

Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren

Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2)



koeman en bijkerk bv
ecologisch onderzoek en advies



Universiteit Utrecht



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

Radboud Universiteit Nijmegen



© 2010 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DKI nr. 2010/dk134-O
Ede, 2010

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan per e-mail worden besteld bij algemeen@Bosschap.nl onder vermelding van code 2010/dk134-O en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	Leon Lamers (red.), Judith Sarneel, Jeroen Geurts, Miguel Dionisio Pires, Eva Remke, Hein van Kleef, Marjolijn Christianen, Liesbeth Bakker, Gabi Mulderij, Jos Schouwenaars, Marcel Klinge, Nico Jaarsma, Sjoerd van der Wielen, Merel Soons, Jos Verhoeven, Bas Ibelings, Ellen van Donk, Wilco Verberk, Hans Esselink, Jan Roelofs
Met bijdragen van	Ronald Bijkerk, Ina Bulstra, Joana Frazão, Bart Grutters, Bert Higler, Maarten Ouboter, Gemma Rutten, Fons Smolders, Gersjon Wolters
Druk	Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Directie Kennis en Innovatie Bedrijfsvoering/Publicatiezaken Bezoekadres : Prins Clausplein 8, 2595 AJ 's-Gravenhage Postadres : Postbus 20401, 2500 EK 's-Gravenhage Telefoon : 070 - 378 68 68 Fax : 070 - 378 61 81 E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Inhoudsopgave

1	Inleiding	7
1.1	Laagvenen in Nederland	7
1.2	Aansluiting bij de eerste fase van het onderzoek	9
1.3	Aansluiting op Kennisagenda OBN 2006-2010	10
1.4	Overzicht van het onderzoek in Fase 2	11
1.5	Organisatie	18
1.6	Het deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap	19
1.7	Leeswijzer	20
2	Perspectieven voor laagveenherstel in Nederland	21
2.1	Water en veen: de VER-thema's	21
2.2	Van troebel naar helder naar hoge biodiversiteit	22
2.3	Laagveenhydrologie op verschillende schaalniveaus	24
2.4	Fosfaatfluxen en interne fosfaatmobilisatie	25
2.5	Veeenvorming- en afbraak	27
2.6	Milieukwaliteit en biodiversiteit	27
2.7	Kritieke milieuwaarden voor chemische stuurvariabelen	33
2.8	Maatregelen voor het herstel van laagveenwateren	34
2.9	Opschaling naar het landschap	47
3	Onderzoekslocaties tweede fase	49
4	Hydrologie	55
4.1	Inleiding	55
4.2	Regionaal niveau	55
4.3	Gebiedsniveau	57
4.4	Standplaatsniveau: metingen aan stromings patronen in zetwallen	64

4.5	Conclusies voor beheer	72
5	Correlaties tussen milieukwaliteit en biodiversiteit	73
5.1	Inleiding	73
5.2	Vergelijkende veldstudies	74
5.3	Mesocosm experiment: effecten van eutrofiëring en sulfaatverrijking	84
5.4	Conclusies voor beheer	92
6	Waterplanten in relatie tot water- en bodemkwaliteit	95
6.1	Inleiding	95
6.2	Verworven kennis	96
6.3	Conclusies voor beheer	116
7	Semi-terrestrische fase	119
7.1	Inleiding	119
7.2	Verworven kennis	120
7.3	Conclusies voor beheer	131
8	Macrofauna	133
8.1	Macrofauna in laagvenen – onderzoeksvragen en kennislacunes	133
8.2	Bemonsteringsmethoden	137
8.3	Soortensamenstelling en omgevingsvariabelen van onderzoekslocaties	139
8.4	Soortenkenmerken, functionele groepen en bottlenecks voor intacte en aangetaste situaties	145
8.5	Invloed van herstelmaatregelen op functionele diergroepen	152
8.6	Overige bottlenecks voor een karakteristieke laagveenwater macrofauna	160
8.7	Aanbevelingen voor systeemherstel en -beheer	161
9	Sieralgen en biodiversiteit: bijdrage, functioneren en beheer	165
9.1	Inleiding	165
9.2	Sieralgen en de rol van (a)biotische factoren	166
9.3	Bijdrage Nederlandse biodiversiteit en trends	172
9.4	Doelsoortenlijst volgens itz-criteria	173

9.5	Sieralgen versus waterplantensamenstelling	174
9.6	Maatregelen voor behoud/herstel	177
9.7	Een maatlat voor sieralgen	180
10	Voedselwebinteracties	191
10.1	Inleiding	191
10.2	Begrazing van (blauw)algen door mosselen	191
10.3	Actief Biologisch Beheer	203
10.4	Effecten van begrazing op de vestiging en uitbreiding van waterplanten	219
11	Literatuur	227
Bijlage 1	Een overzicht van (mogelijke) indicatoren binnen laagveenwateren	237
Bijlage 2	Aanwezigheid van indicatorsoorten	245
Bijlage 3	Matrix van soorten laagveenmoeras en beheermaatregelen	247
Bijlage 4	Karakteristieken van soorten die zwaartepunten hebben in recentelijk gebaggerde of ongebaggerde gebieden.	249
Dankwoord		251

1 Inleiding

Leon Lamers

1.1 Laagvenen in Nederland

Laagveensystemen vertonen 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 C, P, N, K), zuurbuffering, veenstructuur en -opwerveling, en waterpeilfluctuatie, samengaan met een grote variatie aan vegetatiestructuren boven en onder water. Dit zorgt ook voor een grote faunabiodiversiteit. Het huidige areaal aan Nederlandse laagveenwateren bestaat uit sterk door de mens beïnvloede petgaten, plassen en sloten. 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. Het is opmerkelijk, ook op internationaal niveau, dat de menselijke ingrepen in Nederland vaak juist hebben geleid tot een grote biodiversiteit, doordat deze zorgden voor dynamiek die niet meer van nature aanwezig was. In de Nederlandse laagveenwateren komt gelukkig nog steeds een grote verscheidenheid aan plantensoorten (inclusief kranswieren en mossen) en vegetatietypen voor, waaronder enkele zeer zeldzame (Westhoff *et al.*, 1971; Schaminée *et al.*, 1995; Van Wirdum *et al.*, 1992; Verhoeven & Bobbink, 2001; Geurts, 2010). Licht brakke venen, zoals in het IJperveld, kennen karakteristieke brakwatergemeenschappen. De successie met veenvorming en verder voortschrijdende verlanding is echter zeker niet meer vanzelfsprekend.

De waterkwaliteit in het laagveengebied is sterk afhankelijk van de kwantitatieve verhouding tussen de verschillende bronnen (regen, grond- en oppervlaktewater) en de waterkwaliteit van het instromende water. Deze is in veel gebieden de laatste eeuw sterk veranderd (Fig. 1.1). Daarnaast heeft het beheer 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. Een belangrijk probleem is de slechte kwaliteit van oppervlaktewater en veen, door eutrofiëring als gevolg van het inlaten van gebiedsvreemd (om verdroging te bestrijden) maar vooral ook door 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; Roelofs & Bloemendaal, 1988; Roelofs, 1991; Koerselman & Verhoeven, 1993; Smolders *et al.*, 2006). Bovendien wordt het waterpeil op onnatuurlijke wijze constant hoog gehouden. Door deze veranderingen zijn 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 van zuren in de toplaag, een belangrijke rol bij achteruitgang. Daarnaast vormt versnippering, met grote gevolgen voor de dispersie van soorten, een belangrijke belemmering voor de terugkeer van soorten en herstel van de biodiversiteit. (Middleton *et al.*, 2006; Soons, 2006; Van den Broek & Beltman, 2006).



Figuur 1.1 Laagveengebieden worden sterk beïnvloed door het omliggende agrarische landschap. In het midden liggen de Schutslooter-, Belter- en Beulakerwijde, ten noorden van het Zwarte Water. Foto: Leon Lamers.

De achteruitgang van laagveenwateren door eutrofiëring, verdroging en verzuring is in het verleden, zowel bij beheerders als bij onderzoekers, al uitgebreid aan de orde gekomen. Daarbij zijn diverse herstelmaatregelen op praktijkschaal uitgetoetst, maar omdat de sturende variabelen nog onvoldoende bekend waren, leverden die maatregelen vaak wisselende resultaten op en was er over het algemeen sprake van een lage effectiviteit. Om daar verandering in te brengen zijn laagveenwateren opgenomen binnen het onderzoeksprogramma Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit. Het onderzoek is gepresenteerd in het onderzoeksplan voor de eerste fase (Lamers *et al.*, 2002) en voor de tweede fase van het onderzoek (Lamers *et al.* 2003) 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 genoemde preadvies en Lamers *et al.* (2001), en naar het recent verschenen Preadvies Laagveen- en Zeekleilandschap (Antheunisse *et al.* 2009). Daarnaast is er veel informatie te vinden in de eindrapportage van de eerste fase OBN Laagveenwateren (Lamers *et al.* 2006).

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 succesvol 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 zijn. 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 is, met andere woorden, toegewerkt naar een 'OBN-laagveensleutel'.

De belangrijkste kennisvragen voor deze tweede fase (2006-2009) 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?

Bij het ecologisch herstel van sterk verstoorde laagveenwateren is het allereerst nodig om een troebel systeem weer helder te maken (zie het STOWA-rapport Van helder naar troebel... en weer terug; Jaarsma *et al.* 2008). Hierbij zijn kritische belastingen met nutriënten zeer belangrijk, evenals het rekening houden met het bestaan van twee alternatieve stabiele toestanden (Scheffer 1998). In een sterk door nutriënten belast systeem is voor het herstel van een heldere, plantenrijke situatie in eerste instantie een belastingreductie nodig. Om het systeem spontaan te laten omslaan moet de belasting zeer sterk worden verlaagd tot het niveau van de kritische belasting die hoort bij de omslag troebel naar helder, die lager ligt dan die voor de omslag naar troebel in het verleden. Een andere manier om een omslag te bewerkstelligen is door het introduceren van een eenmalige verstoring, bijvoorbeeld door het afvangen van witvis. Dit zal alleen duurzaam werken wanneer de belasting gereduceerd is tot onder het niveau van de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel. Daarboven is de belasting te hoog en zal het systeem (snel) weer omslaan naar troebel. Mogelijk kan de kritische nutriëntenbelasting verhoogd worden door andere inrichtingsmaatregelen, bijvoorbeeld gericht op oevervegetaties, waterdiepte, strijklengte en bodemtype. Voor de doelstellingen van OBN, herstel van de biodiversiteit, is de omslag van troebel naar helder echter een voorwaarde maar geen doel op zich. Voor een aantal gemeenschappen zal de nutriëntenbelasting verder verlaagd moeten worden dan bij het omslagpunt.

1.2 Aansluiting bij de eerste fase van het onderzoek

Dit rapport presenteert de onderzoeksresultaten van de Tweede Fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren, dat een voortzetting is van het onderzoek van de Eerste Fase (Lamers *et al.* 2006). Een deel van het lopende onderzoek vereiste uitbreiding, omdat de experimenten nog te kort liepen om de resultaten om te kunnen zetten naar beheersadviezen. Het belangrijkste deel van de Tweede Fase betreft echter nieuw onderzoek, dat logisch voortbouwt op het onderzoek in de eerste fase. Het in dit plan beschreven onderzoek richt zich op de laagveenwateren binnen het Laagveen- en Zeekleilandschap (OBN).

In fase 1 zijn vergelijkende veldstudies uitgevoerd, conform de opdracht. Naast de genoemde gebieden zijn in het laatste onderzoeksjaar ook gegevens verzameld in De Wieden, waar enkele series nieuwe petgaten zijn bemonsterd die in verschillende perioden zijn uitgegraven. De veldstudies hebben een goed overzicht verschaft van de stand van zaken met betrekking tot de variatie in waterkwaliteit, veenkwaliteit, algensamenstelling en vegetatie, en van de verlanding van petgaten in Nederland. Inderdaad komen goede, complete verlandingsvegetaties nog maar zelden in Nederland voor, te weten in gebieden onder invloed van kwel (bijv. Het Hol, polder Westbroek) en in gebieden met een uitgekiend oppervlaktewaterbeheer waar het contact met nutriëntrijk water miniem is (bijvoorbeeld in delen van De Wieden). Ook hebben de metingen een goed correlatief beeld opgeleverd van de sleutelfactoren die bij de vegetatieontwikkeling en verlanding een rol spelen (o.a. ijzer/fosfaatratio; niet te voedselrijke oever; geen hoge sulfaatconcentraties). Dit correlatieve onderzoek is in de tweede fase in een selectie van de locaties van fase 1 voortgezet, teneinde een vollediger beeld te krijgen van de mogelijke sturende factoren en processen.

Hydrologische studies in relatie tot peilfluctuaties hebben in de eerste fase in beperkte mate plaatsgevonden in De Deelen en in de polder Westbroek. Hoewel in De Deelen wel peilfluctuaties zijn ingesteld, zijn er nog weinig effecten op verlanding vastgesteld. In Westbroek hebben de maatregelen echter niet tot noemenswaardige peilverschillen geleid. Voor de Deelen en Polder Westbroek zijn waterbalansen opgesteld, met aandacht voor de rol van hydrologie op landschapsniveau.

Met betrekking tot actief biologisch beheer zijn in Terra Nova en in de Deelen in de eerste fase vergelijkingen gemaakt tussen compartimenten verschillend in visstandbeheer. Het planktonisch voedselweb is specifiek onderzocht in petgaten van Terra Nova na een tweetal beheersingrepen: afvissen en vermindering van resuspensie door wind. Met betrekking tot de rol van begrazers is de nadruk in de tweede fase verlegd van graas door *Daphnia* naar die door mosselen (*Dreissena* en *Anodonta*). Dit is gedaan vanwege de lage graasdruk van watervlooien op draadvormende blauwalgen. Het planktononderzoek in fase 2 richtte zich op twee uitersten in termen van biodiversiteit. Deze uitersten worden gekenmerkt door eenvormige blauwalgenbloei in sterk verstoorde systemen en een soortenrijke sieraalgengemeenschap in de meest kansrijke systemen. Resultaten uit fase 1 met betrekking tot het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder water zijn uitgewerkt tot praktische herstelmaatregelen. Daarnaast is het onderzoek naar het herstel van faunagemeenschappen sterk uitgebreid en vond er onderzoek plaats naar maatregelen die moeten leiden tot behoud en herstel van karakteristieke maar sterk bedreigde sieraalgengemeenschappen in laagveenwateren.

Naast correlatief en experimenteel veldonderzoek was ook het experimentele onderzoek in kweekvijvers en aquaria van groot belang in de tweede fase. Het mesocosm-experiment dat opgestart is in Nijmegen, waarbij een vaste set van doelplantensoorten en storingssoorten onderhevig is aan verschillende combinaties van water- en veenkwaliteiten (Fig. 1.2), heeft al in het eerste seizoen een grote hoeveelheid data opgeleverd, inclusief fytoplanktongegevens. Dit langjarig experiment is in de tweede fase voortgezet. Het uitgevoerde experimentele werk, ingegeven door specifieke beheersvragen, speelt een essentiële rol in het OBN-onderzoek, aangezien alleen op deze wijze *causale* verbanden gevonden worden die bewijzen wat de oorzaken voor achteruitgang de stuurknoppen voor herstel zijn. In vergelijking met de eerste fase sluit het onderzoek in de tweede fase nauwer aan bij het beheer in laagveenwateren: welke OBN-maatregelen zijn gewenst gegeven de verschillende uitgangssituaties, en wat leveren ze op? De bevindingen van het onderzoek van fase 1 en 2 zijn, in samenhang met overige informatie over het beheer van laagveenwateren samengebracht in beheerssleutel voor laagveenwateren (*decision support system*). Deze sleutel heeft de vorm van een kennissysteem dat niet statisch is, en door voortschrijdend inzicht aangevuld en up-to-date gemaakt wordt.

1.3 Aansluiting op Kennisagenda OBN 2006-2010

EC-LNV heeft een Kennisagenda OBN 2006-2010 vastgesteld, waarin de belangrijkste onderzoeksprioriteiten zijn samengevat. Voor het domein Laagveenwateren bestrijken deze onderzoeksprioriteiten twee verschillende schaalniveaus:

1. Het Landschapsniveau. Hierbij gaat het om kennis op regionale schaal die nodig is om de kansrijkheid van deelgebieden voor het nemen van herstel- en inrichtingsmaatregelen te bepalen. Op basis van gebiedskenmerken als regionale en lokale hydrologie, (voormalig) landgebruik, bodemgesteldheid en de nabijheid/aanwezigheid van bestaande laagveenwateren-natuur moet een kennis-systeem worden opgezet dat zal helpen bij het bepalen van de meest kansrijke gebieden en de inrichtings- en beheersmaatregelen die voor een gunstige ontwikkeling nodig zijn. Het betreft bestaande (nagenoeg) natuurlijke en halfnatuurlijke laagveengebieden alsook gebieden waar nu nog geen laagveennatuur aanwezig is maar die wel potenties hiervoor hebben. Voorts zal ook de toepassing van EGM vanuit landschapsperspectief hier nadrukkelijk in betrokken moeten worden.

2. Het Ecosysteemniveau. Hierbij gaat het om (1) biotische bottlenecks voor herstel van complete levensgemeenschappen en het functioneren van het ecosysteem (bijv. het ontbreken van zaden, en dispersiemogelijkheden, structuurvariatie, gastheren en prooien) met betrekking tot de gehele verlandingsuccessie, en (2) het te niet doen van twee abiotische stressfactoren: herstellen van gedegradeerde veenbodems, en verwijdering of immobilisatie van fosfaat in bemeste veenbodems, mede door gericht peilbeheer (flexibel of juist constant peil). Voorts wordt ook prioriteit gegeven aan onderzoek naar de duurzaamheid van actief biologisch beheer. Ten slotte is onderzoek naar de effecten van EGM op fauna een onderzoeksprioriteit, zowel op landschapsniveau als op ecosysteemniveau.

Een belangrijk uitvloeisel van deze kennisagenda voor de laagveenwateren is dat het eindproduct van het laagveenwaterenonderzoek aan het eind van fase 2 een aanzet geeft tot een 'laagveensleutel' op deze 2 niveaus: op landschapsniveau voor het herkennen van kansrijke gebieden en op systeemniveau voor de effectgerichte maatregelen (EGM) binnen OBN, uiteraard met een duidelijke link naar grotere ruimte- en tijdschalen. De nieuwe kennisagenda Kennisnetwerk OBN 2009-2015 geeft hier ook een heldere invulling aan.

Om dit einddoel te bereiken was het van groot belang dat de geformuleerde deelprojecten vanuit een systeembenadering in nauwe samenwerking met elkaar werden uitgevoerd. Het onderzoek werd geconcentreerd in vier studiegebieden: Het IJperveld; het Oostelijke Vechtplassengebied; De Wieden/Weerribben en De Deelen. Het onderzoek was in de tweede fase meer gefocust op de kleinere laagveenwateren (petgaten, sloten) dan op grote wateren (laagveenplassen), conform de mening van de Adviescommissie Kennis van OBN bij de vergadering van 11 oktober 2005. De reden hiervoor was dat de kleinere laagveenwateren voor de OBN doelstelling (behoud en herstel van biodiversiteit) de hoogste prioriteit hebben.

1.4 Overzicht van het onderzoek in Fase 2

In fase 2 van het OBN-onderzoeksproject Laagveenwateren lag het accent op (1) het verrichten van aanvullend onderzoek voortvloeiend uit de prioriteiten gesteld in de OBN-Kennisagenda 2006-2010; (2) het vanuit een systeembenadering verder integreren van onderzoeksresultaten uit fase 1 en nieuwe resultaten in fase 2; (3) het onderbrengen van de verzamelde kennis in een concept-sleutel voor laagveenwateren, die zowel op gebiedsniveau als op ecosysteemniveau de terrein- en waterbeheerders eenduidig handvatten bieden bij het maken van keuzes bij aankoopbeleid, beheer en herstel. In de Tweede Fase werd het onderzoek aan faunaherstel uitgebreid met een extra junior onderzoeker gericht op faunaonderzoek, naast de drie junior onderzoekers die werkzaam waren in de eerste fase. Deze uitbreiding was de nadrukkelijke wens van het Deskundigenteam.

Het onderzoeksprogramma omvatte de volgende onderwerpen:

Deelproject 1: Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel

In de eerste fase was het onderzoek binnen dit deelproject sterk gericht op het vinden van sturende variabelen bij achteruitgang en herstel van laagveenwateren, en op het begrijpen van de onderliggende processen. Fase 2 is daarentegen veel sterker gericht op het definiëren van 'stuurknoppen' voor het beheer: welke van de mogelijke maatregelen zijn succesvol, gegeven een bepaalde uitgangssituatie, en hoe moeten ze genomen worden? Daarnaast is het onderzoek zich ook sterk gaan richten op de kwantitatieve kant van de problematiek; hoe groot is de bijdrage van elke stuurknop voor de oplossing van het probleem? Dit is niet alleen nodig om het slagen of falen van verschillende herstelmaatregelen te begrijpen, maar ook om het succes van maatregelen te kunnen voorspellen. Op deze wijze kunnen gerichte beheersadviezen worden gegeven. Dit leidde tot het uitwerken van een beheersondersteunend kennissysteem voor het herstel van biodiversiteit in laagveenwateren. Net als in de eerste fase werden het veld- en het overige onderzoek in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers uitgevoerd.



Fig. 1.2 Gezamenlijk experimenteel onderzoek. Foto: Leon Lamers.

Het onderzoek in dit deelproject heeft zich in fase 2 gericht op de volgende vragen:

1. Welke randvoorwaarden zijn er voor zowel de waterkwaliteit als de waterbodempkwaliteit voor het herstel van de biodiversiteit van de aquatische vegetatie in laagveenwateren?
2. Hoe kan de mate van eutrofiëring voorspeld worden bij verandering van inlaatbeheer, visstandsbeheer, peilbeheer en landgebruik (landschaps- en standplaatsniveau)? Welke rol spelen externe en interne eutrofiëring? Bij welke (combinaties van) water- en bodempkwaliteit (rol zuurstof, sulfaat, nitraat, fosfaat, ijzer, chloride, hardheid) speelt interne eutrofiëring een kwantitatief belangrijke rol en hoe kan deze bijdrage voorspeld worden?
3. Welke (combinaties van) water- en bodempkwaliteit leiden tot versnelde afbraak ('natte verbranding') van veen en het resuspenderen van veenpartikels (troebelheid door veenpartikels versus troebelheid door cyanobacteriën, algen, humuszuren)?
4. Onder welke omstandigheden wordt de ontwikkeling van doelvegetaties geremd of zelfs onmogelijk gemaakt door toxiciteit van water en/of bodem (sulfide, ammonium, chloride)?
5. Wordt herstel van de biodiversiteit van waterplanten in heldere wateren gehinderd door hoge fosfaatbeschikbaarheid in de bodem?
6. Welke rol speelt de chlorideconcentratie bij het herstel van (voormalige) brakwatervenen in relatie tot toxiciteit, veenafbraak en fosfaatmobilisatie?

De onderzoeksresultaten zullen een directe toepassing vinden binnen het beheer van laagveenwateren:

1. Op grond van zo eenvoudig mogelijk te meten parameters zal aangegeven worden welke oorzaken hebben geleid tot achteruitgang, als uitgangspunt voor het kiezen van beheersmaatregelen.
2. Met deze informatie zal voorspeld kunnen worden welke laagveengebieden binnen ons land het meest kansrijk zijn voor herstel van de biodiversiteit, zodat financiering effectiever ingezet kan worden. Hiermee kan ook aangegeven worden welke sublocaties binnen een gebied het meest kansrijk zijn.
3. Met behulp van indicatief onderzoek (diagnostic tools) zal voor ieder laagveenwatertype (inclusief voormalige brakwatervenen) gekozen kunnen worden voor de meest succesvolle (set van) maatregel(en) op landschaps- en standplaatsniveau. Er kan aangegeven worden welke maatregelen (inlaatbeheer, peilbeheer, visstandsbeheer, beheer omliggend terrein) zullen leiden tot het

- gewenste herstel van de vegetatiebiodiversiteit en verlandingsprocessen. Hierbij is ook aandacht besteed aan de effecten van lokale nitraat- en fosfaatuitspoeling.
4. Op grond van gericht vooronderzoek (predictive tools) zal het voor de beheerder eenvoudiger worden om streefdoelen voor een gebied te definiëren (ook van belang in verband met de Kaderrichtlijn Water).
 5. Bij de bestrijding van eutrofiëring zal aangegeven worden in hoeverre en op welke wijze de externe en interne fluxen aangepakt moeten worden. Uitgangspunt hierbij vormt het schema uitgelegd in de inleiding. Er zal aangegeven kunnen worden of interne eutrofiëring verminderd of voorkomen kan worden via bepaalde effectgerichte maatregelen (zowel bottom-up als top-down benaderingen).
 6. Er worden maatregelen voorgesteld om bodemafbraak en hiermee samenhangende troebeling te bestrijden en voorkomen (mogelijkheden voor baggeren, peilbeheer, visbeheer).
 7. Er zal aangegeven worden welke maatregelen er mogelijk zijn ter bevordering van de biodiversiteit in laagveenwateren met een voedselarme, heldere waterlaag en fosfaatrijke bodem, die alleen door Grof hoornblad en Smalle waterpest gedomineerd worden.
 8. Er wordt uitgelegd op welke wijze optredende ammonium- sulfide- en chloridetoxiciteit in zoetwatervenen bestreden kan worden.
 9. Er is aan de hand van bovengenoemde informatie een monitoringsprogramma opgesteld waarmee herstel van vegetatie, water- en bodemkwaliteit gericht gevolgd kan worden op verschillende schaalniveaus (standplaats-, systeem/macroschaal).

Deelproject 2: Verlanding en veenvorming

Het onderzoek in fase 2 heeft zich gericht op abiotische en biotische bottlenecks voor verlanding en kragenvorming. Het correlatieve systeemonderzoek dat in fase 1 is verricht werd gebruikt voor het selecteren van laagveenplassen in de vier studiegebieden waar meer in detail en kwantitatief gericht onderzoek werd verricht, in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers. De ontwikkelingen in de vele petgaten die in verschillende studiegebieden gedurende de laatste 25 jaar zijn gegraven zijn nauwgezet beschreven. Voorts heeft er causaal-analytisch onderzoek plaatsgevonden naar de rol van dispersie en kieming/vestiging van verlandings- en kraggevormende soorten. In fase 1 is het beeld ontstaan dat verlanding door grote helofyten vaak optreedt vanuit voedselrijke oevers, terwijl mesotrofe verlanding met soorten als Cyperzegge, Holpijp en Waterdrieblad vanuit een schrale oever (en uiteraard in schoon water) optreedt. Dit verschijnsel is in fase 2 nader bestudeerd, waarbij ook de snelheid van verlanding is geschat. De resultaten van deze studies zullen gebruikt worden om op gebiedsniveau een beeld te scheppen van de meest kansrijke locaties voor verlandingsgemeenschappen, zowel vanuit hydrologisch-abiotisch perspectief als vanuit het oogpunt van mogelijkheden voor dispersie van doelsoorten.

Het onderzoek in dit deelproject heeft zich in fase 2 toegespitst op de volgende vragen:

1. Welke randvoorwaarden qua waterregime, waterkwaliteit en oeverkwaliteit (hoogte en voedselrijkdom van de oever) zijn er voor het op gang komen van verlanding? Het gaat hierbij zowel om kenmerken op landschapniveau als op standplaatsniveau.
2. Welke kenmerkende verschillen bestaan er tussen mesotrofe en eutrofe verlanding in snelheid van organische stofophoping en ontwikkeling van draagkracht? Welk waterbeheer kan verlanding bevorderen en/of sturen?
3. Welke effecten hebben eutroof water en een eutrofe oever op de ontwikkeling van verlandingssoorten?
4. Welke biotische bottlenecks zijn er voor herstel van verlanding (isolatie, dispersie, zaadvoorraden)? Hoe hangen deze samen met de landschappelijke structuur?

5. Wat is de rol van vegetatieve vermeerderingsprocessen bij de dispersie en bij het vormen van kraggen? Welke milieuomstandigheden (waterchemie, kwaliteit van de oever) stimuleren deze processen?

