de vegetatie meerdere malen per groeiseizoen te maaien en af te voeren, kan de concentratie in de eerste jaren sneller dalen (Sival & Chardon, 2004; Koopmans *et al.*, 2004). Hiervoor is het echter noodzakelijk om bij te mesten met een hoge dosis stikstof, wat flinke risico's oplevert. Het is echter ook hierbij onwaarschijnlijk dat de referentiewaarde van 2500 µmol (80 mg) totaal-fosfor per kg bereikt wordt (Olsen-P 250 µmol per kg, 8 mg/kg). Doordat de beschikbaarheid van fosfaat en kalium afneemt, loopt de productie en daarmee ook de afvoer sterk terug na drie tot vijf jaar.

Kan het fosfaat na vernatting versneld uitgespoeld worden? De experimenteel bepaalde nalevering van fosfaat vanuit de bovenlaag van de bodem naar het bovenstaande water varieert voor landbouwgrond tussen de 150 en 1200 mol (5-40 kg) fosfor per hectare per jaar. Aangenomen dat de waterafvoer hoog genoeg is, kan dit dus in dezelfde orde van grootte liggen als maaien en afvoeren, met dat verschil dat het hier vooral om de ijzergebonden fosfaatfractie gaat Een flux van vijf tot 450 mol (15 kg) fosfor per hectare per jaar is voor ondiepe plassen echter al voldoende

voor sterke algenbloei in de waterlaag (Janse, 2005). Bij afname van de fosfaatnalevering moet de flux echter veel verder dalen dan deze waarden om weer helder water te krijgen. In reeds vernatte bodems is naast de eerdergenoemde parameters ook de verhouding tussen opgelost ijzer en ortho-fosfaat in het (anaëroob verzamelde) bodemvocht zeer indicatief (Smolders *et al.*, 2001; Figuur 4.9 en 4.11). Als deze boven 10 (mol/mol) ligt, vindt vrijwel geen mobilisatie naar de waterlaag plaats (zie eerder). Het eenmalig afvoeren van de verrijkte bodem zal echter veel sneller het gewenste effect hebben dan uitmijnen of uitspoelen, met de zekerheid dat de fosfaatbeschikbaarheid daadwerkelijk laag genoeg wordt om het 'pitruseffect' en algenbloei te voorkomen. Helemaal doorgerekend zal het afvoeren van de bovenlaag mogelijk even duur of zelfs goedkoper uitvallen. De inrichtingskosten worden hoger, maar de beheerskosten beduidend lager.

Voortdurende nitraatgift zal bij vernatting de fosfaatmobilisatie remmen door verhoging van de redoxpotentiaal en toename van de zuurstofindringing, maar is ongewenst vanwege de sterk verhoogde stikstofbeschikbaarheid en -uitspoeling. Via bekalking is het mogelijk om een aanzienlijk deel van de ijzergebonden fosfaatfractie om te zetten in calciumgebonden. Dit fosfaat blijkt echter nog steeds beschikbaar voor snelgroeiende soorten als Pitrus, waardoor in plas-dras-situaties geen verbetering optreedt met betrekking tot fosfaat, maar wel een verhoging van de pH optreedt. Dit laatste kan belangrijk zijn omdat de pH van verzuringsgevoelige bodems daalt bij natuurontwikkeling, doordat niet meer bekalkt wordt. Dit leidt tot afname van de bodemfauna, waardoor de percelen beduidend minder interessant worden voor weidevogels. In tegenstelling tot de plas-dras-situatie, zou immobilisatie van fosfaat door (licht) bekalken van de bodem wel soelaas kunnen bieden bij het creëren van een plas (zie ook Figuur 4.9b. Ca/PO4). Deze optie is echter nog in onderzoek, omdat hieraan risico's verbonden zijn en onvoldoende bekend is hoe duurzaam deze maatregel is. Op veenbodems kan bekalking, zoals gezegd gemakkelijk leiden tot een versnelde veenafbraak en mineralisatie (net als bij een agrarische of weidevogeldoelstelling). Voor minder fosfaatrijke bodems zou beijzering een bijdrage kunnen leveren aan de bestrijding van fosfaatmobilisatie, zoals van nature bij ijzerrijke kwel (zie hierboven). Het toelaten of instellen van een waterpeilfluctuatie, waarbij een aanzienlijk deel van het gebied in de zomer droogvalt, kan daarbij helpen doordat een deel van het geoxideerde ijzer bij nieuwe vernatting beschikbaar blijft voor fosfaatbinding (zie boven; Smolders *et al.*, 2003).Op zeer fosfaatrijke bodems zal beijzering, door het continu vrijkomen van grote hoeveelheden fosfaat, waarschijnlijk niet duurzaam zijn. Toediening van aluminiumzouten, die niet redoxgevoelig zijn, zal overigens beter werken. Bij verzuringsgevoelige bodems (met name bij brak veen) bestaat dan echter het risico op betrekking tot aluminiumvergiftiging, vooral op plaatsen waar zuur en gebufferd water bij elkaar komen.

Verwijderen van de toplaag (plaggen)
De beste oplossing om het fosfaatprobleem (Figuur 11.14) te voorkomen, is vooralsnog verwijdering van de fosfaatrijke laag. Dit kan plaggen genoemd worden, hoewel ook vaak meer dan de gebruikelijke plagdiepte verwijderd dient te worden. Plaggen is in de EGM-handleiding aangemerkt als R-maatregel voor vochtige schraallanden en als P/E-maatregel in moeras (Ommering & Hendriks, 2004). Natuurontwikkeling op landbouwgrond valt echter niet onder de OBN-doelstelling. Mogelijk biedt naast plaggen diepploegen, waarbij de fosfaatrijke laag begraven wordt en fosfaatarmer materiaal aan de oppervlakte komt, een alternatief (Klinge, mondelinge mededeling). Onderzoek vooraf, om de diepte van het fosfaatfront te meten en de risico's met de vrijkomende laag in te schatten, voorkomt in beide gevallen verrassingen. Hierbij kan ook bepaald worden of extra risico's bestaan, zoals toegenomen verzuringsgevoeligheid. Op grond van deze gegevens kunnen additionele maatregelen gekozen worden. Dit kan bijvoorbeeld ook betekenen dat de meest fosfaatrijke percelen buiten het vernattingsplan gehouden worden (compartimentering) en in droog schraalland omgezet worden, of dat gekozen wordt voor een alternatieve, geschiktere locatie. Dit geldt niet alleen voor natuurontwikkeling en waterberging, maar ook voor woon- en recreatieprojecten zoals de Blauwe Stad en de Blauwe Slinger. Om te voorkomen dat bloei van algen of

zelfs cyanobacteriën er een Groene Stad en Groene Slinger van maken, is vooronderzoek van groot belang. Het zou niet de eerste keer zijn dat een nieuwe plas, bedacht en uitgevoerd door projectontwikkelaars, waterbeheerders met grote problemen opzadelt. Dit is een zeer onwenselijke ontwikkeling. We willen benadrukken dat het belangrijk is om keuzen te maken aan de hand van potenties en niet alleen vanuit historische of andere beweegredenen. Door metingen vooraf kunnen gefundeerde beheerskeuzen gemaakt worden en kunnen ontwikkelingen beter voorspeld worden. De dichtheid van de meetpunten zal vooral afhangen van de heterogeniteit van bodem en bemestingsbeheer binnen het gebied. Als duidelijk is dat problemen zullen optreden door de fosfaatvoorraad, is het zonder extra maatregelen onmogelijk om soortenrijke moerassen, heldere plassen of soortenrijke natte graslanden te ontwikkelen. Het streefbeeld (al dan niet ingegeven door de Kaderrichtlijn Water) zal dan onvermijdelijk aangepast moeten worden om frustraties te voorkomen.



Figuur 11.14 Eutrofiëring van de afgegraven oevers in een petgat in De Deelen.

Maaien en afvoeren van de vegetatie

Maaien (en afvoeren) heeft in de EGM-handleiding genoemd als P/E-maatregel. Het verwijderen van de bosopslag is bij oevers van petgaten onder bepaalde voorwaarden een reguliere (R) maatregel (Ommering & Hendriks, 2004). Bij een hoge productie, zowel van de aquatische als van de oevervegetatie, zal maaien en afvoeren leiden tot afvoer van nutriënten (vooral van fosfor; Verhoeven *et al.*, 1996) en het openhouden van de vegetatie. Beide effecten kunnen een positief effect hebben op de biodiversiteit, net als in schraallanden. Op de vaak eutrofe legakkers is dit vaak het reguliere beheer, soms in combinatie met nabeweiding. In eutrofe sloten blijft de onderwatervegetatie alleen behouden door het jaarlijks maaien of opschonen. Deze maatregel is echter niet onderzocht in de eerste fase van het onderzoek. Het achterlaten van maaisel op de oever leek bij verschillende veldbezoeken een negatief effect te hebben op de oeververlanding. Voor aquatische vegetaties is, voor zover bekend, geen ervaring opgedaan met het maaien en afvoeren van planten. Het

opwervelen van slib zou echter, anders dan in zandplassen, een risico kunnen vormen. Bij maaibeheer is het zeer belangrijk om het juiste tijdstip in het jaar te kiezen. Te vroeg maaien (in de zomer) kan leiden tot verlies van kwetsbare macrofauna en laatbloeiende planten.

Maatregelen in natte veenschraallanden
OBN-maatregelen in natte schraallanden (Van den Broek & Beltman, 1994; Beltman *et al.* 1995, Grootjans & Van Diggelen, 1995; Barendregt *et al.* 1997; Jansen *et al.*, 1996; 1997; Beltman *et al.*, 2001; zie ook het special issue (98) van de Levende Natuur over natte schraallanden 1997) hoorden niet tot het 'domein' van het Deskundigenteam Laagveenwateren. Bij het opschalen naar een Deskundigenteam Laagveenlandschap zullen maatregelen als plaggen (R-maatregel, bij diep plaggen veenbodems (E), bekalken (toevoegen basische stoffen; E) begreppelen (verbeteren van de hydrologische situatie; R) en bevloeien (E) automatisch ook aan bod komen. Bij het bekalken van van veenbodems, om de basenverzadiging te verhogen, komt de dosering zeer precies. Te lage dosering zorgt voor sterke veenmosontwikkeling door de productie van kooldioxide (Paffen & Roelofs, 1991; Smolders *et al.*, 2004) te hoge dosering zorgt voor sterke veenafbraak en eutrofiëring. Voor het inschatten van de verzuringsgevoeligheid van veenbodems, bijvoorbeeld na plaggen, is de S/(Ca+Mg) ratio, gebaseerd op de totaalconcentraties van zwavel, calcium en magnesium in de bodem een nieuwe en zeer bruikbare parameter (Lucassen *et al.*, 2002).

Aanpak van versnippering en herintroductie
In de bovenstaande tekst is al aangegeven dat er bij het herstelbeheer van laagveenwateren waarschijnlijk problemen bestaan rond restpopulaties, zaadbank en dispersie. Net als bij het herstel van andere natuurtypen binnen OBN hoeft het herstel van de abiotische randvoorwaarden niet te betekenen dat de doelsoorten ook terugkeren. Zowel voor planten- als voor faunasoorten, en mogelijk ook voor planktonsoorten (sieralgen?) kan versnippering (habitatfragmentatie) een belangrijke belemmering vormen. Dit thema en de bijbehorende maatregelen (verbinden, herintroductie?) zullen in de tweede fase uitgewerkt worden. 'Toevoer van diasporen en faunamateriaal' staat als experimentele (E) maatregel opgenomen in de EGM-handleiding (Ommering & Hendriks, 2004).

Tabel 11.1 Voorlopige praktische conclusies en aanbevelingen voor het herstelbeheer van laagveenwateren aan het einde van de eerste fase van het OBN-onderzoek. Bij de nieuwe kolom diagnose/beslissing staan stuurvariabelen (als diagnostic tools) aangegeven, waarvan de kritische waarden in paragraaf 11.2 aangegeven zijn. Een vraagteken geeft aan dat het voor- of nadeel van de mogelijke maatregel nog onzeker is, en verder onderzoek vergt. Financiële aspecten zijn hierbij nog buiten beschouwing gelaten, aangezien deze sterk kunnen variëren per gebied. Bovendien zijn de mogelijke effecten op fauna voor het grootste deel nog niet aangegeven, bij gebrek aan gegevens. De OBN-onderzoeksresultaten van de komende tijd zullen de uiteindelijke tabel opleveren, waarbij ze zoveel mogelijk omgezet worden in concrete vuistregels voor het beheer (een laagvenensleutel). Hierbij kan op grond van vegetatie, fauna, (onderwater)bodem en waterkwaliteit per (deel)gebied of biotoop voorspeld worden welke variant het meest geschikt is als (herstel)beheer.

Maatregel m.b.t:	Mogelijke voordelen	Mogelijke nadelen	Diagnose / beslissing
Verdroging			
▪ (gebiedsvreemd) water inlaten	▪ vernatting	▪ externe eutrofiëring ▪ interne eutrofiëring **(alkaliniteit, sulfaat, nitraat, chloride)** ▪ slechte infiltratie in veen ▪ plotselinge vernatting slecht voor flora/fauna	▪ **nutriëntenconcentraties inlaatwater** ▪ **chlorofylconcentraties inlaatwater** ▪ **water- en nutriëntenbalans** ▪ **sulfaatconc. en alkalininteit inlaatwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **Concentratie en type binding PO_4 in bodem**
▪ herstel oorspronkelijke hydrologische situatie (inclusief evt. kwel)	▪ herstel waterkwaliteit	▪ vaak onmogelijk ▪ **waterkwaliteit verslechterd** ▪ **kwel vaak nitraat-verontreinigd; extra veenafbraak en ammoniumtoxiciteit**	▪ **kwaliteit inlaatwater (zie boven)** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **Ca/PO_4 bodemvocht** ▪ **N-concentr. grondwater**
▪ water vasthouden in winter	▪ minder inlaatwater nodig ▪ zie verder bij *eutrofiëring*	▪ minder capaciteit bij waterberging winter ▪ **vasthouden nutriënten**	▪ **kwaliteit oppervlaktewater** ▪ **afvoer (doorstroom) voldoende**
▪ dynamischer peilbeheer (meer isolatie; winter hoger, zomer periode lager)	▪ minder inlaatwater nodig ▪ *idem*	▪ **tijdelijke lichte verdroging (?)** ▪ **extra veenafbraak (?)*** ▪ extra mineralisatie (?) ▪ extra verzuring (?) ▪ problemen infrastructuur en recreatie (?) ▪ **problemen dispersie (?)**	▪ **minimum zomerwaterpeil betreffende vegetatie** ▪ **waterkwaliteit inlaatwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **S/(Ca+Mg) veen (verzur.)**

** dit is relatief; afhankelijk van waterkwaliteit onder natte omstandigheden (sulfaat, nitraat) en van vochtigheid veen*

Eutrofiëring *(zie ook onderaan tabel)*			
▪ geen/minder (gebiedsvreemd) water inlaten	▪ terugdringing externe/interne eutrofiëring	▪ tijdelijke verdroging (?) ▪ extra verzuring (?) ▪ **extra veenafbraak (?)*** ▪ extra mineralisatie (?) ▪ **problemen dispersie (?)**	▪ **nutriëntenconcentraties inlaatwater** ▪ **water- en nutriëntenbalans** ▪ **sulfaatconc. en alkalininteit inlaatwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem**
▪ schonere waterbron als inlaatwater	▪ terugdringing externe/interne eutrofiëring (N.B. niet alleen P en N; **macro-ionen ook belangrijk!**)	▪ vaak onmogelijk	▪ **nutriëntenconcentraties inlaatwater** ▪ **water- en nutriëntenbalans** ▪ **sulfaatconc. en alkalininteit inlaatwater**
▪ dynamischer peilbeheer (meer isolatie; winter hoger, zomer lager)	▪ minder inlaatwater nodig (idem) ▪ **betere immobilisatie fosfaat** ▪ betere kieming waterplanten ▪ betere kieming/groei helofyten ▪ **stimulering verlanding** ▪ **inklinking sliblaag**	▪ tijdelijke verdroging (?) ▪ extra verzuring (?) ▪ **extra veenafbraak (?)*** ▪ extra mineralisatie (?) ▪ **minder effectief in zeer S- en P-rijke gebieden (o.a. brakwatervenen)** ▪ onvoldoende bij hypertrofie	▪ **minimum zomerwaterpeil betreffende vegetatie** ▪ **waterkwaliteit inlaatwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **S/(Ca+Mg) veen (verzur.)**
▪ actief biologisch beheer (biomanipulatie): **visstandsbeheer**	▪ **verbetering lichtcondities water- en oeverplanten (helder water)** ▪ **verbetering bewortelings-condities water- en oeverplanten** ▪ verbetering visgemeenschappen ▪ vermindering interne belasting (minder opwoeling) ▪ stabiliseren toplaag waterbodem	▪ bij hypertrofie combinatie met andere maatregelen nodig ▪ **P-rijke bodem leidt tot lage biodiversiteit onderwaterplanten** ▪ P-mobilisatie vanuit de bodem naar de waterlaag maakt lange-termijneffect moeilijk voorspelbaar ▪ **opwerveling fijnkorrelig veen maakt instabiel bij lange stijklengte wind**	▪ **chlorofylconcentratie** ▪ **schatting actuele visstand** ▪ **haalbaarheid afvissen** ▪ **haalbaarheid isolatie tegen visintrek** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **strijklengte wind**
▪ actief biologisch beheer (biomanipulatie): **extra tweekleppige onderwatergrazers**	▪ **verbetering lichtcondities water- en oeverplanten (helder water)** ▪ **tweekleppigen eten ook giftige cyanobacteriën**	▪ **(zie boven)** ▪ **bodemsubstraat ongeschikt** ▪ **noodzakelijke dichtheden moeilijk haalbaar**	▪ **chlorofylconcentratie** ▪ **haalbaarheid i.v.m. substraat**
▪ baggeren toplaag ▪ plaggen toplaag (schraalland)	▪ afname fosfaatbeschikbaarheid ▪ verwijdering fijnkorrelig slib (o.a. algenveen)	▪ bij onveranderde waterkwaliteit snelle afbraak vrijgekomen veenlaag en nieuwe P-mobilisatie ▪ diasporenvoorraad onvoldoende (?) ▪ **negatieve effecten op fauna?**	▪ **nutriëntenconcentraties inlaatwater** ▪ **water- en nutriëntenbalans** ▪ **sulfaatconc. en alkalininteit inlaatwater** ▪ **reactie vrijgekomen laag met inlaatwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem**

* *dit is relatief; afhankelijk van waterkwaliteit kan de afbraak onder natte omstandigheden ook zeer hoog zijn (sulfaat, nitraat); ook sterk afhankelijk van vochtigheid veen*