Vertaling van onderzoeksresultaten naar maatregelen:

De onderzoeksresultaten zullen op de volgende manier direct worden toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Er zal worden aangegeven in welke laagveengebieden verlandingsvegetaties al dan niet kansrijk zijn en welke gebiedskenmerken hierbij een rol spelen.
2. Voor de afzonderlijke laagveengebieden wordt aangegeven in welke delen van het gebied kansen liggen voor verlandingsvegetaties, en hoe deze ruimtelijke verdeling samenhangt met de regionale en lokale hydrologie, de wordingsgeschiedenis van het gebied en het terreinbeheer.
3. In relatie tot het voorgaande wordt aangegeven welke hydrologische maatregelen (peilfluctuaties of juist constant peil, route van inlaatwater door het gebied, benutten van moerascomplexen voor het verkleinen van de nutriëntenvracht) nodig zijn om de voorwaarden voor verlandingsvegetaties zo optimaal mogelijk te laten zijn.
4. Afzonderlijk wordt voor ieder onderzocht gebied aangegeven waar nog verlandingsvegetaties aanwezig zijn en in welke mate deze zodanig geïsoleerd liggen dat spontane dispersie van verlandingssoorten naar andere geschikte locaties onwaarschijnlijk is.
5. Maatregelen worden uitgewerkt die leiden tot een verantwoorde herintroductie van verlandingssoorten, door verbinding via water of door introduceren van zaden of stekken.
6. Richtlijnen worden opgesteld voor (1) vaststellen van geschikte plekken voor nieuwe petgaten; (2) afmetingen qua lengte, breedte en diepte; (3) hoogte, bodemsamenstelling en beheer van de oever en (4) geschikte locaties voor het deponeren van het afgegraven materiaal.
7. Een monitoringsplan wordt opgesteld dat rekening houdt met het te verwachten tijdsverloop van vestiging en verdere ontwikkeling van verlandingssoorten.

Deelproject 3: Algemeenschappen

Behoud en herstel van biodiversiteit in laagveensystemen is de centrale doelstelling van OBN-laagveenwateren. Het planktononderzoek in fase 2 richt zich op 2 uitersten in termen van biodiversiteit. De uitersten worden gekenmerkt door éénvormige blauwalgenbloei in sterk verstoorde systemen, en door een soortenrijke sieralgengemeenschap in de meest kansrijke systemen. Herstel van biodiversiteit van het plankton begint met het doorbreken van de troebele toestand. Onderzoek uit fase 1 naar het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder water worden uitgewerkt tot praktische herstelmaatregelen. Hierbij is de focus verschoven naar de begrazing van (blauw)algen door mosselen. Toegevoegd in fase 2 is onderzoek naar maatregelen die moeten leiden tot behoud en herstel van sieralgengemeenschappen in laagveenwateren. Sieralgen zijn zeer karakteristiek voor laagveenwateren. Tegelijkertijd is dit een zeer bedreigde groep in de Nederlandse flora. In de loop van 20e eeuw zijn uit Nederland ongeveer 50 soorten sieralgen verdwenen en ongeveer evenveel soorten worden direct in hun voortbestaan bedreigd. De positieve deelmaatlat in de Kaderrichtlijn Water (KRW) is gebaseerd op het voorkomen van sieralgen, ook voor laagveenplassen (M25 en M27). De deelmaatlat wordt vooralsnog niet verplicht gesteld, maar waterschappen worden verzocht sieralgen te monitoren. Hoe eenduidig is de relatie tussen stressoren (de VER thema's) in het ecosysteem en soortensamenstelling van de sieralgen? Deze validatie vraagt experimenteel causaal-analytisch naast correlatief veldonderzoek. Door het koppelen van OBN doelstellingen voor biodiversiteit aan KRW doelstellingen voor het bereiken van een Goed Ecologisch Potentieel (GEP) ontstaat een stevige synergie tussen water- en natuurbeheer. Enerzijds levert het onderzoek uit fase 2 handvatten voor behoud en herstel van biodiversiteit, anderzijds levert dit onderzoek nieuwe, robuuste gegevens over de indicatorwaarde van de soorten in het monitoren van GEP. Het voordeel van sieralgenonderzoek in OBN kader is inbedding in onderzoek aan

water(bodem)chemie, hydrologie, herstel van verlanding en veenvorming en macrofauna.

Het onderzoek in dit deelproject richtte zich in fase 2 op de volgende vragen:

1. Wat is de samenstelling van sialalgengemeenschappen in - regionaal verspreide - laagveensystemen en met welke abiotische en biotische milieuv variabelen is het voorkomen van sialalgensoorten in laagveenwateren gecorreleerd? Stuur water(bodem) chemie of vegetatie primair het voorkomen van sialalgen?
2. Is de soortenrijkdom van de sialalgengemeenschap afhankelijk van een soortenrijke vegetatie? Wordt de soortensamenstelling gestuurd door het type vegetatie (bijv. Krabbenscheer vs. Fonteinkruid) of is de structuur die vegetatie biedt op zich voldoende voor herstel van sialalgen? Leidt een omslag van troebel naar helder water tot biodiversiteit van het fytoplankton zelfs indien vegetatieontwikkeling wordt gekenmerkt door ongewenste soorten als Grof hoornblad of Smalle waterpest?
3. Welk effect hebben beheersmaatregelen als eutrofiëringsbestrijding, baggeren, visstands- en peilbeheer op sialalgengemeenschappen? Wat zijn de stuurknoppen voor beheer waarmee het voorkomen van zeldzame en/of bedreigde sialalgen bevorderd kan worden?
4. Wat is de rol van opgewerveld slib en organisch materiaal in het handhaven van een stabiele troebele toestand? In welke mate bestendigt dit de bloei van draadvormende blauwalgen? Wat is de effectiviteit van slibvang (evt. in combinatie met verwijdering van sliblaag van het sediment) in het bereiken van de omslag naar helder water? Hoe kan de graas van mosselen op algen worden ingezet als beheersmaatregel?

De onderzoeksresultaten zijn op de volgende manier direct toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Voor regionaal verspreide laagveenwateren wordt de sialalgengemeenschap beschreven en wordt aangegeven welke gebieden kansrijk zijn voor verder behoud en herstel van biodiversiteit.
2. Kansrijkdom voor het behoud en herstel van biodiversiteit wordt gebaseerd op criteria van diverse schaalniveaus, variërend van landschappelijk/hydrologisch (inlaat en waterpeilregimes) tot inrichting (o.a. vegetatiestructuur) en water(bodem)chemie.
3. Van de onder 2 genoemde criteria wordt aangegeven welke beheersmaatregelen (bijv. gewijzigd inlaat en peilbeheer, herintroductie van vegetatietypen of baggeren) het meest effectief zijn om deze op een noodzakelijk niveau te krijgen.
4. Ten behoeve van een gestandaardiseerde monitoring van sialalgen wordt een selectie van milieuv variabelen, een soortenlijst en een bemonsteringsmethodiek gegeven. De effectiviteit van uitgevoerde OBN maatregelen kan zo worden vastgelegd.
5. Voor sterk verstoorde laagveenwateren worden kritische grenzen voor het omslaan van troebel – door blauwalgen en slib gedomineerde systemen - naar helder water gegeven. Het vaststellen van grenswaarden voor slibgehalten, blauwalgen, bodemwoelende vis en mosseldichtheden geeft de beheerder inzicht in welke factoren de troebelheid in een specifiek systeem in stand houden en welke uitvoeringsmaatregelen het meest kansrijk zijn om omslag naar helder water te bereiken.

Deelproject 4: Faunagemeenschappen

Het faunaonderzoek in fase 2 richt zich op het ontwikkelen van kennis die nodig is om met herstelmaatregelen de faunagemeenschap van laagvenen te herstellen. Intacte laagveenwateren zijn zeer soortenrijke systemen met een grote heterogeniteit aan aquatische, semi-terrestrische (semi-aquatische) en terrestrische biotopen waarbij elk biotoop zijn eigen karakteristieke soorten heeft. De eerste stap naar herstel was het achterhalen hoe VER-factoren hebben ingegrepen op de faunagemeenschap in het laagveensysteem. Hiervoor was correlatief onderzoek nodig naar de omgevingscondities en de aanwezige fauna waarbij een vergelijking wordt gemaakt tussen sterk aangetaste, matig aangetaste en (bijna) intacte laagveenwateren

(historische literatuurgegevens en buitenlandse referentie gebieden). De opgetreden verarming van het laagveensysteem kan worden begrepen door de aangetroffen soorten te groeperen op basis van soorteigenschappen, waarvan verwacht wordt dat ze belangrijk zijn in relatie tot aantastingen. Dit zijn groepen van soorten die op overeenkomstige wijze gebruik maken van de leefomgeving en een heldere relatie hebben met sturende factoren (helderheid water, voedselbeschikbaarheid, vegetatiestructuur). De achteruitgang van (een combinatie van) functionele groepen geeft op deze wijze inzicht in welke bottlenecks in de levenscyclus zijn ontstaan. De tweede stap was om met deze kennis na te gaan hoe de ontstane bottlenecks kunnen worden opgeheven. Hierbij werd op dezelfde wijze gebruik gemaakt van indeling in functionele groepen, waarbij eigenschappen worden gebruikt die belangrijk zijn in relatie tot herstelmaatregelen. Vanuit de functionele groepen werd nagegaan welk deel van de bottlenecks met de huidige herstelmaatregelen wordt opgeheven en welk deel overblijft, zoals kolonisatieproblemen of de afwezigheid van prooien en gastheren, waarvoor alternatieven ontwikkeld moeten.

Het onderzoek in dit deelproject heeft zich in fase 2 toegespitst op de volgende vragen:

1. Wat zijn de verschillen in soortensamenstelling en omgevingsvariabelen tussen verschillende locaties die intact, matig aangetast en sterk aangetast zijn? Komen relictpopulaties voor in aangetaste laagveenwateren?
2. Welke eigenschappen hebben soorten die karakteristiek zijn voor intacte situaties of juist voor aangetaste situaties als aanpassing aan hun leefomgeving? Welke functionele groepen zijn hierbij te onderscheiden? Hoe heeft aantasting geleid tot het ontstaan van bottlenecks voor karakteristieke en diverse faunagemeenschappen?
3. Leiden herstelmaatregelen tot de aanwezigheid van bijbehorende functionele diergroepen? In hoeverre leidt herstel van de verlandingsvegetatie tot herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap?
4. Zijn er overige bottlenecks voor herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap waarin het huidige herstelbeheer niet voorziet, zoals bijvoorbeeld kolonisatieproblemen en (evt. in combinatie met) de afwezigheid van specifieke gastheren en prooien?

De onderzoeksresultaten kunnen op de volgende manier direct worden toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Er is aangegeven wat sleutelfactoren zijn voor het voorkomen van een karakteristieke faunagemeenschap. Hierbij wordt o.a. ingegaan op de water- en bodemkwaliteit, structuurvariatie, peilfluctuatie, de aanwezigheid van verschillende stadia van de vegetatie successie.
2. Met bovenstaande kennis kan een beheerder nagaan welke laagveengebieden (of sublocaties binnen een gebied) kansrijk zijn voor het behoud, maar ook voor het herstel (aanwezigheid bronpopulaties) van faunadiversiteit.
3. Tevens kan hiermee gericht worden aangegeven welke (set van) maatregel(en) op landschaps- en standplaatsniveau en welke wijze van uitvoering, het meest succesvol zullen zijn voor het herstel van de condities voor karakteristieke en diverse faunagemeenschappen. Hierbij kan gedacht worden aan inlaatbeheer, peilbeheer, visstandsbeheer, beheer omliggend terrein, herstel van verlandingsvegetatie en baggerbeheer.
4. Soorten kunnen zeer specifieke relaties hebben met andere soorten, bijvoorbeeld: liftende soorten, prooi-predator relaties, gastheer afhankelijke relaties. Er zal worden aangegeven of, en zo ja voor welke soorten, er dergelijke biotische bottlenecks zijn waardoor soorten niet terugkeren.
5. Er is aangegeven of er soorten zijn, en zo ja welke soorten, die dispersieproblemen hebben. Aangegeven zal worden in hoeverre deze soorten in aangetaste gebieden als relictpopulatie voorkomen. Afhankelijk van hun wijze van dispersie kan worden aangegeven wat zinvolle maatregelen zijn: Verbinden van wateren voor zwemmende soorten, of het graven nieuwe petgaten die als stepping stone kunnen fungeren voor vliegende soorten.

6. Aangegeven is ook welke indicatorsoorten, vanuit verschillende functionele groepen, gebruikt kunnen worden bij monitoringsprogramma's. Hierbij gaat het om procesindicatoren voor de fauna die niet of onvoldoende worden gedekt in de indicatoren van vegetatie, waterkwaliteit en fytoplankton. Gelet wordt op positieve en negatieve indicatoren voor verschillende aspecten van systeemherstel (herstel faunagemeenschap, voedselweb, herstel structuurvariatie) en op verschillende schaalniveaus (standplaats/systeem/macroschaal).

Aanvullend onderzoek

Aangezien de specifieke expertise met betrekking tot hydrologie (met name voor landschapshydrologie en het hydrologisch beheer) en actief biologisch beheer / visstandbeheer onvoldoende afgedekt werd binnen het onderzoeksprogramma en zeer essentieel is voor het voorgestelde onderzoek in de tweede fase, namen er twee extra deskundigen aan het onderzoeksconsortium deel. De expert voor fauna kwam in de tweede fase te vervallen, omdat er een junior onderzoeker aan faunaherstel ging werken, die net als de andere junior onderzoekers begeleid werd door een team van deskundigen. De twee overgebleven toegevoegde deskundigen werden op dagbasis ingeschakeld voor een vastgesteld aantal dagen per jaar. Zij waren niet alleen werkzaam bij elk van de deelthema's, maar ook bij de integratie hiervan en bij het opstellen van een concept-beheerssleutel. Verder namen zij het initiatief voor dit overleg en stemmen de voorbereiding en de uitkomsten hiervan af met de overige onderzoekers. Met betrekking tot de beide toegevoegde experts kwamen, net als in de eerste fase, de volgende onderwerpen aan bod:

Monitoring visstandbeheer en actief biologisch beheer

De expert actief biologisch beheer / visstandbeheer onderhield de contacten met de beheerders met betrekking tot historische gegevens over de visstand en het beheer dat in relatie hiertoe uitgevoerd is. Hij interpreteerde de gegevens, stelde ze beschikbaar aan het onderzoeksteam en adviseerde voor de monitoring van de visstand (de monitoring wordt gefinancierd door de beheerders). Hierbij werd ook aandacht besteed aan een mogelijke bijdrage van reguliere visserij (i.p.v. drastische afvissingen zoals bij actief biologisch beheer) aan herstel en beheer laagveenwateren. De expert beoordeelde net als in de eerste fase voor de geselecteerde gebieden ook het in het verleden uitgevoerd actief biologisch beheer, en begeleidde in samenwerking met de andere onderzoekers de beheerskeuzen met betrekking tot dit onderwerp. Hij heeft daarnaast een belangrijke bijdrage geleverd aan de concept-beheerssleutel, met betrekking tot actief biologisch beheer / visstandbeheer als OBN-maatregel in laagveenwateren.

Monitoring lokale hydrologie

Bij het onderzoek naar de effecten van gewijzigd peilbeheer is een zorgvuldige registratie nodig van de optredende waterstanden en worden water- en stoffenbalansen opgesteld voor de geselecteerde onderzoeksgebieden. Een grote uitdaging hierbij is het meenemen van relevante processen die de afbraak van veen stimuleren (aanvoer c.q. mobilisatie van sulfaat en bicarbonaat via het grond- en oppervlaktewater) en aldus de interne belasting verhogen.

Op advies van de expert hydrologie zijn in de onderzoeksgebieden De Deelen, Molenpolder en Het Hol meetnetten geïnstalleerd. De gegevens zijn door de water- of terreinbeheerder uitgelezen en opgeslagen, en gebruikt door de junior onderzoekers. Voor alle werkzaamheden aan het hydrologisch meetnet was de expert hydrologie het eerste aanspreekpunt voor de waterbeheerder. In fase 2 was er een substantiële bijdrage van de betrokken waterbeheerders (monitoring en analyse).

Het opstellen van nutriëntenbalansen is een belangrijk hulpmiddel voor het verkrijgen van inzicht van de voedingsstoffen- en ionenhuishouding en de invloed daarvan op de waterkwaliteit. Dit is ook van groot belang voor het kwantificeren van de verschillende bronnen van voedingsstoffen (externe versus interne eutrofiëring), en voor adviezen met betrekking tot het inlaat- en afvoerregime. Voor het opstellen van balansen zijn metingen aan de wateraanvoer en -afvoer onmisbaar. In fase 1 is door

de expert hydrologie en de junior-onderzoekers van de deelprojecten 1 en 2 een voorlopige waterbalans opgesteld voor De Deelen en de Molenpolder. Deze zijn verder uitgewerkt in fase 2.

Landschapshydrologische analyse

In de eerste fase zijn onder begeleiding van de expert hydrologie ook gegevens verzameld uit andere bronnen die nodig zijn om de verschillende onderzoeksterreinen te kunnen karakteriseren in een landschapshydrologische context. Dit om het huidige functioneren van de gebieden te bepalen alsmede de mogelijkheden dit te verbeteren (via het verkleinen van zowel de externe als de interne belasting).

In de tweede fase is, met het oog op beheersadviezen op landschapsniveau en het ontwikkelen van een concept-beheersleutel, een landschapshydrologische beschrijving verder uitgewerkt voor de onderzoeksgebieden. Om deze analyse op landschapsniveau (zie ook Kennisagenda 2006-2010) degelijk uit te kunnen voeren was t.o.v. fase 1 een extra hydrologische inbreng nodig. In fase 2 werd deze extra inzet geleverd door meer inbreng vanuit de betrokken waterbeheerders (m.n. Wetterskip Fryslân) en adviesbureaus (m.n. Witteveen en Bos). Hiermee ontstond een kwalitatief beter resultaat met een goede taakverdeling tussen de junior onderzoekers (mede verzamelen en gebruiken van de hydrologische gegevens en kennis), de toegevoegde hydroloog (coördinatie monitoring, analyse en interpretatie van meet- en modelgegevens) en de ondersteuning bij de analyse door de extra hydrologische advisering. Op deze wijze werd tegemoet gekomen aan de noodzaak om met name bij de hydrologie meer aandacht aan de landschapsschaal te besteden.

Integratie van de deelprojecten

Uit de beschrijvingen van de deelonderzoeken wordt direct duidelijk dat het onmogelijk is om een enkel 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 in de eerste fase gezamenlijk geselecteerd en metingen en experimenten zijn ook in de tweede fase in teamverband uitgevoerd, iedere onderzoeker vanuit haar/zijn eigen discipline werkend. Nieuw daarbij was de uitbreiding van het faunaonderzoek met een junior onderzoeker, zoals het oorspronkelijke plan voor de eerste fase ook was. Naast het veldonderzoek werd ook een aantal kas- en laboratoriumexperimenten door verschillende onderzoekers gezamenlijk opgezet, of vervolgd vanuit de eerste fase. Dit had niet alleen grote praktische en financiële voordelen, maar zorgde er ook voor dat de betreffende problematiek integraal onderzocht en geïnterpreteerd werd.

Overleg binnen het consortium vond vier maal per jaar plaats. De voortgang werd jaarlijks via presentaties door de onderzoekers aan het deskundigenteam gepresenteerd. Tussentijds contact tussen het deskundigenteam en het consortium verliep via de coördinator en de regiocoördinatoren. Deze laatste zijn consortiumleden die de activiteiten per onderzoeksgebied coördineerden.

1.5 Organisatie

De gekozen systeemgerichte aanpak is alleen mogelijk wanneer onderzoekers van verschillende onderzoeksdisciplines, onderzoekstradities, en daarmee automatisch ook onderzoeksinstellingen, hun krachten bundelen binnen één programma. Net als bij de eerste fase is er daarom gekozen voor een constructie met junior onderzoekers die ieder één van de volgende deelonderzoeken voor hun rekening nemen, met dat verschil dat er uitbreiding plaatsvond met een extra junior onderzoeker die zich richtte op faunaherstel (vier zuilen):

1. Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel;
2. Verlanding en veenvorming;
3. Algengemeenschappen
4. Faunagemeenschappen.

Elk van hen werd begeleid door een team van senior onderzoekers, waardoor de kwaliteit van het onderzoek gewaarborgd was. De toegevoegde experts voor hydrologie en voor visstandbeheer / toepassing actief biologisch beheer bleven respectievelijk dr. J. Schouwenaars en drs. M. Klinge. Elk van de verschillende partijen hield toezicht op de onderlinge uitwisseling van onderzoeksresultaten. De gehele opzet zag er als volgt uit:

- Coördinatie: planning, overleg en integratie van het OBN-onderzoek in laagveenwateren werd verzorgd door dr. L. Lamers (Radboud Universiteit Nijmegen, RU);
- Deelonderzoek 1 werd voltijds uitgevoerd worden door drs. J. Geurts (RU), begeleid door dr. L. Lamers (RU), dr. A. Smolders (RU/B-Ware), prof.dr. J. Verhoeven (Universiteit Utrecht, UU), prof.dr. J. Roelofs (RU), prof.dr. E. van Donk (Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, NIOO-KNAW);
- Deelonderzoek 2 werd voltijds uitgevoerd door drs. J. Sarneel (UU), begeleid door prof.dr. J. Verhoeven (UU), dr. B. Beltman (UU), dr. M. Soons (UU), dr. L. Lamers (RU);
- Deelonderzoek 3 werd deeltijds (0.5 FTE) uitgevoerd door dr. M. Dionisio Pires (NIOO-KNAW), begeleid door prof.dr. E. van Donk (NIOO-KNAW) en dr. B. Ibelings (NIOO-KNAW) en aangevuld door het sialalgenonderzoek van Koeman en Bijkerk Ecologisch Onderzoek en Advies (zie hieronder);
- Deelonderzoek 4 is uitgevoerd door drs. M. Christianen, drs. H. van Kleef en dr. E. Remke, begeleid door drs. H. Esselink (†; Stichting Bargerveen, StB / RU), dr. W. Verberk (Stichting Bargerveen, StB / RU) en dr. L. Higler (Alterra);
- Het beheer van visgemeenschappen en de toepassing van actief biologisch beheer is begeleid door drs. M. Klinge (Witteveen + Bos, W+B);
- Hydrologie en het beheer van laagveenwateren is begeleid door dr.ir. J. Schouwenaars (Wetterskip Fryslân), drs. N. Jaarsma en drs. S. Van der Wielen (Witteveen+Bos).
- Toegevoegd zijn twee apart gefinancierde extra onderzoeken:
- onderzoek aan begrazing in laagvenen door vogels en vissen door dr. L. Bakker (NIOO-KNAW);
- onderzoek aan sialalgengemeenschappen door dr. G. Mulderij en drs. R. Bijkerk (Koeman en Bijkerk Ecologisch Onderzoek en Advies).

1.6 Het deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap

Het onderzoek dat gepresenteerd wordt in dit rapport werd begeleid door het Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap. Binnen OBN-Kennis zijn deskundigenteams (DT's) werkzaam die ieder een deel van de Nederlandse natuurtypen voor hun rekening nemen. In ieder team is zowel natuuronderzoek als -beheer vertegenwoordigd. Het oorspronkelijke DT Laagveenwateren is overgegaan in het DT Laagveen- en Zeekleilandschap en uitgebreid:

Jos Schouwenaars	<i>voorzitter</i>	Wetterskip Fryslân
Leon Lamers	<i>vice-voorzitter</i>	Radboud Universiteit Nijmegen
Vincent van der Meij	<i>secretaris</i>	EC-LNV
Annemiek Boosten		Vereniging Natuurmonumenten
Piet Bremer		Provincie Overijssel
Theo Claassen		Wetterskip Fryslân
Hugo Coops		WL/Delft Hydraulics
Rudy van Diggelen		Universiteit van Antwerpen
Ellen van Donk		NIOO-KNAW
Hans Esselink †		St. Bargerveen/RU
Ruud Foppen		SOVON
Bert Higler		Alterra
Hein van Kleef		St. Bargerveen
Marcel Klinge		Witteveen+Bos
Annemieke Kooijman		Universiteit van Amsterdam
Geert Kooijman		Staatsbosbeheer

Bruce Michielsen
Nicko Straathof
Robbert de Ridder
Winnie Rip
Ron van 't Veer
Wilco Verberk
Henk de Vries
Jos Verhoeven
Geert van Wirdum

Hoogheemraadschap van Rijnland
Ver. Natuurmonumenten
Dienst Landelijk Gebied (secretaris vanaf 2010)
Waternet
Van 't Veer & De Boer Ecol. Advies- en Onderzoek
St. Bargerveen
De Vlinderstichting
Universiteit Utrecht
TNO-NITG

1.7 Leeswijzer

Dit rapport presenteert de resultaten en conclusies van de tweede fase van het onderzoek aan laagveenwateren binnen het kader van het programma Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit. In deze inleiding (hoofdstuk 2) is uiteengezet hoe het onderzoek georganiseerd is en welke onderzoeksvragen aan bod kwamen. In het volgende hoofdstuk (3) zullen de belangrijkste conclusies uit het onderzoek van de tweede fase geïntegreerd worden met de conclusies uit de eerste fase en zal een conceptueel schema ('veenloper') ter ondersteuning van het beheer van laagveenwateren gepresenteerd worden. In hoofdstuk 4 wordt een overzicht gegeven van de onderzoekslocaties. De hoofdstukken hierna vormen de onderzoeksverdieping, met de opzet, resultaten en conclusies van de verschillende deelonderzoeken. Hoofdstuk 5 gaat in op de hydrologie van een aantal geselecteerde laagveengebieden, op gebiedsniveau en op meer lokaal niveau. Hoofdstuk 6 bespreekt de resultaten van het correlatieve veldonderzoek en het gemeenschappelijke mesocosmos-experiment met mini-laagveentjes. In de daarop volgende hoofdstukken wordt dieper ingegaan op de sturende factoren voor herstel van waterplantenvegetaties (7), oevervegetaties (8) macrofauna (9) en sieralgen (10), en de bijbehorende beheersmaatregelen. In 11 wordt ten slotte ingegaan op de trofische interacties in laagveenwateren en de implicaties daarvan voor de keuze van beheersmaatregelen. De schrijvers wensen u veel plezier bij het lezen van dit rapport!

2 Perspectieven voor laagveenherstel in Nederland

Leon Lamers

2.1 Water en veen: de VER-thema's

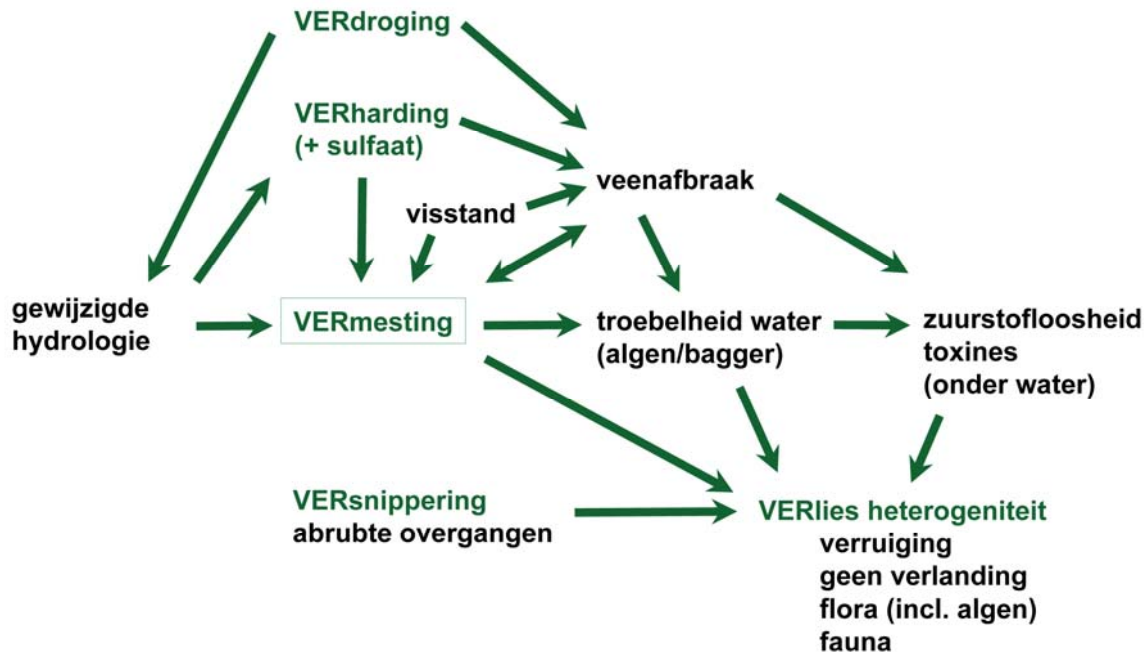
Het herstel van laagveenwateren is een gezamenlijke opgave van terrein- en waterbeheerders (Fig. 2.1). Dit vormt een uitdaging, aangezien het essentieel is dat beslissingen voor het beheer niet alleen op lokaal, maar ook op regionaal niveau genomen moeten worden. Een goede (regionale) waterkwaliteit met betrekking tot nutriënten maar zeker ook tot macro-ionen is een essentiële voorwaarde voor herstel van biodiversiteit op zowel landschapsschaal als lokale schaal. Daarnaast beïnvloedt het landgebruik op lokale schaal in grote mate de biodiversiteit, met name de bemesting van weilanden en legakkers. Ten slotte kan peilfluctuatie, waarvoor grote belangstelling is bij water- en natuurbeheer, een grote rol spelen bij natuurherstel in laagveenwateren.