Eutrofiëring *(vervolgd; zie ook onderaan tabel)*			
▪ afgraven veen tot zand- of kleilaag ▪ plaggen tot zand-/kleilaag	▪ **afname fosfaat- en ammoniumbeschik-baarheid** ▪ vaak snelle groei kranswieren ▪ terugdringen eutrafente soorten	▪ successie ver teruggezet ▪ laagveenaspect bodem vervalt ▪ **deel zaadbank verwijderd** ▪ **negatieve effecten op fauna?**	▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem (verticaal profiel)**
▪ graven lokale verdieping (> 10m)	▪ slibinvang ▪ **nutriëntens*ink* (hypolimnion onder spronglaag)**	▪ ingrijpende maatregel waarvoor vaak geen mogelijkheden zijn ▪ effectiviteit in laagveenwateren onvoldoende bekend	▪ **slibbalans** ▪ **haalbaarheid diepe put**
▪ defosfateren inlaatwater	▪ afname fosfaataanvoer	▪ alleen effectief als externe eutrofiëring belangrijkste oorzaak is	▪ **P-balans inclusief interne P-mobilisatie**
▪ doorspoelen (lage verblijftijd water)	▪ **afvoer algen, nutriënten en sulfaat**	▪ vaak hydrologisch niet mogelijk ▪ extra fosfaatlast ▪ extra interne eutrofiëring ▪ grotere last afvoerwater (eutrofiëring omgeving)	▪ **P-balans** ▪ **risico interne eutrofiëring** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem**
▪ helofytenfilter; verlengde aanvoer	▪ afname nutriëntenlast (m.n. N) ▪ **afname turbiditeit**	▪ werkt vaak slecht voor P o.a. door interne mobilisatie van P ▪ alleen effectief als externe eutrofiëring belangrijkste oorzaak is ▪ SO_4 hoeft niet af te nemen	▪ **P-balans** ▪ **risico interne eutrofiëring in filter en laagveenwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem**
▪ ontharden inlaatwater	▪ **afname decompositie** ▪ **afname mineralisatie** ▪ **minder slibvorming** ▪ **afname turbiditeit**	▪ werkt niet als veen al ver afgebroken of sterk gealkaliniseerd is	▪ **alkaliniteit oppervlaktewater** ▪ **inschatten interne eutrofiëring** ▪ **alkaliniteit bodemvocht** ▪ **veentype** ▪ **test reactie veen op alkaliniteit**
▪ desulfateren inlaatwater	▪ **afname interne P-mobilisatie** ▪ **afname decompositie** ▪ **afname turbiditeit** ▪ **afname vrij sulfide**	▪ werkt niet als intern veel S geaccumuleerd is ▪ **werkt niet als veen niet (meer) op SO_4 reageert**	▪ **SO_4-balans** ▪ **inschatten interne eutrofiëring** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **test reactie veen op SO_4**
▪ afdekken met zand	▪ afname P-mobilisatie naar waterlaag ▪ inklinking sliblaag ▪ **afdekken overige verontreinigingen**	▪ zaadbank afgedekt ▪ menging met onderliggend veen door gasproductie (?) ▪ **mobilisatie nutriënten door wortelende waterplanten (?)**	▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **verontreinigingen** ▪ **enten noodzakelijk**

Eutrofiëring *(vervolgd; zie ook onderaan tabel)*			
▪ ijzerinjectie (beijzeren) onderwaterbodem ▪ aluminiuminjectie	▪ afname interne P-mobilisatie op korte termijn ▪ **Al-gebonden P niet redoxgevoelig**	▪ werkt alleen langdurig bij geïsoleerde venen met een lage consumptie van ijzer (dus niet in S- en P-rijke venen) ▪ verzurend in minder gebufferde venen ▪ **effecten op vegetatie en bodemfauna (?)** ▪ **P blijft voor een groot deel beschikbaar voor wortelende planten**	▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **schatting snelheid P-consumptie** ▪ **resulterende Fe - concentratie (i.v.m. toxiciteit)**
▪ beijzeren (semi-)terrestische vegetaties	▪ binding P in bodem ▪ **verlaging P-mobilisatie naar waterlaag**	▪ injectie nodig: Fe lost niet op in neutraal oppervlaktew ater of leidt hierin tot sterke verzuring ▪ ijzervergiftiging ▪ **P blijft voor een groot deel beschikbaar voor wortelende planten**	▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **schatting snelheid P-consumptie** ▪ **resulterende Fe - concentratie (i.v.m. toxiciteit)**
▪ bekalken (semi-)terrestische vegetaties	▪ binding P in bodem ▪ **verlaging P-mobilisatie naar waterlaag**	▪ **stimulering veenmosgroei bij te lage dosis (herverzuring en kooldioxide)** ▪ **stimulering veenafbraak en mineralisatie bij te hoge dosis** ▪ **indringing in bodem slecht bij waterverzadiging (?)**	▪ **Ca/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **schatting snelheid P-consumptie**
▪ **bevloeien (semi-)terrestische vegetaties met kalkrijk water**	▪ **binding P in bodem (?)**	▪ **niet mogelijk bij losse kragge** ▪ **stimulering veenafbraak en mineralisatie** ▪ **verhoging P-aanvoer** ▪ **indringing in bodem slecht bij waterverzadiging (?)**	▪ **kragge los /vast?** ▪ **Ca//PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **schatting snelheid P-consumptie**
▪ **verhogen aanvoer grondwater**	▪ **aanvoer Ca, Fe**	▪ vaak onmogelijk ▪ **vaak NO_3 verontreinigd (veenafbraak)** ▪ **vaak SO_4 verontreinigd**	▪ **bepalen waterstromen** ▪ **kwaliteit grondwater** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **Ca/PO_4 bodemvocht**
▪ **beperken windwerking (bijv. m.b.v. legakkers)**	▪ **verbetering lichtcondities water- en oeverplanten (helder water)** ▪ **verbetering bewortelings-condities water- en oeverplanten** ▪ **vermindering interne belasting (?)** ▪ **stabiliseren toplaag waterbodem**	▪ **praktisch niet haalbaar** ▪ **blijft instabiel bij te lange stijklengte wind**	▪ **strijklengte wind** ▪ **type veen**
▪ **beperken doorvaart**	▪ **verlagen turbiditeit** ▪ **verlaging P-mobilisatie naar waterlaag (?)**	▪ **in plassen windwerking belangrijker (?)**	▪ **frequentie doorvaart** ▪ **meten effect vaart op troebeling** ▪ **diepte** ▪ **type veen**

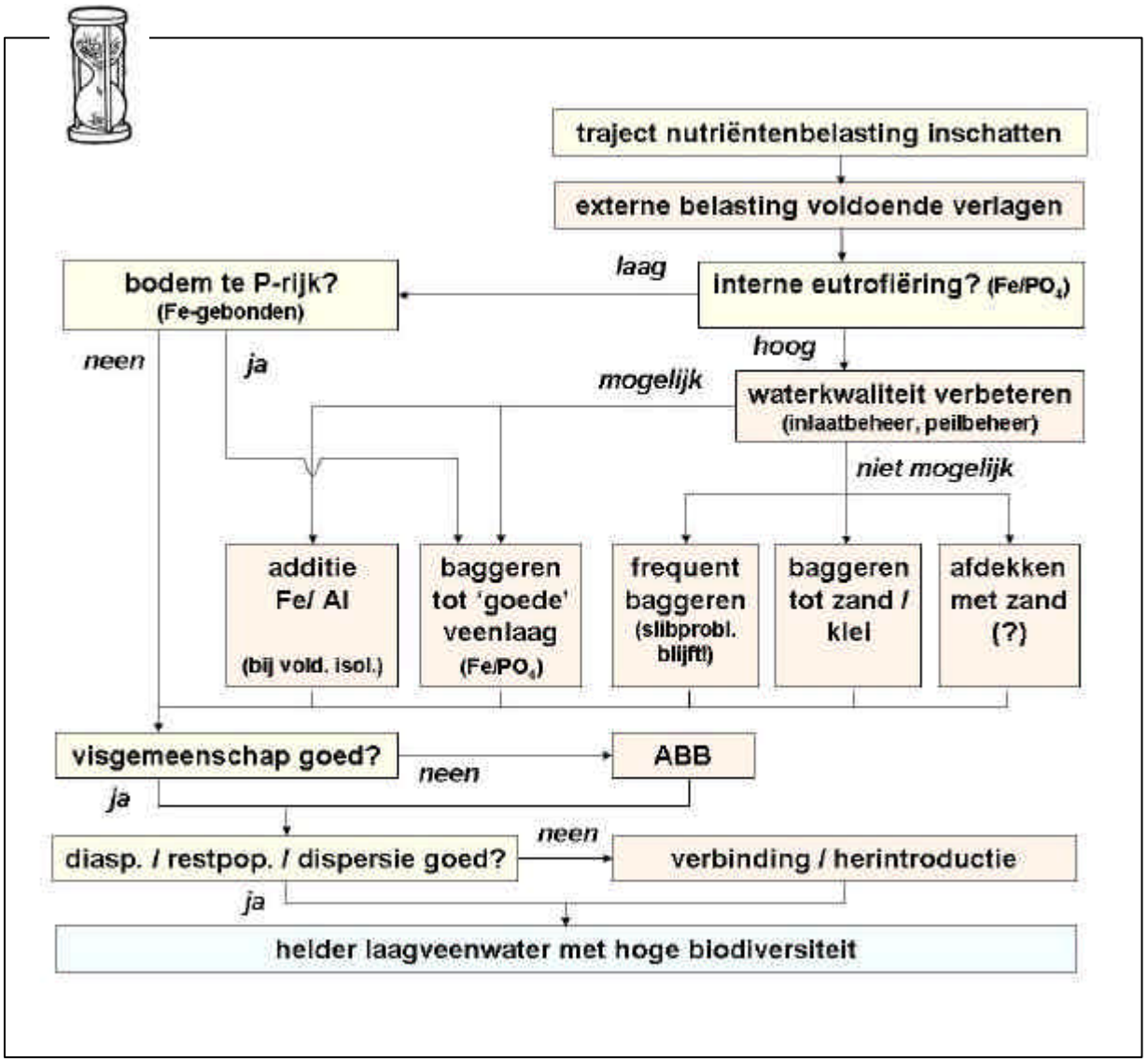
Verzuring			
▪ inlaat oppervlaktewater (evt. met extra begreppeling)	▪ aanvoer bicarbonaat, Ca, Mg	▪ toename externe/interne eutrofiëring ▪ slechte horizontale infiltratie in veen	▪ **basenverzadiging** ▪ **P-balans** ▪ **risico interne eutrofiëring** ▪ **alkaliniteit water** ▪ **Fe/PO_4 bodemvocht** ▪ **concentratie en type binding PO_4 in bodem** ▪ **gevoeligheid veen voor alkaliniteit**
▪ plaggen	▪ afvoer zuur veen (toplaag) ▪ **instroom gebufferd oppervlaktewater (bij aankoppeling)**	▪ door omhoogkomen veen/drijftil opnieuw verzuring (kalkrijk water niet in toplaag) ▪ **snelle herverzuring bij S-rijke onderliggende veenlaag**	▪ **basenverzadiging** ▪ **kragge los /vast?** ▪ **S/(Ca+Mg) veen** ▪ **Olsen-P profiel diepte**
▪ bekalken	▪ aanvoer carbonaat, Ca, Mg	▪ **stimulering veenmosgroei bij te lage dosis (herverzuring en kooldioxide)** ▪ **stimulering veenafbraak en mineralisatie bij te hoge dosis** ▪ **indringing in bodem slecht bij waterverzadiging (?)**	▪ **basenverzadiging** ▪ **S/(Ca+Mg) veen** ▪ **Olsen-P profiel diepte**
▪ **verhogen aanvoer grondwater**	▪ **aanvoer carbonaat, Ca, Mg** ▪ **toename basenverzadiging**	▪ vaak onmogelijk ▪ **vaak NO_3 verontreinigd (veenafbraak)** ▪ **vaak SO_4 verontreinigd**	▪ **bepalen waterstromen** ▪ **kwaliteit grondwater** ▪ **basenverzadiging**
▪ **bevloeien (semi-)terrestische vegetaties met kalkrijk water**	▪ **aanvoer Ca, Mg** ▪ **toename basenverzadiging**	▪ **niet mogelijk bij losse kragge** ▪ **door omhoogkomen veen/drijftil opnieuw verzuring (kalkrijk water niet in toplaag)** ▪ **stimulering veenafbraak en mineralisatie** ▪ **verhoging P-aanvoer** ▪ **indringing in bodem slecht bij waterverzadiging (?)**	▪ **kragge los /vast?** ▪ **kwaliteit oppervlaktewater** ▪ **P-aanvoer** ▪ **basenverzadiging**
Versnippering			
▪ Verbinding (corridors) maken	▪ dispersie ▪ herkolonisatie	▪ vaak moeilijk ▪ **alleen als habitat hersteld is** ▪ 'sink-effect' als habitat nog ongeschikt is (?) ▪ **meer inlaat gebiedsvreemd water**	▪ **diasporenvoorraad** ▪ **restpopulaties** ▪ **milieukwaliteit** ▪ **dispersiemogelijkheden**
▪ herintroductie	▪ doelsoorten terug	▪ **alleen als habitat hersteld is** ▪ voor vegetatie onnodig als diasporenbank intact is **(aquatisch versus semi-terrestrisch?)** ▪ **hoge genetische variatie nodig?** ▪ **ethische bezwaren (?)**	▪ **diasporenvoorraad** ▪ **restpopulaties** ▪ **milieukwaliteit** ▪ **dispersiemogelijkheden** ▪ **keuze bronpopulatie** ▪ **manier van inbrengen (zaad, kiemling, plant?)**

Handhaven/creëren gewenst successiestadium *(zie ook eutrof., verzur.)*			
▪ maaien/kappen en afvoeren ▪ begrazen	▪ afvoer nutriënten (vooral P) ▪ verbetering lichtcondities	▪ onvoldoende bij hypertrofie ▪ **mest in aangrenzend water**	▪ **mate van verruiging** ▪ **Olsen-P**
▪ plaggen	▪ (zie eutrof.)	▪ (zie eutrof.)	▪ **(zie eutr.)**
▪ opengraven verlande petgaten ▪ graven nieuwe petgaten (laatste geen OBN maar natuurontwikkeling)	▪ nieuwe verlanding (?) ▪ toename habitatdiversiteit	▪ verlanding afhankelijk van water- en bodemkwaliteit en grootte en richting petgat, vaak niet of slecht	▪ **kans op eutrofiëring (zie eutr.) bij nieuwe bodem** ▪ **kans op verzuring bij nieuwe bodem (zie verz.)** ▪ **dimensies en strijklengte**
▪ rechte oevers aflopend maken	▪ verbetering helofytengroei (?)	▪ verlanding afhankelijk van water- en bodemkwaliteit en grootte en richting petgat ▪	▪ **kans op eutrofiëring (zie eutr.) bij nieuwe bodem** ▪ **kans op verzuring bij nieuwe bodem (zie verz.)** ▪ **dimensies en strijklengte**

11.5 Naar een ‘sleutel’ voor het beheer van laagveenwateren: de veenloper

Een belangrijk uitvloeisel van de OBN-kennisagenda met betrekking tot de laagveenwateren is dat het eindproduct van het laagveenwaterenonderzoek aan het eind van fase 2 onder meer een concept voor een ‘laagveensleutel’ zal moeten omvatten op 2 niveaus: een sleutel op landschapsniveau voor het herkennen van kansrijke gebieden en een sleutel op systeemniveau voor de EGM, uiteraard met een duidelijke link naar grotere ruimte- en tijdschalen. Er is binnen het deskundigenteam afgesproken dat dit geen statische sleutel moet worden, maar een dynamische variant hierop die aangepast kan worden als gevolg van voortschrijdend inzicht (validatie, terugkoppeling en aanpassing). Om dit dynamische karakter aan te geven is gekozen voor de term *veenloper*, een sleutel die op alle laagveenwateren past. Deze veenloper kan gezien worden als complementair met de sleutel van het Platform Ecologisch Herstel Meren (www.shallowlakes.net).

Aan de hand van een karakterisering van de uitgangssituatie (basisinformatie, waaronder diagnostic tools) kan de beheerder een stappenschema volgen, waarbij op grond van kritische waarden en bijbehorende beslisregels (combinaties van) mogelijke maatregelen gekozen kunnen worden. Afhankelijk van de betreffende situatie en problematiek kan er gekozen worden voor gericht vooronderzoek, in aanvulling op het evalueren van bestaande gegevens. Hiermee kunnen de kansen op herstel ingeschat worden en haalbare doelen geformuleerd worden. Soms kan dit bijvoorbeeld ook betekenen dat er gekozen moet worden voor deelgebieden met verschillende potenties, dat er additionele maatregelen nodig zijn, of dat doelen bijgesteld moeten worden. Belangrijk bij het herstelbeheer is dat een aantal maatregelen alleen zinvol is binnen het OBN-kader als er voldaan is aan een aantal randvoorwaarden. Een voorbeeld hiervan is de maatregel baggeren, waarbij voorwaarden gesteld worden aan de waterkwaliteit en aan de kwaliteit van de bodemlaag die vrijkomt na de maatregel. Als voorbeeld is een eerste concept-schema opgesteld voor de aanpak van eutrofiëring in laagveenwateren (Figuur 11.15). Tabel 11.1 is een aanpassing van de tabel in Hoofdstuk 2, met de mogelijke voor- en nadelen van OBN-maatregelen in laagveenwateren. In de laatste kolom is de informatie aangegeven (inclusief kritische waarden en diagnostic tools) die relevant is voor de diagnose en voor de beslissing over de te nemen maatregelen. Hieruit blijkt al dat voor eutrofiëringsbestrijding vaak een *combinatie van maatregelen* nodig zal zijn. In tabel 11.3 staat samengevat hoe de informatie uit OBN-kennis omgezet kan worden naar concrete handvatten voor het beheer.



Figuur 11.15 Voorbeeld van een denkmodel bij het ontwikkelen van een 'sleutel' voor het beheer van laagveenwateren: de 'veenloper. De beslisregels zullen worden gebaseerd op basisinformatie inclusief stuurvariabelen/diagnostic tools, zoals aangegeven in tabel 11.1.

11.6 Standaardisering van de OBN-monitoring

Voor de evaluatie van OBN-maatregelen, vergelijking tussen verschillende laagveenwateren en extrapolatie naar andere gebieden is het zeer belangrijk om tot een gestandaardiseerde monitoring te komen (Higler & Semmekrot, 1999). Deze monitoring, die uitgewerkt zal worden in de tweede fase, zal schaalspecifiek moeten zijn en indicatoren voor herstel en achteruitgang (water- en veenkwaliteit, biodiversiteit, successie en veenvorming) moeten bevatten. Achteruitgang is hierbij terug te voeren op historische oorzaken (eerste orde, zoals verdroging, landgebruik) en oorzaken die samenhangen met compensatiemaatregelen, zoals een sterk gewijzigde hydrologie met negatieve neveneffecten (tweede orde, zoals inlaatbeheer). In paragraaf 10.3 is aangegeven aan welke criteria de faunamonitoring moet voldoen. Tabel 11.2 dient hierbij als aanzet gebruikt worden.

Tabel 11.2 Aanzet voor standaardmonitoring van OBN-maatregelen in laagveenwateren (aangepast naar Lamers et al., 2001). De keuze van het daadwerkelijke (minimale) meetpakket, de dichtheid van meetpunten en de meetfrequentie zal afhangen van het betreffende gebied en de problematiek. De belangrijkste opmerking hierbij is dat er in de (veen)bodem gemeten zal moeten worden, omdat deze zeer sterk sturend is. Thema's: VD=verdroging, EU=eutrofiëring (vermesting), VZ=verzuring, VS=versnippering,. *: als een indruk verkregen dient te worden van de planktongemeenschap is het in ieder geval nodig om in het voor- en najaar te meten. Een probleem hierbij is echter de grote dynamiek van deze gemeenschap. **: Minimale frequentie; in perioden met grote veranderingen (bijvoorbeeld in wateraanvoer) is intensiervere monitoring nodig.