Figuur 2.1 Water en veen in Terra Nova bij Loenen aan de Vecht. Foto: Leon Lamers.

De belangrijkste VER-thema's in laagveenwateren zijn verdroging, vermesting (eutrofiëring) en versnippering (Fig. 2.2; Leerdam & Vermeer, 1992; Jalink, 1996; Lamers *et al.*, 2001; 2002). Daarnaast is de natuurlijke peilfluctuatie meestal verdwenen (peilverstarring). In veel laagveenwateren heeft het aangevoerde water een hogere alkaliniteit dan het oorspronkelijke water, door verschillende oorzaken. Dit leidt tot verschillende problemen, waarmee verharding (alkalinisering, alkalisering) een belangrijk extra thema vormt. Verder kan de ontwikkeling van

oevervegetaties sterk geremd worden door vraat, met name door ganzen. De term 'verganzen' wordt al gebruikt. Op zwak gebufferde oevers en legakkers, en in trilvenen kan verzuring een bijkomend probleem zijn. De verschillende thema's zijn gekoppeld aan elkaar, en worden sterk gestuurd door de hydrologie van het betreffende gebied (Fig. 2.2).



Figuur 2.2 Interacties tussen de verschillende 'ver'-thema's in laagveenwateren en -moerassen, als voorbeeld voor toegepast onderzoek in het kader van OBN. Kennis van de sleutelprocessen en -factoren is essentieel voor succesvol herstel, en voor de inschatting van de kansen voor een specifiek gebied. Met name in trilvenen en hoogveenkernen vormt de huidige atmosferische depositie van stikstof nog steeds een aanvullende bedreiging. Bovendien kan vegetatie, met name op oevers, sterk te lijden hebben onder vogelbegrazing. Zie de tekst voor verdere toelichting. Uit: Lamers et al. (2009).

2.2 Van troebel naar helder naar hoge biodiversiteit

Het herstel van helder water is een belangrijke voorwaarde voor herstel van de biodiversiteit, maar vaak is het nodig om de belasting met nutriënten verder te verlagen om gemeenschappen van mesotrafente of oligotrafente milieus terug te krijgen. Het is belangrijk om zich te realiseren dat een verlaging van de belasting naar de maximale niveaus waarbij oorspronkelijk heldere, waterplantenrijke wateren voorkwamen meestal onvoldoende is, doordat er terugkoppelingsmechanismen zijn die de laagveenwateren in een troebele, door algen of cyanobacteriën (blauwalgen) gedomineerde toestand houden. Op dit zogeheten hysteresis-effect (het Griekse woord *hysterein* betekent vertragen; zie ook Scheffer, 1998) is uitgebreid ingegaan in het eindrapport van de eerste fase, in het rapport 'Van helder naar troebel... en terug' (Jaarsma et al., 2008) en in hoofdstuk 11 van dit rapport. Maatregelen om de belasting in laagveenwateren naar beneden te brengen vallen uiteen in (Fig. 2.3; Klinge, 2005; Lamers et al., 2006; Jaarsma et al., 2008):

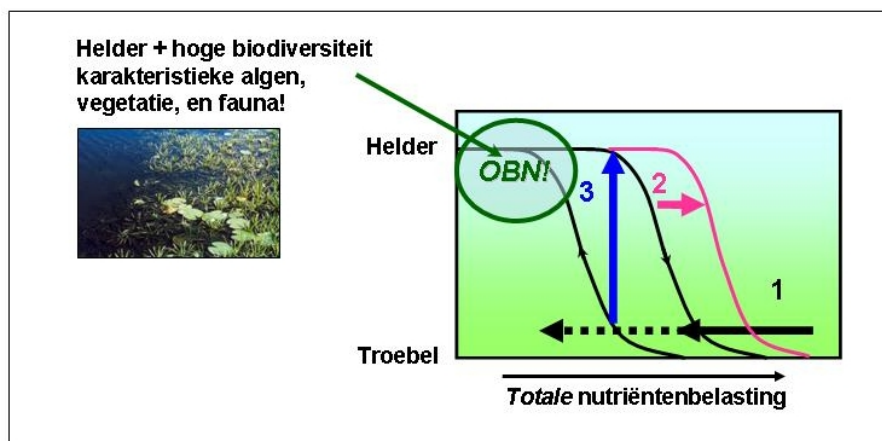
- brongerichte maatregelen, zoals de sanering van afval- en landbouwwater (o.a. defosfatering) en beperking van de inlaat van water met een slechte kwaliteit (aanpak externe en interne eutrofiëring), maar ook het aanpakken van de interne mobilisatie van fosfaat via baggeren of fixatie;
- maatregelen die de kritische belasting verhogen, zoals moerasvorming en het verkorten van de strijklengte van de wind;

- maatregelen die zich richten op de interne voedselwebrelaties, zoals actief biologisch beheer of het uitrasteren van oevervegetaties.

De keuze voor bepaalde OBN-maatregelen is afhankelijk van de toestand waarin een laagveenwater zich bevindt en van wat haalbaar is. Deze is afhankelijk van de actuele toestand van het water (Figuur 2.3, van rechts naar links):

- 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 interne nutriëntenbronnen (pijl 1), of de kritische belasting verhogen totdat de belasting onder de bovenste kritische grens gekomen is (pijl 2). Grote laagveenplassen bevinden zich vrijwel altijd in dit hoge gebied;
- 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 (pijl 3) of vermindering van de strijklengte bewerkstelligt worden (bij gelijkblijvende totale belasting);
- 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 verder teruggedrongen moeten worden. Over het algemeen gaat het hier om kleinere laagveenwateren (relatief geïsoleerde sloten en petgaten), die minder beïnvloed worden door externe en interne eutrofiëring.

De aanpak van een te hoge nutriëntenbelasting in heldere wateren, ter herstel van de biodiversiteit, is niet altijd eenvoudig. Vaak is er sprake van een erfenis van nutriënten in de waterbodem en oever, waardoor er slechts een beperkt aantal, snelgroeiende, soorten voorkomt. Voorbeelden hiervan zijn monotone vegetaties van Smalle waterpest of Grof hoornblad in het water, en Liesgras, Grote lisdodde of Pitrus op de oevers. Een extra risico van deze hoge biomassa-productie is het vrijkomen van grote hoeveelheden nutriënten bij het afsterven van de vegetatie in het najaar (zie ook hoofdstuk 6).



Figuur 2.3 Alternatieve toestanden in laagveenwateren (helder met onderwaterplanten versus troebel of met kroosdek/flab), afhankelijk van de nutriëntenbelasting (gericht op P), hysteresis-effect, en de ligging van het uiteindelijke OBN-doel, kan er een hoge biodiversiteit voorkomen. Mogelijke maatregelen: 1. brongerichte maatregelen: zowel gericht op externe als op interne bronnen; 2. maatregelen die de kritische belasting verhogen; 3. maatregelen voor omslag door ingreep in trofische interacties (ABB). Naar Klinge (2005). Alle typen maatregelen kunnen in principe binnen het kader van OBN gebruikt worden, ook bij minder ambitieuze doelen.

2.3 Laagveenhydrologie op verschillende schaalniveaus

Zoals in de inleiding en in figuur 2.2 aangegeven speelt de hydrologie een zeer prominente rol bij het herstel van laagveenwateren (Schouwenaars, 2000). Op landschapsschaal bepaalt de herkomst en flux van het water in grote mate de waterkwaliteit in de verschillende typen laagveenwateren, van grote plassen tot in de kleinste haarvaten. Wijzigingen in de relatieve bijdragen van boezemwater, rivier- of kanaalwater, regenwater en (eventueel) grondwater kunnen leiden tot grote veranderingen op standplaatsniveau. Daarnaast bepaalt de in- en efflux van water de nutriëntenbalans voor een gebied of water (zie 2.5). Deze is sterk gekoppeld aan het peilbeheer. Het laten uitzakken van het peil in de zomer betekent een sterk verminderd inlaten van water in het gebied, wat belangrijk is bij een slechte inlaatwaterkwaliteit.

In hoofdstuk 5 zijn voor de geselecteerde gebieden op meerdere schaalniveaus de hydrologische kenmerken beschreven. Op deze wijze ontstaat er inzicht in de waterbalansen en daarmee in de fluxen van nutriënten en andere stoffen, wat essentieel is voor het bepalen van de maatregelen (zie hierboven). Bij het bepalen van de bijdrage van externe en interne nutriëntenbronnen zal hydrologisch en biogeochemisch onderzoek via metingen en modellen de belangrijkste eerste stap zijn. Het waterkwaliteitsbeheer moet niet alleen op concentraties van stoffen gericht zijn, maar ook op hun fluxen. Voor het Hol blijkt bijvoorbeeld dat doorgaans 30% tot 40% van het water afkomstig is van neerslag, wat gunstig is. Bijna elke zomer trekt er echter water uit de Wijde Blik naar binnen. In de zomer van 1996 vormde dit water maar liefst 60% van het totale water in Het Hol. In de Westbroekse Zodden trekt er iedere zomer inlaatwater binnen, in de extreme zomer van 2003 vormt dit water zelfs 80% van het totale water. In tegenstelling tot Het Hol is het ingelaten water elke winter weer verdwenen door verversing, een belangrijk gegeven voor de waterkwaliteit in het groeiseizoen. Dit type hydrologische informatie is essentieel voor het bepalen van de juiste maatregelen.

Naast de bijdrage van de inlaatwaterkwaliteit aan externe en interne eutrofiëring, die veel aandacht gekregen heeft in het rapport van de eerste fase, is het echter zeer essentieel om ook naar de bijdrage van activiteiten binnen het gebied te kijken. Bemesting leidt tot vervuiling op oevers en in het water, en verdroging kan tot een sterke interne productie van sulfaat leiden door oxidatie van ijzersulfiden in de bodem en afspoeling tijdens daarop volgende regenval. Vernatting van voormalig landbouwgebied, veel uitgevoerd in het kader van wetlandherstel en -ontwikkeling, leidt vrijwel zonder uitzondering tot enorme mobilisatie van ijzergebonden fosfaat (Patrick & Khalid, 1974; Ponnamperna, 1984). Dit geldt ook voor helofytenfilters aangelegd op fosfaatrijke bodem. Op dit grote probleem is uitgebreid ingegaan in hoofdstuk 11 van het eindrapport van fase 1 (Young & Ross, 2001; Hogan *et al.* 2004; Lamers *et al.*, 2005; Smolders *et al.* 2006; Van Dijk *et al.*, 2007). Meting van zowel de Olsen-P waarden (Smolders *et al.*, 2006; Geurts *et al.*, verzonden) als de verzadiging van de bindingsplaatsen aan amorf (niet gekristalliseerd) ijzer (Loeb *et al.*, in 2008) kan vooraf voorspellen of het fout gaat en welke aanvullende maatregelen er genomen dienen te worden. De keuze kan ook zijn om niet voor vernatting te kiezen, aangezien een hectare fosfaatverzadigde bodem vele hectaren natuurgebied tientallen jaren of langer kan eutrofiëren. Bij afgraven van de toplaag is het essentieel dat de vrijgekomen laag voldoende fosfaatarm is (Smolders *et al.*, 2006). In gebieden met verslechtering van de waterkwaliteit door bronnen van fosfaat en sulfaat binnen het gebied, zoals in veel veenweidegebieden die door landbouw gedomineerd worden, biedt verminderd inlaten geen soelaas.

Op zeer lokale schaal, op het niveau van wateren en aanliggende percelen (weilanden, legakkers/zetwallen) speelt de hydrologie een belangrijke rol met betrekking tot de aanvoer van regen-, oppervlakte- en/of grondwater in het veen en de uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater. Vrijwel al het neerslagwater komt in natte perioden en bij hoge grondwaterstanden snel oppervlakkig tot afstroming. Uit de modelberekeningen in hoofdstuk 5 blijkt dat het water in de

petgaten van de Westbroekse Zodden in de winter voor circa 80% bestaat uit afstromend regenwater. Hierbij kunnen bij voedselrijke legakkers en weilanden grote hoeveelheden nutriënten uit de voedselrijke toplaag gemobiliseerd worden en het oppervlaktewater eutrofiëren (Hendriks *et al.*, 2004; Rip, 2007). Er dringt weinig water verticaal het profiel binnen; in de diepere lagen van legakkers blijkt nauwelijks waterverplaatsing op te treden, tenzij er lokaal zeer goed doorlatende veenlagen voorkomen. Bij nieuw aangelegde petgaten, zoals in een gedeelte van de Westbroekse Zodden, kan het gebruik van los veenmateriaal lokaal bijvoorbeeld voor zeer grote zijwaartse verliezen zorgen. De grote lokale verschillen in bodemopbouw in de verschillende veengebieden maken het echter moeilijk om algemene uitspraken te doen.

2.4 Fosfaatfluxen en interne fosfaatmobilisatie

Het oppervlaktewater in de Nederlandse laagveenwateren bevat voldoende stikstof om niet limiterend te zijn (Boers, 1986; Boers *et al.* 1998; Claassen, 1994). Alleen wanneer het water zeer fosfaatrijk is, onder andere ook in brakwatervenen, kan stikstof limiterend worden. De omslag van helder naar troebel en omgekeerd zal daarom door fosfaat gestuurd worden, net als in veel meren wereldwijd (Carpenter & Lathrop, 2008; Schindler *et al.*, 2008). De totale kritische belastingen met P zullen verschillen tussen locaties, afhankelijk van de karakteristieken. Hiervoor is meer onderzoek nodig. De kritieke waarden voor laagveenwateren liggen waarschijnlijk rond 0,2 g P per vierkante meter per jaar of lager (overgang troebel naar helder; 0,5 mg m⁻² d⁻¹) en 0,6 g P per vierkante meter per jaar of hoger (helder naar troebel; 1,5 mg m⁻² d⁻¹) (Janse 2005; Klinge, schriftelijke mededeling). Dit dient verder gevalideerd te worden. In veel laagveenwateren ligt de externe P belasting (door aanvoer) echter hoger dan 0,7 g P m⁻² j⁻¹, oplopend tot wel 4,4-22 g P m⁻² j⁻¹ (Lofgren & Boström, 1989; Jensen *et al.*, 1992; Van der Molen & Boers, 1994; Kozerski *et al.*, 1999; Martynova, 2008). Met name in het verleden kwamen erg hoge belastingen voor (Van der Molen & Boers, 1994; Golterman, 1998). Naarmate het water verder het gebied binnendringt, zal de concentratie van fosfaat afnemen door opname door planten en micro-organismen (inclusief algen), en door chemische vastlegging. Het onderzoek in de Wieden/Weerribben liet zien dat in de haarvaten de fosfaat- en stikstofconcentratie 90% lager kan zijn dan in de plassen, de alkaliniteit kan dalen van 3 naar 2 meq l⁻¹, sulfaat van 40 naar minder dan 20 mg l⁻¹, en de troebelheid 10 naar 1 NTU. Al deze factoren zijn gunstig voor de groei van ondergedoken waterplanten (Lamers *et al.*, 2006). Deze waarden worden echter ook sterk beïnvloed door interne processen.

De aanpak van de fosfaatbelasting zal daarom niet alleen op de externe aanvoer gericht moeten zijn, maar ook op de interne mobilisatie. (hoofdstuk 5, 6) Beide fluxen bepalen immers samen de uiteindelijke aanvoer. Zeker nu de externe fluxen steeds meer aangepakt worden, verschuift de focus steeds meer naar de interne flux (zie ook 2.3). De in dit onderzoek gemeten potentiële P-mobilisatiesnelheden lagen tussen - 0.03 tot 1.65 g PO₄-P per m² per jaar. Hoewel dit relatief lage waarden zijn vergeleken met andere onderzoeken, komt dit toch neer op bijna de helft van de totale P-belasting in Nederlandse laagveenwateren (0.03 tot 3.7 g PO₄-P per m² per jaar; Janse *et al.*, 2008). Bovendien ligt een groot deel boven de waarde van 0,2 g P per vierkante meter per jaar, waarschijnlijk nodig om omslag terug van troebel naar helder in laagveenwateren te bereiken.

Fosfaatmobilisatie naar de waterlaag blijkt sterk toe te nemen bij Fe:PO₄ ratio's in het bodemvocht < 1 mol mol⁻¹, waarbij de fosfaatconcentratie in het bodemvocht bepalend wordt. Bij hogere ratio's wordt de fosfaatmobilisatie door de Fe:PO₄ ratio zelf bepaald. Daarnaast speelt de zwavelconcentratie in de bodem een belangrijke rol, doordat dit element ijzer bindt en daarmee onbeschikbaar maakt voor fosfaatbinding. De (Fe-S):P ratio en de Fe:S ratio in de bodem geven daardoor een belangrijke indicatie voor de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is om fosfaat te binden. Negatieve (Fe-S):P ratio's en Fe:S ratio's < 1 mol mol⁻¹ geven aan dat de ijzerbeschikbaarheid in het bodemvocht laag is en de kans op P-mobilisatie hoog. Bij een hoge sulfaataanvoer

zal de ijzerbeschikbaarheid afnemen en zal de fosfaatmobilisatiesnelheid toenemen (Boström *et al.*, 1982; Caraco *et al.*, 1989; Roelofs, 1991; Smolders & Roelofs, 1993; Brouwer *et al.*, 1999; Lamers *et al.*, 2001; Geurts *et al.*, 2008). Daarnaast kan fosfaat eventueel direct verdrongen worden door sulfaat (Beltman *et al.*, 2000; Smolders *et al.*, 2006). Bovendien wordt de vorming van kraggen belemmerd doordat de productie van methaan, dat bellen vormt en letterlijk als 'drijfgas' fungeert, sterk geremd wordt (Lamers *et al.*, 1999; Loeb *et al.*, 2007). Als richtwaarde mag de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater van zoetwatergebieden maximaal 10-20 mg l⁻¹ (0,1-0,2 mmol l⁻¹) bedragen, vooral bij een lage Fe:PO₄ ratio in het bodemvocht van het gebied. De gevoeligheid van de waterbodem voor sulfaatbelasting verschilt echter sterk van locatie tot locatie. Over de bijdrage van vissen en vegetatie (groei en afsterven) aan de mobilisatie van fosfaat is minder bekend. Bodemwoelende vissen kunnen tot meer nutriëntenmobilisatie leiden, of juist tot verminderde fosfaatmobilisatie doordat er meer zuurstof in de bodem gebracht wordt.

De alkaliniteit speelt een essentiële rol bij de mobilisatie van nutriënten in laagveenwateren door mineralisatie (Roelofs, 1991; Smolders *et al.*, 2006). De verhoging van de alkaliniteit in de Nederlandse laagveenwateren heeft te maken met de aanvoer van hard oppervlaktewater, bekalking van weilanden en toegenomen anaerobe decompositie, waarbij door reductieprocessen intern alkaliniteit gevormd wordt.

De saliniteit blijkt ook van invloed (hoofdstuk 7). In principe kan de mineralisatie op korte termijn geremd worden door een verhoogd zoutgehalte, maar uit de uitgevoerde experimenten in het veld en in het laboratorium lijkt te komen dat de verhoogde mobilisatie van calcium bij verzilting de oorzaak is voor verlaagde fosfaatmobilisatie, doordat er meer fosfaat neerslaat. Dit zal in een recentelijk gestart OBN-onderzoek verder onderzocht worden, naast de directe effecten van verzilting op de terugkeer van brakwatergemeenschappen. Bovendien wordt onderzocht welke mogelijke negatieve effecten verzilting heeft op de natuurwaarden van de bestaande zoetwaternatuur (Witteveen en Bos, 2009). De keuze voor verzilting zal echter uiteraard automatisch tot achteruitgang van zoetwatergemeenschappen leiden. Het grootste risico is echter het feit dat de meeste brakwaterbronnen, anders dan de Zuiderzee in het verleden, zeer fosfaatrijk zijn en het moeilijk zal zijn om voldoende hoge chlorideconcentraties te bereiken.

Voor een duurzame bestrijding van eutrofiëring is het essentieel om zowel de externe als de interne fluxen te kunnen kwantificeren. Dit zal dus standaard moeten gebeuren om adequate maatregelen te kunnen formuleren. Koppeling van hydrologische modellen, metingen en nutriëntengegevens (zoals de Fe:PO₄ ratio in het bodemvocht) geven inzicht in de nutriëntenbelasting op gebiedsniveau of op kleinere schaal (Jaarsma *et al.*, 2008). Op deze wijze wordt in hoofdstuk 5 geconcludeerd dat de P-belasting in Het Hol en De Deelen onder de kritische grenzen liggen. De belasting van Het Hol bestaat volgens deze analyse geheel uit externe belasting. De belasting van De Deelen bestaat voornamelijk uit interne belasting, aangezien het aangevoerde water uit een zandwinningsplas weinig nutriënten bevat. De belasting van de Westbroekse Zodden ligt tussen de kritische grenzen van het systeem in, wat betekent dat dit systeem zowel helder als troebel kan zijn, afhankelijk van de initiële toestand. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat een heldere toestand alleen niet automatisch een hoge biodiversiteit garandeert. Bovendien wordt de helderheid van het water niet alleen bepaald door algen gevoed door fosfaat, maar ook door slibdeeltjes en humuszuren. Deze kleuring wordt voornamelijk bepaald de afbraaksnelheid van het veen in de waterbodem en oevers, door de aanwezigheid van bodemwoelende vis, door windwerking en waterverkeer.

Af- en inspoeling van voedingsstoffen en sulfaat (ontstaan tijdens een drogere periode) vanaf bemeste aanliggende percelen kan, zeker bij sloten en petgaten, een grote bijdrage leveren aan de verslechtering van de waterkwaliteit (zie ook 2.3). Dit betekent dat deze bron absoluut meegenomen dient te worden bij een watersysteemanalyse.

2.5 Veenvorming- en afbraak

In de meeste laagveenwateren heeft de afbraak van veen de overhand. Veenvormende systemen (Van Wirdum *et al.*, 1992; Graf & Rochefort, 2009) zijn zeldzaam geworden. De afbraaksnelheid is, zoals verwacht, sterk gekoppeld aan het organisch-stofgehalte. Aërobie (bijv. bij waterpeilverlaging) leidt over het algemeen tot verhoogde afbraaksnelheden. Een hogere afbraaksnelheid leidt in de meeste gevallen wel tot een hogere netto mineralisatie van stikstof, maar niet van fosfaat, doordat fosfaat na mineralisatie meteen gebonden kan worden in de bodem. De mineralisatiesnelheden zijn relatief hoog in ver afgebroken veenbodems die lage C:N en C:P ratio's, een lagere bindingscapaciteit voor nutriënten of een lagere microbiële consumptie van nutriënten hebben. Ook ver afgebroken veenbodems (slib) kunnen dus, ondanks lage afbraaksnelheden, een hoge fosfaatmobilisatie laten zien doordat ze ver opgeladen zijn.

Verhoogde afbraak leidt ook tot de productie van slibdeeltjes en humuszuren. Over het algemeen blijven fijne, organische deeltjes langer in suspensie na opwerveling en blijft het water daarna langer troebel. De lichtbeschikbaarheid is in sommige gevallen na 1 dag slechts voor 20 % hersteld en het herstel verloopt daarna nog langzamer. Dit zal een probleem vormen op locaties met zeer fijn slib en grote windwerking of vaardrukke. Slibvorming heeft daarnaast mogelijk negatieve effecten op de vestiging van mosselen, doordat hun substraat te zacht wordt. Hiermee neemt de graas op (blauw)algen en andere partikels in het water ook af. Echter, ook in veenwateren met fijn slib kunnen grote hoeveelheden mosselen voorkomen.

Bemesting van de oever heeft naast een groot effect op de groei en ontwikkeling van oeversoorten, ook grote effecten op de ophoping van organische stof in oeverzones (hoofdstuk 6). De mate van ophoping van strooisel (en uiteindelijke veenvorming) wordt bepaald door de plantengroei en strooiselproductie aan de ene kant, en de afbraaksnelheid aan de andere. Onder eutrofe omstandigheden bleek er in het mesocosmos-experiment, ondanks verhoogde afbraak, netto iets meer strooisel op te hopen. Sulfaat remt de strooiselopbouw, doordat de plantengroei geremd wordt. De verschillen in soortensamenstelling, nutriëntenconcentraties en waterpeil zullen echter per locatie verschillen en daarmee de uiteindelijke balans tussen veenopbouw en -afbraak bepalen. Peilfluctuatie kan, zeker op eutrofe oevers, tot versnelde veenafbraak leiden.

Daarnaast zal vraat, voornamelijk door ganzen (hoofdstuk 11), een groot effect hebben op de veenvorming. De exclusie-experimenten lieten zien hoe wezenlijk deze top-down invloed is op de vegetatie-ontwikkeling, en daarmee ook op de veenvorming. Er zijn sterke aanwijzingen dat een grote concentratie aan vogels op legakkers door guanotrofiëring bijdragen aan de afbraak van het veen. Dit betekent dat het verlies aan veen, en daarmee de bodemdaling, dubbel versterkt wordt.

2.6 Milieukwaliteit en biodiversiteit

Een belangrijke opgave bij dit OBN-onderzoek was het zoeken naar de stuurvariabelen die de achteruitgang van laagveenwateren veroorzaken en een sleutel vormen voor het herstel. Deze kunnen immers vertaald worden naar de stuurknoppen voor terrein- en waterbeheerders bezig met herstelmaatregelen. De eerste stap hiertoe was het uitgebreide onderzoek naar de correlaties tussen milieukwaliteit en vegetatie in laagveenwateren (hoofdstuk 4), voor zowel de aquatische als de semi-terrestrische fase (moeras en oevers). De uitbreiding van het onderzoek in de eerste fase heeft tot veel meer zekerheid geleid met betrekking tot de relaties tussen milieukwaliteit en levensgemeenschappen. Hierbij werd extra aandacht besteed aan Rode-Lijstsoorten en zogeheten *ecosystem engineers*, soorten die een belangrijke rol spelen doordat ze het milieu sterk beïnvloeden (Jones *et al.*, 1994) bijvoorbeeld door verlanding te initiëren.



Figuur 2.4 Waterplantenrijke locatie in De Wieden en Weerribben. Foto: Leon Lamers.

Aquatische vegetatie

Voor het voorkomen van waterplantenvegetaties (Figuur 2.4; hoofdstuk 6 en 7) is voldoende doorzicht de eerste bepalende factor. De turbiditeit van het oppervlaktewater moet lager zijn dan 5-15 NTU (bodempzicht in de ondiepe Nederlandse laagveenwateren) voor een goed ontwikkelde onderwatervegetatie, maar ook voor actieve verlanding vanuit oevers en kraggen. De chlorofylconcentratie in het water mag maximaal $20 \mu\text{g l}^{-1}$ bedragen (Lamers *et al.*, 2006). 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, samengaan met helder water (Geurts *et al.*, 2008). In veel grote plassen wordt nauwelijks of geen onderwatervegetatie aangetroffen, doordat de troebelheid (algen, cyanobacteriën, slib, humuszuren) te hoog is en de verankering in het fijnverdeelde slib onvoldoende is om windwerking te weerstaan.