Parameter/variabele	OBN-thema	Freq. (1/x)
Vegetatiekartering / vegetatie pq opnames / fauna-inventarisatie (zie ook 10.3), indicator- en doelsoorten	VD / EU / VZ / VS	1-2 jaar
Samenstelling fyto- en zoöplankton	EU / VS	0.5 jaar *
Diasporenbank/restpopulaties	VD / EU / VZ / VS	*eenmalig ** *
Inventarisatie visstand volgens STOWA-standaard	EU / VS	*vóór en na afvissen*; 1-2 jaar
Peil oppervlaktewater / kragge; grondwaterpeil (lokaal, regionaal)	VD / EU / VZ	2 weken
Water ingelaten (periode en hoeveelheid)	VD / EU / VZ	*datum*
Meting/schatting wateraanvoer en -afvoer (waterbalans; koppeling met nutriënten voor stoffenbalans)	VD / EU / VZ	*continu*
Kwaliteit inlaat-/ aanvoerwater: HCO_3, pH, Ca, Mg, PO_4, NO_3, NH_4, K, SO_4, Cl, chlorofyl, totaal P, Kjeldahl N, turbiditeit	VD / EU / VZ	2 maand **
Kwaliteit water bij helofytenfilter /verlengde aanvoer: HCO_3, pH, Ca, Mg, PO_4, NO_3, NH_4, K, SO_4, Cl, troebelheid, chlorofyl, totaal P, Kjeldahl N, turbiditeit bij begin/einde (evt. ook bodemvocht)	VD / EU / VZ	2 maand **
Kwaliteit oppervlaktewater: HCO_3, pH, Ca, Mg, PO_4, NO_3, NH_4, K, SO_4, Cl, troebelheid, chlorofyl, totaal P, Kjeldahl N, turbiditeit	VD / EU / VZ	2 maand **
Kwaliteit waterbodemvocht / kraggevocht / schraallandbodemvocht: (anaëroob bemonsterd) HCO_3, pH, Ca, Mg , SO_4, Fe, Al, PO_4, NH_4, NO_3, K	VD / EU / VZ	0.5 jaar **
Kwaliteit (water)bodem: veentype, PO_4 fracties (profiel), Olsen-P (profiel), % organisch stof, totaal Fe, S, Ca, Mg (bij droogval i.v.m. S/(Ca+Mg) ratio), veentype	EU / VZ	1 jaar **
Kwaliteit kragge-/schraallandbodem: veentype, NH_4 zout-extr., NO_3 Al Ca waterextr., Olsen-P (profiel), % organisch stof, totaal Fe, S, Ca, Mg (i.v.m. S/(Ca+Mg) ratio; evt. ook PO_4 fracties, profiel), veentype	VD / EU / VZ	1 jaar **
Kwaliteit grondwater (indien relevant i.v.m. aanvoer): HCO_3, pH, Ca, Mg, Fe, SO_4, PO_4, NO_3, NH_4, (anaer.)	VD / EU / VZ	0.5 jaar **

11.7 Vervolgonderzoek: de tweede fase

Aanscherping
Het onderzoek in de eerste fase heeft een grote hoeveelheid informatie opgeleverd die direct bruikbaar is voor het beheer. De kennis uit het onderzoek is vertaald naar concrete beheersmaatregelen, zoals weergegeven in Tabel 11.3. Ondanks de zorgelijke toestand en ingewikkelde problematiek van laagveenwateren, blijkt herstel van de biodiversiteit en verlandingssuccessie wel degelijk mogelijk, met name in kleinere laagveenwateren. In de tweede fase zal deze vertaling verder aangescherpt worden.

Wat weten we nog niet?
De belangrijkste kennisvragen binnen OBN Laagveenwateren voor de tweede fase (periode 2006-2010), geheel aansluitend bij de OBN-Kennisagenda, zijn gericht op de *effectiviteit van herstelmaatregelen*: hoe kan de water- en bodemkwaliteit *voldoende* en *op duurzame wijze* hersteld worden om biodiverse laagveengemeenschappen terug te krijgen? Is dit haalbaar voor het grote aantal hypertrofe laagveenwateren (inclusief voormalige brakwatervenen)? Welke hydrologische maatregelen (o.a. inlaat- en peilbeheer) moeten hierbij gekozen worden? Welke beperking legt versnippering op bij herstelmaatregelen (diasporenbank, dispersie)? Leidt herstel van de water- en bodemkwaliteit automatisch tot herstel van verlandingsvegetaties en herstel van de gewenste karakteristieke fauna- en planktongemeenschappen? Wat levert herstel van de natuurlijke dynamiek en heterogeniteit op? Hoe gebruiken soorten de verschillende onderdelen in het laagveenlandschap?

In fase 2 van het OBN-onderzoeksproject Laagveenwateren zal het accent liggen op (1) het verrichten van aanvullend onderzoek voortvloeiend uit deze prioriteiten gesteld in de OBN-Kennisagenda 2006-2010; (2) vanuit een systeembenadering verder integreren van onderzoeksresultaten uit fase 1 en 2; (3) het onderbrengen van de verzamelde kennis in een concept-laagveensleutel (*veenloper*), die zowel op gebiedsniveau als op ecosysteemniveau de terrein- en waterbeheerders een eenduidig handvat bieden bij het maken van keuzes bij aankoopbeleid, beheer en herstel. Hierbij zal aangesloten worden bij de nieuwe systematiek zoals opgenomen in de website “natuurkwaliteit”. In de Tweede Fase zal het onderzoek aan faunaherstel uitgebreid worden met een extra junior onderzoeker gericht op faunaonderzoek, naast de drie junior onderzoekers die werkzaam waren in de eerste fase. Deze uitbreiding was is de nadrukkelijke wens van het Deskundigenteam. Het onderzoek zal in fase 2 de volgende onderwerpen omvatten:
- Deelproject 1: Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel;
- Deelproject 2: Verlanding en veenvorming;
- Deelproject 3: Het planktonisch voedselweb;
- Deelproject 4: Herstel faunagemeenschappen.

Aangezien de specifieke expertise met betrekking tot hydrologie (met name voor landschapshydrologie en het hydrologisch beheer) en actief biologisch beheer / visstandbeheer onvoldoende afgedekt wordt binnen het onderzoeksprogramma en zeer essentieel is voor het voorgestelde onderzoek in de tweede fase, blijven er twee extra deskundigen aan het onderzoeksconsortium deelnemen.

De belangrijkste focus zal liggen bij de kleinere laagveenwateren, aangezien hier de grootste potentie ligt voor herstel van de OBN-doelstellingen. Grote wateren zullen echter deel blijven uitmaken van de tweede fase. Al in 2006 zal het Deskundigenteam Laagveenwateren onderdeel gaan uitmaken van het nieuwe Deskundigenteam Laagveen- en zeekleilandschap. Hiermee zal de focus verbreed worden en het onderzoek ook duidelijker op landschapsschaal gaan spelen.

De tweede fase zal zich zeer sterk gaan richten op de effectiviteit van (combinaties van) de verschillende OBN-maatregelen: welke maatregelen dient een beheerder te kiezen voor het betreffende laagveenwater, onder welke voorwaarden, en wat leveren ze op?

Volgt het herstel van de biodiversiteit automatisch op het herstel van de milieukwaliteit? Hoe gebruiken de doelsoorten de verschillende onderdelen van het laagveenlandschap, en zijn er beperkingen door versnippering? Daarnaast zal er een standaard monitoringsprogramma ontwikkeld worden en een concept *veenloper*, een dynamisch beheersondersteunend systeem. De opzet van de tweede fase is geformuleerd in een offerte (Lamers *et al.*, 2006) en zal verder uitgewerkt worden in een onderzoeksplan. We streven ernaar dat het spreekwoord aan het begin van dit hoofdstuk de komende decennia weer steeds meer van toepassing wordt voor laagveen-Nederland.

Tabel 11.3 De vertaling van de OBN-kennis naar concrete maatregelen. Het opstellen van haalbare doelen en monitoren van veranderingen sluit sterk aan bij de Europese Kaderrichtlijn Water.

Vertaling naar OBN herstelmaatregelen: handvatten voor het beheer

1. Status van het specifieke gebied
   - Eenvoudige *diagnostic tools*
   - Overige basisgegevens
   - Vergelijking met OBN-database

2. (Exacte) oorzaken achteruitgang
   - Eerdere onderzoeksgegevens
   - Gericht vooronderzoek

3. Mogelijkheden voor herstel biodiversiteit
   - Historische gegevens
   - Kansrijkdom (Nederland, landschap, systeem, deelgebied)
     - Water- en veenkwaliteit
     - Kritische grenzen
     - Doel- en indicatorsoorten
     - Restpopulaties en diasporenbank
     - Dispersiemogelijkheden
   - Voorspelling: haalbare doelen
     - *prognostic tools*

4. Welke maatregelen: de stuurknoppen
   - Mogelijkheden gebiedsafhankelijk (pakket op maat)
   - *Veenloper*
   - Keuze maatregel(en)
   - Aanpak bottlenecks
   - Efficiëntie

5. Uitvoering maatregel(en)
   - Eventueel eerst op kleine schaal / gefaseerd

6. Monitoring
   - Standaard (minimum) meetpakket
   - Extra monitoring op maat

7. Bijsturing en optimalisering

8. Opschaling / extrapolatie (indien van toepassing)



Literatuurverwijzingen

Achtnich, C., A. Schumann, T. Wind, R. Conrad, 1995. role of interspecies H_2-transfer to sulfate and ferric iron reducing bacteria in acetate consumption in paddy soil. *FEMS Microbiology Ecology* 16: 61-70.

Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F. & Armstrong, W., 1996. *Phragmites* die-back: sulphide- and acetic acid induced bud and root death, lignifications, and blockages within aeration and vascular systems. *New Phytologist* 134: 601-614.

Bade, D.L., S.R. Carpenter, J.J. Cole, P.C. Hanson & R.H. Hesslein, 2004. Controls of δ^{13}C-DIC in lakes: Geochemistry, Lake metabolism, and morphometry. *Limnol. Oceanogr.* 49 (4): 1160-1172.

Bak, A., R.J.W. van de Haterd, G.H. Bonhof & R. Munts, 2004. *Monitoring biomanipulatie experiment veenplas Terra Nova (2003).* Bureau Waardenburg, rapport nr. 04-039.

Bakker, J.P., P. Potschlod, R.J. Strykstra, R.M. Bekker & K. Thompson, 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45 (4): 461-490.

Bakker, S.A., C. Jasperse & J.T.A. Verhoeven, 1997. Accumulation rates of organic matter associated with different successional stages from open water to carr forest in former turbaries. *Plant Ecology 129:* 113-120.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. *Handboek Natuurdoeltypen.* Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen.

Barendregt, A., B. Beltman, M.C. Bootsma, M. Amesz & T. van den Broek, 1997. *Herstel van verzuurde laagvenen met oppervlaktewater en mergel. Eindrapportage over de periode 1991-1996 (fase 1 en 2) van de effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de EGM/OBN-proefprojecten gelegen in het Ilperveld en de polder Westbroek.* Universiteit Utrecht, Utrecht.

Barkman, J. J., H. Doing & S. Segal, 1964. Kritische bemerkungen und vorschläge zur quantittativen vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica 13:394-419.*

Barko, J.W. & R.M. Smart, 1983. Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology* 71: 161-175.

Bastviken, D.T.E., N.F. Caraco & J.J. Cole, 1998. Experimental measurements of zebra mussel (Dreissena polymorpha) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology* 39: 375-386.

Beintema, A.J., T. Baarspul & J.P. de Krijger, 1997. Calcium deficiency in Black Terns *Chlidonias niger* nesting on acid bogs. *Ibis* 139: 396-412.

Beltman, B. & W. Koerselman, 1988. De verdamping van moerasvegetaties. *H_2O* 8: 200-205.

Beltman, B. & Van der Krift, T., 1997. De invloed van sulfaat en chloride op de fosfaatbeschikbaarheid in veenbodem, een bijdrage aan integraal waterbeheer. *H_20* 30(1): 19-22.

Beltman, B., T. van den Broek & S. Bloemen, 1995. *Restoration of acidified rich-fen ecosystems in the Vechtplassen area: successes and failures.* In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (Eds.), Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 273-286.

Beltman, B., T. van den Broek, K. van Maanen & K. Vaneveld, 1996. Measures to develop a rich-fen wetland landscape with a full range of successional stages. *Ecological Engineering* 7: 299-313.

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

Beltman B, T. van den Broek T, A. Barendregt, M.C. Bootsma, A.P. Grootjans, 2001. Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. Ecological Engineering 17: 21-31.
Beltman, B., T. van den Broek & P. Vergeer. 2005. Het beperkte succes van laagveen restauraties. *Landschap* 22: 173-179.
Berg, L.J.L. van den, E. Dorland, P. Vergeer, M.A.C Hart, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 2005. Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166 (2): 551-564.
Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. *Waterplanten en waterkwaliteit.* Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
Boedeltje, G., 2005. *The role of dispersal, propagule banks and abiotic conditions in the establishment of aquatic vegetatio*n. Proefschrift Radboud Universiteit, Nijmegen.
Boedeltje, G., J.P. Bakker & G.N.J. ter Heerdt, 2003. Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation on backwaters along navigation canals. *Aquatic botany* 77: 53-69.
Boers, P.C.M., 1986. Studying the phosphorus release from the Loosdrecht Lakes sediments, using a continuous flow system. Aquat. Ecol. 20: 51-60.
Boeyen, J.H., C.N. Beljaars & R. van Gerve, 1992. Vergroten van waterdiepte in sloten heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H_2O* 25: 432-440.
Bonhof, G.H., H.W. Waardenburg & K. Burger, 2004. *Visstandbeheerproeven in natuurgebied De Deelen (tussenrapportage).* Bureau Waardenburg, rapport nr. 04-122.
Bontes, B., 2002. *The applicability of flushing to prevent bloomforming by nuisant cyanobacteria.* Scriptie Universiteit van Amsterdam.
Bontes, B., H. Pijnappel, J. Geurts, J. Schouwenaars, M. Klinge, W. Verberk & L. Lamers, 2005. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren.* Tussentijdse OBN-rapportage (tweede onderzoeksjaar), maart 2005.
Bontes, B.M., A.M. Verschoor, L.M. Dionisio Pires, E. van Donk & B.W. Ibelings, 2005. Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of cyanobacteria, differing in concentration, size and toxicity. *Hydrobiologia* (submitted).
Bontes, B.M., R. Pel, B. W. Ibelings, H. T.S. Boschker, J. J. Middelburg & E. Van Donk, 2006. The effects of biomanipulation on the biogeochemistry, carbon isotopic composition and pelagic food web relations of a shallow lake. *Biogeosciences* (in press).
Boström, B., M. Jansson & C. Forsberg, 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 18: 5-59.
Boxman, A.W. & A.H.F. Stortelder, 2000. Hoe natter, hoe beter? De invloed van het waterpeil bij maatregelen tegen verdroging in elzenbroekbossen. *Vakblad Natuurbeheer* 5: 75-77.
Broek, T. van den & B. Beltman, 1994. Herstelgerichte maatregelen in een verzuurd trilveen in de Westbroekse Zodden. *De Levende Natuur* 1: 17-23.
Broek, T. van den & B. Beltman, 2001. *Natuurontwikkeling in het Noorderpark. 5 jaar monitoring en onderzoek in nieuw gegraven petgaten.* Faculteit Biologie, Universiteit Utrecht. In opdracht van DLG, SBB en Natuurmonumenten.
Broek, T. & B. Beltman, 2006. Germination and seedling survival in fens undergoing succession. *Plant Ecol.* DOI 10.1007/s11258-006-9100-0
Broek, T. van den, R. van Diggelen & R. Bobbink, 2005. Variation in seed boyancy of species in wetland ecosystems with differint flooding regimes. *J. Veg. Sci.* 16: 579-686.
Brouwer, E. & A.J.P. Smolders, 2004. *Nutrientenhuishouding in de veenplas Terra Nova en mogelijkheden tot herstel.* B-Ware, Rapport nummer 2004.01.
Brouwer, E., J. Soontiëns, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 1999. Sulphate and bicarbonate as key factors in sediment degradation and restoration of Lake Banen. *Aquatic Conservation*: *Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 121-132.
Bruinsma, J., W. Krause, E. Nat & J. van Raam, 1998. *Determinatietabel voor Kranswieren in de Benelux.* Stichting Jeugdbondsuitgeverij.
Bunt, C.M., H.J. MacIsaac & W.G. Sprules, 1993. Pumping rates and projected filtering impacts of juvenile zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1017-1022.
Capers, R.S., 2003. Macrophyte colonization in a freshwater tidal wetland. *Aquatic Botany* 77: 325-338.

Cappenberg, T.E., 1975. A study of mixed continues cultures of sulfate-reducing and methane-producing bacteria. *Microbiological Ecology* 2: 60-72.
Caraco, N.F., J.J. Cole & G.E. Likens, 1989. Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 156-158.
Claassen T.H.L. & Thannhauser-Douwma, M. Overzicht van waterkwaliteitsonderzoek in De Deelen. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden.
Claassen, T.H.L., 1994. Eutrophication and restoration of a peat ponds area, De Deelen, in the northern Netherlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1329-1334.
Claassen, T.H.L., 1998. Management program for rehabilitation of broads in Friesland, the Netherlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1536-1442.
Coops, H., 1996. *Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
Coops, H. & G. van der Velde, 1995. Effects of waves on helophyte stands: mechanical characteristics of stems of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany* 53: 175-186.
Coughlan, J., 1969. The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.* 2: 356-358.
Crossle, K. & M.A. Brock, 2001. How do waterregime and clipping influence wetland plant establishment from seed banks and subsequent reproduction? *Aquatic Botany* 74: 43-56.
CUR, 2000. *Natuurvriendelijke oevers: water- en oeverplanten.* Stichting CUR. Gouda.
Dacey, J.W.H. & M.J. Klug, 1982. Ventilation by floating leaves in (*Nuphar*). *American Journal of Botany* 69: 999-1003.
Dacey, J.W.H., 1981. Pressurized ventilation in the yellow waterlilly. *Ecology* 62: 1137-1147.
DeMott W.R., Gulati R.D. & Van Donk E., 2001. Daphnia food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: Evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnol. Oceanogr.* 46: 2054-2060.
Dionisio Pires, L.M., 2005. *Grazing for clarity; zebra mussels as a potential tool in biomanipulation of lakes.* Proefschrift, NIOO-KNAW.
Dionisio Pires, L. M., B. M. Bontes, E. Van Donk & B.W. Ibelings, 2005. Grazing on colonial and filamentous, toxic and non toxic cyanobacteria by the zebra mussel Dreissena polymorpha. *Journal of Plankton Research* 27: 331-339
Dionisio Pires, L.M., B.M. Bontes, L. Samchishina, B.W. Ibelings & E. van Donk, 2006. Comparing the grazing rates of the three species (*A. anatina, D.polymorpha* & *D. galeata*) feeding on two species of filamentous cyanobacteria, a filamentous and a non-filamentous green alga. *In prep.*
Dong, M., 1994. Morphological responses to local light conditions in clonal herbs from contrasting habitats, and their modification due to physiological integration. Uit het proefschrift: *Fouraging through morphological responses in clonal herbs.* Universiteit van Utrecht.
Dresscher, T.G.N. & L.W.G. Higler, 1982. *De Nederlandse bloedzuigers (Hirudinae).* Wetenschappelijke mededeling nr. 154. KNNV, Hoogwoud.
Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (red.), 1992. *De waterkevers van Nederland.* Uitgeverij KNNV, Utrecht.
Duinen, G.A. van, P. Beusink, M. Nijssen & H. Esselink, 2004. *Broed- en voedselecologie van de Grauwe Klauwier in intacte kustduinen – De Kleine Junikever als schakel in het voedselweb.* Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.
Duinen, G.A. van, T. Timm, A.J.P. Smolders, A.M.T. Brock, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink, 2006. Differential response of aquatic oligochaete species to increased nutrient availability – a comparative study between Estonian and Dutch raised bogs. Accepted for publication in *Hydrobiologia*.
Geurts, J., B. Bontes, H. Pijnappel, J. Schouwenaars, M. Klinge, H. van Kleef & L. Lamers, 2004a. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren*. Tussentijdse OBN-rapportage (eerste onderzoeksjaar), maart 2004.
Geurts, J.J.M., M.E.W. van der Welle, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2004b. *Helder water in Waterland door tijdelijke peilverlaging.* Rapport in opdracht van Vereniging Agrarisch Natuurbeheer Waterland. Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen.

Gittenberger, E. & A.W. Janssen (red.), 1998. *De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water.* Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
Gittenberger, E., A.W. Janssen, W.J. Kuijper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries, 1998. *Nederlandse Fauna 2. De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele week- dieren uit zoet en brak water.* Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis.
Goering, H.K. & P.J. van Soest, 1972. Forage fiber analyses, apparatus, reagents, procedures and some applications. *Agriculture handbook 379*. US Department of Agriculture, pp 1-20.
Golterman, H.L., 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia* 335: 87-95.
Golterman, H.L., 1998. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364 (1): 75-81.
Graaf, M.C.C. de, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek, 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.
Graveland, J. & H. Coops, 1997. Verdwijnen van rietgordels in Nederland. Oorzaken, gevolgen en strategie voor herstel. *Landschap* 14: 67-86.
Graveland, J. & S.H. Hosper, 1999. Een dynamisch waterpeil voor rietkragen in meren en moerassen. *De Levende Natuur* 100: 71-74.
Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American naturalist* 111 (982): 1169-1194.
Groot, A. de, 2005. *Een verminderde methaanproductie kan kraggenvorming verstoren.* Bachelor Scriptie, universiteit van Utrecht.
Grootjans, A. & R. van Diggelen, 1995. *Assessing the restoration prospects of degraded fens.* In B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (Eds), Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 73-90.
Gulati R.D., Bronkhorst M. & Van Donk, E., 2001. Feeding in *Daphnia galeata* on *Oscillatoria limnetica* and on detritus derived from it. *J. Plankton Res.*, 23, 705-718.
Hardeveld, H., R. Hendriks, C. Kwakernaak & J. van den Akker, 2006. Toepassing van onderwaterdrainage in veenweiden – een overzicht van kennis. Deelrapportage http://www.waarheenmethetveen.nl/inside.php?id=62.
Haterd, R.J.W. van de & A. Bak, 2005. *Biomanipulatie veenplas Terra Nova. Ontwikkeling van de vegetatie in 2004.* Bureau Waardenburg, rapport nr. 05-028.
Haterd, R.J.W., 2006. *Biomanipulatie veenplas Terra Nova. Ontwikkeling van de vegetatie in 2005.* Bureau Waardenburg, rapport nr. 05-273.
Heerdt, G.N.J. ter, G.L. Verweij, R.M. Bekker & J.P. Bakker, 1996. An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
Held, J.J. den, 1997. *Beknopt overzicht van Nederlandse plantengemeenschappen.* Wetenschappelijke mededeling KNNV. No. 134, 9e druk. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
Hendriks, R., 2004. *Kennisvragen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur voor de periode 2005-2010.* Werkdocument EC-LNV, oktober 2004.
Herczeg, A.L. & R.G. Fairbanks. 1987. Anomalous carbon isotope fractionation between atmospheric CO_2 and dissolved inorganic carbon induced by intense photosynthesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 51 : 895-899.
Higler, L.W.G., 1977. *Macrofauna-cenoses on Stratiotes plants in Dutch broads.* Proefschrift, Universiteit van Amsterdam. Verhandeling 11, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
Higler, L.W.G., 2000. *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren.* Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
Higler, L.W.G. & S. Semmekrot, 1999. *Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren.* Werkdocument 1999/05. DLO natuurplanbureau-onderzoek.

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)/Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).
Hikosaka, K., S. Sudoh & T. Hirose, 1999. Light acquisition and use of individuals competing in a dense stand of an annual herb *Xanthium canadense*. *Oecologia* 118: 388-396.
Hogan, D.M., T.E. Jordan &M.R. Walbridge, 2004. Phosphorus retention and soil organic carbon in restored and natural freshwater wetlands. *Wetlands* 24: 573-585.
Hogg, R.H. & R.W. Wein, 1988a. The contribution of Typha components to floating mat buoyancy. *Ecology* 69: 1025-1031.
Hogg, R.H. & R.W. Wein, 1988b. Seasonal change in gas content and buoyancy of floating Typha mats. *Journal of Ecology* 76: 1055-1068.
Holling, C. S., 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomology* 91: 339-347
Houba, V.J.G., J.Ch. Schouwenburg, I. van Wallinga & I. Novozamsky, 1979. Soil *analysis II. Methods of analysis for soils.* Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
Hosper, S.H. (Ed.), 1993. *Integraal waterbeheer. 2. Natuurontwikkeling in de grote wateren van Nederland.* Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directie Voorlichting, 's-Gravenhage.
Hosper, S.H., M.-L. Meijer & P.A. Walker (Eds.), 1992. *Handleiding actief biologisch beheer - Beoordeling van de mogelijkheden van visstandbeheer bij het herstel van meren en plassen.* RIZA & OVB, Lelystad, Nieuwegein.
Huber, H. 1996. Plasticity of internodes and petioles in prostate and erect *Potentilla* species. *Functional Ecology* 10: 401-409.
Huisman, J. & F.J. Weissing, 2000. Coexistence and resource competition. *Nature* 407: 694.
Hülsmann S., 2003. Recruitment patterns of Daphnia: a key for understanding midsummer declines? *Hydrobiologia* 491: 35–46.
Hwang, S. , H. Kim, J. Shin, J. Oh & D. Kong, 2004. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton in two Korean lakes. *Hydrobiologia* 515: 161-179.
Janse, J.H., 2005. *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches.* Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
Jansen, A.J.M. & J.G.M. Roelofs, 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering* 7: 279-298.
Jansen, A.J.M., P.C. Schipper & S. van Opstal, 1997. Het herstel van natte schraallanden. *De Levende Natuur* 98: 242-245.
Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjaer & O.K. Olrik, 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219-227.
Jones, C. G., J. H. Lawton, & M. Shachak, 1994. Organisms As Ecosystem Engineers. *Oikos* 69: 373-386.
Jones, C. G., J. H. Lawton, & M. Shachak, 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946-1957.
Kardol, P. & M. Zorn, 1999. *Mesotrofe verlanding in nieuw gegraven petgaten.* Studentenverslag Landschapsecologie, Universiteit Utrecht.
King, G.M., T. Berman & W.J. Wiebe, 1981. Methane formation in the acidic peats of Okefenokee swamp. *American Wetland Naturalist* 105: 386-389.
Kinnear P. R. & C.D. Gray, 1997. *SPSS for Windows made simple.* Impressum Hove, East Sussex. Psychology Press.
Klinge, M., 1998. *Evaluatie Actief Biologisch Beheersprojecten. Notitie met betrekking tot de manipulatie van de visstand.* Witteveen+Bos, Deventer.
Klinge, M., 2003. *Visstandbeheer in twee enclosures in Terra Nova (Notitie).* Witteveen+Bos, Deventer.
Koch, M.S., Mendelssohn, I.A. & McKee, K.L., 1990. Mechanism for the sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnol.Oceanogr.* 35(2): 399-408.
Koerselman, W. & J. Verhoeven, 1993. Eutrofiëring van laagvenen: interne of externe oorzaken? *Landschap* 10: 31-44.

Koerselman, W. & J.T.A. Verhoeven, 1995. Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. In B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (Eds), *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 91-112.
Kooijman, A.M., 1993. *Changes in the bryophyte layer of rich fens as controlled by acidification and eutrophication.* Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht.
Koopmans, G.F., W.J. Chardon, O. Oenema & W.H. van Riemsdijk, 2004. Uitmijnen biedt persepectief om uitspoeling van fosfaat uit zwaar bemeste landbouwgronden te verminderen *H_2O* 37: 15-18.
Lambers, H., F.S. Chapin & T.L. Pons, 1998. *Plant physiological Ecology.* Springer, New York.
Lamers, L.P.M., 2001. *Tackling biogeochemical questions in peatlands.* Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
Lamers, L.P.M., A.J.P. Smolders, E. Brouwer & J.G.M. Roelofs, 1996. Sulfaatverrijkt water als inlaatwater? - De rol van de waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. *Landschap* 13 (3): 169-180.
Lamers, L.P.M., M.C.C. de Graaf, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 1997. Verzuring en eutrofiëring van blauwgraslanden. *De Levende Natuur* 98: 246-252.
Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulphate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 32: 199-205.
Lamers, L.P.M., C. Farhoush, J.M.M. van Groenendael & J.G.M. Roelofs, 1999. Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *J. Ecol. 87*: 639-648.
Lamers, L., M. Klinge, & J. Verhoeven, 2001a. *OBN-Preadvies Laagveenwateren.* Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.
Lamers L.P.M., G.E. ten Dolle, S.T.G. van den Berg, S.P.J. van Delft & J.G.M. Roelofs, 2001b. Differential responses of freshwater wetland soils to sulphate pollution. *Biogeochemistry* 55: 87-102
Lamers, L., J. Verhoeven, E. van Donk, M. Klinge, H. Esselink & J. Schouwenaars, 2002a. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse Laagveenwateren binnen het overlevingsplan Bos & Natuur. Een systeemgerichte aanpak van de problemen binnen het herstelbeheer van Laagveenwateren.* Onderzoeksplan. In opdracht van het Expertisecentrum van het Ministerie van LNV.
Lamers, L.P.M., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2002b. The restoration of fens in the Netherlands. In: P.H. Nienhuis & R. Gulati (Eds.), *Ecological restoration of aquatic ecosystems in the Netherlands.* Chapter 8. Kluwer, Amsterdam.
Lamers, L.P.M., P.J.J. van den Munckhof, M. Klinge, M. & J.T.A. Verhoeven, 2004. *Verdroogd, vermest, verstard en versnipperd; hoe moet dat nu met onze laagveenwateren? - Een onderzoeksplan voor systeemherstel.* In: Van Duinen G-J, Bobbink R, Van Dam Ch, Esselink H, Hendriks R, Klein M, Kooijman A, Roelofs J & Siebel H. (Red.), Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Pag. 109-170.
Lamers L., E. Lucassen, F. Smolders & J. Roelofs, 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H_2O* 17: 28-30.
Loeb, R., Van Dalen, E., Lamers, L.P.M. & J.G.M. Roelofs. How sediment type and water quality influence vegetation development in riverine wetlands. *Biogeochemistry,* verstuurd.
Lovley, D. R. & M. J. Klug, 1983. Sulphate reducers can outcompete methanogens at freshwater sulfate concentrations. *Appl. Environ. Microb.* 45: 187-192.
Lucassen, E.C.H.E.T., 2004. *Biochemical constraints for restoration of sulphate-rich fens.* Proefschrift, Katholieke Universiteit van Nijmegen, Nijmegen.
Lucassen, E.C.H.E.T. & J.G.M. Roelofs, 2005. Vernatten met beleid: lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch Maandblad* 94: 211-215.
Lucassen, E.C.H.E.T, A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2000. De effecten van verhoogde sulfaatgehalten op grondwater gevoede ecosystemen. *H_2O* 25/26: 28-31.

Lucassen, E., A. Smolders & J. Roelofs, 2001. De effecten van verhoogde sulfaatgehalten op met grondwater gevoede ecosystemen. *H_2O* 25/26: 22-25.
Lucassen, E.C.H.E.T., Crommenacker, J. v.d., Peters, R. & Roelofs, J.G.M., 2002. Anti-verdrogingsmaatregelenen vegetatieherstel in elzenbroekbossen. Het belang van een natuurlijk waterregime. *Natuurhistorisch Maandblad* 91: 37-41.
Lucassen, E.C.H.E.T., R. Bobbink, A.J.P. Smolders, P.J.M. van der Ven, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2003. Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology* 165: 45-52.
Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A. J. P., Van de Crommenacker, J., and Roelofs, J. G. M., 2004. Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv für Hydrobiologie* 160: 117-131.
Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Boedeltje, G., Van den Munckhof, P.J.J. & J.G.M. Roelofs. Groundwater input affects plant distribution in black alder carrs by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science*, in press.
McAleece, N., 1997. *Biodiversity Professional Beta 1.* The Natural History Museum, London and The Scottish Association for Marine Science, UK.
Meijden, R. van der, E.J. Weeda, W.J. Holverda & P.H. Hovenkamp, 1996. *Heukels' Flora van Nederland.* 21ste druk. Wolters-Noordhoff, Groningen.
Meijer, M.L. & I. De Boois, 1998. Actief biologisch beheer in Nederland. Evaluatie projecten 1987-1996. RIZA, Lelystad.
Meijer, M.L., R. Portielje, R. Noordhuis, W. Joosse, M. van den Berg, B. Ibelings, E. Lammens, H. Coops & D. van der Molen, 1999. *Stabiliteit van de Veluwerandmeren.* RIZA rapport 99.054 & BOVAR rapport 99.06.
Meuleman A.F.M., B. Beltman & R.A. Scheffer, 2004. Water pollution control by aquatic vegetation of treatment wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 12: 459-471.
Molen, D.T. van der, & P.C.M. Boers, 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.
Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (NVL), 2002. *De Nederlandse Libellen* (Odonata). Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
Nichols, S.J & D.A. Wilcox, 1997. Burrowing saves Lake Erie clams. *Nature* 389: 921-921.
Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ 939. US Gov Print Office, Washington, USA.
Ommering, G. van, R.J.J. Hendriks (red.) 2004. *Handleiding Subsidie Effectgerichte Maatregelen 2005. Overlevingsplan Bos en Natuur; Regeling effectgerichte maatregelen in bossen en natuurterreinen.* Expertisecentrum LNV, Ede.
Paffen, B.G.P & J.G.M. Roelofs, 1991. Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum. Aquat. Bot.* 40: 61-71.
Patrick, W.H. & R.A. Khalid, 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments – effects of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186: 53-55.
Pel, R., V. Floris & H. Hoogveld, 2004. Analysis of planktonic community structure and trophic interactions using refined isotopic signatures determined by combining fluorensce-activated cell sorting and isotope-ratio mass spectrometry. *Freshwater Biology* 49: 546-562.
Peters, V. & R.Conrad, 1996. Sequential reduction processes and initiation of CH4 production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 28: 371-382.
Peterson, B.J. & B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 293-320
Poels, R.L.H., P. Schmidt, J. van den Burg, R.H. Kemmers & H.A. Verhoef, 2000. *Pre-advies natte bossen. Verdroging, verzuring en eutrofiëring van natte bossen in Nederland: effecten en herstelmaatregelen.* IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
Ponnamperuma, F.N., 1984. Effects of flooding on soils. In: Kozlowski, T.T. (ed.), Flooding and plant growth. Academic Press, Orlando.
Pot, R., 2003. *Veldgids Water- en Oeverplanten.* KNNV Uitgeverij & STOWA, Utrecht.

Psenner, R., B. Boström, M. Dinke, K. Petterson, R. Pucsko & M. Sager, 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30: 98-110.
Raghoebarsing A.A., A. van de Pol, K.T. van de Pas-Schoonen, A.J.P. Smolders, K.F. Ettwig, W.I.C. Rijpstra, S. Schouten, J.S.S. Damsté, H.J.M. op den Camp, M.S.M. Jetten & M. Strous, 2006. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification.Nature 440: 918-921.
Reeders, H.H. & Bij de Vaate, A., 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* 200/201: 437-450
Riegman, R., 2004. *De Waterkwaliteit en de ecologische toestand van de boezem van Noordwest Overijssel in de periode 2000-2003.* Waterschap Reest en Wieden.
Roelofs, J.G.M., 1991. Inlet of alkaline water into peaty lowlands: effects on water quality and on *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* 39: 267-293.
Roelofs, J.G.M., 1993. *De fragiele balans tussen verzuring en verbasing in blauwgraslanden.* In E.J. Weeda (Ed.), Blauwgraslanden in Twente; schatkamers van het natuurbehoud. Wetenschappelijke Mededelingen KNNV nr. 209, Utrecht, pp. 32-38.
Roelofs, J.G.M. & F.H.J.L. Bloemendaal, 1988. Trofie. In F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (Eds.), *Waterplanten en waterkwaliteit*. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, pp. 113-126.
Sarneel, J., 2004. *Seeds in peat wetlands.* Studentenverslag Landschapsecologie, Universiteit Utrecht.
Schaik, F.H.van et al., 1999. *Evaluatie eutrofiëringsbestrijdingsproject Geerplas.* Hoogheemraadschap van Rijnland.
Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995. *De vegetatie van Nederland. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden.* Opulus Press, Uppsala.
Scheffer M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
Scheffer, M., A.A. Achterberg & B. Beltman, 1984. Distribution of macro-invertebrates in a ditch in relation to the vegetation. *Freshw. Biol.* 14: 367-370.
Scheffer, M., Portielje, R., Zambrano, L., 2003. **Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48 (5): 1920-1926.**
Schouwenaars, J.M., 2000. *Hydrologie en waterbeheer in laagveengebieden.* Lezing tijdens seminar over natuurontwikkeling in laagveenmoerassen (In de ogen van de otter), Earnewâld, 18 oktober 2000.
Schubert, H., S. Fulda & M. Hagemann, 1993. Effects of adaptation to different salt concentrations on photosynthesis and pigmentation of the cyanobacterium Synechocystis sp.PCC 6803. *J. Plant.Physiol.* 142: 291–295.
Segers, R., 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biochemistry* 41: 23-41.
Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch, 1975. *Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration.* In: P.L. Brezonik & J.L. Fox (Eds.), Water quality management through biological control. University of Florida, Gainesville, 85-96.
Sival, F.P. & W.J. Chardon, 2004. *Natuurontwikkeling op fosfaatverzadigde gronden: fosfaatonttrekking door een gewas.* Rapport 1090, Alterra, Wageningen.
Smolders, F., 1995. Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes; in particular of *Stratiotes aloides* L. Proefschrift, Katholieke Universiteit van Nijmegen, Nijmegen.
Smolders, A.J.P., 2005. *Fosfaatfractionering 's Gravenkoop en Klein Vogelenzang.* Rapportage Onderzoekcentrum B-WARE.
Smolders, A.J.P., 2006. *Nalevering van fosfaat in veenplassen en poldersloten.* Concept rapportage Onderzoekcentrum B-WARE.
Smolders, F. & E. Brouwer, 2005. Baggerproblematiek Wormer- en Jisperveld: notitie naar aanleiding van aanvullend onderzoek naar de water- en poriewaterkwaliteit. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs, 1993. Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.