In het eindrapport van de eerste fase is uitgebreid ingegaan op trofische interacties in de waterlaag (zoöplantonbegrazing op algen). In de tweede fase werd het accent verlegd naar de rol van verschillende unionide mosselsoorten bij de begrazing van algen en cyanobacteriën. Mosselen kunnen mogelijk een bijdrage leveren bij het helder worden van de waterlaag. In het deel over voedselwebinteracties wordt hierop verder ingegaan.

Doordat de waterkwaliteit variabel is dan de bodemvochtkwaliteit, is er onderzocht in hoeverre de laatste bruikbaar is om de milieukwaliteit te indiceren, en voorspellingen te kunnen doen (hoofdstuk 6). Bovendien zijn bodemgegevens essentieel voor de inschatting van bodem-waterprocessen, waaronder interne eutrofiëring. De waterkwaliteit van laagveenwateren worden zeer sterk door de bodem bepaald; deze is in potentie (zeer) reactief en beïnvloed een kleine kolom water erboven (ondiep). De meest belangrijke indicatoren voor zowel de mobilisatie van fosfaat als de aanwezigheid van zeldzame soorten waterplanten en helofyten bleken $\text{Fe}:\text{PO}_4$, $\text{Ca}:\text{PO}_4$ en $\text{Al}:\text{PO}_4$ ratio's in het onderwaterbodenvocht. Totaal-sediment ratio's en totale hoeveelheden fosfaat in het sediment blijken geen relatie te hebben met de biodiversiteit aan planten, doordat een groot deel van de nutriënten in organische vorm niet (direct) beschikbaar is. Mesotrafente verlandingssoorten blijken alleen het water in te groeien als de fosfaatconcentratie lager is dan $1 \mu\text{mol l}^{-1}$.

(0.03 mg PO₄-P l⁻¹). Aanpak van de eutrofiëring van het oppervlaktewater is dus niet alleen van belang voor de biodiversiteit van waterplanten, maar ook voor het in gang zetten van verlanding in verband met competitie met algen en andere snel groeiende planten. Het is hierbij niet relevant of het fosfaatrijke water uit de boezem of elders vandaan komt. Discussie over al dan niet 'gebiedsvreemd' zijn van het water is dus niet relevant; het gaat om de kwaliteit van het betreffende water.

Ondanks een heldere waterlaag kan de biodiversiteit van planten toch laag zijn, door een hoge beschikbaarheid van fosfaat in de bodem. Hierdoor wordt de bodem geheel bedekt door slechts een of twee snelgroeiende soorten. Ook na het nemen van maatregelen kan hierdoor na een aantal jaar de biodiversiteit weer sterk afnemen. De dichtbegroeide laag zorgt voor een mini-spronglaag, waarbij er al binnen de vegetatie en bij de bodem anaërobie ontstaat. Dit zorgt voor mobilisatie van fosfaat, in combinatie met mineralisatie van afstervende planten. Op deze manier kunnen deze snelgroeiende soorten, waaronder ook wortelloze soorten, andere waterplanten en verlandingssoorten wegconcurreren in een steeds fosfaatarmere wordende waterlaag. Daarnaast zal de slechte zuurstofbeschikbaarheid gevolgen hebben voor het zoöplankton, de macrofauna en de vissoorten in de vegetatie en voor de ophoping van potentieel toxische stoffen.

Naast de beschikbaarheid van fosfaat is ook de concentratie van deze giftige stoffen, gevormd in het anaërobe veen, van invloed op de vegetatiesamenstelling (Koch *et al.*, 1990; Armstrong *et al.*, 1996; Van der Welle *et al.*, 2007). Dit is gebleken uit het gezamenlijk uitgevoerde mesocosmos-experiment en uit onderzoek met afzonderlijk soorten in het verleden. Niet alleen mesotrafente soorten als Grote boterbloem, Holpijp en Moerasvaren en Spits fonteinkruid blijken erg gevoelig voor sulfide-ophoping door sulfaataanvoer, maar ook een eutrafente soort als Liesgras. Pitrus en Waterdrieblad zijn veel minder gevoelig, evenals de snelle groeiers Grof Hoornblad en Smalle Waterpest. Er is ook een belangrijke interactie met de nutriëntenbeschikbaarheid: onder eutrofe omstandigheden zijn de meeste soorten minder gevoelig door verhoogde afgifte van zuurstof in de bodem (ontgiftiging) en door 'verdunding' van de toxische effecten bij de planten door snellere groei. Dit betekent dat toxiciteit gemaskeerd kan zijn onder eutrofe omstandigheden, en opduikt nadat er maatregelen zijn genomen om de fosfaatflux aan te pakken. Dit pleit er dus voor om ook de aanvoer van sulfaat tegelijkertijd te reduceren. Naast sulfide kan ook ammonium giftig zijn voor planten. In een slibbodem zal ophoping plaatsvinden ammonium, sulfide en organische zuren. Juist op plaatsen waar niet geschoond wordt, kunnen bijvoorbeeld vitale Krabbenscheervegetaties in één keer afsterven, terwijl de planten het in nabijgelegen voedselrijkere, maar opgeschoonde landbouwsloten nog wel goed doen. In Het Hol lijkt de accumulatie van ammonium inderdaad de oorzaak voor het massaal afsterven te zijn.

Oevervegetatie

Oevers van petgaten, sloten en plassen in laagveengebieden worden tegenwoordig met name gekenmerkt door zeer algemene oeversoorten (hoofdstuk 6 en 8). Specifieke laagveen- en verlandingssoorten zoals Waterdrieblad (Figuur 2.5) en Slangenwortel ontbreken meestal. Riet en Moerasvaren zijn de verlandingssoorten die tegenwoordig nog het meeste als verlander optreden. Anders dan bij waterplanten, die ieder voorjaar weer ruimte hebben voor kieming, vestiging en groei, is er op de oevers weinig ruimte en licht. Gemaaide oevers lieten dan ook een hogere biodiversiteit zien dan oevers zonder beheer. Het maaisel dient dan wel afgevoerd te worden. Er zijn ook indicaties dat de oeverhoogte en kwaliteit van het oppervlaktewater en de oever belangrijk zijn (zie ook hierboven). De oeverkwaliteit (voedselrijkdom, zuurgraad) blijkt echter maar in beperkte mate gekoppeld te zijn aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het legakker- en oeverbeheer heeft hierop een grotere invloed. Bovendien zullen andere, niet in dit correlatieve onderzoek gemeten processen (herbivorie, dispersie) ook een bepalende rol spelen. Deze komen in dit hoofdstuk nog aan bod. Onverwacht hadden de dimensies, strijklengte, leeftijd, waterdiepte en hellingshoek van de oever bij petgaten geen invloed op de biodiversiteit bij de uitgevoerde analyses (hoofdstuk 6).



Figuur 2.5 Verlandingsvegetatie met kraggenvorming in een petgat is nog steeds mogelijk (De Wieden). Foto: Leon Lamers.

Uit het vergelijkende veldonderzoek blijkt dat de kolonisatieafstand van verlandingssoorten in het water samenhangt met de leeftijd, de pH van het oppervlakte water en de morfologie van het petgat. De variatie was echter, ook in jongere petgaten (jonger dan 25 jaar), groot. Bij deze petgaten bleek de kans op een brede verlandingszone het grootst bij een pH lager dan 7.5-8. Voor onderwatergroei kan dit samenhangen met een hogere beschikbaarheid van CO_2 , voor de groei boven water moet er ofwel een direct verband met de pH zijn, of een verband met een hiermee correlerende factor, die niet uit de analyse kwam vanwege de grote variatie. Diepte van het petgat lijkt ook nog een kleine rol te spelen. Opvallend is dat voedselrijkdom van oever en water minder bepalend lijken te zijn voor de ontwikkeling van brede oeverzones in het water, hoewel de plantbeschikbare fosfaatfractie (inclusief een deel van het in de bodem gebonden fosfaat) mogelijk wel verschilt.

De vegetatieontwikkeling op de oever leek echter wel hieraan gerelateerd te zijn (veld- en mesocosmos-onderzoek). Vooral in de toplaag van de oever was de fosfaatbeschikbaarheid hoog, net als in de rest van de legakker. Plaggen zou de fosfaatbeschikbaarheid verlagen en meer ruimte creëren voor kieming en vestiging. Het mesocosmos-experiment liet zien dat ook de fosfaatbeschikbaarheid in het oppervlaktewater effect kan hebben op de vegetatieontwikkeling op de oever, net als in het water. Op plaatsen met grote populaties ganzen of andere vogels is de top-down invloed echter doorslaggevend. Deze dieren houden de vegetatie (met name Riet) erg kort, los van de nutriëntentoestand. Het aantal soorten lijkt echter niet toe te nemen door het extra licht en de extra ruimte.

Dispersie en vestiging

Voor de ontwikkeling van oevervegetatie kan dispersie (hoofdstuk 8) een belangrijk knelpunt vormen (Boedeltje, 2005). Het onderzoek laat zien dat de connectiviteit (verbinding met bronnen van diasporen als zaden en stekjes) van potentieel geschikte locaties erg belangrijk is. Voor waterplantenvegetaties lijkt dit wat minder belangrijk, aangezien er meer ruimte is voor ontwikkeling in het voorjaar en veel laagveenplanten zich relatief snel klonaal kunnen uitbreiden, ook wanneer de dichtheid minder groot is. Hierdoor zijn ze minder afhankelijk van de zaadbank. Bovendien kunnen veel zaden en stekjes (vegetatieve diasporen) langer leven in de onderwaterbodem. Ook hier geldt echter dat de soorten die afwezig zijn in de diasporenbank via dispersie weer aangevoerd zullen moeten worden. Habitatkwaliteit is niet de enige bepalende factor.

Bij de kolonisatie van water- en moerasplanten speelt in eerste instantie de windsnelheid en -richting een belangrijke rol. De verspreidingssnelheid van de zaden is ongeveer de helft van de windsnelheid op 0.5 m hoogte, in de overheersende windrichting. Openingen tussen petgaten zijn hierbij van groot belang, zowel voor aanvoer bovenwinds als voor afvoer benedenwinds. Bijna 60% van de zaden bleek in een nacht van het ene naar het andere petgat getransporteerd te kunnen worden. Voor de opbouw van de zaadvoorraad en het voorkomen van soorten lijken de aanwezige zaadvoorraad en processen als kieming, vestiging en predatie echter belangrijker dan de dispersie. Een belangrijk knelpunt is de slechte zaadbank in oevers, doordat veel karakteristieke soorten vaak ontbreken in de verruigde vegetaties.

Dispersie garandeert echter geen herstel, doordat de kieming en vestiging van soorten, inclusief verlandingssoorten als Slangenwortel en Waternaardbei, vaak sterk belemmerd wordt door lichtgebrek en golfslag, waarbij zowel zaden als kiemplanten wegspoelen. Deze kunnen zich vanwege hun drijfvermogen waarschijnlijk wel op een nieuwe, meer geschikte plaats vestigen. Bij een star peil kunnen de in de winter afgezette zaden in het groeiseizoen makkelijk wegspoelen uit dezelfde zone. Een meer natuurlijk peil zorgt ervoor dat de zaden die in de winter bij hoger peil afgezet worden, in de zomer bij een lagere peil minder last hebben van golfwerking. Het experiment met de beschutte vooroevers laat ook zien dat te veel wind- en golfwerking een probleem kan zijn; in de beschutte ondiepte achter de vooroever vestigden zich wel helofyten, maar daar was vraat door de ganzen wel een belangrijke negatieve factor.

Macrofauna

Zoals in het eindrapport van de eerste fase uiteengezet, speelt de structuur van de vegetatie in het verlandingsproces een grote rol bij het voorkomen van de verschillende macrofaunagemeenschappen (zie ook Higler 1977; 2000; hoofdstuk 9). Daarmee spelen de hierboven behandelde milieufactoren een grote rol voor de fauna via de vegetatieontwikkeling. Echter, omdat faunaherstel wordt gestuurd door verschillende sleutelfactoren die (deels) op grotere tijd- en ruimte schaal werkzaam zijn, kunnen faunagegevens een belangrijke meerwaarde leveren ten opzichte van gegevens over de abiotiek en vegetatie. Ze lieten duidelijke verschillen zien tussen wel en niet gebaggerde delen in Sluipwijk en gaven aan dat een deel van de watermacrofauna nog niet hersteld is in de Molenpolder, samenhangend met dispersieproblemen. Het is dus zeer waardevol om in (een selectie van) monitoringprogramma's, waarbij ook de uitgangssituatie wordt vastgelegd, ook watermacrofauna mee te nemen, zodat een vergelijking kan worden gemaakt tussen de toestand van éénzelfde locatie voor en na ingrepen. Daarmee worden ook knelpunten op landschapsschaal duidelijk.

Sieralgen

Door eutrofiëring, verzuring en verdroging is de sieralgenflora in Nederland achteruit gegaan, maar inmiddels heeft er gelukkig ook enig herstel plaatsgevonden. De biodiversiteit aan sieralgen blijkt in gebufferde meren (inclusief laagveengebieden) vrij groot te zijn, maar voor een betrouwbare beoordeling dienen de betreffende

soortsgroep en het milieu voldoende stabiel te zijn in de tijd (hoofdstuk 10). Bij het uitgevoerde onderzoek werden zelfs vele nog niet eerder (voor Nederland of voor de wetenschap) beschreven soorten waargenomen! De verspreiding van de soorten wordt verklaard door de beschikbaarheid van de verschillende habitats (met name de watervegetatie), het lichtklimaat, de pH van het water (en daaraan gerelateerde variabelen) en de trofiegraad (ook van invloed op het lichtklimaat). De abundantie van veel groepen neemt alleen toe bij een goed lichtklimaat en in aanwezigheid van geschikte vegetatie, vooral bij zeldzame soorten (Coesel 1998, Coesel & Meesters 2007). Beheersmaatregelen gericht op het herstel van de waterkwaliteit kunnen dus inderdaad leiden tot herstel van de sialgenbiodiversiteit. Bij de beoordeling van de kwaliteit kunnen sialgen een zeer waardevolle bijdrage leveren. Coesel (2001a) liet zien dat de sialgenflora ook ecologische informatie kan leveren die niet valt af te leiden uit de samenstelling van watervegetatie.



Figuur 2.6 De broedpopulatie Grauwe ganzen in Nederland neemt snel toe, ook in laagveengebieden. Foto: Margreet Roos.

Voedselwebinteracties

Zoals hierboven uiteengezet wordt de troebele toestand van veel laagveenwateren in belangrijke mate veroorzaakt door algen en blauwalgen, waardoor niet alleen de ontwikkeling van waterplanten maar ook de verlanding stagneert (hoofdstuk 11). De troebele toestand hangt niet alleen samen met de nutriëntenbeschikbaarheid, maar ook met de visstand die bepalend is voor de zoöplantongemeenschappen en de bodem kan omwoelen (zie eindrapportage fase 1). Naarmate de nutriëntenbelasting hoger is, zal een heldere toestand instabieler worden en gaat deze gepaard met massale ontwikkeling van draadalgen (flab, floating algae beds), periodieke algenbloei, blauwalgenbloei en periodieke zuurstofloosheid.

In deze tweede fase werd onderzocht welke bijdrage de begrazing door unionide mosselsoorten kan hebben aan de helderheid van het water, met name voor de bestrijding van blauwalgen. Naast de Vijvermossel blijkt ook vooral de Schildersmossel in staat om bepaalde blauwalgen uit het water te kunnen filtreren. Beide soorten fungeren als broedkamer voor larven van de bittervoorn en als voedsel voor otters. Bij het onderzoek naar het habitatherstel voor unionide mosselen is een goede monitoring van de visstand belangrijk, evenals inzicht in de ruimtelijke samenhang tussen petgaten in verband met dispersie. Isolatie heeft ook negatieve gevolgen voor de bittervoorn. Voor de inzet van mosselen voor de bestrijding van blauwalgen is echter nog te weinig informatie beschikbaar.

Ook bij ontwikkeling van zowel oever- als waterplantenvegetaties blijkt top-down controle zeer belangrijk. Grauwe ganzen hadden een zeer sterk negatief effect op de uitbreiding van zones met Waterriet en Smalle lisdodde en ook op de nieuwe vestiging van helofyten achter beschermde vooroevers. Daarnaast spelen windwerking, sedimentsamenstelling en algenbloei een duidelijke rol. Bij de Loenderveense Plas-Oost werd 95-99% van de dominante Smalle waterpest gegeten door grazers, terwijl deze op de Waterleidingplas (zandbodem) geen meetbaar effect hadden op de dominantie van Breekbaar kransblad omdat het niet gegeten werd. Hier werden juist de andere soorten selectief gegeten. Dit betekent dat er in de veenplas geval een positief effect op de biodiversiteit was (meer openheid), terwijl er in de zandplas een negatief effect optrad. Ondanks de enorm hoge graasdruk op de planten in Loenderveen-Oost kwamen ze het volgend jaar weer massaal op. Over de rol van zich sterk uitbreidende exotische soorten zoals Noord-Amerikaanse rivierkreeften op waterplantenvegetaties en waterfauna in laagvenen (bijvoorbeeld in Het Hol) is nog maar weinig bekend. Het is echter waarschijnlijk dat hoge dichtheden grote effecten op macrofauna, vegetatie en vis hebben.

2.7 Kritieke milieuwaarden voor chemische stuurvariabelen

Het onderzoek heeft in de eerste fase van het onderzoek al een aantal voorlopige '*diagnostic tools*' opgeleverd. Een belangrijke constatering is dat het voor zowel terrein- als waterbeheerders absoluut noodzakelijk is om ook in de waterbodem, oever en kraggen te gaan meten. 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.

Hieronder staat een aantal grenswaarden voor deze variabelen, die terugkomen in de veenloper:

- De **turbiditeit** van het oppervlaktewater: waarden onder 5-15 NTU (bodemzicht in de Nederlandse laagveenwateren) zijn niet alleen nodig voor een goed ontwikkelde onderwatervegetatie en sieraalgengemeenschappen, maar ook voor actieve verlanding vanuit oevers en kraggen. De **chlorofylconcentratie** in het water mag maximaal 20 µg l⁻¹ bedragen.
- De **alkaliniteit** van het water; een waarde hoger dan 1-2 meq l⁻¹ is ongunstig doordat de veenafbraak gestimuleerd wordt. De **alkaliniteit van het bodemvocht** is echter het belangrijkste, bij waarden boven 2 meq l⁻¹ neemt de veenafbraak en mineralisatie sterk toe. De alkaliniteit van het bodemvocht wordt vooral bepaald door de snelheid van reductieprocessen in de anaerobe bodem. De **pH** bepaalt de beschikbaarheid van kooldioxide; bij waarden boven de 8,2 kunnen alleen nog bicarbonaatgebruikende waterplanten voorkomen. Een wat lagere pH dan 7,5-8 lijkt oeververlanding te stimuleren.

De sulfaatconcentratie van het (inlaat)water: waarden hoger dan 10-20 mg (100-200 µmol) l⁻¹ leiden bij een ongunstige verhouding tussen ijzer en fosfaat tot sterke fosfaatomobilisatie in het bodemvocht en daardoor ook tot hogere fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Bij sulfaatconcentraties rond deze waarden en lager lijkt ook een grotere soortendichtheid op de oever voor te kunnen komen. 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.

- De **Fe/PO₄** ratio in het anærobe 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. Deze ratio kan ook een instrument zijn om de nalevering (interne eutrofiëring) in te schatten. De

bedekking met waterplanten op de rode lijst blijkt in laagveenwateren sterk toe te nemen bij een toename van deze ratio tot boven de 10. De biodiversiteit van de oevervegetatie en het voorkomen van 'ecosystem engineers' blijkt echter niet direct met deze ratio samen te hangen.

- De ratio totaal **(Fe-S)/P** is soms eenvoudiger te meten en geeft ook een indicatie voor de mate van fosfaatmobilisatie. IJzeraanvoer verhoogt deze ratio, sulfaataanvoer verlaagt deze. Een negatieve waarde duidt op hoge mobilisatie. Een totaal **Fe:S < 1** (mol/mol) duidt op een lage beschikbaarheid van ijzer voor fosfaatbinding, door binding aan zwavel.
- Ook de **Ca/PO₄** ratio in het anëroobe bodemvocht geeft een indicatie van de fosfaatbinding in de bodem; tussen 100 en 1000 (mol/mol) neemt de fosfaatconcentratie in het bodemvocht sterk af. De relatie met de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag is echter minder duidelijk dan bij de **Fe/PO₄** ratio. De bedekking met Rode-lijstsoorten neemt sterk toe bij een **Ca/PO₄** ratio boven de 10.
- **Olsen-P** geeft in belangrijke mate de fosfaatbeschikbaarheid in oevers, legakkers en graslanden aan. Totaal P waarden zeggen zeer weinig in veenbodems. Bij een Olsen-P waarde boven 16 mg (500 µmol) P per liter vers veen neemt de kans op verzuiging (sterk) toe. Bodemprofielmetingen zijn daarom essentieel bij plaggen en afgraven.
- Bij plaggen op potentieel verzurend veen in trilvenen, relatief droge legakkers, oevers en veenweiden geeft de totaalratio **S/(Ca+Mg)** snel inzicht in mogelijke pH-daling. Bij waarden hoger dan 0.66 mol/mol neemt het verzuringsrisico sterk toe. Additionele maatregelen, zoals bekalking, zijn dan noodzakelijk. Ook ijzerrijke bodems hebben een grotere kans op verzuring bij verdroging.
- De **P-fractionering** van de bodem geeft inzicht in de binding van fosfaat in de verschillende fracties (ijzer/aluminium, calcium, organisch, rest) in waterbodem, kragge en oever. Dit is belangrijk om inzicht te krijgen in mogelijke interne mobilisatie.
- De **ammonium- en sulfideconcentratie** van het bodemvocht en de waterlaag kunnen een belemmering vormen voor vegetatieherstel. Ammonium wordt bij hoge pH (>8.5) omgezet in ammoniak, dat erg giftig is voor vegetatie en fauna. In dicht begroeide onderwatervegetaties kan de pH op een zonnige dag makkelijk oplopen tot deze waarden (en veel hoger) door fotosynthese. Sulfide is ook giftig voor fauna. Waarden boven 1.8 mg ammonium per liter (1,4 mg NH₄-N l⁻¹; 100 µmol l⁻¹) onderin in de waterlaag en sulfidewaarden in de bodem boven 0,3 mg H₂S l⁻¹ (10 µmol l⁻¹) zijn al giftig voor gevoelige soorten.

2.8 Maatregelen voor het herstel van laagveenwateren

Verdroging, eutrofiering en verzuring

Aangezien het vaak niet mogelijk is om de oorspronkelijke hydrologische omstandigheden te herstellen, wordt er meestal oppervlaktewater (zoals vervuild boezemwater) aangevoerd dat een slechtere kwaliteit heeft dan het oorspronkelijke water in het verleden. Ook al is de aanvoer van oppervlaktewater en het starre peil hetzelfde als honderd jaar geleden, dan nog is de waterkwaliteit veranderd. Door additionele maatregelen, zoals verminderde aanvoer van boezem- en rivierwater en defosfatering is de kwaliteit de laatste tijd in een aantal laagveengebieden verbeterd. Dit heeft ook tot vermindering van de interne eutrofiëring geleid (Lamers *et al.*, 2006). Hierdoor zijn hier soorten waterplanten (waaronder fonteinkruiden) teruggekomen, die in de jaren zeventig en tachtig verdwenen waren. Oeverherstel treedt echter veel

minder op, door de oorzaken die eerder genoemd zijn. Ook het herstel van trilveenverlanding laat nog op zich wachten, waarschijnlijk doordat de soorten gevoeliger zijn voor eutrofiëring en door dispersieproblemen. Voor nieuwe ontwikkeling van deze gevoelige vegetatietypen met sterk bedreigde soorten als Geel en Groen schorpioenmos (Kooijman, 1993), lijken lage streefwaarden voor fosfaat nodig (0.01-0.02 mg ortho-P l⁻¹; Lamers *et al.*, 2009). Aanvoer van nutriënten vanuit de boezem en interne eutrofiëring houden vooralsnog in veel laagveengebieden het herstel tegen, waardoor het nog belangrijker wordt om de huidige trilvenen optimaal te beheren. Op dit moment loopt er specifiek OBN-onderzoek naar het behoud en herstel van trilvenen (Cusell *et al.*, 2010).

Bij de keuze van de waterbronnen dient echter niet alleen gelet te worden op de nutriëntenconcentraties, maar ook op die van de macro-ionen (bicarbonaat, sulfaat, chloride). De keuze voor hydrologische maatregelen vereist een inschatting van de fluxen van nutriënten bij de verschillende scenario's (water- en stoffenbalans) inclusief een inschatting van de interne fluxen (interne eutrofiëring). Wanneer het mogelijk is om kwel te herstellen van een goede kwaliteit, verdient dit de voorkeur. In de Wieden verbetert de betere waterkwaliteit in de richting van de (geïsoleerde) haarvaten, wat gunstig is voor de ontwikkeling van (ondergedoken) waterplanten. Hoewel dit erop lijkt te duiden dat in een veengebied met een fijn vertakt kanalenstelsel de norm voor de waterkwaliteit in de plassen iets minder laag zou mogen zijn, dient erop gewezen te worden dat ook in de plassen een goede waterkwaliteit nagestreefd moet worden. Voor een gebied waarin de aanvoerweg kort is, gelden uiteraard de zelfde normen voor de plassen en het achterland. In het Reeuwijkse plasseengebied blijkt echter dat gedeeltelijke isolatie niet altijd voordelig hoeft te zijn. In half-geïsoleerde eutrofe sloten nemen de sulfaat- en chlorideconcentraties en de troebelheid weliswaar af, maar hoopt nutriëntrijke bagger zich op en nemen de nutriënten- en sulfideconcentraties toe. Periodiek baggeren in de buurt van de dam en/of afvoer van het nutriëntenrijke water zouden deze negatieve effecten van isolatie kunnen beperken. Het positieve effect van isolatie treedt dus alleen op bij grotere wateren en in gebieden met relatief lage nutriëntenconcentraties en mineralisatiesnelheden van de waterbodem. Dit betekent dat isolatie van gebieden met slechte (water)bodemkwaliteit belangrijke risico's oplevert op eutrofe locaties, zoals in gebieden met veel landbouwactiviteit.

Verdroging van oevers, legakkers en weilanden leidt tot (sterke) mobilisatie van sulfaat, afhankelijk van de bodemkwaliteit, en kan daarmee een belangrijke sulfaatbron worden die in het oppervlaktewater leidt tot extra fosfaatmobilisatie en sulfidotoxiciteit. Verder kan dit leiden tot verzuring in gebieden rijk aan ijzersulfiden (waaronder pyriet) en arm aan bufferstoffen. Meting van de verhouding tussen zavel, en calcium plus magnesium in de bodem kan vooraf uitsluitel geven voor de laag die blootgelegd wordt. Op grond hiervan kan ook een eventuele bekalkingsdosis bepaald worden, die veel lager moet liggen dan de doses die in de landbouw gebruikt worden. Een dosis rond 2000 kg per hectare lijkt optimaal, maar moet ingeschat worden per gebied. Lagere doses werken onvoldoende en kunnen bij herverzuring veenmosgroei stimuleren (kool dioxideproductie). Bij hogere doses neemt het risico op verhoogde veenafbraak en nutriëntenmobilisatie sterk toe, waardoor gestructureerd veen veranderd in slappe bagger. Verzuringbestrijding van trilvenen (Van den Broek & Beltman, 1994; Beltman *et al.*, 1995; 1996; Barendregt *et al.*, 1997) door aanvoer van oppervlaktewater of bekalking valt buiten het bestek van dit onderzoek aan laagveenwateren, maar wordt wel onderzocht in een lopend OBN-project (Kooijman *et al.*, 2008). Daarnaast zorgt verdroging voor extra veenafbraak (Van den Akker *et al.*, 2008); een daling van 10 cm leidt grofweg tot verdubbeling van de koolstof flux naar de atmosfeer. Verdere daling van het peil hoeft niet per se voor nog hogere afbraak te zorgen (Van Diggelen *et al.*, 2008). Onder invloed van bemesting kan de afbraak echter ook versneld zijn in kletsnat veen, doordat het veen nutriëntenrijker is en doordat nitraat voor de afbraak wordt gebruikt.