Smolders, A.J.P. & J.G.M Roelofs, 1996. The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in pore water. *New Phytologist* 133 (2): 253-260.
Smolders, A.J.P., Nijboer, R.C. & Roelofs, J.G.M., 1995. Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron(II)chloride to a reduced sediment: an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 34: 559-568.
Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Den Hartog, C., 1996. Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. *Arch.Hydrobiol.* 136: 327-342.
Smolders, A.J.P., Hendriks, R.J.J., Campschreur, H.M. & Roelofs, J.G.M., 1997. Nitrate induced iron deficiency chlorosis in *Juncus acutiflorus. Plant and soil* 196: 37-45.
Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, M. Moonen, K. Zwaga & J.G.M. Roelofs, 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
Smolders, A.J.P., H.B.M Tomassen, M. van Mullekom, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2003. Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418.
Smolders A.J.P., H.B.M. Tomassen, J Limpens, G.A. van Duinen, S. van der Schaaf S & J.G.M. Roelofs, 2004. *Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland.* In: Van Duinen G-J, Bobbink R, Van Dam Ch, Esselink H, Hendriks R, Klein M, Kooijman A, Roelofs J & Siebel H. (Red.), Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Pag. 71-108.
Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs, 2006a. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93-111.
Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs, 2006b. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 3 (4): 5-11.
Sprung, M. & U. Rose, 1988. Influence of food size and food quantity on the feeding of the mussel Dreissena polymorpha. *Oecologia* 77: 526-532.
Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schraminée & P.W.F.M. Hommel, 1999. *De vegetatie van Nederland, deel 5, Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen, bossen.* Opulus press, Upsalla.
Strack, M., E. Kellner & J.M. Waddington, 2005. Dynamics of biogenic gas bubbles in peat eand their effects on peatland biogeochemistry. *Global Biogeochemical Cycles* 19: GB1003.
Strijkstra, J.R., R.M. Bekker & J.P. Bakker, 1998. Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. *Acta botanica Neerlandica* 47 (1): 57-70.
Sybenga, D.S., 2001. *Landelijke waterkwaliteitsbepalingen met behulp van macroinvertebraten vergeleken. Een overzicht van de mogelijkheden voor toepassing in de Wieden.* Stagerapport Natuurmonumenten.
Tammes, P. M. L. & A. D. G. Dral, 1955. Observations on the straining of suspensions by mussels. *Archives Neerlandaises de Zoologie* 11:87-112.
Tansley, A.G., 1946. *Introduction to Plant Ecology.* Allen & Unwin, London.
Thompson, K., J.P. Bakker & R.M. Bekker, 1997. *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longelivity.* pp. 23-29.
Tomassen, H., F. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf, J. Roelofs, F., H. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum, 2002. *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen.* Eindrapportage 1998-2001. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.
Turnhout, C. van & W. Hagemeijer, 1999. Marshland birds in the Netherlands: causes of long-term population trends in 1965-1995. *Vogelwelt* 120 Supplement: 185-191.
Vaate, A. bij de, 1991. *Distribution and aspects of population dynamics of zebra mussel, Dreissena polymorpha (Pallas, 1771), in the Lake IJsselmeer area (The Netherlands).* Oecologia 86: 40-50.

Vanderploeg, H.A., J.R. Liebig, W.W. Carmichael, M.A. Agy, T.H. Johengen, G.L. Fahnenstiel, & T.F. Nalepa, 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1208-1221.
Veer, R. van 't & Th. G. Giesen, 1997. *Vegetatiekartering van het Staatsbosbeheerreservaat De Reef 1996.* Rapport Giesen & Geurts, Ulft.
Veer, R. van 't & M. Witteveldt, 2002. Pitrusontwikkeling in enkele Noord-Hollandse weidevogelgraslanden. Agens Raadgevend Bureau en Stichting het Noord-Hollands Landschap, Hoorn, Castricum.
Veer, R. van 't , B. van Geel, J.P. Pals & D. van Smeerdijk, 2000. *Fossiele plantengemeenschappen als referentiekader voor moderne moerasontwikkeling.* In J. Schaminée & R. van 't Veer (Eds), 100 jaar op de knieën. De geschiedenis van de plantensociologie in Nederland, pp. 174-189. Opulus Press, Noordwolde.
Vereniging Natuurmonumenten, 2000. *De groene groeibriljant, Natuurvisie de Wieden.* Vereniging Natuurmonumenten, Zwolle.
Verhoeven, J.T.A., 2003. *Dictaat cursus Kringlopen in Wetlands 2003.* Faculteiten Biologie en Aardwetenschappen, Universiteit Utrecht.
Verhoeven, J.T.A. & R. Bobbink, 2001. Plant diversity of fen landscapes in the Netherlands. In: Gopal, B., W.J. Junk & J.A. Davis. *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation.* Volume 2. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
Vermeer, J.G. & J.H.J. Joosten, 1992. *Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands in Verhoeven*, J.T.A. Fens and bogs in the Netherlands, Kluwer, Dordrecht.
Visser, E.J.W., G.M. Bogemann, H.M. van de Steeg HM, R. Pierik & C.W.P.M. Blom, 2000. Flooding tolerance of Carex species in relation to field distribution and aerenchyma formation. *New Phytol.* 148: 93-103.
Watson, A. & D.B. Nedwell, 1998. Methane production and emission from peat: The influence of anions (sulphate, nitrate) from acid rain. *Atmospheric Environment* 32: 3239-3245.
Wee, P.J. van der, 2004. *Roulerend meetnet waterkwaliteit Wilck en Wiericke-oost.* Hoogheemraadschap van Rijnland.
Welle, M.E.W. van der, Cuppens, M.L.C., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M., 2006. Detoxifying toxicants: Interactions between sulphide and iron toxicity. *Environmental Toxicology & Chemistry,* accepted.
Westhof, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E van der Voo, 1971. *Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden.* Deel 2. Natuurmonumenten, Amsterdam.
Wetzel, R.G., 1983. Lakes and water management. *Aquatic Botany* 16 (3): 304-305.
Wetzel, R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosytems.* Academic Press, San Diego.
Whalen, S.C., 2005. Biochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22: 73-94.
Wheeler, B.D. & M.C.F. Proctor, 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187-203.
Wienk, L.D., J.T.A. Verhoeven, H. Coops & R. Portielje, 2000. *Peilbeheer en nutriënten.* Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA en Universiteit Utrecht, Lelystad.
Wijck, C. van, De Groot, C.J & Grillas, P., 1992. The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany* 44: 31-49.
Wilkialis, J., 1984. The life-history of *Haementeria costata* (Fr. Müller) (Glossiphoniidae: Hirudinae). *Hydrobiologia* 109: 219-227.
Wirdum, G. van, 1993. *Basenverzadiging in soortenrijke trilvenen.* In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (Eds.), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. Proceedings van een symposium georganiseerd door de Vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en de directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, pp. 97-126.
Wirdum, G. van, A.J. den Held & M. Schmitz, 1992. *Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands.* In: J.T.A. Verhoeven (Ed.), Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 323-360.
Witteveen + Bos, 2002. Herstel natuurgebied Uithoorn. Witteveen + Bos, Deventer.

Witteveen + Bos, 2003. Onderzoek naar maatregelen voor herstel van de waterkwaliteit van het Uddelermeer. Witteveen + Bos, Deventer.
Wymenga, E. & W. Altenburg, 1994. *Object Molenpolder, Beheersplan voor de periode 1994-2004.* Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Veenwouden, rapportnr. 70.
Young, E.O. & D.S. Ross, 2001. Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. *J. Environ. Qual.* 30: 91-101.

Bijlage 1 Verklaring codering

Van regelmatig bemonsterde locaties

Gebruikt in tekst en figuren	Wetenschappelijke codering	Omschrijving /ingreep
De Deelen (DD)		
oud + vis	p795	oud petgat
oud - vis	p796	oud petgat (afgevist Maart 2004)
nieuw -vis	p218	nieuw petgat (afgevist Maart 2004)
nieuw + vis	p239	nieuw petgat
	p794	inlaat
	p628	uitlaat
Westbroek (WB)		
oud isol.	27b3	oud petgat (afgesloten Juli 2004)
oud open	28f2	oud petgat
nieuw isol.	31f4	nieuw petgat (afgesloten Juli 2004)
nieuw open	32d7	nieuw petgat
Terra Nova (TN)		
- wind - vis	P1 of – FW	afgevist in 2003
- wind + vis	P2 of – W	afgevist & vis terug gezet
+ wind + vis	Ref of R	niets gebeurd in 2003 (afgevist in 2004)
plas	Lp01 (open water)	niets gebeurd in 2003 (afgevist in 2004)
Lsd	Lsd	Loosdrecht geen ingreep
Lv	Lv	Loenderveen geen ingreep
<u>Ilperveld (IV)</u> (hoe hoger het cijfer hoe geïsoleerder)		
2	C	vast peil zomer/winter
3	A	gedeeltelijk drooggevallen in zomer (open water)
4	B	volledig drooggevallen in zomer
Sloot	D	doodlopende sloot, in verbinding met boezemwater
't Hol (HH)		
1		open water geen ingreep
2		verlanding geen ingreep
3		open water geen ingreep
4		verlanding geen ingreep

Van eenmatig bemonsterde locaties

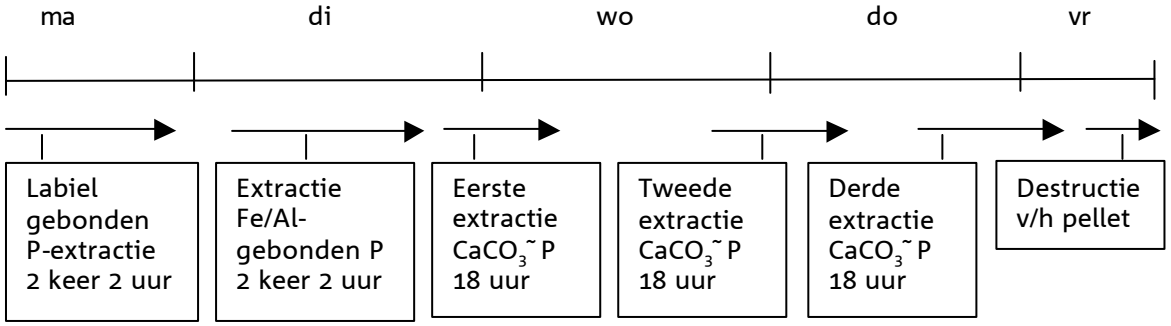
Gebruikt in tekst en figuren	Wetenschappelijke codering	Omschrijving /ingreep
Wapserveen (WV)		
2		in alle 4 de petgaten zijn 15 planten
5		Stratiotes ingezet op 25 Mei 2004
6		
8		
Molenpolder (MP)		
9c	Verlanding	Aan de oever van verlanding
6b1	Open water	Open water
Broek in Waterland (BIW)		
A	Open	open controle
D	Droog	3 mnd drooggepompt
Wieden-Weerribben (WW)		
Links isol.	L	geïsoleerd petgat
Rechts n-isol.	R	niet-geïsoleerd petgat
Links vis	L +vis	visplas
Rechts vis	R +vis	visplas
Oost-Polen (Pol.)		
Sum.ow.		Sumin meer (open water)
Sum.verl.		Sumin meer (verlanding)
Mies.		Miejske (vanaf de steiger)
Kl.ow		Kleszczow (open water)
Kl.oev		Kleszczow (oever)
West-Ierland (Ierl.)		
Em.		Emlagharan
Aill.		Aillebrack-North
Trus.		Truska
Ant.		Antony

Bijlage 2 EDTA-methode voor het extraheren van verschillende fosfaatfracties uit bodems (naar Golterman, 1996)

Methode
Weeg eerst in elke centrifugebuis zoveel verse bodem af, dat dit overeenkomt met 500-1000 mg droge bodem (te bepalen door een deel van de verse bodem te drogen). Voor veenbodems zal dit ongeveer 5 gram zijn en voor zand- en kleibodems ongeveer 2 gram. Voeg daarna steeds het aangegeven volume van de betreffende extractant toe en laat de monsters zo lang schudden als aangegeven staat. Vervolgens worden de monsters na elke stap 10 minuten gecentrifugeerd met de Sorvall centrifuge (13000 rpm, nauwkeurig tarreren!), waarna het supernatant afgepipetteerd wordt en het pellet gebruikt wordt voor het vervolg van de extracties. Het uiteindelijke pellet wordt gedestrueerd (hiervoor is een aparte handleiding).

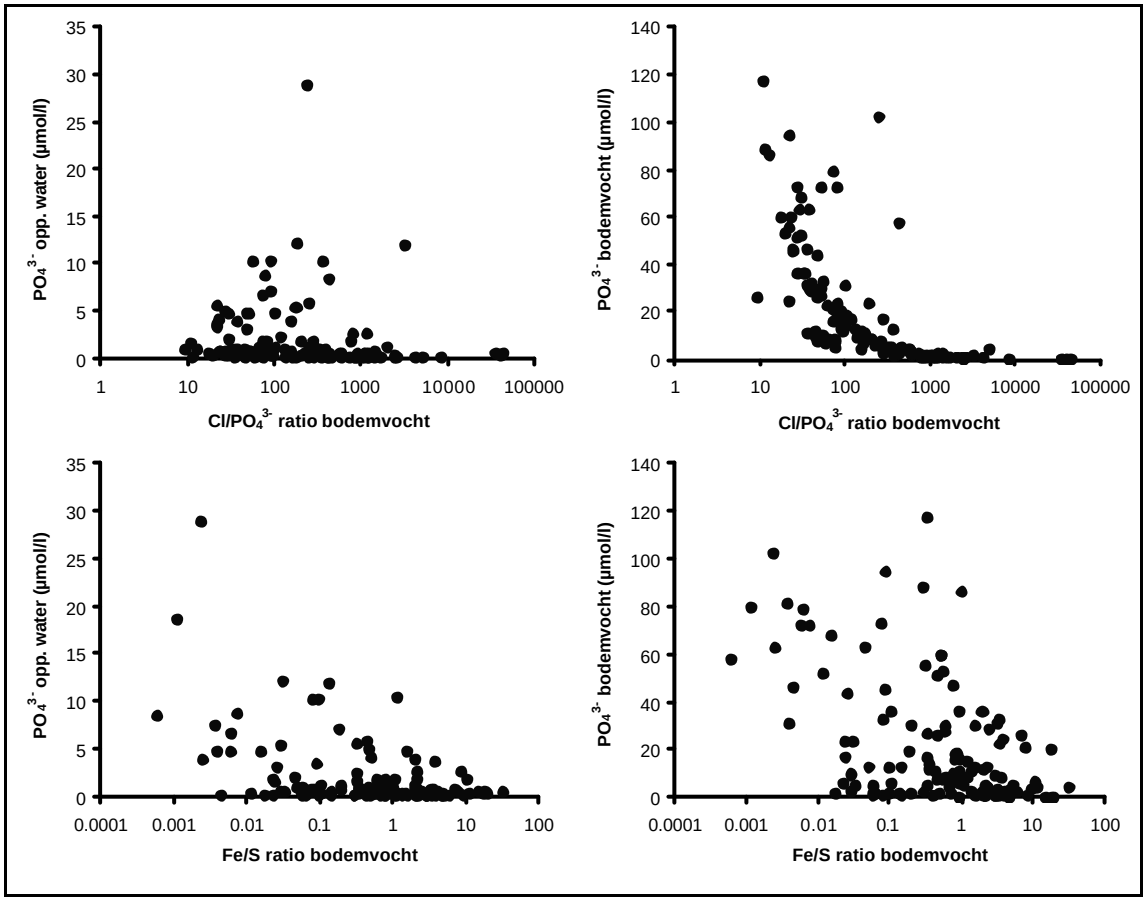
Monster	Extractant	Volume	Schudtijd
Labiel gebonden	NH_4Cl (1M)	25 ml (N_2 doorborrelen!)	2 uur (100 rpm)
fosfaat extractie	NH_4Cl (1M)	25 ml (N_2 doorborrelen!)	2 uur (100 rpm)
Pellet 1			
Extractie	Ca-EDTA (0,05 M)	30 ml	2 uur (100 rpm)
Fe(OOH)~P+ Al~P	Ca-EDTA (0,05M)	30 ml	2 uur (100 rpm)
Pellet 2			
Extractie	Na-EDTA (0,1M)	30 ml	18 uur (100 rpm)
$CaCO_3$~P	Na-EDTA (0,1M)	30 ml	18 uur (100 rpm)
	Na-EDTA (0,1M)	30 ml	18 uur (100 rpm)
Pellet 3			
Destructie	zie handleiding	100 ml	

Tijdschema voor max. 2 series van 12 monsters die parallel lopen per week:



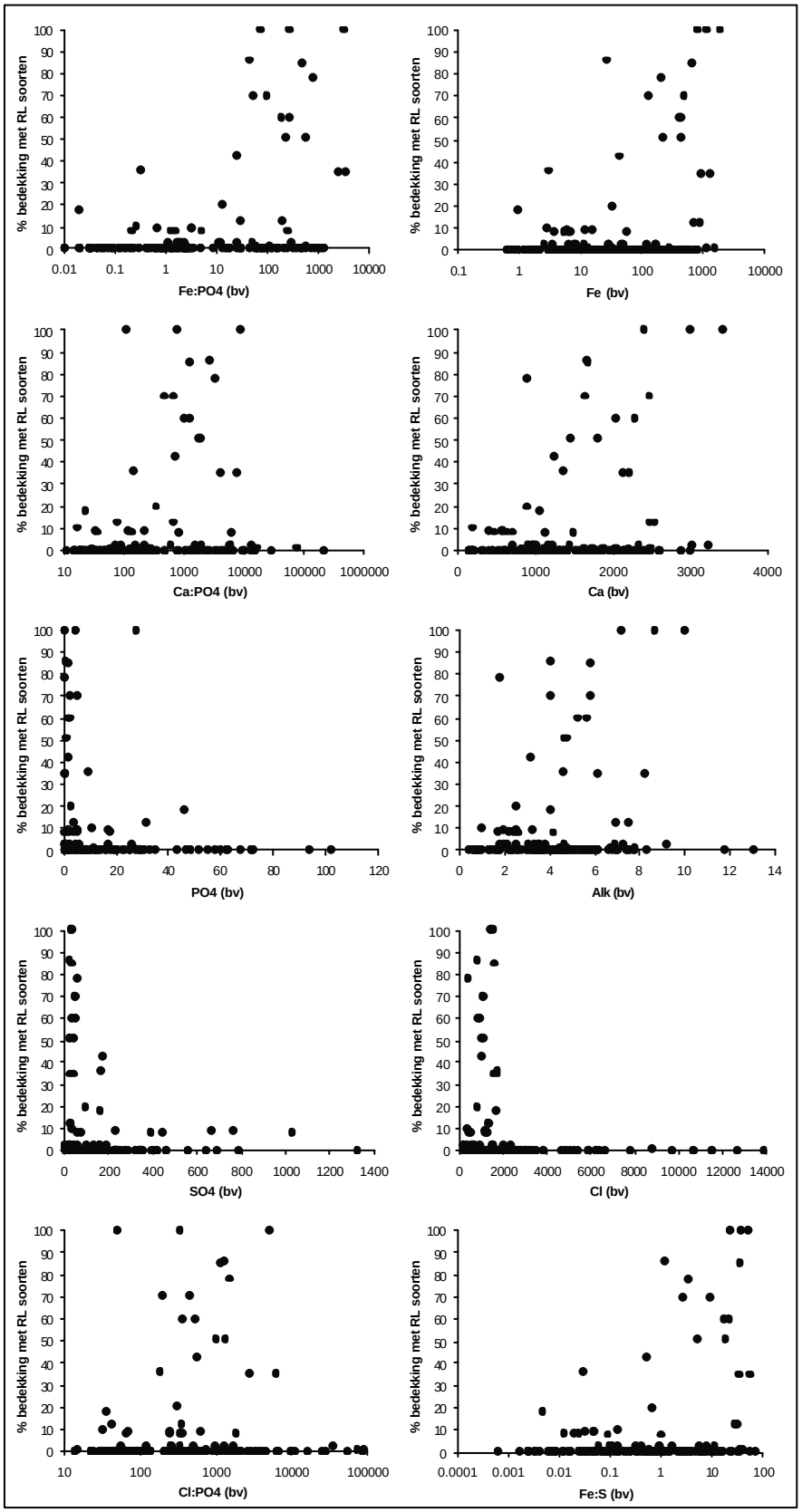
Extractanten
NH_4Cl (1M): Los 26,745 gr ammoniumchloride op in 500 ml demiwater.
Ca-EDTA (0,05M) + $CaCl_2$ + Na-dithioniet: Los 18,6 gram $Na_2EDTA.2H_2O$ (Titriplex) en 7,35 gr $CaCl_2.2H_2O$ op in 1 liter demiwater. Voeg 13 gram Tris toe tot de pH ongeveer 9 is. Na toevoeging van 1% Na-dithioniet (10 gr/l; in de zuurkast!!! en het ontleedt snel!), vlak voor extractie, moet de pH ongeveer 7-8 zijn.
Maar let op: Bij het uittesten bleek dat 13 gram Tris niet genoeg was voor een pH van ongeveer 9. Bovendien bleek dat na toevoeging van het Na-dithioniet de pH niet of nauwelijks zakte naar een pH van 7-8. Daarom hebben we gekozen voor een hoeveelheid Tris (18 gram), waarbij de pH ongeveer 8 werd. Dit bleef zo na toevoeging van Na-dithioniet. Al~P en Fe(OOH)~P scheiden kan ook, door eerst een aparte extractie zonder dithioniet te doen. Al~P gaat hierbij in oplossing.
Na-EDTA (0,1 M): Los 37,2 gr $Na_2EDTA.2H_2O$ in 1 liter demiwater. De pH is ongeveer 4,5.

Bijlage 3 Fosfaatmobilisatie in de vergelijkende veldstudie in relatie tot de chloride:fosfaat ratio en ijzer:zwavel ratio in het bodemvocht

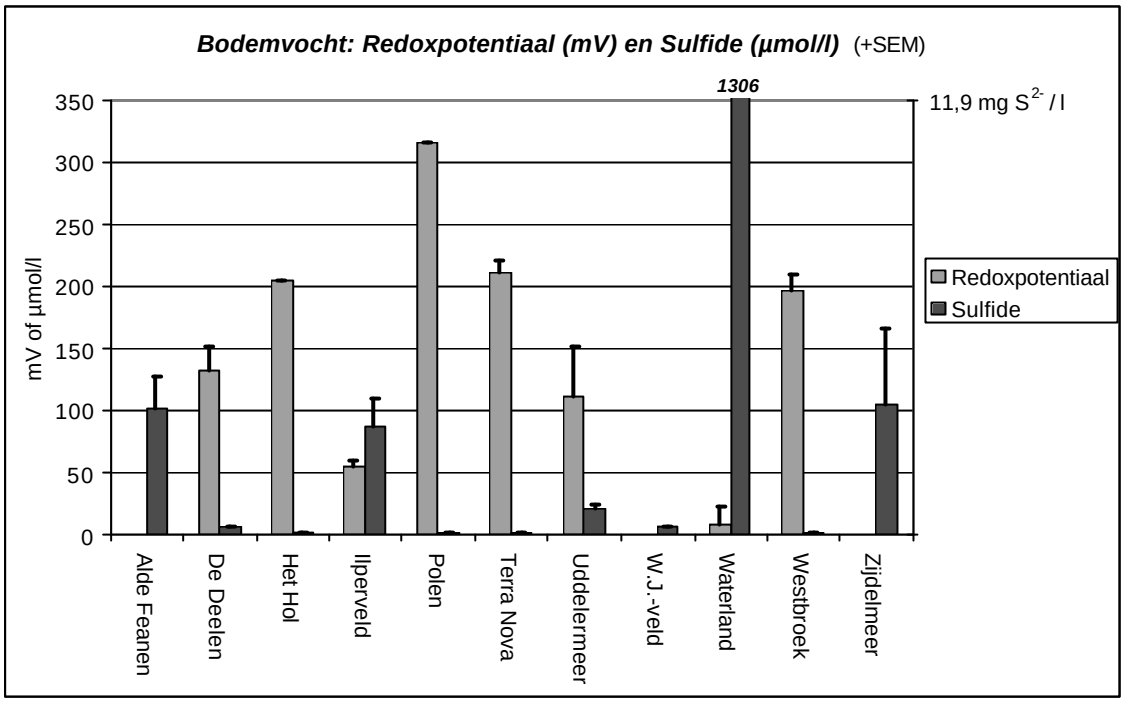


Bijlage 4 Relatie tussen de chemische samenstelling van het onderwaterbodem-vocht en de bedekking van de waterlaag met Rode Lijst-soorten

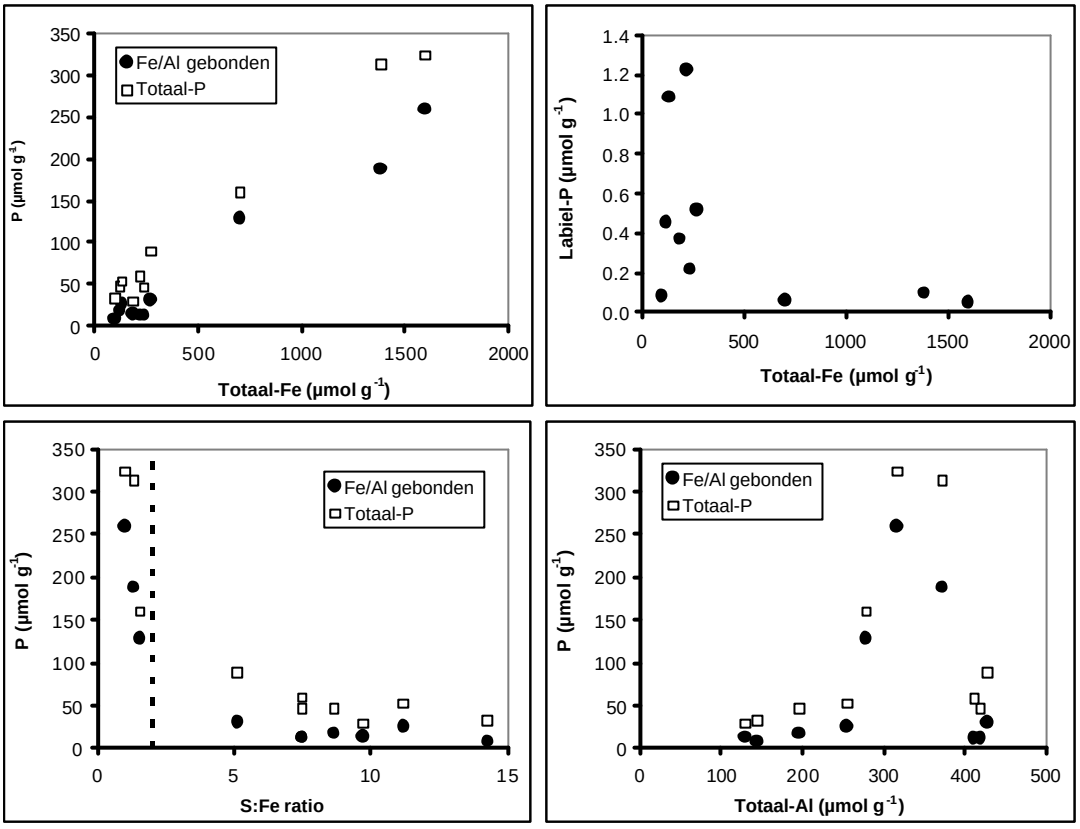
(zie Bijlage 8).



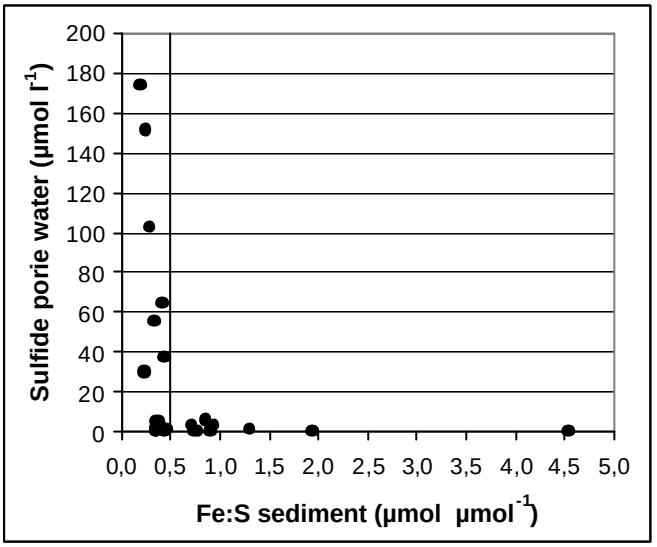
Bijlage 5 Redoxpotentiaal en sulfideconcentratie in de bodem (gemiddelde ± SEM)

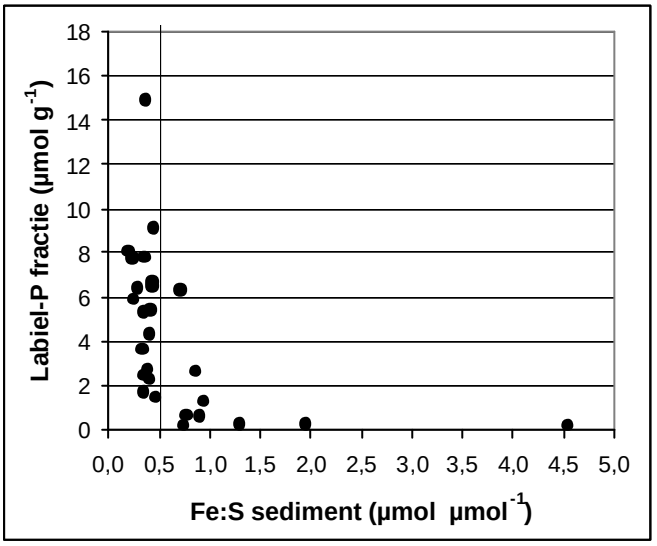


Bijlage 6 Correlaties tussen enkele sedimentkarakteristieken in de Reeuwijkse Plassen



Bijlage 7 Relaties tussen de sulfideconcentratie van het poriewater, de labiel-P fractie van het sediment en de Fe:S ratio van het sediment





Bijlage 8 Gemiddelde bedekking van soorten waterplanten in de bemonsterde gebieden

AF: Alde Feanen, DD: De Deelen, HH: Het Hol, IER: Ierse gebieden, IV: Ilperveld, PO: Poolse gebieden, T N: Terra Nova, UM: Uddelermeer, WB: Westbroek, WI: De Wieden, WJ: Wormer-Jisperveld, WL: Waterland, WR: De Weerribben, WV: Wapserveen, ZM: Zijdelmeer

Wetenschappelijk naam	Nederlandse naam			*Rode Lijst*	WD	IV	WV	HH	WB	DD	AF	WR	TN	ZM	WJ	WL	UM	PO	IER
Eleogiton fluitans	vlottende bies	ondergedoken	arm	tz															2.5
Elodea canadensis	brede waterpest	ondergedoken	arm	T					47.5										
Littorella uniflora	oeverkruid	ondergedoken	arm	iTz															2.5
Myriophyllum alterniflorum	teer vederkruid	ondergedoken	arm	Tz														8.0	
Potamogeton acutifolius	spits fonteinkruid	ondergedoken	arm	itz								0.2							
Potamogeton compressus	plat fonteinkruid	ondergedoken	arm	tz	5.3		18.0		8.0										
Potamogeton obtusifolius	stomp fonteinkruid	ondergedoken	arm	tz	4.5		2.5		1.0	8.0	8.7		1.4						
Utricularia intermedia	plat blaasjeskruid	ondergedoken	arm	tZ															1.5
Utricularia minor	klein blaasjeskruid	ondergedoken	arm	tz								10.0							
Stratiotes aloides	krabbescheer	drijvend	arm	T	51.3		60.0	63.8	1.0	0.6	18.0	0.2						2.5	
Chara globularis	breekbaar kransblad	ondergedoken	arm		22.9		85.0						2.5					85.0	4.8
Chara hispida/major	stekelharig kransblad	ondergedoken	arm		80.0														
Hottonia palustris	waterviolier	ondergedoken	arm		10.3		18.0	1.0											
Juncus bulbosus	knolrus	ondergedoken	arm																1.8
Myriophyllum spicatum	aarvederkruid	ondergedoken	arm															21.5	
Myriophyllum verticillatum	kransvederkruid	ondergedoken	arm					3.0											
Nitella flexilis	buigzaam glanswier	ondergedoken	arm									30.0						8.0	
Potamogeton crispus	gekroesd fonteinkruid	ondergedoken	arm		1.0				8.0	0.2			1.0						
Potamogeton lucens	glanzig fonteinkruid	ondergedoken	arm						18.0										
Potamogeton mucronatus	puntig fonteinkruid	ondergedoken	arm		1.0				8.0	0.2			1.0						
Potamogeton pectinatus	schedefonteinkruid	ondergedoken	arm												2.5				7.7
Potamogeton pusillus	tenger fonteinkruid	ondergedoken	arm						0.8										
Ranunculus circinatus	stijve waterranonkel	ondergedoken	arm									10.0							
Zanichellia palustris (2x)	zittende zanichellia	ondergedoken	arm						8.0										
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	drijvend	arm		2.9	2.5	2.5	1.0	2.7		8.0	1.0							
Potamogeton natans	drijvend fonteinkruid	drijvend	arm		22.1		18.8		1.0									85.0	26.5
Potamogeton polygonifolius	duizendknoopfonteinkruid	drijvend	arm																5.3
Ceratophyllum demersum	grof hoornblad	ondergedoken	rijk		1.2		18.0	24.6			51.5		16.5	1.0					
Ceratophyllum submersum	fijn hoornblad	ondergedoken	rijk												2.5				
Elodea nuttallii	smalle waterpest	ondergedoken	rijk		24.2		8.0		41.5	72.5	17.2		11.1		2.5				
Utricularia vulgaris	groot blaasjeskruid	ondergedoken	rijk		5.3			1.0			18.0	1.0							
Cladophera spec.	draadalgen / FLAB	drijvend	rijk		3.7	44.7			2.5	2.5	6.2	70.0	9.7			18.0			0.2
Hydrocotyle vulgaris	gewone waternavel	drijvend	rijk			1.3	1.0												4.7
Lemna minor	klein kroos	drijvend	rijk		1.0	56.8			1.0		5.5			3.0		60.0			
Lemna trisulca	puntkroos	drijvend	rijk		1.8	85.0	8.0												
Microcystis spec.	blauwalgen	drijvend	rijk											85.0			85.0	85.0	
Nuphar lutea	gele plomp	drijvend	rijk		14.8			21.4	8.0	5.3	22.5	36.7	18.2						
Nymphaea alba	witte waterlelie	drijvend	rijk		19.8			18.0	2.5		11.3	6.7	24.6	1.0				2.5	11.5
Persicaria amphibia	veenwortel	drijvend	rijk													1.0			
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos	drijvend	rijk						1.0		2.5								

Bijlage 9 Frequentie en gemiddelde bedekking van soorten in bemonsterde gebieden

AF: Alde Feanen, BO: Botshol, HH, Het Hol, PO: Poolse gebieden, WI: De Wieden, IER: Ierse gebieden, DD: De Deelen, IV:Ilperveld, TN: Terra Nova, WB: Westbroek, WR: De Weerribben.

	frequentie											Gemiddelde bedekking in pet (%)										
	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR
Juncus effusus	1		1	1	1		4	4		4	1	3.0		2.0	2.0	2.0		4.9	1.8		1.0	1.0
Phalaris arundinacea	1				2					4		2.0				2.0					0.8	
Stellaria palustris	1											2.0										
Typha angustifolia	1	2			1			2	1	1	2	3.0	1.0			2.0			0.7	0.5	0.3	1.0
Typha latifolia	1			1	1			4	1		1	2.0			8.0	1.0			0.5	0.5		1.0
Cladium mariscus		3	6										18.0	1.7								
Lonicera periclymenum		3	2										1.3	1.5								
Berula erecta		1				1		4		1			3.0				2.0		2.5		0.2	
Alisma lanceolatum		1											2.0									
Cirsium palustre		1	1		2		2	3		2	1		1.0	2.0		1.0		0.2	0.1		0.0	0.2
Glechoma hederacea		1						2		1	1		1.0						0.2		0.3	1.0
Valeriana officinalis		1								2			2.0								0.2	
Calla palustris				1						1					2.0						0.0	
Potentilla palustris				2	1	3				1					2.0	2.0	12.7				0.2	
Sparganium erectum			1	1			1			4	1			2.0	1.0			0.1			1.0	1.0
Carex elongata			2											2.0								
Juncus subnodulosus			2		3	1		1		2				1.0		7.7	3.0		6.0		2.0	
Menyanthes trifoliata			1		1	5								2.0		1.0	8.8					
Schoenoplectus lacustris			2			1								1.5			3.0					
Carex pseudocyperus			3		2		1		2	2	1			16.0		10.0		0.3		0.5	0.4	1.0
Carex acutiformis			4	2							1			1.5	3.0							2.0
Cicuta virosa			2					2		1				2.0					4.6		0.0	
Iris pseudacorus			1		1		2			3	2			18.0		2.0		3.0			2.8	1.0
Stratiotes aloides			1		3						1			1.0		4.0						1.0
Lemna species			1		1			1	2					2.0		2.0			5.0	1.5		
Chamerion angustifolium			1	2										2.0	4.0							
Salix alba			1	2										1.0	2.0							
Salix cinerea s. cinerea				2			2		3	1	1				2.0			0.2		7.4	0.0	1.0

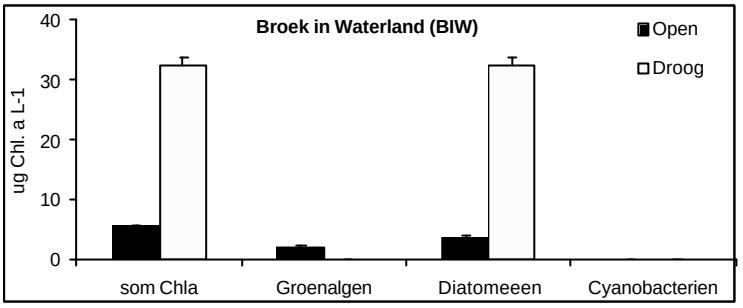
	frequentie											Gemiddelde bedekking in pet (%)										
	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR
Sphagnum species				2		1		3		1					21.0		3.0		5.9		0.2	
Agrostis stolonifera				1		2				1					4.0		3.0				2.0	
Bidens cernua				1	1										2.0	1.0						
Bidens tripartita				1											2.0							
Carex appropinquata				1											2.0							
Dryopteris cristata				1											1.0							
Epilobium palustre				1		1									2.0		1.0					
Oenanthe aquatica				1											2.0							
Scirpus sylvaticus				1											1.0							
Leucanthemum species				1											1.0							
Frangula alnus				1											2.0							
Bidens connata					2											1.0						
Rumex palustris					1											1.0						
Lythrum hyssopifolia					1											1.0						
Poa species					6											8.7						
Humulus lupulus					1											2.0						
Rubus caesius					1		1									88.0		0.7				
Symphytum officinale					1											1.0						
Urtica dioica					1					4	1					2.0					0.8	1.0
Angelica sylvestris					2					1						1.0					0.2	
Nymphaea alba					1				1		2					1.0				4.0		8.0
Carex species					3	2										2.3	28.0					
Epilobium parviflorum					1					2						1.0					0.3	
Cirsium species					1											2.0						
Cardamine pratensis					3											1.7						
Eleocharis palustris					1											38.0						
Equisetum fluviatile					1	1				1						2.0	3.0				0.2	
Holcus lanatus					3		2	4		3						3.3		0.4	1.2		0.8	
Juncus articulatus					1	1		1								2.0	3.0		0.3			
Stellaria aquatica					1											2.0						
Lathyrus hirsutus					1											2.0						
Festuca species					2		1									36.0		7.0				
Carduus crispus					2											1.5						
Poa trivialis					1		1									2.0		0.7				