Wanneer de waterbodem fosfaatrijk is en baggeren geen optie is, kan overwogen worden om het fosfaat intern te immobiliseren met ijzerchloride, aluminiumchloride

of andere stoffen die fosfaat fixeren (Smolders *et al.*, 2001; Geurts, 2010). Sulfaat-zouten zijn uit den boze, aangezien deze juist tot ijzerconsumptie leiden. In Terra Nova loopt op dit moment een veldproef met ijzeradditie, ter herstel van de ijzer-fosfaatratio in het bodemvocht (Ter Heerdt, 2009). Eerdere experimenten in laagveenwateren lieten zien dat ijzeradditie effectief is, zolang dit metaal niet te snel geconsumeerd wordt door aanvoer van fosfaat en sulfaat (omgezet naar sulfide) (Boers, 1986; Smolders *et al.*, 1995). In het onderzoek van deze OBN-fase is ook een test opgezet met enclosures om te zien hoe effectief aluminiumchloride en bentonietklei die met lantaan opgeladen is (Phoslock) zijn in laagveenwateren. Vooralsnog lijkt, anders dan in zand- en kleiplassen (M. Lurling, lopend onderzoek), alleen een mengsel van Phoslock en poli-aluminiumchloride leek effectief genoeg te zijn om fosfaat te binden. Het aluminiumchloride zorgt hierbij voor het flocculeren van slibdeeltjes, waardoor het water helderder blijft. Dit experiment zal nog verder gevolgd worden, voordat er een aanbeveling gedaan kan worden voor laagveenwateren. Een meer technische oplossing bij sterke nalevering naar de waterlaag is het voorzichtig afdekken van de eutrofe veenlaag met zand, zoals in de Bergse Plassen gebeurd is. Dit is voor het veenweidegebied Wormer- en Jisperveld nog in onderzoek (Anoniem, 2007). Een probleem hierbij kan het weer verschijnen van bagger vanonder de zandlaag zijn, versterkt door methaانبellen en bodemfauna.

Bij eutrofe oevers, legakkers en weilanden kan de nutriëntenbeschikbaarheid verlaagd worden door te plaggen tot een laag die voldoende voedselarm is (Klimkowska *et al.*, 2007). Omdat dit niet altijd mogelijk of wenselijk is, is hier ook getest of Phoslock fosfaat kan binden. Dit middel blijkt ook in staat fosfaat te verlagen in voormalige landbouwgronden, waaronder veenweidegebieden, die omgevormd worden in natuur. Er is echter een hoge dosis Phoslock nodig en de fosfaatconcentraties worden niet voldoende verlaagd om dominantie van *Pitrus* te voorkomen, vooral niet op veenbodems. Een groot deel blijft voor de planten beschikbaar. Phoslock werkt alleen effectief als voormalige landbouwgebieden dieper onder water gezet worden en op die manier fosfaatmobilisatie naar de waterlaag en algenbloei tegengegaan wordt. Hierdoor kunnen mogelijk goede condities gecreëerd worden voor de groei van verschillende waterplanten. Bekalking van veenbodems om fosfaat te binden wordt afgeraden, omdat dit leidt tot een stimulatie van de veenafbraak en mineralisatie.

Baggerproductie

Een bijkomend probleem voor de waterkwaliteit is de enorme productie van slib door versnelde veenafbraak, waardoor in ondiepe plassen met sterke windwerking ook bij lagere fosfaatconcentraties het doorzicht toch te slecht blijft voor herstel (Figuur 2.4). Dit negatieve effect wordt in veel laagveenwateren versterkt door ongewenst grote populaties bodemwoelende vis (o.a. Brasem; Klinge, 1998; Ter Heerdt & Hootsmans, 2007), in plassen in combinatie met windwerking. Karakteristieke vissoorten als de Grote modderkruiper behoeven daarentegen juist extra aandacht in de Nederlandse laagvenen. Naast het belang om de externe aanvoer van nutriënten terug te dringen, is het essentieel om het beheer ook te richten op de interne eutrofiëring gezien de koppeling met waterkwaliteit en veenafbraak. In de door slechte waterkwaliteit geplaaide Geerplas bleek defosfatering en baggeren op korte termijn te werken (Michielsen *et al.*, 2007). Door nieuwe afbraak van een blootgelegde, verse laag van fosfaatrijk veen werd de waterkwaliteit na een aantal jaren echter driemaal zo slecht als voor de maatregelen. Dit betekent dat onderzoek naar de kwaliteit van de onderliggende laag en een inschatting van de reactiviteit onder invloed van de betreffende waterkwaliteit vooraf essentieel is. Voor sloten in het veenweidegebied speelt afbraak van de oevers een belangrijke rol bij de baggerproductie. De voedselrijke oevers breken makkelijk af en kalven steeds verder, waardoor de sloten frequent gebaggerd moeten worden. Als de bagger op de verlaagde oevers wordt gebracht om deze op te hogen, zullen nutriënten, sulfaat (gevormd door oxidatie) en bagger snel terugspoelen in het water. Wanneer de bagger op het land gespoten wordt, zullen de sloten steeds breder worden. Beschotting helpt wel tegen baggeraanwas vanuit de oevers, maar levert weinig natuurlijke oevers op.

In laagveenwateren met een organische, ver afgebroken bodem is het zaak om opwerveling van bodemdeeltjes door frequente vaarbewegingen, bodemwoelende vis en wind (vermindering strijklengte) zoveel mogelijk tegen te gaan als herstel van de onderwatervegetatie nagestreefd wordt. De verschillende componenten van troebelheid blijken elkaar echter te versterken. Dit betekent dat de troebelheid fors verminderd kan worden, ook als er maatregelen worden genomen die slechts een van deze componenten aanpakken. Om de juiste maatregelen te kunnen nemen is het belangrijk om de bijdrage van elk van de componenten in te schatten. Het gebruik van flocculanten is één van de maatregelen die op korte termijn kansrijk lijkt bij het verminderen van de troebelheid, maar het tegengaan van baggerproductie door verbetering van waterkwaliteit en eventueel baggeren tot stabielere, fosfaatarme laag is een meer duurzame aanpak.

Baggeren kan echter, op locaties waar de waterkwaliteit voldoende hersteld is en de onderliggende veenlaag van voldoende kwaliteit, leiden tot herstel van waterkwaliteit, ondergedoken vegetatie en karakteristieke gemeenschappen van watermacrofauna (Verberk & Esselink, 2008; hoofdstuk 9). In de Molenpolder, een moeras van petgaten, waar baggeren werd gecombineerd met verbeteringen in de waterhuishouding werden verschillende karakteristieke soorten dansmuggen, libellen en kokerjuffers aangetroffen. Dit was in scherp contrast met de polder Sluipwijk, een veenweidegebied, waar de bagger slechts gedeeltelijk was verwijderd en het baggeren niet was gecombineerd met aanvullende verbeteringen in de waterhuishouding. Hier bleven de water- en bodemkwaliteit te slecht voor herstel van vegetatie en fauna. Randvoorwaarde voor succesvol en duurzaam herstel is dus dat het baggeren onderdeel dient te zijn van een maatregelenpakket waarbij andere bronnen van eutrofiëring worden aangepakt (inlaat, oever, bodem). Daarnaast dient voorkomen te worden dat door baggeren een snel afbrekende, zuurstofarme sliblaag wordt blootgelegd waarin macrofauna slecht gedijt.



Figuur 2.7. Vanuit de lucht is het verschil in troebelheid (door opwervelend slib en algen) tussen het relatief geïsoleerde natuurgebied Het Hol (midden) bij de Loosdrechtse Plassen en De Vuntus zuidelijk daarvan duidelijk zichtbaar. In de plas De Wijde Blik linksboven is zand gewonnen, waardoor deze dieper, veel armer aan slib en daarmee helderder is dan de Vuntus. Foto: Leon Lamers.

Hoewel uit het onderzoek blijkt dat de kans gering is dat relictpopulaties van zeldzame soorten aanwezig zijn, zal dit wel vooraf onderzocht moeten worden. Omdat een aantal algemene, maar systeem-karakteristieke soorten grote populaties in ongebaggerde delen hebben, is het verstandig om kleine stukjes, waar enige ontwikkeling van de oevervegetatie is, zoals inhammen in vaarten of ondiepe delen aan de uiteinden van petgaten worden ontzien bij het baggeren. Deze stukjes mogen

niet te groot zijn (vuistregel: tot 2% van het oppervlakte) om het risico te vermijden dat teveel slib achterblijft en zich opnieuw verdeeld waardoor de effectiviteit van de maatregel afneemt.

Peilverstarring en -fluctuatie

Door terugdringing van bemesting en uitgekiend hydrologisch beheer kan de waterkwaliteit sterk verbeterd worden. Het toelaten van een meer natuurlijk peilverloop, met lagere peilen in de zomer waardoor veel minder water ingelaten hoeft te worden, kan hiervan deel uitmaken. Een daling van 10 cm betekent hierbij al een enorme afname van de hoeveelheid ingelaten water. Hierbij dient wel aandacht besteed te worden aan mogelijke ongunstige neveneffecten, zoals extra veenafbraak op de oevers en extra sulfaatproductie. Voor de afweging tussen star en fluctuerend peil is onderzoek in het gebied essentieel. In relatief ongestoorde veengebieden lijkt verminderde inlaat en peilfluctuatie het beste, in sterk bemeste veenweidegebieden lijkt het vooralsnog beter om een hoger peil te en doorstroming te handhaven aangezien de waterkwaliteit hier vaak slecht is door afspoeling van fosfaat en sulfaat. Bij een wisselend peil is het belangrijk dat het geproduceerde sulfaat na de droge periode weer afgevoerd wordt. In veenweidegebieden, maar ook in andere laagveengebieden, moet dus per situatie bekeken worden of het beter is om het waterpeil uit te laten zakken in de zomer, hoog te houden of te verhogen. Als de kwaliteit van het inlaatwater slecht is (veel nutriënten en/of sulfaat), is het beter om de inlaat van dit water te minimaliseren en peilverlaging toe te staan (zoals bijvoorbeeld nu al in De Deelen gebeurt). Als er bij waterpeilverlaging echter een interne verslechtering optreedt door veenafbraak in de oever en sulfaatophoping, is het beter om het peil niet te verlagen en wel water in te laten. In deze situatie is te zien dat de waterkwaliteit juist verslechtert vanaf het inlaatpunt het gebied in. Daarnaast zal (nitraat)bemesting van de veenweidegebieden in alle gevallen zo veel mogelijk verminderd moeten worden om anaërobe veenafbraak, en sulfaat- en fosfaatmobilisatie tegen te gaan. In het geval er toch water ingelaten moet worden, is het raadzaam om de inlaat van sulfaatrijk water te beperken.

Het peil in weilanden en legakkers wordt grotendeels bepaald door het neerslagpatroon, oppervlaktewater dringt maar 1-2 meter in, waardoor het peil van het oppervlaktewater relatief weinig effect heeft op het peil in maaiveld. Momenteel vind onderzoek plaats naar oppervlaktewaterinfiltratie in landbouwgebieden, om veenafbraak en maaiveld daling tegen te gaan (Van den Akker *et al.* 2008). Een risico kan echter zijn dat fosfaat, gemobiliseerd in het natte voedselrijke veen, bij peilverlaging uitspoelt naar het oppervlaktewater. Van extra veenafbraak door een slechte waterkwaliteit lijkt weinig sprake.

De keuze voor al dan niet vasthouden van water in het gebied in de winter zal geheel afhangen van de waterkwaliteit en de afvoer van het water in het voorjaar. Het oppervlaktewater in de boezems bevat in de winter vaak hoge fosfaatconcentraties, die negatieve effecten kunnen hebben. Bij een goede waterkwaliteit is er echter winst te behalen met een meer natuurlijk hoger winterpeil doordat er minder water ingelaten hoeft te worden in het groeiseizoen. In verband met verlies van bergingscapaciteit wordt hier niet altijd voor gekozen.

Voordelen van een wisselend peil zijn in het eindrapport van de eerste fase uitgebreid besproken. In laagveen-broekbossen zijn met een natuurlijk peil goede resultaten bereikt (Lucassen, 2004; Lucassen & Roelofs, 2005). Een continu hoog peil leidt hier tot fosfaatophoping, verminderde kwel en sulfideophoping, waardoor de biodiversiteit sterk afneemt. Hierboven is al aangegeven welke gunstige effecten een wisselend peil op de kieming en vestiging van soorten op de oever kan hebben. Helofytenvegetaties hebben minder te leiden, doordat de golfwerking niet continu in dezelfde zone plaatsvindt (Coops & Van der Velde, 1995). Daarnaast leidt peildaling tot fosfaatvastlegging in de oever.

Er bestaat veel discussie over de noodzaak van peilwisseling voor het herstel van de biodiversiteit, aangezien vroeger (meer dan 60 jaar geleden) veel verlandings

plaatsvond bij een star peil. Hierbij moet echter niet vergeten worden dat de waterkwaliteit toen veel beter was. Het lijkt erop dat bij een slechtere waterkwaliteit peilfluctuatie om bovenstaande redenen winst kan opleveren ten opzichte van een star peil.

Verstoorde voedselwebrelaties

Wanneer een laagveenwater zich qua fosfaatbelasting bevindt in het gebied waarin omslag naar helder mogelijk is, kan actief visstandsbeheer een uitkomst bieden (Shapiro *et al.*, 1975; Hosper *et al.*, 1992; Klinge 1998; Ter Heerdt & Hootsmans, 2007). Wanneer de belasting (extern plus intern) echter te hoog is, is dit pas zinvol na voldoende verlaging hiervan. Actief visstandbeheer kent twee vormen: actief biologisch beheer en beheersvisserijen. Van actief biologisch beheer is veel meer bekend dan van beheersvisserijen, die beter onderzocht dienen te worden. Streefniveaus bij het dunnen van de visstand bij actief biologisch beheer zijn 10 tot 15 kg ha⁻¹ aan planktivore vis en 15 en 25 kg ha⁻¹ aan benthivore vis (Klinge *et al.*, 1995; Klinge, 1998; Meijer & De Boois, 1998). Bij beheersvisserijen wordt alleen benthivore brasem gevangen, meestal in eigen beheer door de beroepsvisserij.

Actief visstandbeheer is maatwerk, voor succes is zorgvuldige voorbereiding en uitvoering essentieel. Indien goed uitgevoerd geeft actief visstandbeheer herstel van helder water en waterplanten, mits het water en de waterbodem niet te voedselrijk is, waardoor de stabiliteit laag is. Analyse van de ontwikkeling van de P-concentratie en de P-belasting van meren en plassen in Nederland laat zien dat actief visstandbeheer op dit moment kansrijk is in 15-25 % van de wateren. Specifiek voor laagveenwateren is dit percentage waarschijnlijk wat lager, door opwerveling van fijn slib en voedselrijke en reactieve bodems. Als gevolg van geplande P-reductiemaatregelen en/of maatregelen om de kritische belasting van wateren te verhogen kan dit percentage stijgen. Indien zorgvuldig voorbereid en uitgevoerd is actief visstandbeheer een kosteneffectieve maatregel, nadat de belasting ver genoeg terug gebracht is om omslag mogelijk te maken. Het is echter essentieel om ook voldoende informatie te hebben over de interne mobilisatie van fosfaat, voordat deze maatregel ingezet wordt. Bij beheersvisserijen wordt minder afgevangen en blijven kleine benthivore vissen aanwezig, waardoor de top-down effecten via zoöplankton zoals bij actief biologisch beheer minder zullen optreden. De bodemwoeling en interne nutriëntenbelasting wordt echter wel aangepakt en er komt mogelijk meer kans voor de ontwikkeling van submerse vegetaties. Waarschijnlijk kan dit type visserij een belangrijke bijdrage vormen om het water helder te houden. Er is echter meer onderzoek nodig naar deze vorm van actief visstandsbeheer. Omdat de toepassing van actief visstandbeheer tot maatschappelijke onrust kan leiden, is het belangrijk om vooraf met alle relevante groeperingen om de tafel te gaan zitten.

De praktische inzetbaarheid van inheemse mosselsoorten bij het verbeteren van helderheid en samenstelling van de algengemeenschap (minder blauwalgen, grotere diversiteit van de algengemeenschap) is afhankelijk van de geschiktheid van de betreffende locatie en een voldoende grote dichtheid van de mosselen.

De ontwikkeling van verlandingsvegetaties van Waterriet en Smalle lisdodde, en van andere helofyten, kan sterk verstoord worden door grauwe ganzen. Het kan daarom nodig zijn om jonge verlandingsvegetaties tijdelijk uit rasteren, of andere maatregelen te nemen om de ganzenvraat te reduceren.

Herstel van brakwatervenen

Verhoging van de chlorideconcentratie leidt tot verlies van zoetwatersoorten en mogelijk herstel van brakwatersoorten, waarbij dispersie een probleem kan vormen. Aan de andere kant kunnen brakwaterminnende exotische soorten een probleem gaan vormen. Daarnaast kan verbrakking een verlaging van de interne eutrofiëring veroorzaken. Het verbrakkingsexperiment laat zien dat verbrakking waarschijnlijk het meeste effect zal hebben in voormalig brakke laagveenwateren met een slibbodem. Hier werd de meest duidelijke fosfaatdaling waargenomen en bleek ook de helderheid te verbeteren en de flab te verdwijnen als gevolg van verbrakking. Er lijkt

in deze wateren een belangrijke rol weggelegd voor chloride als stuurknop bij herstelbeheer in verzoete, sterk geëutrofeerde laagveenwateren, hoewel de benodigde concentraties voor fosfaatimmobilisatie (rond 3.5 gram chloride per liter; 100 mmol l⁻¹) waarschijnlijk moeilijk ingesteld kunnen worden. Bovendien is het verbrakingswater uit bijvoorbeeld kanalen per definitie sulfaatrijk en kan het bovendien zeer fosfaatrijk zijn. Dit laatste is duidelijk anders dan de historische situatie, waarbij het om fosfaatarm Zuiderzeewater ging. Om deze reden is recent een OBN-onderzoek naar de kansen voor herstel van brakwatervenen gestart, waar ook de rol van fluctuerende zoutconcentraties zal worden onderzocht (Witteveen en Bos, 2009).

Versnippering en dispersie

Herstel van de milieukwaliteit garandeert niet automatisch het herstel van vegetatie en fauna (Soons, 2006). Het zaandonderzoek laat zien dat de overheersende windrichting bepaalt waar de meerderheid van de zaden naartoe getransporteerd zal worden, en dat er op deze wijze op korte termijn grote hoeveelheden verspreid kunnen worden. Dit betekent dat bij de constructie van nieuwe petgaten de geografische oriëntatie en de locatie van onderlinge verbindingen in overweging genomen dient te worden. Het onderzoek laat zien dat openingen tussen petgaten belangrijke verbindingswegen vormen voor het transport van zaden. Om in te schatten waar zaden terechtkomen en welke effecten een verbinding van open water (dus niet via een duiker) tussen twee petgaten zal hebben op de verspreiding, moet naar de ligging ten opzichte van de wind gekeken worden. Peilfluctuaties kan het wegspoelen van zaden en kiemplanten verminderen.

Voor karakteristieke soorten als Krabbenscheer kan overwogen worden om ze opnieuw in te brengen (herintroductie). De introductie van Krabbenscheer in petgaten blijkt echter niet altijd even goed aan te slaan. Voorwaarde is dat de ammonium- en sulfideconcentraties (ook in de winter) niet te hoog zijn en dat de helderheid en ijzer:fosfaat ratio niet te laag zijn. Daarnaast moet er voor de ontwikkeling onder water (voorjaar) voldoende koolstofdioxide beschikbaar zijn, wat op zandige bodems niet het geval is. Hierdoor zijn de planten niet in staat om voldoende te groeien en drijfvermogen te krijgen door fotosynthese.

Maatregelentabel

In tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de mogelijke beheersmaatregelen in laagveenwateren, met hun (mogelijke) voor- en nadelen. Zoals blijkt uit de gegeven voorbeelden, zal het bij herstelbeheer vaak om combinaties van maatregelen gaan. Op grond van gerichte metingen die inzicht geven in sturende processen kan niet alleen gekozen worden welke maatregelen in aanmerking komen, maar ook een voorspelling gedaan worden over de kansrijkdom voor een bepaald gebied. Om echter te voorkomen dat voor ieder laagveengebied opnieuw uitgebreid onderzoek uitgevoerd moet worden, is er gewerkt aan een beslissingsondersteunend systeem voor het beheer van laagveenwateren. Deze 'veenloper' geeft samen met deze tabel en het overzicht aan sturende milieuvariabelen directe handvatten voor het herstelbeheer, gebaseerd op een aantal kenmerken van water, bodem, vegetatie en fauna, en is vergelijkbaar met de vennensleutel. Hierin is bijvoorbeeld ook opgenomen dat bepaalde maatregelen, waaronder baggeren en actief biologisch beheer, alleen zinvol zijn als de totale nutriëntenbelasting (inclusief interne eutrofiëring!) ver genoeg gereduceerd is.

Tabel 2.1 Praktische conclusies en aanbevelingen voor het herstelbeheer van laagveenwateren aan het einde van de tweede fase. Het betreft een aangepaste versie van de tabel in Lamers et al. (2006). Financiële aspecten zijn hierbij buiten beschouwing gelaten, aangezien deze sterk kunnen variëren per gebied.

Maatregel tegen:	Mogelijke voordelen	Mogelijke nadelen	Diagnose / beslissing
Verdroging			
- water inlaten	- vernatting - minder veenafbraak in oever - minder interne sulfaatproductie	- externe eutrofiëring - interne eutrofiëring (alkaliniteit, sulfaat, chloride) - slechte infiltratie in veenoever > 1-2m - bij opzwellend en drijvend veen geen verhoging t.o.v. maaiveld - plotselinge vernatting slecht voor flora/fauna	- nutriëntenconcentraties inlaatwater - chlorofylconcentraties inlaatwater - water- en nutriëntenbalans - sulfaatconcentratie en alkaliniteit inlaatwater - Fe/PO₄ bodemvocht - (Fe-S)/P veen - Concentratie en type binding PO₄ in bodem
- herstel oorspronkelijke hydrologische situatie (inclusief evt. kwel)	- herstel waterkwaliteit	- vaak onmogelijk - grondwaterkwaliteit verslechterd - kwel vaak nitraat-verontreinigd; mogelijk extra veenafbraak en ammoniumtoxiciteit	- kwaliteit oppervlaktewater (zie boven) - Fe/PO₄ bodemvocht - (Fe-S)/P veen - Ca/PO₄ bodemvocht - N-concentr. grondwater
- water vasthouden in winter	- minder inlaatwater nodig - zie verder bij <i>eutrofiëring</i>	- minder capaciteit bij waterberging winter - vasthouden nutriënten ('s winters hoge P-concentraties)	- kwaliteit oppervlaktewater (zie boven) - afvoer (doorstroom) voldoende (nutriëntenbalans)
- meer natuurlijk peilbeheer (winter hoger, zomer periode lager)	- minder inlaatwater nodig - <i>idem</i>	- tijdelijke lichte verdroging - extra veenafbraak oever* - extra nutriëntenmineralisatie - extra sulfaatproductie - verzuring (bij lage buffering) - mogelijke problemen infrastructuur en recreatie - effecten op dispersie	- minimum zomerwaterpeil betreffende vegetatie - waterkwaliteit inlaatwater - Fe/PO₄ bodemvocht - S in bodem en oever (sulfaatprobleem) - nutriëntenstatus oever (N, P-Olsen) - S/(Ca+Mg) veen (verzuring)
* dit is ook afhankelijk van waterkwaliteit onder natte omstandigheden (sulfaat, nitraat) en van de vochtigheid van het veen			

Eutrofiëring			
- afgraven veen tot zand- of kleilaag - plaggen tot zand-/kleilaag	- afname fosfaat- en ammoniumbeschikbaarheid - vaak snelle groei kranswieren - terugdringen eutrafente soorten	- successie ver teruggezet - laagveenaspect bodem verval - deel zaadbank verwijderd - negatieve effecten op laagveenfauna	- huidige biodiversiteit - Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ in bodem (verticaal profiel)
- 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 alkaliniteit inlaatwater
- dynamischer peilbeheer (meer isolatie; winter hoger, zomer lager)	- minder inlaatwater nodig (idem) - betere immobilisatie fosfaat - betere kieming waterplanten - betere kieming/groei oeverplanten met kansen voor verlanding - inklinking sliblaag	- tijdelijke verdroging oever - extra veenafbraak oever - extra mineralisatie oever - extra sulfaatproductie oever - verzuring oever - minder effectief in zeer S- en P-rijke gebieden (o.a. brakwatervenen) - onvoldoende bij hypertrofie	- minimum zomerwaterpeil betreffende vegetatie - waterkwaliteit inlaatwater - Fe/PO₄ bodemvocht - S/(Ca+Mg) veen (verzur.)
- actief visstandsbeheer (actief biologisch beheer / beheersvisserijen)	- verbetering lichtcondities water- en oeverplanten (helder water) - verbetering bewortelings-condities water- en oeverplanten - verbetering visgemeenschappen - vermindering interne belasting (minder opwoeling) - stabiliseren toplaag waterbodembodem	- 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 - nog onvoldoende bekend over beheersvisserijen	- chlorofylconcentratie - schatting actuele visstand - haalbaarheid afvissen - haalbaarheid isolatie tegen visintrek - Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ 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 kan ongeschikt zijn - noodzakelijke dichtheden moeilijk haalbaar	- chlorofylconcentratie - haalbaarheid i.v.m. substraat - dispersiemogelijkheden
- baggeren toplaag - plaggen toplaag (schraalland)	- afname fosfaatbeschikbaarheid - verwijdering fijnkorrelig slib (o.a. algenveen) - effecten op fauna	- bij onveranderde waterkwaliteit snelle afbraak vrijgekomen veenlaag en nieuwe P-mobilisatie - effecten op fauna	- nutriëntenconcentraties inlaatwater - water- en nutriëntenbalans - sulfaatconc. en alkaliniteit inlaatwater - reactie vrijgekomen laag met inlaatwater - Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ in bodem
- ijzerinjectie (beijzeren) onderwaterbodem - aluminiuminjectie - additie Phoslock	- afname interne P-mobilisatie op korte termijn - Al- en Phoslock-gebonden P niet redoxgevoelig	- werkt alleen langdurig bij geïsoleerde venen met een lage consumptie van ijzer (dus niet S- en P-rijk) - verzurend in minder gebufferde venen - effecten op veg. /fauna (?) - P beschikbaar voor wortelende planten - hoge Phoslockdosering nodig	- Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ in bodem - schatting snelheid P-consumptie - resulterende Fe-concentratie (i.v.m. toxiciteit)
- doorspoelen (lage verblijftijd water)	- afvoer algen, nutriënten en sulfaat	- vaak hydrologisch niet mogelijk - extra fosfaatlast - extra interne eutrofiëring - grotere last afvoerwater (eutrofiëring benedenstrooms)	- P-balans - risico interne eutrofiëring - Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ 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 - SO₄ hoeft niet af te nemen	- P-balans (in/uit) - risico interne eutrofiëring in filter en laagveenwater - Fe/PO₄ bodemvocht - concentratie en type binding PO₄ in bodem