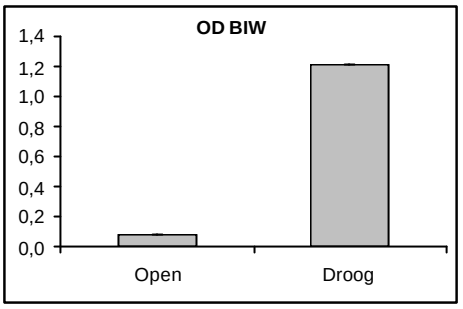
	frequentie											Gemiddelde bedekking in pet (%)										
	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR
Glyceria maxima					1					4						2.0					1.0	
Lotus pedunculatus					1			2		1						3.0			0.8		0.2	
Lychnis flos-cuculi					1											2.0						
Plantago lanceolata					1											1.0						
Persicaria hydropiper					1											1.0						
Ranunculus acris					1											2.0						
Rumex acetosa					1											2.0						
Plantago major					1											1.0						
Carex limosa						1											18.0					
Drosera rotundifolia						1											3.0					
Eriophorum angustifolium						1		1									3.0		0.3			
Molinia caerulea						1											3.0					
Potamogeton polygonifolius						3											2.7					
Juncus bulbosus						1	1										3.0	0.7				
Calliergon cordifolium						1											3.0					
Calliergonella cuspidata						4											10.3					
Sphagnum cuspidatum						1											3.0					
Sphagnum papillosum						1											3.0					
Sphagnum rubellum						1											3.0					
Anagallis tenella						1											3.0					
Equisetum palustre						1				3							3.0				0.8	
Hydrocotyle vulgaris						2	1	4		2							10.5	0.7	1.3		1.3	
Myosotis laxa s. cespitosa						1		1									1.0		0.1			
Succisa pratensis						1											1.0					
Butomus umbellatus						1				1							2.0				0.3	
Holcus species						1											3.0					
Carex lasiocarpa						1											18.0					
Schoenus nigricans						1											3.0					
Eleogiton fluitans						1											3.0					
Utricularia intermedia						1											3.0					
Scorpidium scorpioides						2											68.0					
Hypericum elodes						1											18.0					
Myrica gale						1											3.0					
Ranunculus flammula						1		1									1.0		0.1			

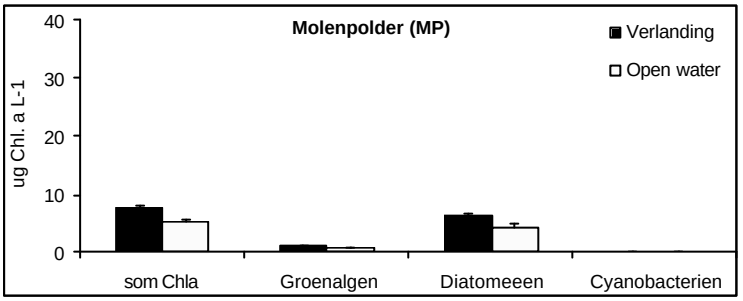
	frequentie											Gemiddelde bedekking in pet (%)										
	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR	AF	BO	HH	PO	WI	IER	DD	IV	TN	WB	WR
Chara globularis						1											3.0					
Juncus conglomeratus							1	2		2	1							0.7	1.5		0.6	1.0
Lythrum portula							1											0.1				
Persicaria amphibia							2			1								0.5			0.1	
Juncus conglomeratus x effusus							1											0.7				
Scutellaria galericulata							2			1								0.3			0.5	
Agrostis gigantea							1											0.7				
Holcus mollis							1											0.7				
Agrostis species							1	3										1.0	6.6			
Potentilla erecta								1											0.1			
Schoenoplectus tabernaemontani								3											1.2			
Luzula multiflora								2											0.3			
Anthoxanthum odoratum								1											0.3			
Viola palustris								2			1								0.9			1.0
Alisma gramineum								1											0.1			
Carex otrubae								1											0.1			
Betula pubescens									1											0.5		
Carex disticha									1	1										0.5	1.0	
Lathyrus palustris										2											0.2	
Lolium multiflorum										1											0.2	
Acorus calamus										1											0.3	
Cirsium arvense										2											0.1	
Agrosti s capillaris										1											1.0	
Carex hirta										2											0.4	
Festuca rubra										1											2.0	
Hypericum tetrapterum										1											0.1	
Ranunculus repens										2											0.1	
Alopecurus species										1											0.5	
Alopecurus geniculatus										1											0.5	
Nuphar lutea											2											4.5

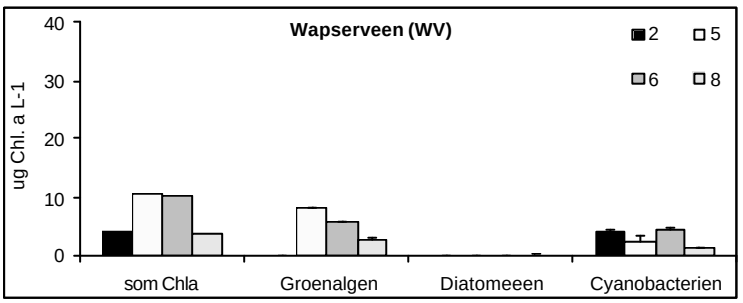
Bijlage 10 Resultaten van de eenmalig bemonsterde laagveen locaties

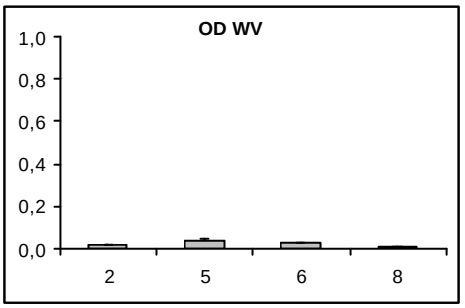
Nederlandse locaties

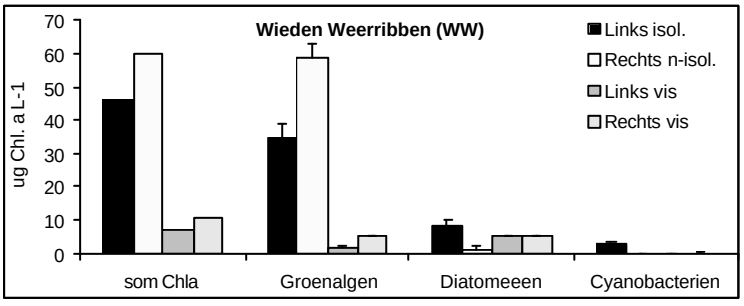


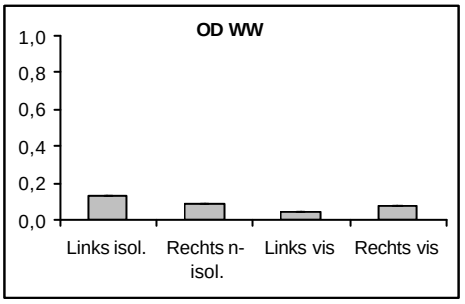




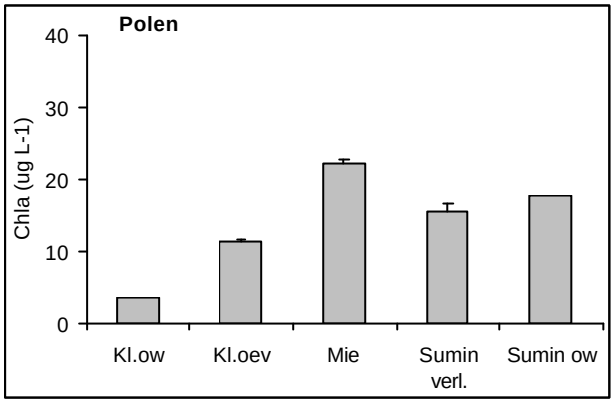


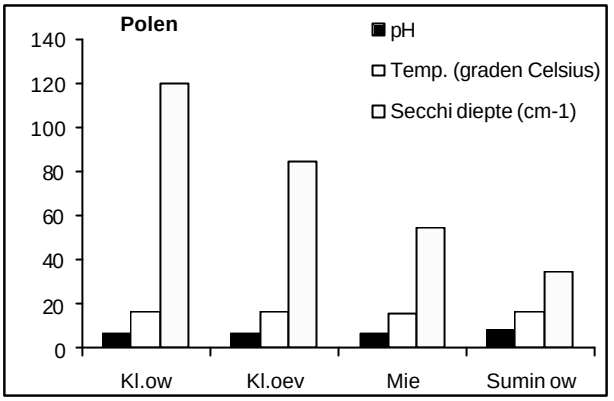


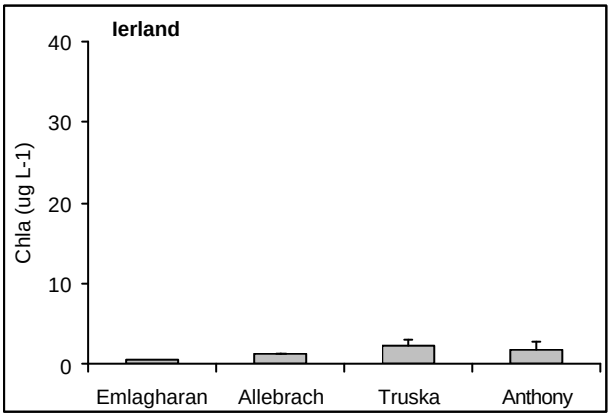




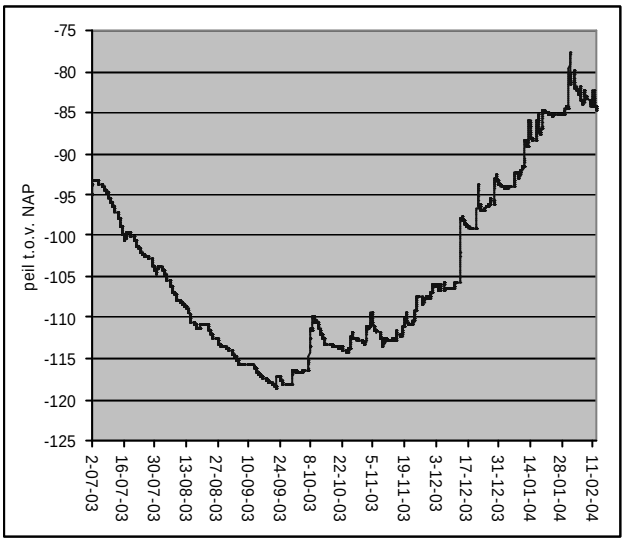
Buitenlandse locaties



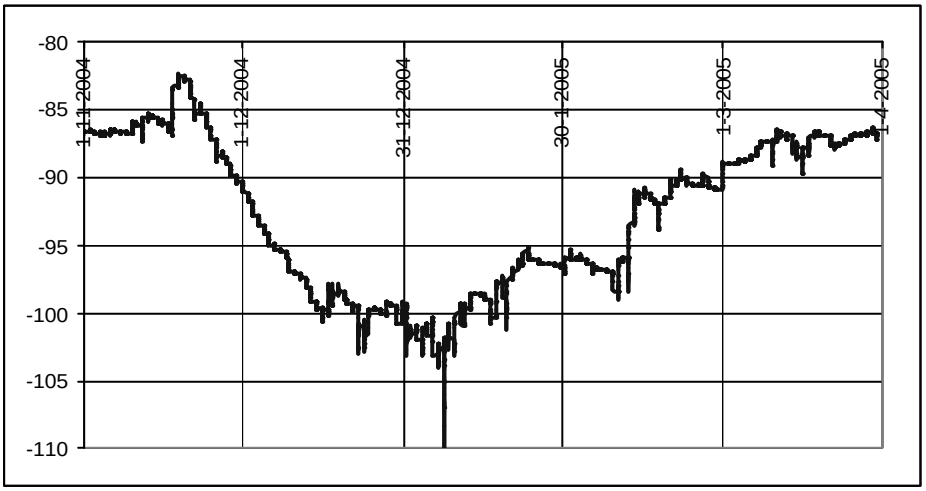




Bijlage 11 Waterstanden in De Deelen

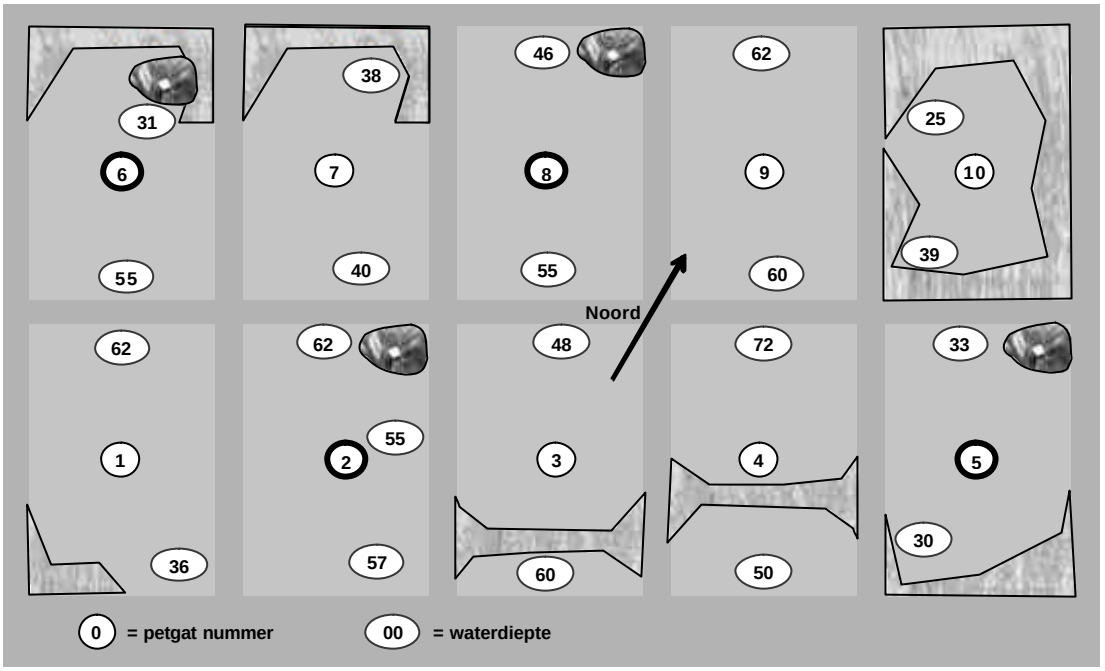


Waterstanden in De Deelen tijdens de eerste waterbalansperiode



Waterstanden in De Deelen tijdens de tweede waterbalansperiode (cm - NAP)

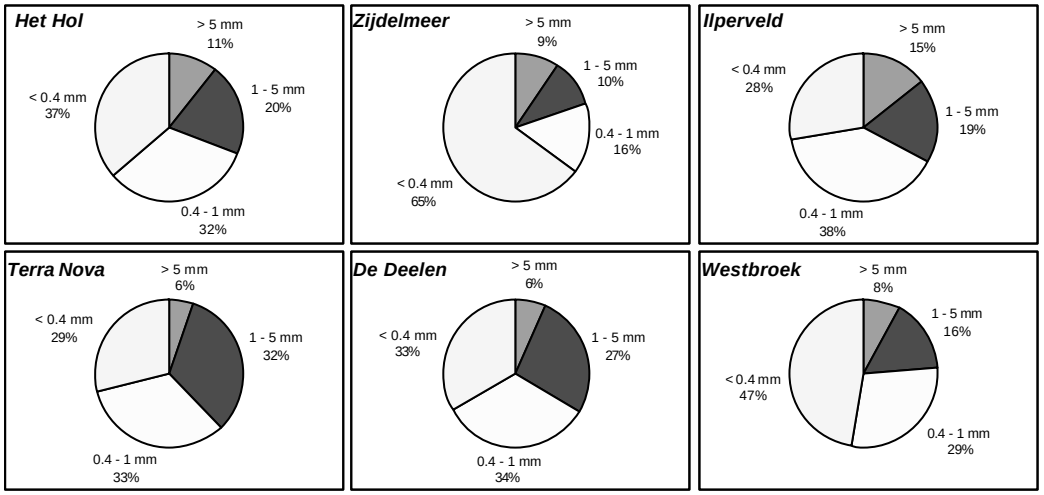
Bijlage 12 Introductie van Krabbenscheer in vier Wapserveense petgaten



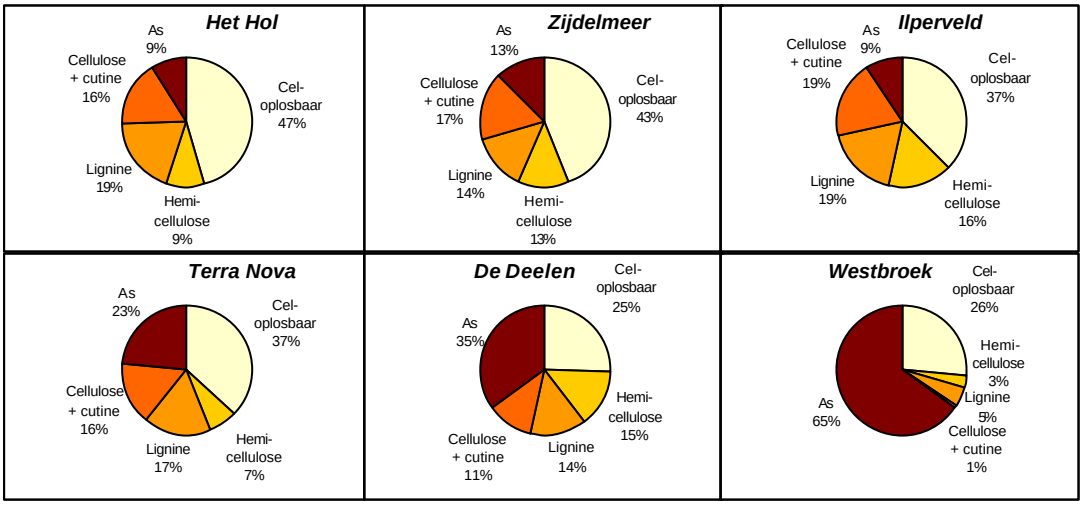
Bijlage 13 Locaties decompositie experiment

Atu kr	Aturtaun	Ierland
Eml kr	Emlagharan	Ierland
Ail kr	Aillebrack-North	Ierland
Tru kr	Truska	Ierland
Ant kr	Antony	Ierland
Atu wb	Aturtaun	Ierland
Eml wb	Emlagharan	Ierland
Ail wb	Aillebrack-North	Ierland
Tru wb	Truska	Ierland
IV	Ilperveld	Nederland
WB	Westbroek	Nederland
DD	De Deelen	Nederland
HH	Het Hol	Nederland
TN	Terra Nova	Nederland
ZM	Zijdelmeer	Nederland