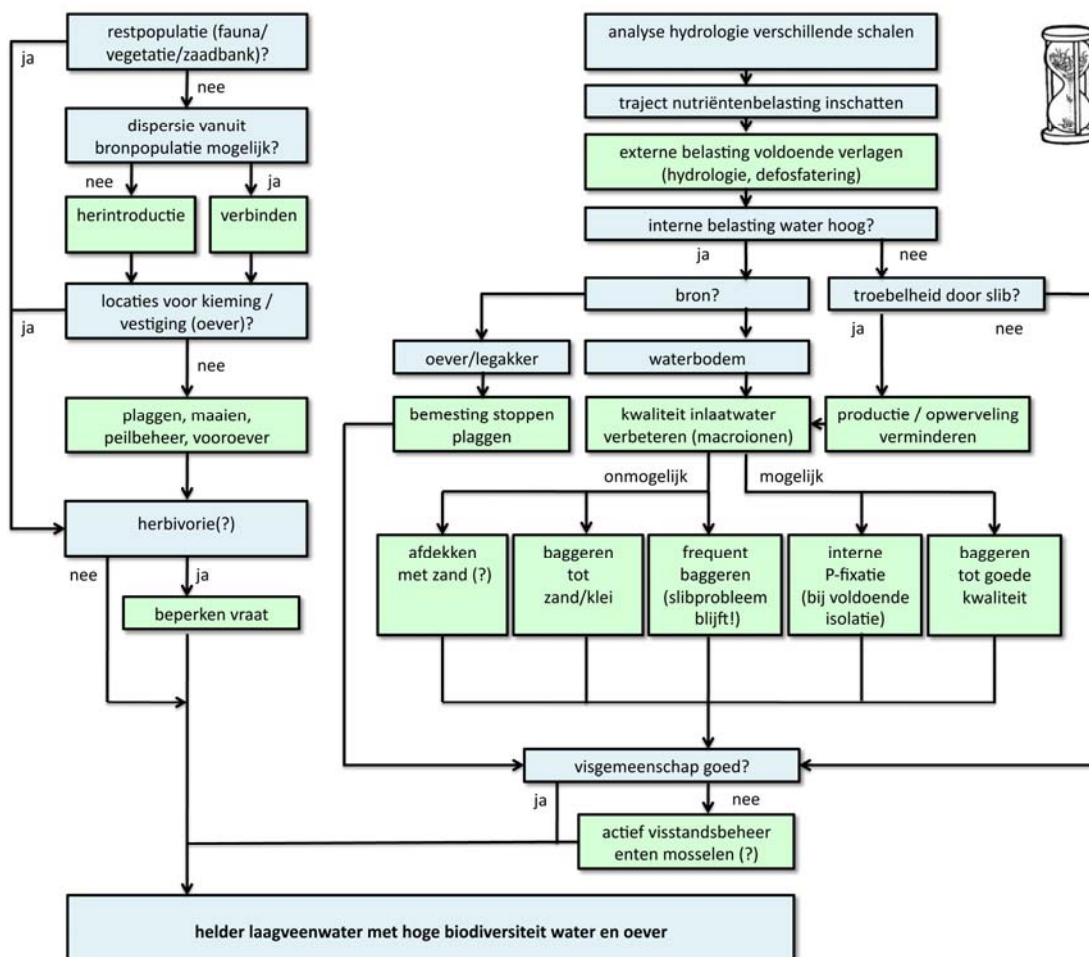
- ontharden inlaatwater	- afname decompositie - afname mineralisatie - minder slibvorming - afname turbiditeit	- werkt niet als veen al ver afgebroken of sterk gealkaliniseerd is - geen ervaring op ecologische praktijkschaal	- alkaliniteit oppervlaktewater - inschatten interne eutrofiëring - alkaliniteit 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 - geen ervaring op ecologische praktijkschaal	- SO_4-balans - inschatten interne eutrofiëring - concentratie en type binding PO_4 in bodem - test reactie veen op SO_4
- bodem afdekken met zand	- afname P-mobilisatie naar waterlaag - inklinking sliblaag - afdekken overige verontreinigingen	- zaadbank afgedekt - effecten op macrofauna - menging met onderliggend veen door gasproductie en windwerking - mobilisatie nutriënten door wortelende waterplanten (?)	- Fe/PO_4 bodemvocht - verontreinigingen - enten planten noodzakelijk
- 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 - verwijdering zaden	- basenverzadiging - kragge los /vast? - $\text{S}/(\text{Ca}+\text{Mg})$ 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
- bevoeien (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 voor fauna (?) - mogelijk meer inlaat slecht water	- diasporenvorraad - restpopulaties - milieukwaliteit - dispersiemogelijkheden - oriëntatie en verbinding petgaten
- herintroductie	- doelsoorten terug	- alleen als habitat hersteld is - resultaten wisselend - hoge genetische variatie nodig?	- diasporenvorraad (zaad, stekjes) - restpopulaties - milieukwaliteit - dispersiemogelijkheden (afstand bronpopulaties, vectoren) - keuze bronpopulatie - manier van inbrengen (zaad, kiemling, plant?) - kans op kieming

handhaven/creëren gewenst successiestadium (zie ook eutrof., verzur.)			
- maaien/kappen en afvoeren - begrazen	- afvoer nutriënten (vooral P) - verbetering lichtcondities - minder zaadinwaai bomen	- 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 (?) - bij peilfluctuatie bredere kiemzone	- 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

Beslissingsondersteuning voor beheerders: de veenloper

De bovenstaande kennis is samengebracht een beslissingsondersteunend schema voor terrein- en waterbeheerders die maatregelen formuleren voor het herstel van laagveenwateren. Voor de beslissingspunten zijn tabel 2.1 en de stuurvariabelen in hoofdstuk 2.2 belangrijk. De looper begint tegelijk met twee sporen die tegelijkertijd gevolgd moeten worden: bovenaan links (restpopulaties/dispersie) en bovenaan rechts (abiotische omstandigheden). Deze komen onderaan bij elkaar uit. Maatregelen zijn in groen aangegeven, hierbij gelden de voorwaarden zoals in de tekst van dit hoofdstuk aangegeven.



2.9 Opschaling naar het landschap

Onder begeleiding van het OBN-deskundigenteam is een preadvies opgesteld voor het laagveen- en zeekleilandschap (Antheunisse *et al.*, 2008). In dit rapport wordt niet alleen een verbreding van het OBN-onderzoek naar meerdere natuurtypen voorgesteld, maar ook een uitbreiding van herstel op soortsniveau naar herstel op landschapsniveau (De Hullu, 2007). Bovendien wordt er gepleit voor een sterkere koppeling met Natura 2000 en de Kaderrichtlijn water (Beltman *et al.*, 2008; Jaarsma *et al.*, 2008). Bij het onderzoek aan laagveenwateren, een van de componenten van het 'verbrede landschap', werd al duidelijk dat het onmogelijk is om bij de keuze van herstelmaatregelen niet op landschapsniveau te denken. Hydrologische maatregelen overstijgen het perceelsniveau en hebben effect op de kwaliteit van zowel sloten, petgaten, schraallanden, broekbossen als plassen (Jauhiainen *et al.*, 2002; Grootjans *et al.*, 2006; Van Diggelen *et al.*, 2006; Large *et al.*, 2007). De kwaliteit van het water verandert sterk op zijn weg door het landschap, en het is dus belangrijk om

het gedrag van voedings- en andere belangrijke stoffen te kennen. Voor herstel van de heterogeniteit en verbondenheid van natuur(doel)typen is het vanzelfsprekend om het landschap te beheren, niet alleen voor het herstel van mozaïekpatronen en gradiënten, maar ook voor de mogelijkheden met betrekking tot de dispersie van soorten binnen het landschap.

De sterke koppeling tussen onderzoek en beheer binnen het OBN heeft geleid tot verbeterd inzicht in de oorzaken van achteruitgang en de mogelijkheden voor natuurherstel, en heeft daarmee praktische handreikingen voor het beheer en beleid opgeleverd (Grootjans & Van Diggelen, 1995). Zowel de analyse van de problematiek als de keuze van maatregelen vindt al plaats op de verschillende schalen binnen het landschap.

We zien goede kansen voor laagveenherstel op landschapsschaal gericht op biodiversiteit, mits er daadwerkelijk voldoende maatregelen genomen kunnen worden om de verschillende componenten op een goede manier te koppelen, het gebied voldoende te kunnen isoleren van wateronttrekking en eutrofiëring, en er voldoende draagvlak gecreëerd kan worden. Het verwezenlijken van een deel van de Ecologische Hoofdstructuur door het opkopen en onder water zetten van landbouwgrond klinkt theoretisch goed. In praktijk liggen hier grote risico's voor de bestaande natuur omdat dit tot gigantische eutrofiëring kan leiden (Smolders *et al.*, 2006). Herstelbeheer op landschapsschaal vereist echter een goede samenwerking tussen natuur- en waterbeheer, en een gedegen planning van de verschillende activiteiten (waaronder die van de agrarische sector) binnen het landschap. Samenwerking tussen provincies, waterschappen en natuurbeheerders op basis van kennis is dus essentieel.

3 Onderzoekslocaties tweede fase

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 de eerste fase 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, 2005) weerspiegelen. De locaties zijn geselecteerd in onderling overleg tussen de consortiumpartijen en de water- en terreinbeheerders, waarbij gestreefd is naar een zo groot mogelijke dekking van de bestaande verschillen tussen laagveengebieden. Omdat ieder deelonderzoek verschilt van aard, kan de intensiteit en/of de manier van monstereen 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.

In Tabel 3.1 zijn de locaties vermeld die in de eerste fase en deels in de tweede fase zijn bezocht. De voor de tweede fase geprioriteerde gebieden staan met een * gemarkeerd, aangezien deze gebieden representatief zijn voor een groot deel van de Nederlandse laagvenen. In Tabel 3.1a worden algemene gebiedskenmerken genoemd die vooral betrekking hebben op de hydrologie van het gebied. Dit is vanzelfsprekend de belangrijkste uitgangspunt voor het herstel en behoud van laagveenwateren. In Tabel 3.1b is het doeltypen vermeld met de maatregelen die er genomen worden, en met welke intensiteit er is gemonitord. Het monitoren van de gevolgen van deze maatregelen heeft een hoge prioriteit om het beheer te kunnen adviseren. De aard en intensiteit in tijd en ruimte variëren per locatie en worden in de volgende hoofdstukken uiteengezet. 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 gemonitord.

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	Herkomst water
Noordoost-Nederland			
<i>Alde Feanen (1340 ha)</i> It Fryske Gea Wetterskip Fryslan	Petgaten verbonden met boezemsloten en plassen	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Frieze boezem en geïsoleerd
<i>De Deelen (450 ha)*</i> Staatsbosbeheer Wetterskip Fryslan	Petgatensysteem (met elkaar verbonden)	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Zandwinplas
<i>De Weerribben (3500 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waterschap Reest en Wieden	Petgatencomplex	Zoet mesotroof - eutroof	De Wieden (Stroink; sinds 1997)
<i>De Wieden (5676 ha)*</i> Natuurmonumenten Waterschap Reest en Wieden	Plassen met complex van petgaten en legakkers	Zoet mesotroof	Ettenlands kanaal (Stroink, sinds 1997)
<i>Wapserveen (5 ha)*</i> Staatsbosbeheer	Nieuwe petgaten	Zoet mesotroof	Grondwater
Midden-Nederland			
<i>Botshol (290 ha)</i> Natuurmonumenten Waternet	Complex plassen, petgaten en legakkers	Zwak brak mesotroof - eutroof	Oude Waver (defosfatering), Vinkeveense Plassen Vechtplassen
<i>Het Hol (80 ha)*</i> Natuurmonumenten Waternet	Sloten- en plassen systeem	Zoet mesotroof	Vechtplassen
<i>Molenpolder (190 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waternet	Sloten- en plassensysteem	Zoet mesotroof - eutroof	Vechtplassen via naastliggende polders
<i>Terra Nova (85 ha) en Loenderveen-Oost (300 ha)*</i> Waternet	Plas met resten van legakkers en petgaten	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Vechtplassen
<i>Tienhovense plassen (219 ha)*</i> Natuurmonumenten Waternet	Plassen met complex van petgaten en legakkers	Zoet mesotroof	Vechtplassen
<i>Uddelermeer (6 ha)</i> Kroondomeinen Waterschap Veluwe	Pingoruïne met laagveenkenmerken (van oorsprong zwakgebufferd)	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
<i>Westbroekse zodden (200 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waternet	Afzonderlijke petgaten verbonden met duikers	Zoet mesotroof	Vechtplassen via aanliggende polders
<i>Zijdelmeer (15 ha)</i> Landschap Noord-Holland Waternet	Plas	Zoet eutroof/hypertroof	Amstel

Locatie	Structuur	Type	Herkomst water
West-Nederland			
<i>Ilperveld (1300 ha)*</i> Landschap Noord-Holland HH Hollands Noorderkwartier	Smalle petgaten, en sloten en vaarten systeem	Zwak brak mesotroof	Waterland
<i>Reeuwijkse plassen (735 ha)*</i> Staatsbosbeheer HH Rijnland	Plassen met sloten- en vaartensysteem	Zoet eutroof	Breevaart
<i>Sluipwijk (70 ha)*</i> Staatsbosbeheer HH Rijnland	Plassen met sloten- en vaartensysteem	Zoet eutroof	Reeuwijkse plassen
<i>Waterland (n.v.t.)</i> Particulier HH Hollands Noorderkwartier	Agrarisch slotensysteem	Zoet tot zwak brak hypertroof	Waterland
<i>Wormer-Jisperveld (641 ha)</i> Natuurmonumenten HH Hollands Noorderkwartier	Sloten en vaarten systeem	Zoet eutroof	Schaalsmeerpolder
Ierland			
<i>Lake Aillebrack-North (5 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof-eutroof	Grondwater
<i>Lake Antony (5 ha)</i> Particulier	Verland meer	Zoet mesotroof	Grondwater
<i>Lake Aturtaun (2 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet oligo- tot mesotroof	Grondwater
<i>Lake Emlagharan (5 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
<i>Lake Truska (20 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
Polen			
<i>Kleszczow (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
<i>Miejske (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
<i>Sumin (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd

Tabel 3.1b De tijdens de tweede fase bemonsterde 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 werd. W = bemonstering van oppervlaktewater, onderwaterbodem en aquatische vegetatie (RU); O = bemonstering poriewater oever en oevervegetatie (UU); F = bemonstering Fauna (St. Bargerveen); A = Bemonstering algensamenstelling (NIOO); S = sieraalgensamenstelling; HY = Hydrologie (W+B; WF); HE = herbivorie (NIOO). Het getal in subscript geeft het aantal bemonsterde locaties per gebied weer.

Locatie	Doeltype of functie	Maatregelen	Deelonderzoek	jaar
Noordoost-Nederland				
<i>Alde Feanen</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Isolatie petgaten	W ₅	2003
<i>De Deelen</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Peilbeheer (waterbalans) Visbeheer Nieuwe petgaten	W ₉ O ₆ HY F ₃	2003-2008 2008 2003-2005 2006
<i>De Weerribben</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie		W ₁₃ O ₁₃ F ₃	2004-2009 2006-2008 2006
<i>De Wieden</i>	Laagveenmoeras, natuurontwikkeling en referentie	Graven van nieuwe petgaten	W ₁₃ O ₁₅ F ₁₅	2005-2009 2006-2008 2006
<i>Wapserveen</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Introductie van Krabbescheer in nieuwe petgaten	W ₅	2004-2005
Midden-Nederland				
<i>Botshol</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie		W ₉	2004
<i>Het Hol</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W ₁₄ HY, F ₃ , S	2003-2007 2007-2008
<i>Molenpolder</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Baggeren	W ₅ O ₁₂ F ₁₅ , S	2006 2006-2008 2006
<i>Terra Nova en Loenderveen-Oost</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Visbeheer (ABB) Vraat experimenten	W ₁₀ O ₁₀ , HE	2003-2005 2006-2008
<i>Tienhovense plassen</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling en referentie	Enclosure experiment	W ₁ S	2008-2009
<i>Uddelermeer</i>	Verbetering waterkwaliteit	IJzeradditie experiment	W ₁	2002-2004
<i>Westbroekse zoden</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten (waterbalans) en nieuwe petgaten	W ₄ O ₁₃ , F ₃ HY	2003-2008 2006-2008 2003-2007
<i>Zijdelmeer</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling Hypertrofe referentie		W ₁₀	2002-2003

Locatie	Doeltype of functie	Maatregelen	Deelonderzoek	Frequentie
West-Nederland <i>Ilperveld</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten en nieuwe petgaten	W_6 F_3	2003-2005 2006
<i>Reeuwijkse plassen</i>	Waterkwaliteitsherstel	Isoleren sloten	W_9	2006-2009
<i>Sluipwijk</i>	Waterkwaliteitsherstel	Baggeren	F_{15}	2005-2006
<i>Waterland</i>	Waterkwaliteits-herstel	Experimentele peilfluctuatie	W_3	2002-2003
<i>Wormer-Jisperveld</i>	Laagveenmoeras natuurontwikkeling	Isoleren petgaten	W_2	2003
Ierland <i>Lake Aillebrack-North</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2004
<i>Lake Antony</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2004
<i>Lake Aturtaun</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2004
<i>Lake Emlagharan</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2004
<i>Lake Truska</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2004
Polen <i>Kleszczow</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2003
<i>Miejske</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2003
<i>Sumin</i>	Referentie voor herstel laagveennatuur		W_1	2003

4 Hydrologie

Nico Jaarsma, Sjoerd van der Wielen, Maarten Ouboter, Jeroen Geurts en Jos Schouwenaars

4.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft het hydrologisch deelonderzoek. Dit is uitgevoerd in drie laagveengebieden: Het Hol, de Westbroekse Zodden en De Deelen. Deze gebieden zijn geselecteerd omdat ze zowel duidelijke kwel- als wegzijgingsgebieden omvatten. Naar verwachting hebben deze hydrologische verschillen invloed op de waterbalans en de mate van beïnvloeding door grondwatertoevoer. Dit wordt onderzocht door vergelijking van deze gebieden.

Het onderzoek is uitgevoerd op drie schaalniveaus, van grof naar fijn:

1. Regionale of macroschaal (tientallen km²)
Er is literatuuronderzoek gedaan naar de hydrologische context van de laagveengebiedjes. Doel is het verkrijgen van inzicht in de waterstromen in de ruimere omgeving;
2. Gebieds- of mesoschaal (tientallen ha)
Er zijn water- en stoffenbalansen opgesteld voor de drie gebieden. Daarmee is voor elk van de gebiedjes de P-belasting op het oppervlaktewater geschat. Deze belasting is vergeleken met de kritische belasting of draagkracht van de gebiedjes conform de methodiek die is gepresenteerd in Jaarsma *et al.* (2008). Doel is het verkrijgen van inzicht in het hydrologisch functioneren, de P-bronnen en de toestand, helder of troebel, van de gebiedjes;
3. Standplaats- of microschaal (tientallen m²)
Binnen Het Hol is onderzoek gedaan naar de stroming van water in de legakkers. Doel is het verkrijgen van inzicht in de waterverplaatsing op verschillende diepten in de legakkers om een beter begrip te krijgen van verblijftijden en zo een vinger te krijgen achter processen van veenafbraak en uitspoeling van afbraakproducten (P) naar het oppervlaktewater.

De onderzoeksmethode en resultaten zijn per niveau in een paragraaf beschreven. Het hoofdstuk sluit af met conclusies en adviezen voor beheer.

4.2 Regionaal niveau

Het Hol en de Westbroekse Zodden

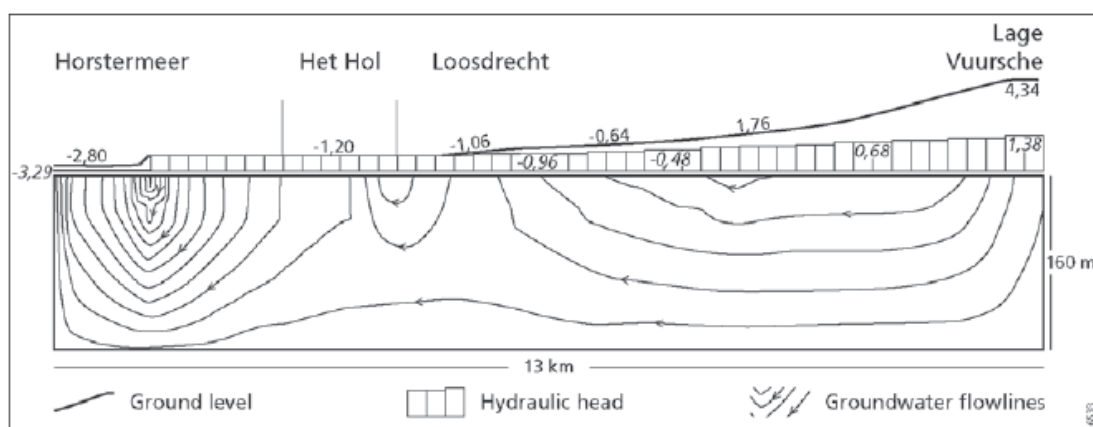
In de omgeving van Het Hol en de Westbroekse Zodden zijn in het verleden verschillende geohydrologische studies uitgevoerd. De resultaten van deze studies zijn verwerkt in twee notities (Witteveen+Bos, 2008a, 2008b) en samengevat in onderstaande tekst.

De regionale hydrologie van Het Hol en de Westbroekse Zodden vertoont veel overeenkomsten. Beide laagveengebieden liggen tussen de hoger gelegen Utrechtse Heuvelrug, ten oosten, en lager gelegen polders, ten westen van de laagveengebieden. De grondwaterstroming is overwegend van oost naar west. In

deze richting hebben de plassen en polders stapsgewijs lagere oppervlaktewaterpeilen. Het water stroomt, vanwege de lage weerstand van de deklaag, vooral via het eerste watervoerende pakket, dat minder onderhevig is aan de lokale peilverschillen tussen afzonderlijke polders en plassen. Als gevolg hiervan kennen de polders en plassen veelal een kwelzone (in het oostelijk deel) en een inzijgzone (in het westelijk deel). De optredende gemiddelde jaarlijkse grondwatertoevoer in een polder wordt dan ook bepaald door het saldo van kwel en wegzijging (Moorman & Olsthoorn, 1996).

Grondwateronttrekkingen in het Gooi, de Utrechtse heuvelrug en het Noorderpark beïnvloeden de regionale grondwaterstromen en kunnen binnen de kwelzone infiltratiegebieden doen ontstaan. Lager gelegen droogmakerijen zoals de Horstermeerpolder (ten noorden van Het Hol en Westbroek) en de Bethunepolder (ten westen van Westbroek) vormen diepe putten in het grondwatervlak en trekken van alle zijden water aan, voornamelijk vanuit een band van één tot enkele km rondom (Moorman, 2001; Moorman & Olsthoorn, 1996)

De afgelopen decennia is de stijghoogte op de Utrechtse Heuvelrug enkele decimeters gedaald. Dit heeft echter niet geleid tot een afname van de kwel in Het Hol, omdat de grondwaterfluxen in Het Hol voornamelijk worden bepaald door het lokale hydrologische systeem (de verschillende met de oppervlaktewaterpeilen in de aangrenzende polders) (Van Belle *et al.*, 2006). Dit wordt geïllustreerd in Figuur 4.1, waarin de grondwaterstroming van de hoger gelegen Utrechtse Heuvelrug tot de Horstermeerpolder is weergegeven. Dit betekent dat het water dat in Het Hol opkwelt niet afkomstig is van de Utrechtse Heuvelrug, maar van een nabijgelegen peilvak met een hoger peil. Omdat er in de Westbroekse Zodden sprake is van vergelijkbare peilverschillen en eenzelfde bodemopbouw, geldt naar verwachting hetzelfde voor de Westbroekse Zodden.



Figuur 4.1 Dwarsdoorsnede met regionale grondwaterstroming rond Het Hol (Van Belle *et al.*, 2006).

Uit modelstudies blijkt dat door dit proces aan de oostzijde (Suikerpot) kwel optreedt. De gemiddelde kwel aan de oostzijde wordt berekend rond de 1-5 mm/d en de infiltratie (wegzijging) in het westen rond de 1 mm/d. Lokaal kan de infiltratie in het westelijk deel 5 mm/d bedragen (Moorman & Olsthoorn, 1996; DWR, 2002). De grootte van de kwel- en wegzijgingsfluxen varieert met de seizoenen (Provincie Utrecht & WL Delft, 2002).

Voor de Westbroekse Zodden is ook een dergelijke omslag van gemiddeld circa 0,8 mm/d kwel in het oostelijk deel naar gemiddeld circa 0,9 mm/dag wegzijging in het westelijk deel berekend. De kwel vertoont weinig seizoensvariatie. De wegzijging neemt in de zomer af tot circa 0,5 mm/d en in de winter toe tot circa 1,1 mm/d (Capel en Hunink, 2008). Uit enkele waterbalansmetingen aan geïsoleerde nieuwe petgaten in de Westbroekse Zodden blijkt dat er hier sprake is van grote lekverliezen naar aangrenzende plassen door de nieuw aangelegde scheidingstroken.

De Deelen

Voor De Deelen is regionale hydrologie samengevat in een afzonderlijke notitie (Witteveen+Bos, 2008c) en hier samengevat. De regionale hydrologische situatie is eenduidig. Van oorsprong was De Deelen het laagst gelegen deel in de veenpolder ten noorden van Heerenveen. De overige delen van de veenpolder zijn vanwege een betere ontsluiting in cultuur gebracht. Door de jaren heen is het maaiveld in het ontgonnen deel van de polder als gevolg van oxidatie, mineralisatie en inklinking gedaald (IWACO, 1990; De Boer, 1997). Hierdoor ligt het maaiveld van De Deelen nu hoger dan het omringende gebied en is de vroegere kwel omgeslagen naar wegzijging. Voor het schatten van de grootte van de wegzijging is een waterbalans opgesteld. De gemiddelde jaarlijkse wegzijging in De Deelen bedraagt 0,8 mm per jaar. In de volgende paragraaf wordt daar dieper op ingegaan.

4.3 Gebiedsniveau

4.3.1 P-belasting van het oppervlaktewater

De P-belasting van het oppervlaktewater kan onderverdeeld worden in externe en interne belasting. Externe belasting is de P-belasting die het resultaat is van de aanvoer van P van buiten het oppervlaktewatersysteem in kwestie. Bronnen van externe P-belasting kunnen bijvoorbeeld zijn: kwel, aanvoer van gebiedsvreemd water, uit- en afspoeling van landpercelen of rechtstreekse lozingen. Interne belasting is het resultaat van het vrijkomen van P van binnen het oppervlaktewatersysteem zelf, met name als gevolg van nalevering van P uit de aanwezige waterbodem en sliblagen.

Om de P-belasting op het oppervlaktewater van de drie gebieden te berekenen is een waterbalans van de gebieden nodig. In deze subparagraaf worden de volgende onderwerpen, die samen bijdragen aan de berekening van de P-belasting, toegelicht:

- de waterbalansen;
- de schatting van de externe belasting;
- de schatting van de interne belasting.

Waterbalansen

Van de Westbroekse Zodden was een waterbalans op dagbasis van de hand van Maarten Ouboter (Waternet) voorhanden. Van Het Hol is met dezelfde opzet een waterbalans op dagbasis gemaakt. Van De Deelen is door Wetterskip Fryslân een balans op jaarbasis gemaakt. Tabel 4.1 toont de oppervlakteverdeling van de onderzochte laagveengebieden.

Tabel 4.1 Oppervlakteverdeling laagveengebieden.

parameters / gebied	Het Hol (excl. Suikerpot)	Westbroekse Zodden	De Deelen
totaal oppervlak (ha)	105	232	432
oppervlak land (ha)	79	196	200
oppervlak water (ha)	26	36	232
% water	25%	16%	54%

De waterbalans van elk gebied bestaat uit een waterbalans van het oppervlaktewater en een waterbalans van de landbodem. De uitwisseling tussen beide deelbalansen wordt gevormd door de uitspoeling en oppervlakkige afspoeling naar het oppervlaktewater en intrek van water naar de bodem. De bodembalansen zijn gebaseerd op een evenwichtsniveau in de waterberging, waarboven een bepaald percentage water van het bergingsoverschot wordt afgevoerd en waaronder een bepaald percentage van het bergingstekort wordt aangevoerd. Bij overschrijding van de maximale bergingscapaciteit wordt het surplus oppervlakkig afgevoerd. Tabel 4.2 toont de kenmerken van de oppervlaktewaterbalansen.

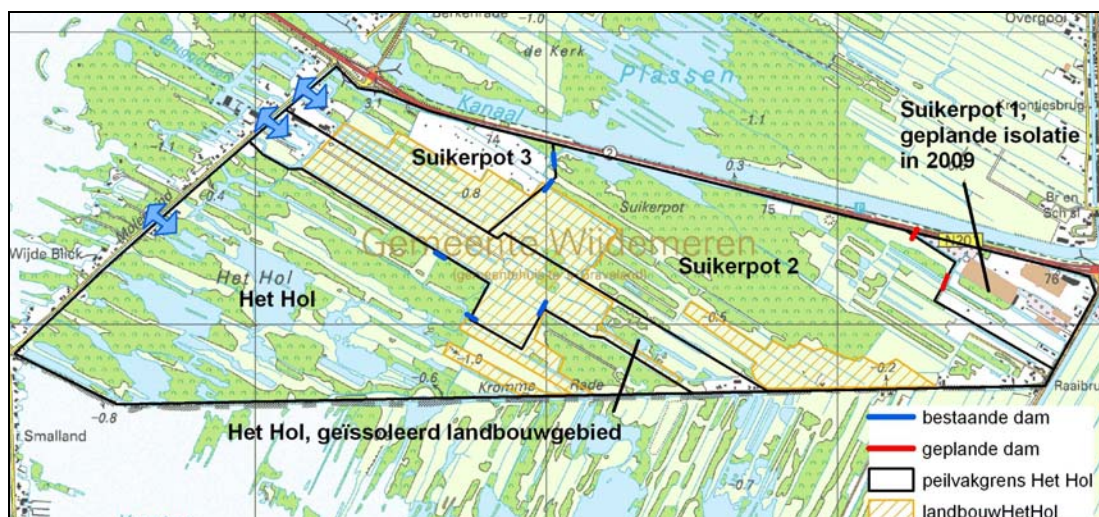
Tabel 4.2 Kenmerken oppervlaktewaterbalansen.

parameters / gebied	Het Hol (excl. Suikerpot)	Westbroekse Zodden	De Deelen
tijdsresolutie	dagbasis	dagbasis	jaarbasis
periode	1993 t/m 2000	1996 t/m 2005	hydr. jaar 2007-2008
controle met chloridebalans*	ja	ja	nee
IN-posten	- neerslag - kwel (geohydrologisch model) - afstroming kwelpercelen - afstroming inf.percelen - - inlaat	- neerslag - kwel (geohydrologisch model) - afstroming kwelpercelen - afstroming inf.percelen - - inlaat	- neerslag - afstroming percelen - - inlaat
restpost	inlaat	inlaat	wegzijging

* Omdat chloride een inerte stof is, kunnen chlorideconcentraties worden berekend en getoetst aan metingen.

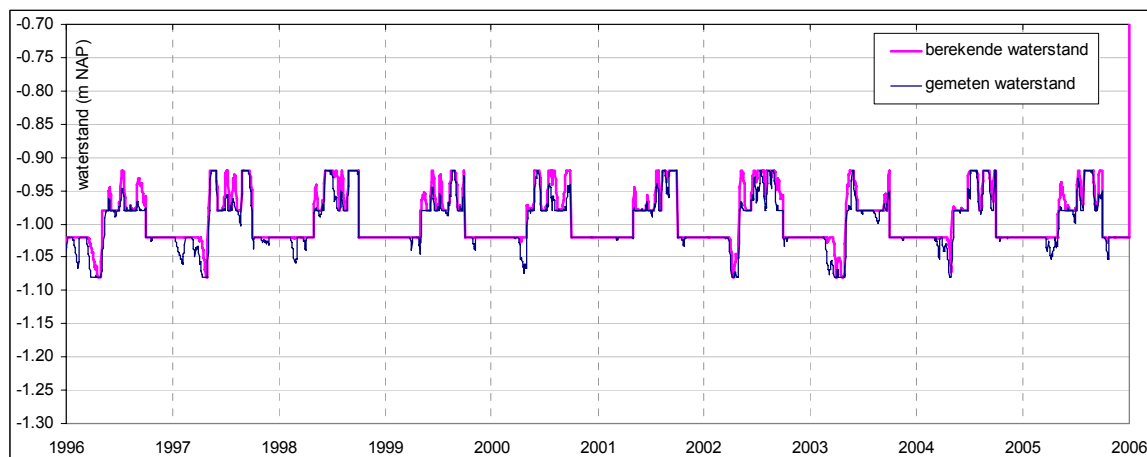
Het Hol en de Westbroekse Zodden

Naast de overeenkomsten tussen Het Hol en Westbroek, voor wat betreft de uitwisseling met het grondwater, vertonen beide gebieden ook overeenkomsten wat betreft de uitwisseling met het omliggende oppervlaktewater. Beide gebieden staan in open verbinding met de rest van de polder waarin ze gelegen zijn. Bij een neerslagtekort trekt er water het gebied in en bij een neerslagoverschot stroomt er water het gebied uit. De hoeveelheden hiervan zijn niet gemeten. Het gebiedsvreemde water in Het Hol is via het Hilversums Kanaal afkomstig uit de Wijde Blick. Het gebiedsvreemd water in de Westbroekse Zodden is afkomstig uit de Loosdrechtse Plassen (Provincie Utrecht, 2002). Figuur 4.2 toont de peilscheidingen in Het Hol en de Suikerpot. Op basis van de beschikbaarheid van de gegevens is alleen een waterbalans van Het Hol opgesteld en niet van de Suikerpot.

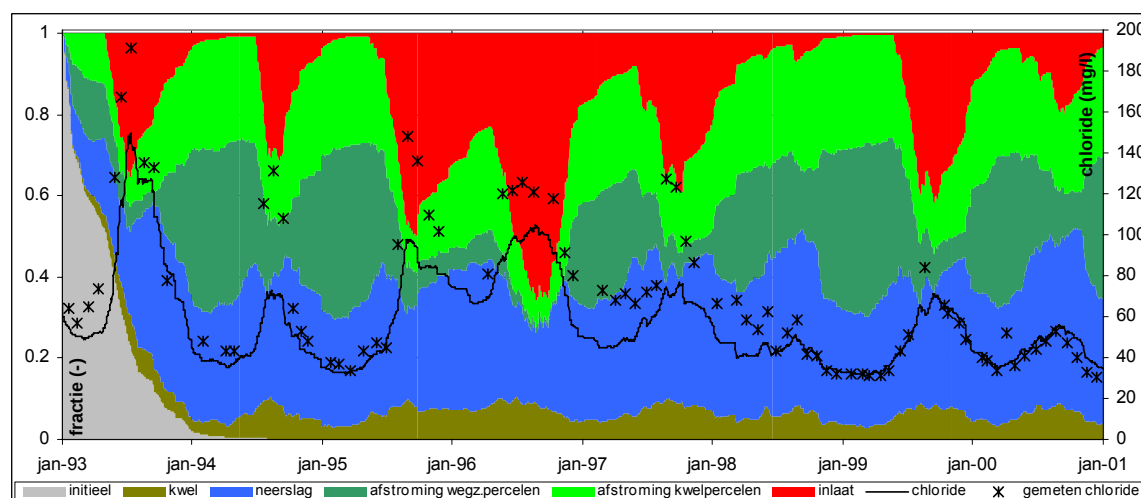


Figuur 4.2 Peilscheidingen in Het Hol en de Suikerpot.

De waterbalansen zijn gecontroleerd door middel van de vergelijking van de gemeten en berekende dagwaterstanden en de vergelijking van de gemeten en berekende chlorideconcentraties. Figuur 4.3 toont het resultaat van de controle op de waterstanden in de Westbroekse Zodden. Te zien is dat deze orde grootte goed overeenkomen en dat ook de pieken en dalen in veel gevallen goed berekend worden. Voor het Hol geldt dit ook (niet getoond). Figuur 4.4 toont het resultaat van de controle op de chloridegehalten in Het Hol.



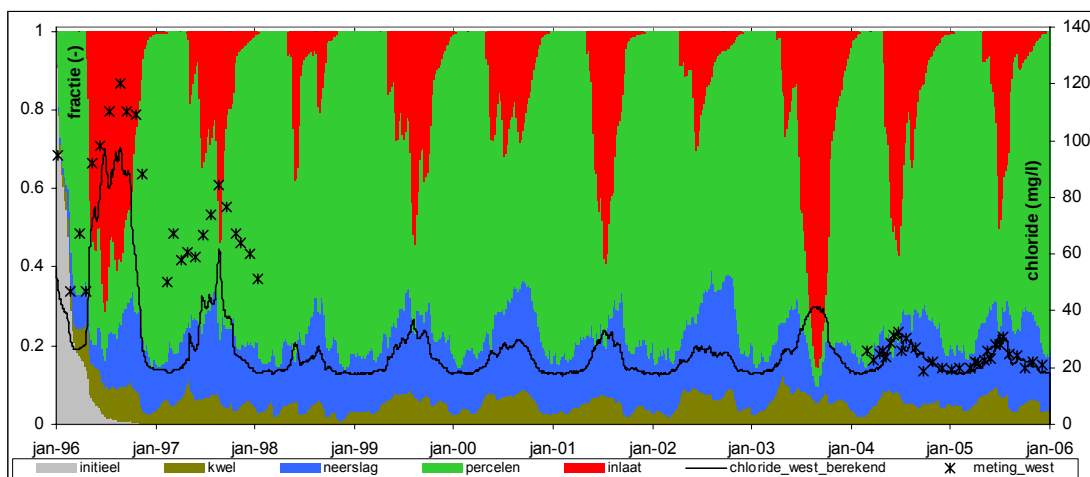
Figuur 4.3 Berekende en gemeten waterstand Westbroekse Zoden.



Figuur 4.4 Berekende en gemeten chloridegehalten en herkomst van water in Het Hol.

Figuur 4.4 laat zien dat de chlorideconcentraties in de laatste twee jaar goed worden berekend. In de periode daarvoor wijken gemeten en gemodelleerde gehalten sterker af, dit geldt met name voor de pieken in de metingen. Dit is vermoedelijk vooral het gevolg van het feit dat het water in Het Hol in de waterbalans als één gemengde bak wordt gemodelleerd. Het chloridemeetpunt bevindt zich echter aan de westelijke grens van Het Hol (AGV-meetpunt PKH020). Dit zorgt voor een vertekend beeld, het meetpunt laat vooral het chloridegehalte van het inlaatwater zien en niet dat van de gemengde “bak”. Er is echter sprake van een dalende trend van de chlorideconcentratie van het inlaatwater (de Wijde Blik, AGV-meetpunt 1107). Door de daling zijn de concentraties van het inlaatwater orde grootte gelijk geworden aan die van het water in Het Hol. Hierdoor heeft de aanname van volledige menging minder effect en worden de chlorideconcentraties veel beter gemodelleerd. Figuur 4.4 laat ook zien dat niet alleen het absolute gehalte maar ook de variatie in het chloridegehalte goed klopt.

Figuur 4.4 laat ook de herkomst van het water in Het Hol zien. De bak water was eerst gevuld met “initieel water”, wat door verversing in circa 1 jaar tijd verdwenen is. Er blijkt dat doorgaans 30% - 40% van het water in Het Hol afkomstig is van neerslag. Bijna elke gemodelleerde zomer trekt er water uit de Wijde Blik naar binnen. In de zomer van 1996 vormt dit water 60% van het totale water in Het Hol.



Figuur 4.5 Berekende en gemeten chloridegehalten en herkomst water in Westbroek.

Figuur 4.5 laat zien dat de chlorideconcentraties in de laatste twee jaar goed worden berekend (Waternet, 2009). Hiervoor kan dezelfde verklaring gegeven worden als bij Het Hol. Figuur 4.5 laat ook de herkomst van het water in de Westbroekse Zodden zien. De bak water was eerst gevuld met “initieel water”, wat door verversing binnen een jaar verdwenen is. Het aandeel neerslag is kleiner dan in Het Hol. Het percentage open water is in de Westbroekse Zodden ook circa 16% en in het Hol circa 25%. Dit kleinere percentage wateroppervlak in de Westbroekse Zodden resulteert ook in een grotere hydraulische belasting van het oppervlaktewater. De hydraulische belasting kan worden omschreven als de som van alle binnenkomende waterfluxen per eenheid wateroppervlak, uitgedrukt in mm/d. Dit komt overeen met de gebruikelijke beschrijving van de dagneerslag.

In de winter bestaat het water voor circa 80% uit water dat van de percelen afkomstig is. Elke gemodelleerde zomer trekt er inlaatwater het gebied binnen. In de extreme zomer van 2003 vormt dit water 80% van het totale water in de Westbroekse Zodden. Het overige water bevindt zich in de haarvaten van het systeem, vermoedelijk op de locaties waar er sprake is van kwel (oostzijde van de Westbroekse Zodden). In tegenstelling tot Het Hol is het ingelaten water elke winter weer verdwenen door verversing.

De Deelen

De Deelen onderscheidt zich van Het Hol en Westbroek wat betreft de uitwisseling met het grondwater, maar ook wat betreft de uitwisseling met het oppervlaktewater. Er is geen sprake van kwel, zoals bij Het Hol en Westbroek, en er is ook geen sprake van de vrije intrek van gebiedsvreemd water. Voor peilhandhaving wordt water uit de naastliggende zandwinplas, De Petten, gepompt. Hierdoor is de hoeveelheid ingelaten water bekend. De toegestane peilfluctuatie van 30 cm is ook groter dan de 6 cm van Het Hol en de 16 cm van de Westbroekse Zodden.

De waterbalans van de Deelen beslaat het hydrologische jaar april 2007 - april 2008. Mede door het zeer hoge percentage open water van 54% is de hydraulische belasting van het oppervlaktewater laag, gemiddeld 3,1 mm/d. Tabel 4.3 toont de hydrologische kentallen die deels met de waterbalansen zijn bepaald.

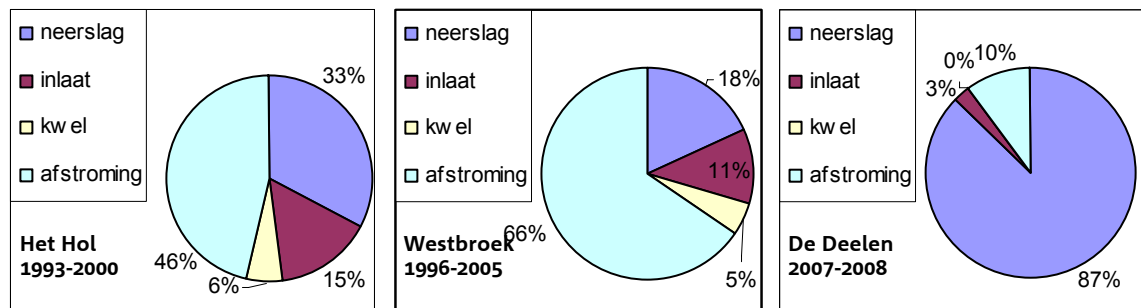
Tabel 4.3 Hydrologische kentallen.

hydraulische kentallen/ gebied	Het Hol (excl. Suikerpot)	Westbroekse Zodden	De Deelen
gemiddelde diepte** (m)	1,0	1,0	0,7
hydraulische belasting (mm/d)	7,6	14,0	3,1
gemiddelde verblijftijd* (d)	132	71	226
peilfluctuatie (max - min, cm)	6	16	30

* De gemiddelde verblijftijd is berekend door de gemiddelde diepte te delen door de hydraulische belasting. Dit is de gemiddelde verblijftijd voor alle fracties of waterdeeltjes in Figuur 4.4. en 4.5. Omdat de nieuwe waterdeeltjes de oude waterdeeltjes niet wegduwen (zoals bij propstrooming) blijven de oude waterdeeltjes in werkelijkheid langer in het systeem. De duur van de aanwezigheid van het oude initiële water is in Figuur 4.4. en 4.5 ook groter, circa een factor 3.

** Dieptes Het Hol en Westbroekse Zodden ingeschat o.b.v. veldwerk Jeroen Geurts (B-Ware) en De Deelen o.b.v. S. Molderink (Stagair bij Staatsbosbeheer, dhr. H. Rozema, 2004.).

Figuur 4.6 toont de relatieve bijdrage van de waterbronnen. De balans van de Deelen is gebaseerd op een enkel jaar. Naar verwachting zal de beschikbaarheid van meer gegevens van De Deelen leiden tot een representatiever beeld.



Figuur 4.6 Relatieve bijdrage waterbronnen.

Schatting externe P-belasting

De stoffenbalans bestaat uit een optelsom van de invoer van fosfaat in kilogrammen P-totaal. Deze vracht is berekend door de debieten van de waterstromen die op het oppervlaktewater komen te vermenigvuldigen met een schatting van de minimale en van de maximale P-totaal concentraties van die waterstromen. Voor zover mogelijk zijn deze concentraties geschat op basis van meetgegevens. Door de totale vracht te delen door het wateroppervlak is de belasting in mg/m² per tijdseenheid berekend. Tabel 4.4 toont de gebruikte totaalconcentraties en de berekende externe P-belasting.

Tabel 4.4 Gebruikte P-totaal concentraties en berekende externe P-belasting.

P-concentraties (mg/l)	Het Hol		Westbroek		De Deelen	
	min	max	min	max	min	max
kwel	0,05 ²	0,45 ²	0,05 ²	0,45 ²	-	-
afspoeling	0,05 ²	0,15 ²	0,05 ²	0,15 ²	0,05 ²	0,15 ²
inlaat	0,10 ⁴	0,30 ⁴	0,12 ⁵	0,30 ⁵	0,00 ³	0,00 ³
externe belasting (mg/m/dag)	0,31	1,38	1,35	5,25	0,01	0,08
belasting neerslag ¹	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
totale belasting	0,32	1,40	1,36	5,27	0,02	0,10

¹ (Buijsman, 2007)

² o.b.v. analyse bodemvochtmonsters in Het Hol (Jeroen Geurts)

³ o.b.v. analyse waterkwaliteitsgegevens Wetterskip Fryslân

⁴ (Waternet, 2009)

⁵ stoffenbalans Maarten Ouboter

Schatting interne belasting

Om een inschatting te geven van de interne belasting is gebruik gemaakt van metingen in de waterbodem en het bodemvocht. Specifiek is gekeken naar het totaalgehalte aan ijzer, zwavel en fosfaat in de bodem en ijzer en fosfaat in het bodemvocht. Op basis van deze karakteristieken kan:

1. een inschatting worden gegeven van het risico op nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem (zie onder andere Lamers *et. al.*, 2007 en Jaarsma, *et. al.*, 2008);
2. een inschatting worden gegeven van de absolute hoogte van de interne P-flux (in mgP/m²/dag) op basis van Geurts en Smolders (*in prep*).

Ad 1. Om het risico op nalevering te bepalen zijn de ratio's (Fe-S)/P als totaalgehalten in de bodem en Fe:PO₄ in het bodemvocht indicatief. In het Hol en Westbroek liggen de ratio's van (Fe-S)/P rond 4 à 5. Dit wil zeggen dat er een overmaat aan ijzer ten opzichte van sulfaat en fosfaat aanwezig is. Dit is gunstig. In de Deelen zijn de ratio's negatief, dit wijst op een overmaat aan zwavel. De Fe:PO₄ ratio's laten een vergelijkbaar beeld zien. Voor de Westbroek en het Hol liggen deze ratio's hoog, vele malen hoger dan 10, dit is wederom gunstig. Voor de Deelen variëren de ratio's op de meeste plaatsen tussen 0.2 en 2. Een waarde lager dan 1 is ongunstig (zie o.a. Jaarsma *et. al.*, 2008).

Ad 2. Uit bovenstaande blijkt dat het risico op nalevering van fosfaat vanuit de bodem voor Westbroek en het Hol gering is en voor de Deelen het grootst is. Met de relaties uit Geurts *et. al* (*in prep*) worden waarden variërend van 0 - 1.45 mg P/m²/dag berekend. In de verdere uitwerking wordt als worst-case benadering de waarde van 1.45 mg P/m²/dag als schatting van de interne belasting aangehouden.

4.3.2 Vergelijking P-belasting met kritische belasting of draagkracht

De kritische P-belasting is berekend met het ecosysteemmodel PC-Lake. Dit model is ontwikkeld door het Jan Janse van het PBL (destijds RIVM). Voor een toelichting op PC-Lake wordt verwezen naar Janse (2005). Voor een toelichting op de kritische belasting en het bepalen hiervan, wordt verwezen naar Jaarsma, *et.al.* (2008). Tabel 4.5. toont de invoerparameters van PC-Lake.

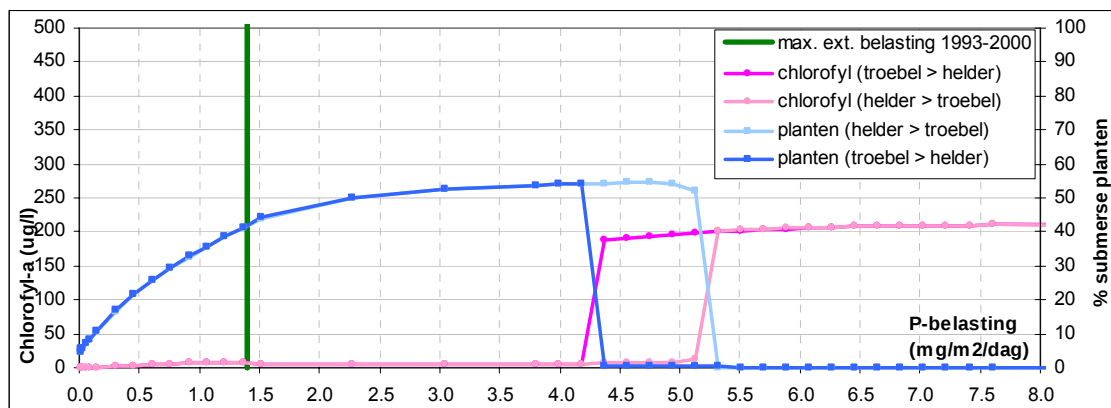
Tabel 4.5 Invoerparameters PC-Lake.

parameters / gebied	Het Hol	Westbroekse Zodden	De Deelen
hydraulische belasting* (mm/d)	7,6	14,0	3,1
gemiddelde diepte (m)	1,0	1,0	0,7
peilfluctuatie (max - min, cm)	6	16	30
gemiddelde strijklengte** (m)	100 (50 - 400)	400 (25 - 800)	400 (25 - 800)
% moeras	0%	0%	0%
bodemtype	veen	veen	veen

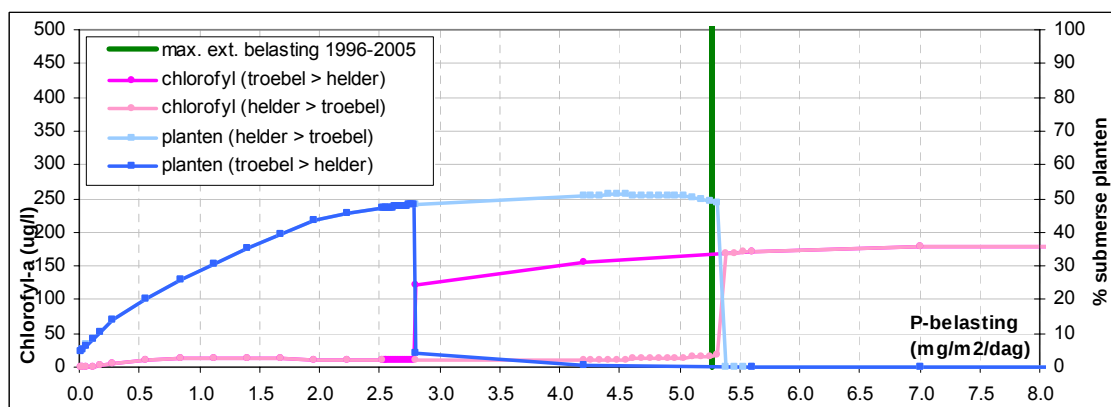
* de gemiddelde dagelijkse hoeveelheid binnenkomend water (m³) gedeeld door het wateroppervlak (m²)

** afgeleid van kaartmateriaal

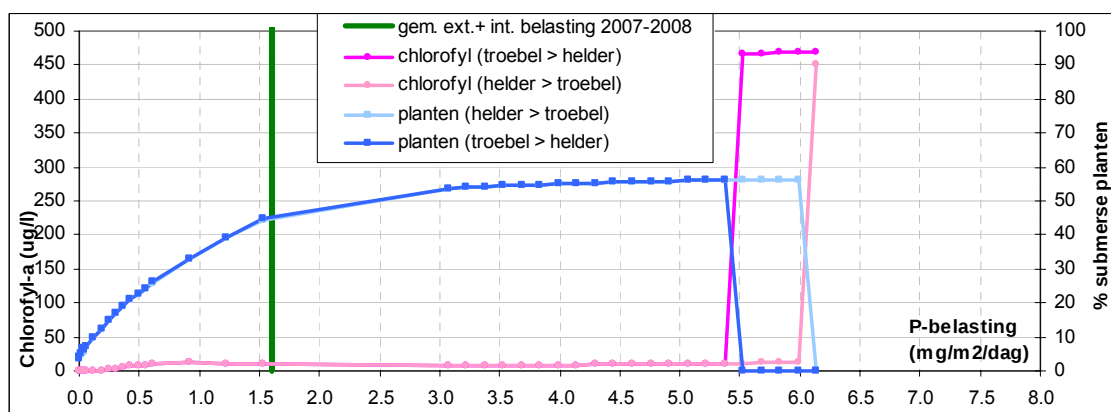
Onderstaande figuren tonen de kritische grenzen per gebiedje, zoals ze zijn berekend met PC-Lake. In deze figuren is ook de totale interne en externe belasting weergegeven. De interne belasting is voor Westbroek en het Hol op nul gesteld, voor de Deelen is 1.45 mg P/m²/dag aangehouden (zie hierboven).



Figuur 4.7 Vergelijking P-belasting en kritische belasting Het Hol.



Figuur 4.8 Vergelijking P-belasting en kritische belasting Westbroekse Zodden.



Figuur 4.9 Vergelijking P-belasting en kritische belasting De Deelen.

De figuren laten zien dat de P-belasting in Het Hol en De Deelen (ver) onder de kritische grenzen liggen. Met andere woorden, de draagkracht van deze systemen is volgens deze berekening groter dan de huidige belasting. De belasting van Het Hol bestaat in zijn geheel uit externe belasting. De belasting van De Deelen bestaat voornamelijk uit interne belasting. De belasting van de Westbroekse Zodden ligt tussen de kritische grenzen van het systeem in. Dat betekent dat de toestand van dit systeem zowel helder als troebel kan zijn, afhankelijk van de initiële toestand.

4.4 Standplaatsniveau: metingen aan stromingspatronen in zetwallen

4.4.1 Aanleiding tot het onderzoek en vraagstelling

Zowel de waterhuishouding als de nutriënten- en ionenhuishouding in het bodemwater worden mede beïnvloed door de verblijftijden van het water in het bodemprofiel. Daarbij is met name de wortelzone van belang.

Er is weinig bekend over de stroming in de zetwallen van laagveenwateren. Meer inzicht in de hier voorkomende stromingsbanen en stroomsnelheden kan bijdragen aan een beter begrip van de processen die er plaatsvinden. De optredende waterstromen hangen sterk af van de doorlatendheid van het bodemmateriaal en de optredende (water-) drukverschillen. Zo zal het stromingspatroon afhangen van de ligging in een kwel- of wegzijgingsgebied en zullen perioden met een neerslagoverschot een ander beeld geven dan droge perioden. Omdat zetwallen een zeer beperkte omvang hebben zijn de te verwachten drukverschillen (verschillen in stijghoogte of potentiaal) tussen verschillende puntlocaties in een dwarsprofiel klein. In dit deelonderzoek worden de volgende vragen beantwoord:

- Is het mogelijk om in een dwarsprofiel de optredende drukverschillen te meten en hiermee een beeld te schetsen van de stromingspatronen in zetwallen en de stroomsnelheden c.q. verblijftijden van waterdeeltjes.
- Zijn er verschillen meetbaar tussen kwel- en wegzijgingslocaties.