Bijlage 14 Verdeling van groottefracties in de onderwaterbodems die gebruikt zijn in het decompositie-experiment, uitgedrukt in percentage drooggewicht



Bijlage 15 Organische stof fracties van onderwaterbodems uit zes verschillende laagveengebieden



Bijlage 16 Een uitgebreide selectie van soorten en de frequentie waarin deze soorten op oevers van petgaten waar kraggen aanwezig gevonden werden en het percentage bedekking van deze soorten op rechte en kraggenoevers

(volgens aangepaste Braun-Blanquet opnamen)

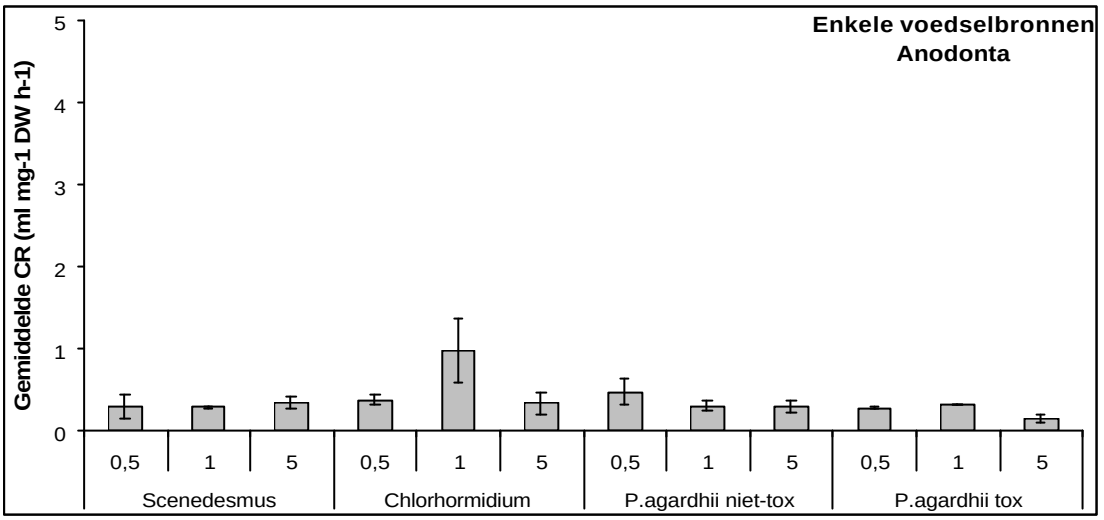
Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Frequentie oevers		Gem. bedekking op oevers (%)	
		Zonder kragge	Met kragge	Zonder kragge	Met kragge
Moerasvaren	*Thelypteris palustris*	5	18	4.5	17.64
Melkeppe	*Peucedanum palustre*	8	14	0.51	0.61
Koninginnekruid	*Eupatorium cannabinum*	6	12	1.15	1.9
Zwarte els	*Alnus glutinosa*	3	10	6.67	0.26
Haagwinde	*Calystegia sepium*	5	10	0.55	0.76
Kleine lisdodde	*Typha angustifolia*	6	10	0.92	0.63
Harig wilgenroosje	*Epilobium hirsutum*	2	6	0.14	0.63
Waterdrieblad	*Menyanthes trifoliata*	0	4	0	11.05
Mattenbies	*Schoenoplectus lacustris*	0	4	0	0.65
Moerasvergeet-me-nietje	*Myosotis scorpioides*	2	4	0.7	0.6
Galigaan	*Cladium mariscus*	0	3	0	17
Wateraardbei	*Potentilla palustris*	1	3	0.2	1
Moeraszegge	*Carex acutiformis*	0	2	0	10
Krabbenscheer	*Stratiotes aloides*	2	3	1.1	3.33
Moerasandoorn	*Stachys palustris*	3	2	4.19	0.60
Hoge cyperzegge	*Carex pseudocyperus*	4	6	0.5	3.67
Grote lisdodde	*Typha latifolia*	6	4	0.64	0.48
Kattenstaart	*Lythrum salicaria*	8	10	0.50	1.36
Waterzuring	*Rumex hydrolapathum*	10	8	0.59	1.59
Riet	*Phragmites australis*	11	22	2.07	11.45
Watermunt	*Mentha aquatica*	11	8	1.26	1.90
Pitrus	*Juncus effusus*	15	0	2.26	0
Wolfspoot	*Lycopus europaeus*	12	5	0.46	0.82
Gestreepte witbol	*Holcus lanatus*	11	1	1.13	3.50
Kale jonker	*Cirsium palustre*	9	2	0.12	0.20
Gewone waternavel	*Hydrocotyle vulgaris*	7	0	1.21	0
Rietgras	*Phalaris arundinacea*	7	0	0.90	0
Hennegras	*Calamagrostis canescens*	7	4	2.98	2
Pluimzegge	*Carex paniculata*	7	5	4.04	9
Grote wederik	*Lysimachia vulgaris*	7	5	0.34	0.66
Biezenknoppen	*Juncus conglomeratus*	6	0	0.89	0
Paddenrus	*Juncus subnodulosus*	6	2	5.32	0.60
Gele lis	*Iris pseudacorus*	6	3	2.39	1
Liesgras	*Glyceria maxima*	5	0	0.83	0
Grote brandnetel	*Urtica dioica*	5	1	0.74	1
Bitterzoet	*Solanum dulcamara*	5	2	0.11	1
Moerasrolklaver	*Lotus pedunculatus*	4	0	0.90	0

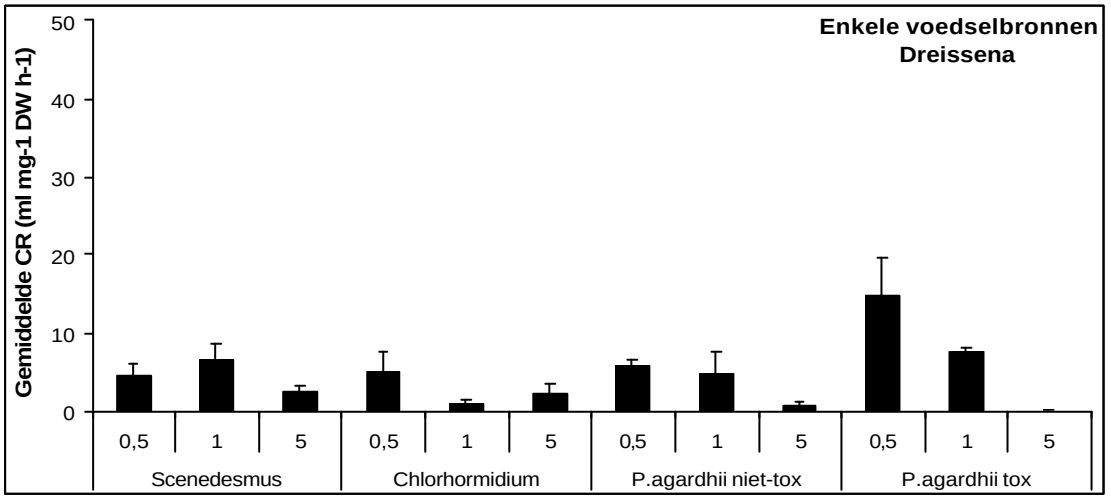
Bijlage 17 Verklaring codering algen in Figuur 9.8 en 9.9 en de vergelijkende graasexperimenten

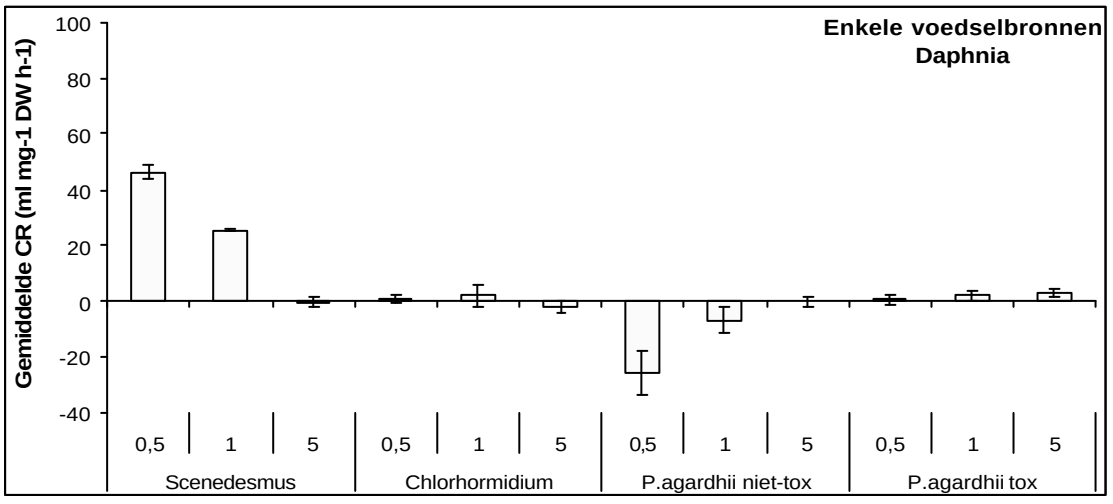
Strain code	Vorm	Afmeting en volume	Gemiddelde (± SE)	Range	Toxiciteit
Groenalgen					
Scenedesmus obliquus (elips vormige groenalg)					
CCAP276/3a	Fusiform,	Lengte (µm)	9.8 (1.6)	9.1-18.1	Niet-toxisch
	Vooral eencellig	Breedte (µm)	4.3 (2.2)	3.0-17.1	
		Biovol (μm^3)	162.45 (20.2)	42.1-1816.2	
Chlorhormidium (filamenteuze groenalg)					
CHL 142	Multicellulaire	Length (µm)	93.6 (6.5)	16.8 – 339.6	Niet-toxisch
	filamenten	Diameter(µm)	8.7 (0.2)	6.7 – 10.1	
		Biovol(μm^3)	5559.5	599.2 – 26948.3	
Cyanobacterien					
Planktothrix gardhii (filamenteuze blauwalg)					
CYA116 (niet – toxisch)	Meercellige	Lengte (µm)	426.0 (18.9)	38.3 - 889.5	Niet toxisch
	filamenten	Diameter (µm)	3.7 (0.1)	3.1 - 4.5	
		Biovol (μm^3)	4683.2 (207.4)	286.8 - 14138.9	
CYA126 (toxisch)	Multicellular	Lengte (µm)	830.8 (80.1)	100.3 -2345.2	Toxisch (Dionisio Pires, 2005)
	filaments	Diameter (µm)	3.8 (0.2)	3.1 - 4.5	Microcystin-LR
		Biovol (μm^3)	9438.0 (909.5)	754.8 - 37295.6	2581.7 µg g DW^{-1}
Microcystis aeruginosa (kolonie vormende blauwalg)					
V131 (niet - toxisch)	Coccoid enkele -	Diameter (µm)	6.5 (0.3)	4.1 - 10.2	Niet toxisch
	en dubbele cellen	Biovol (μm^3)	164.4 (19.0)	33.5 - 523.6	
V40 (toxisch)	Coccoid enkele	Diameter (µm)	15.1 (10.0)	4.5 - 70.2	Toxisch; (Dionisio Pires, 2005)
	& meercellige multicell	Biovol (μm^3)	463.3 (19.8)	129.8 - 2021.9	Microcystin-LR
	kolonies				76.6 µg g DW^{-1}

Bijlage 18 Totale graas gegevens vergelijking CR van A. anatina, D. polymorpha en D. galeata op enkele voedselbronnen (Scenedesmus, Chlorhormidium, toxische en niet-toxische Planktothrix)

Zie voor de kenmerken van de algen Bijlage 17







Bijlage 19 Dichtheden van veld populaties van Dreissena polymorpha en Daphnia galeata, locaties waar dit is gemeten en de literatuur verwijzing waaruit de getallen afkomstig zijn

***Dreissena* dichtheden (in Bij de Vaate 1991) (indiv m^{-2})**

Aantal (m^{-2})	Meer	Referentie
30000	Lake Zurich	Burla & Lubini-Ferlin (1976)
5000 - 30000	Great American Lakes	Mackie et al. (1989)
21000	Lake Constance	Suter (1982)
20000	Lake Garda	Franchini (1978)
4000 - 5000	Lake Dojran	Sapkarev (1975)
2600 - 2800	Lake Neuenburg	Pedroli (1981)
0 - 2500	Nederlandse meren	Smit et al. (1993)
500 - 1000	IJsselmeer	Bij de Vaate (1991)
400 - 1000	Markermeer	Bij de Vaate (1991)
0 - 21.7	Westeinderplassen	Van der Velde (2002)

***Daphnia* galeata dichtheden (in S. Hulsman 2003) (indiv. L^{-1})**

Aantal (m^{-2})	Meer	Referentie
400	Tjeukemeer	Vijverberg & Boersma (1997)
140	Bautzen reservoir (1997)	Hülsman (2003)
80	Tjeukemeer (1990)	Boersma et al (1996)
40	Mc Carrons Lake (1985)	Wright & Shapiro (1990)
30	Lake Esrom (1974)	Petersen (1983)
13	Tjeukemeer (1977-1992)	Vijverberg & Boersma (1997)
9	Kuibeshevskoe Reservoir (1992)	Bycheck (1966)

Studies naar de populatie omvang van Unioniden (*Anodonta*) in Nederlandse (laagveen) wateren zijn schaars. Daarom is een veldstudie verricht naar de dichtheden van deze zoetwatermosselen in een aantal laagveenwateren. Hieruit bleek dat de dichtheid in deze wateren erg laag was. Voor de vergelijking worden minimale aantallen van 1 en maximale aantallen van 10 individuen per L^{-1} gebruikt. Echter in de veldstudie was de gemiddelde dichtheid niet hoger dan 2 individuen m^{-2} (zie hoofdstuk 9.3.3).

Uit secundaire literatuur en observaties door o.a waterschappen zijn de volgende gegevens bekend over dichtheden van Unioniden in Nederlandse wateren;

***Anodonta* dichtheden (uit secundaire bron)**

Aantal (m^{-2})	Locatie	Bron / Referentie
2 - 10	Noord-Hollandse wateren	Noord Hollands Landschap
2 - 25	Biesbosch, De Linde, Kromme Rijn	Aquasense
4	Kinselmeer	Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
6.2 – 44.1	Cache River, Arizona, US	Christian et al. (2005)
10.9 – 34.9	Ryck River, Germany	Weber (2005)
2.2	Lake St. Clair	Nalepa et al. (2001)

Bijlage 20 Abiotische variabelen (gemiddelden) per deelgebied

Oppervlaktewater	Wieden	MP gebaggerd	MP ongebaggerd	SW gebaggerd	SW ongebaggerd
EGV (µS/cm)	355	245	398	466	463
Turbiditeit (ppm)	3	3	8	8	13
pH	6,4	6,8	7,0	7,4	7,6
Alkaliniteit (meq/l)	2,03	1,51	1,88	2,36	2,46
E450nm	0,01	0,02	0,04	0,04	0,07
TIC (µmol/l)	4828,48	2885,84	3297,03	4041,45	4098,97
CO2 (µmol/l)	2391,29	1034,37	964,47	468,33	669,57
HCO3 (µmol/l)	2437,18	1851,47	2332,56	3573,12	3429,40
Na (µmol/l)	1090,09	527,52	1184,51	1705,14	1726,48
K (µmol/l)	115,19	51,93	168,08	266,31	271,16
Cl (µmol/l)	1214,01	567,69	1320,21	1920,74	1916,08
Ortho-PO4 (µmol/l)	0,15	0,41	0,61	0,69	1,81
NO3 (µmol/l)	3,39	3,49	1,83	1,19	0,92
NH4 (µmol/l)	12,24	13,62	8,06	4,87	24,18
Ca (µmol/l)	909,93	789,05	938,91	1378,99	1403,69
Mg (µmol/l)	200,82	144,56	238,20	412,58	423,90
Mn (µmol/ml)	0,31	0,18	0,29	0,70	1,06
Fe (µmol/l)	1,45	2,16	0,70	2,10	4,37
Si (µmol/l)	0,00	4,77	23,30	7,41	9,88
Zn (µmol/l)	1,25	0,42	0,20	1,15	1,23
Totaal-P (µmol/l)	0,94	0,99	2,10	6,51	6,33
Totaal-S (µmol/l)	156,53	138,67	239,83	541,21	553,74
Al (µmol/l)	1,02	0,75	0,53	2,32	6,08
Bodemvocht	**Wieden**	**MP gebaggerd**	**MP ongebaggerd**	**SW gebaggerd**	**SW ongebaggerd**
pH	6,3	6,7	6,4	6,8	6,8
Alkaliniteit (meq/l)	3,47	2,01	1,91	7,63	5,15
E450nm	0,38	0,04	0,04	0,15	0,17
TIC (µmol/l)	9709,97	4647,38	5014,98	15023,40	14985,19
CO2 (µmol/l)	5387,63	1734,88	2556,05	4200,30	4249,19
HCO3 (µmol/l)	4322,34	2912,50	2458,93	10823,10	10736,01
Na (µmol/l)	1194,92	8743,63	1328,21	3381,57	19296,39
K (µmol/l)	161,97	303,30	145,29	323,16	687,04
Cl (µmol/l)	1201,31	10427,02	1573,87	3595,12	20896,67
o-PO4 (µmol/l)	1,60	7,37	8,68	25,81	41,90
NO3 (µmol/l)	3,56	7,96	15,07	1,85	1,11
NH4 (µmol/l)	218,09	120,93	62,52	526,57	759,15
Ca (µmol/l)	1264,30	1398,33	1133,77	3414,42	3515,30
Mg (µmol/l)	333,17	1239,74	272,29	1092,16	2965,58
Mn (µmol/ml)	15,09	3,75	3,41	9,64	9,41
Fe (µmol/l)	546,67	38,04	16,70	11,27	20,49
Si (µmol/l)	670,92	152,71	51,70	184,51	186,46
Zn (µmol/l)	2,87	2,93	2,92	0,74	0,65
t-P (µmol/l)	48,02	20,88	21,22	30,97	49,76
t-S (µmol/l)	105,42	744,50	92,11	679,21	1687,87
Al (µmol/l)	10,94	1,97	2,37	1,18	5,94
Bodem	**Wieden**	**MP gebaggerd**	**MP ongebaggerd**	**SW gebaggerd**	**SW ongebaggerd**
vochtgehalte (%)		92,23	91,48	76,90	83,21
gloeiverlies (%)		75,28	78,83	45,49	53,22
Na (µmol/g bodem)		13,44	22,24	22,03	23,92
K (µmol/g bodem)		10,91	9,86	57,31	67,56
Ca (µmol/g bodem)		513,68	450,17	512,36	573,97
Mg (µmol/g bodem)		53,35	56,76	147,82	154,75
Mn (µmol/ml)		4,21	3,45	14,22	10,80

Fe (µmol/g bodem)		274,25	134,37	328,85	320,05
Si (µmol/g bodem)		57,27	29,22	187,09	209,91
Zn (µmol/g bodem)		3,10	2,69	1,82	1,76
Bodem	**Wieden**	**MP gebaggerd**	**MP ongebaggerd**	**SW gebaggerd**	**SW ongebaggerd**
P (µmol/g bodem)		46,69	49,54	63,93	68,65
S (µmol/g bodem)		568,45	590,96	431,17	627,55
Al (µmol/g bodem)		179,30	109,36	716,23	732,37