4.4.2 Methode van onderzoek

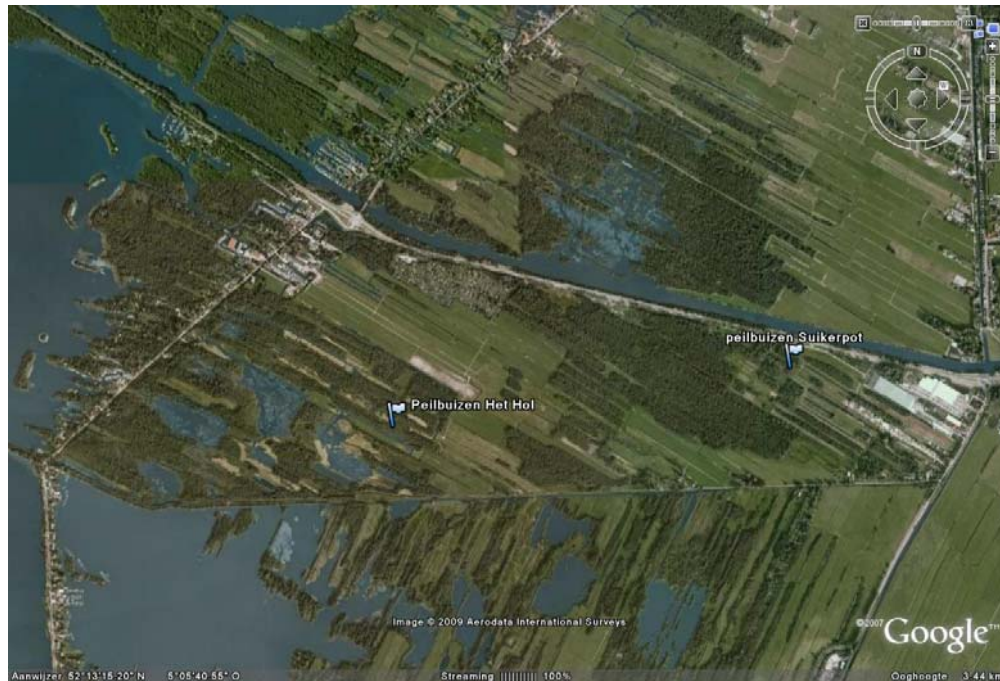
Er is gekozen voor proeflocaties in het gebied Het Hol van Natuurmonumenten, gelegen in het oostelijk gedeelte van het Vechtplassengebied. Aan de oostzijde, dicht tegen de heuvelrug van het Gooi is naar verwachting sprake van kwel. De westzijde staat meer onder invloed van wegzijging naar de naastgelegen lager gelegen plassen. Daarom is gekozen voor een tweetal raaien; één in het wegzijgingsgebied (het Hol) en één in het kwelgebied (Suikerpot) (Figuur 4.10).

In elk van de raaien zijn op verschillende afstanden vanuit de sloot stijghoogtemetingen verricht op meerdere diepten in het bodemprofiel. Dit gebeurde met een speciaal geselecteerde pvc-buis, met drie aparte inwendige kanalen (Figuur 4.11). Elk van die kanalen mondt uit een filter, waarvan de diepte zelf gekozen kan worden. Hiermee is het mogelijk om op één locatie met slechts één buis op meerdere diepten in het profiel de stijghoogte te meten. Bovendien kan de smalle buis eenvoudig met een gutsboor worden ingebracht. Daarmee is de mate van bodemverstoring minimaal.

Omdat het naar verwachting slechts om verschillen van enkele centimeters gaat, is het met de drie kanalen in één buis ook eenvoudig om de onderlinge verschillen nauwkeurig te registreren. Bij het normale gebruik van meerdere buizen met een enkel filter is er een erg grote kans op meetfouten bij de dan noodzakelijke waterpassingen.

De buizen zijn op 31 augustus 2007 geplaatst en vanaf augustus 2007 tot november 2008 zijn de stijghoogten in de buizen vrijwel maandelijks gemeten.

De metingen zijn geanalyseerd met behulp van het hydrologisch model VS2DTI versie 1.1 van de U.S. Geological Survey.



Figuur 4.10 Ligging van de westelijke raai (Het Hol) en de oostelijke raai (Suikerpot).



Figuur 4.11 Peilbuis met drie aparte inwendige kanalen.



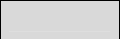
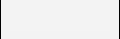
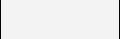
Figuur 4.12 De raai in Het Hol (links) en de Suikerpot (rechts).

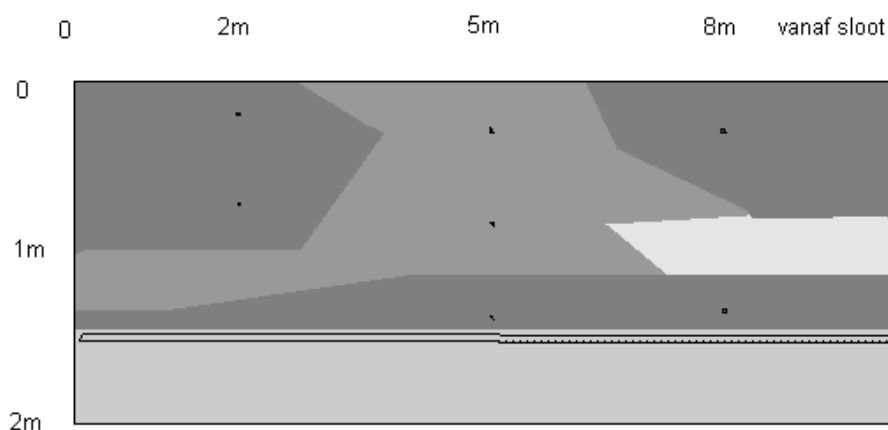
4.4.3 Profielkenmerken en positie van de meetpunten

Het betreft veenprofielen met overwegend eutroof zeggenveen. De humificatiegraad varieert sterk. Ook de doorlatendheid vertoont grote verschillen afhankelijk van de eigenschappen van de veenlagen. Er is alleen geboord op de meetlocaties. In de onderstaande figuren 4.13 en 4.14 worden de dwarsprofielen weergegeven. Daarbij zijn de gedeelten tussen de meetpunten geïnterpoleerd.

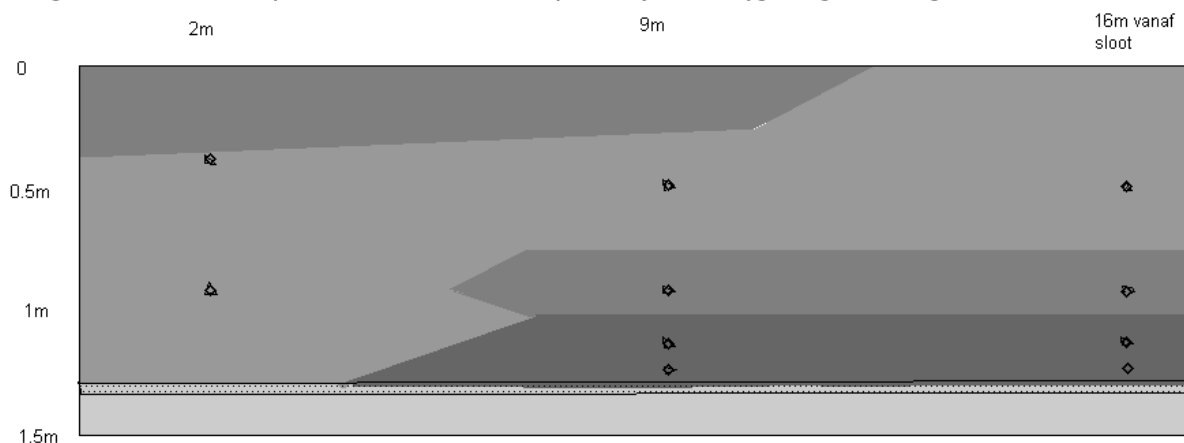
Bij de hieronder weergegeven profielen geldt de legenda, zoals in Tabel 4.6.

Tabel 4.6 Legenda bij de bodemprofielen.

	meerbodem
	<i>zeer slecht doorlatend</i>
	compact, gehumificeerd zeggeveen,
	<i>slecht doorlatend</i>
	licht gehumificeerd zeggeveen,
	<i>redelijk doorlatend</i>
	zand,
	<i>doorlatend goed</i>
	veenlaag met zeer losse structuur
	<i>zeer doorlatend</i>



Figuur 4.13 Bodemopbouw raai Het Hol en positie filters stijghoogtemetingen.



Figuur 4.14 Bodemopbouw raai Suikerpot en positie filters stijghoogtemetingen.

In Tabel 4.7 worden de in deze studie gehanteerde waarden voor de doorlatendheid van de verschillende bodemlagen gegeven. Deze zijn niet gemeten maar ingeschat. Daarbij is gekozen voor afgeronde waarden met eenduidige onderlinge verhoudingen. Er is in opeenvolgende legenda eenheden van Tabel 4.6 steeds sprake van een factor 10 verschil in doorlatendheid. De werkelijke waarden zullen daaromheen schommelen. Met deze aannamen ontstaan slechts geringe fouten bij de bepaling van de stromingsrichtingen. Daarbij gaat het namelijk vooral om de onderlinge (relatieve) verhoudingen in de doorlatendheid van de verschillende bodemlagen. Wel hebben de absolute waarden grote invloed op de stroomsnelheden en deze kunnen bij deze studie dan ook wellicht tot een factor 10 verkeerd gekozen zijn.

Tabel 4.7 Waarden voor de doorlatendheid zoals gehanteerd in deze studie.

Bodemtype	Doorlatendheid cm per dag
Meerbodem, <i>zeer slecht doorlatend</i>	0.01
compact, gehumificeerd zeggenvveen, <i>slecht doorlatend</i>	0.1
licht gehumificeerd zeggenvveen, <i>redelijk doorlatend</i>	1
zand, <i>doorlatend goed</i>	10
veenlaag met zeer losse structuur <i>zeer doorlatend</i>	100

4.4.4 Resultaten

Uit de meetreeks van augustus 2007 tot november 2008 zijn een drietal situaties geselecteerd die een representatief beeld geven van de stromingspatronen onder verschillende weersomstandigheden.

De geselecteerde data zijn:

18 maart 2008	- relatief natte periode	neerslag voorafgaande week 26 mm, neerslag voorafgaande maand 62 mm
29 mei 2008	- relatief droge periode	neerslag voorafgaande week 4 mm neerslag voorafgaande 6 weken 38 mm
16 oktober 2008	- relatief droge periode - na natte maand	neerslag voorafgaande week 10 mm neerslag voorafgaande maand 81 mm

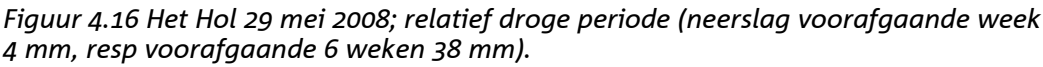
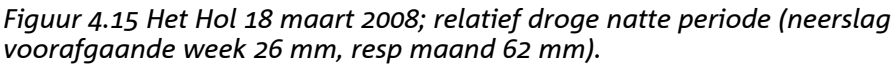
De op deze data gemeten waarden van de stijghoogten in de op verschillende diepte geplaatste filters zijn in onderstaande tabellen weergegeven. Er is steeds gemeten aan het verschil tussen de in de filter optredende stijghoogte met het peil van het oppervlaktewater in de aangrenzende sloot.

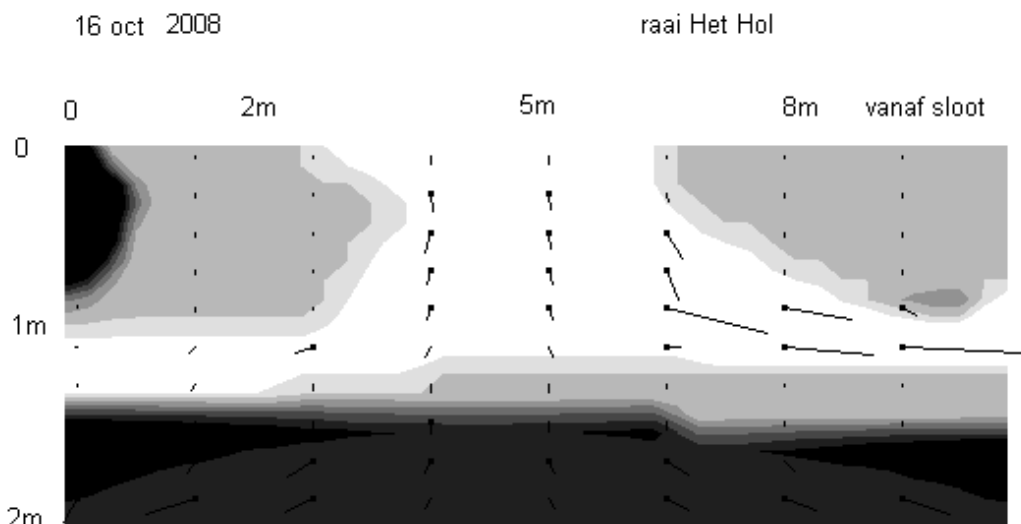
datum	Stijghoogten t.o.v. het waterpeil in het oppervlaktewater (N.B. dit peil is verschillend op de verschillende meetdata !)			
	Het Hol			
	2 m van sloot	5 m van sloot	8 m van sloot	
	diepte filter <i>10-15 62-67 116-121</i>	diepte filter <i>25-35 80-85 135-140</i>	diepte filter <i>22-28 130-135 185-190</i>	filter in zand
8 maart 2008	2 -1 0	7 7 6	1 -2 -2	-8
29 mei 2008	-6 -9 -10	0 -1 0	-8 -10 -10	-14
16 okt 2008	2 -2 -5	1 4 6	-2 -6 -9	-8

datum	Stijghoogten t.o.v. het waterpeil in het oppervlaktewater (N.B. dit peil is verschillend op de verschillende meetdata !)			
	Suikerpot			
	2 m van sloot	9 m van sloot	16 m van sloot	
	diepte filter <i>40-45 80-85 125-130</i>	diepte filter <i>45-50 85-90 120-125</i>	diepte filter <i>45-50 80-85 125-130</i>	filter in zand
8 maart 2008	2 2 2	9 10 11	11 13 10	3
29 mei 2008	-10 -11 -12	-12 -12 -11	-8 -9 -10	-15
16 okt 2008	-1 3 3	14 13 13	13 13 11	5

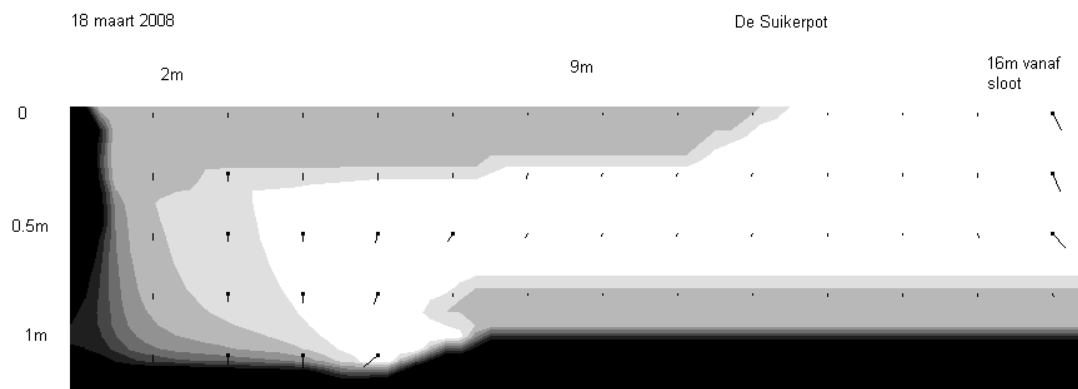
In de figuren 4.15, 4.16 en 4.17 zijn voor deze data de stroomlijnen voor de raai Het Hol weergegeven, zoals berekend met het model VS2DTI,. De grijs tinten geven het watergehalte aan. Omdat het hier om een waterverzadigd profiel gaat is dit gelijk aan het poriëngehalte en deze verschilt per bodemtype. Zo is deze het hoogst in het losse veen en hiervoor geldt de meest lichte grijs tint. Het patroon van grijs tinten correspondeert vrijwel overal met de ligging van de onderscheiden bodemlagen. Alleen aan de randen is sprake van een vertekening, vanwege te donkere kleuren. Die corresponderen met een laag watergehalte omdat er hier in het model sprake is van leegloop zonder voldoende aanvulling. Dit is echter een gevolg van het gehanteerde model met een vrije drainage – randvoorwaarde. Dit zal in werkelijkheid niet optreden.. Deze fouten blijven beperkt tot enkele decimeters aan de randen van het model. De vector geeft de richting aan van de stroming (vanaf de punt). Daarbij komt een vectorlengte die gelijk is aan 1 meter op de horizontale schaal overeen met een snelheid van transport van 5 cm per dag.

In de figuren 4.18, 4.19 en 4.20 zijn voor deze data de stroomlijnen voor de raai Suikerpot weergegeven, zoals berekend met het model VS2DTI. Zoals beschreven voor Het Hol geven ook hier de grijs tinten geven een globaal beeld van de ligging aan van de onderscheiden bodemlagen. De vector geeft de richting aan van de stroming (vanaf de punt). Ook hier komt een vectorlengte die gelijk is aan 1 meter op de horizontale schaal overeen met een snelheid van transport van 5 cm per dag.

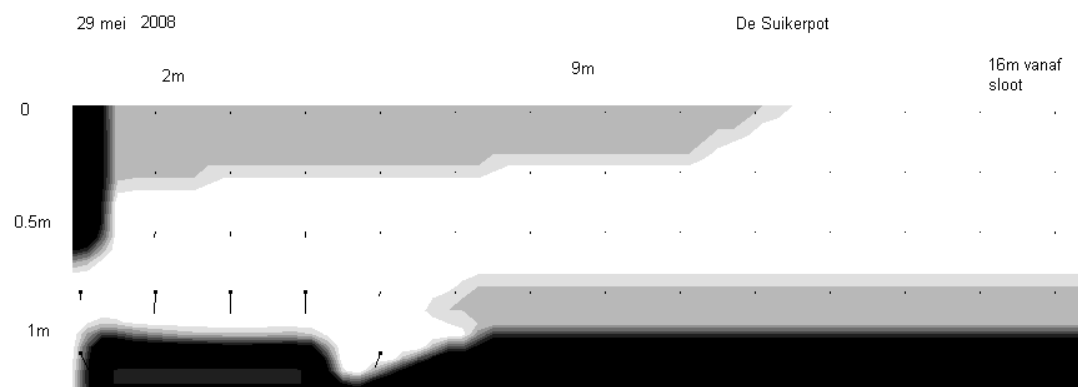




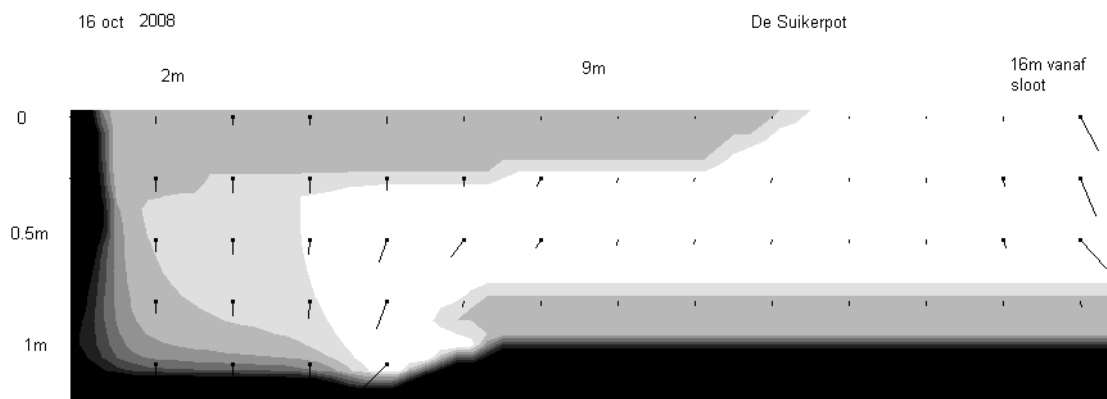
Figuur 4.17 Het Hol 16 oktober 2008; relatief droge periode na natte maand (neerslag voorafgaande week 10 mm, resp voorafgaande maand 81 mm).



Figuur 4.18 Suikerpot 18 maart 2008; relatief natte periode (neerslag voorafgaande week 26 mm, resp maand 62 mm).



Figuur 4.19 Suikerpot 29 mei 2008; relatief droge periode (voorafgaande week 4 mm, resp voorafgaande 6 weken 38 mm).



Figuur 4.20 Suikerpot 16 oktober 2008; relatief droge periode na natte maand (neerslag voorafgaande week 10 mm, resp voorafgaande maand 81 mm).

4.4.5 Conclusies standplaatsniveau

De gemeten stijghoogten in de buiskanalen met de filters op verschillende diepten laten verschillen zien in de orde van enkele centimeters. De afstand tussen de filters in één buis bedraagt ca. 0.5 m. De afstand tussen de buizen onderling bedraagt steeds enkele meters. Dit betekent dat de stijghoogtegradiënt (verschil stijghoogte (m) / afstand (m)) in de orde van grootte van enkele procenten ligt. Met de in Tabel 4.7 gehanteerde waarden voor de doorlatendheid betekent dit dat de transportsnelheid van waterdeeltjes in de best doorlatende lagen slechts enkele cm per dag bedraagt, wat erg laag is. Dat is goed te zien in de figuren 4.15, 4.16 en 4.17 waar de stroomsnelheid in de losse zeggenveenlaag maximaal 5-10 cm per dag bedraagt. Zo hebben, wanneer de gesimuleerde omstandigheden hier een maand gelijk blijven, de waterdeeltjes in die maand een afstand van 2 tot 3 meter afgelegd. In alle andere lagen is de snelheid een factor 10 of meer lager.

De resultaten laten zien dat de waterbewegingen zich concentreren in de beter doorlatende lagen en dat in het meer gehumificeerde zeggenveen nauwelijks waterbeweging plaatsvindt. Dit zal ertoe leiden dat na hevige neerslag veel water oppervlakkig afstroomt naar de sloten. Alleen waar goed doorlatende lagen tot bovenin reiken kan sprake zijn van relevante waterstroming door deze lagen naar grotere diepte. Het is duidelijk dat de lokale profielopbouw en met name de aard en verbreiding van de goed doorlatende veenlagen allesbepalend is voor de optredende waterstroming. Zoals bekend is varieert dit sterk in veengebieden en dus ook in de niet vergraven zetwallen.

Weliswaar met geringe transportsnelheden, vertoont Het Hol de kenmerken van een overwegend neerwaarts wegzijgingsprofiel, waarbij een geconcentreerde horizontale stroming door een losse veenlaag dominant is.

In de Suikerpot worden onderin het profiel soms wel hogere stijghoogten gemeten dan bovenin, maar zijn deze verschillen te gering om duidelijk opwaartse stroming te bereiken. Ook hier overheerst een (zeer langzame) neerwaartse en zijdelingse stroming naar de slootbasis. Ook hier is er geen sprake van invloed van het diepere grondwater (via opwaartse kwel) tot in het wortelzone. Het lijkt er op dat de regionale kwel die zich hier voordoet nauwelijks effecten heeft op de waterbewegingen in de toplaag van de zetwal. De kwelstroming manifesteert zich waarschijnlijk alleen aan de bodem van de sloten.

In deze studie zijn de doorlatendheden ingeschat. De foutenmarge bedraagt naar verwachting hooguit een factor 10 voor de verschillende lagen. Deze fouten kunnen leiden tot een beperkte vertekening van de stroombanen en tot een aanzienlijke fout bij de bepaling van stroomsnelheden en verblijftijden.

Metingen aan stromingspatronen zijn dus relatief goed uitvoerbaar en modelstudies geven een redelijk betrouwbaar hulpmiddel voor stromingsanalyses. Echter, de diversiteit van de profielen in de laagveenmoerassen noodzaakt tot gedetailleerde veld- en laboratoriumbepalingen aan doorlatendheden, voordat betrouwbare stromingsberekeningen uitgevoerd kunnen worden.

4.5 Conclusies voor beheer

Omdat er lokaal grote verschillen zijn in de bodemopbouw van deze veengebieden is het moeilijk om algemeen geldende uitspraken te doen over de waterbewegingen in de zetwallen.

Voor wat betreft de stroming in de oorspronkelijke zetwallen, zoals die in Het Hol en waarschijnlijk ook de Deelen aanwezig zijn, geldt dat er nauwelijks waterverplaatsing optreedt in de diepere lagen. Hier zal vrijwel al het neerslagwater in natte perioden en bij hoge grondwaterstanden snel oppervlakkig tot afstroming komen. Er zal in deze perioden weinig water verticaal het profiel binnendringen. Lokaal kan dit wel het geval zijn als er losse zeer goed doorlatende veenlagen in directe verbinding staan met het maaiveld en deze stroombanen vormen die ook in goede verbinding staan met het oppervlaktewater. Voor nieuw aangelegde petgaten, zoals in een gedeelte van de Westbroekse Zodden, geldt dat hier door het gebruik van los materiaal lokaal zeer grote zijwaartse lekverliezen kunnen optreden. Dit geldt zeker voor de eerste jaren na aanleg.

In dit hoofdstuk zijn voor de 3 geselecteerde gebieden op meerdere schaalniveaus de hydrologische kenmerken beschreven. Op mesoniveau zijn naast de waterbalansen ook de stoffenbalansen beschreven en is de berekende P-belasting afgezet tegen de kritische belasting. Dit geeft inzicht in de te verwachten kwaliteit in termen van helder en plantenrijk water of juist troebel water. In de praktijk kan dit natuurlijk anders zijn. Bijvoorbeeld doordat andere factoren zoals troebeling door slib of de visstand beperkend zijn voor de ecologische ontwikkeling. Daarop wordt in de volgende hoofdstukken ingegaan.

De hydrologie is in dit onderzoek een ondersteunende discipline. Om te beoordelen of deze aanpak voor het laagveenwateren onderzoek een meerwaarde heeft opgeleverd moet duidelijk zijn of er met deze hydrologische kennis een beter begrip is ontstaan van wat we in de diverse ecologische studies hebben waargenomen. Hierop wordt ingegaan in hoofdstuk 3 van dit rapport.

5 Correlaties tussen milieukwaliteit en biodiversiteit

Jeroen Geurts en Judith Sarneel

5.1 Inleiding

In laagveenwateren zullen gedurende het verlandingsproces gemeenschappen van ondergedoken waterplanten overgaan in terrestrische vegetaties, of zal er verlanding vanuit de oevers optreden. Dit successieverloop wordt gekenmerkt door een hoge biodiversiteit van flora en fauna. Helaas zijn veel karakteristieke soorten gedurende de laatste decennia behoorlijk achteruitgegaan en is de biodiversiteit van laagvenen gedaald (Beltman *et al.* 2008). In het preadvies laagveenwateren (Lamers *et al.* 2001) werden de verschillende VER-thema's (vermesting, verzuring en verdroging) verantwoordelijk gesteld voor de verslechtering van habitatkwaliteit en het verlies van soorten. Aangezien verlanding zowel betrekking heeft op de aquatische als de meer terrestrische fases, zullen zowel de kwaliteit van het water als de kwaliteit van de oever een grote rol spelen bij de vegetatieontwikkeling. In dit hoofdstuk zal gekeken worden naar de samenhang tussen biodiversiteit en de kwaliteit van deze componenten afzonderlijk, en hun onderlinge interactie. De vraag hierbij was:

- *Welke factoren sturen de biodiversiteit (flora en fauna) van oever en water?*

Omdat de al eerder genoemde VER-thema's in het veld vaak samenhangen en dus het beste samen bestudeerd kunnen worden, is gekozen voor een correlatieve studie waarbij de water- en oeverkwaliteit, flora en fauna en voedselwebrelaties van karakteristieke, biodiverse laagveenwateren en verstoorde, soortenarme laagveenwateren met elkaar werden vergeleken. Er werd zowel in de eerste als tweede fase van dit OBN project een poging gedaan om de voor biodiversiteit bepalende randvoorwaarden en versturende factoren te achterhalen. De specifieke vragen waarop getracht is een antwoord te vinden zullen per onderdeel (flora, fauna, algen) worden aangegeven.

Omdat verlandingsgemeenschappen zich op de grens van land en water bevinden is ook nauwkeurig gekeken naar de interactie tussen de kwaliteit van beide en de effecten hiervan op de flora en fauna. Dat eutrofiering desastreuze gevolgen kan hebben behoeft geen betoog. Wel is het belangrijk de rol van nutriëntenbeschikbaarheid in water en oever te onderzoeken zodat duidelijk wordt welke kruisverbanden hier bestaan. Om meer inzicht te krijgen in de effecten van nutriëntentoevoer via oever en water werd een mesocosm-experiment opgezet. Bij dit meerjarig experiment werd het hele verlandingsstelsel in het klein nagebootst, waardoor een soort mini-laagveentjes ontstonden. Er werd gekeken hoe vegetatie, water- en bodemkwaliteit zich onder verschillende bemestingsregimes ontwikkelden. Ook de reactie van fauna hierop werd bestudeerd. De verwachting was dat eutrofiering en sulfaatverrijking van het water een negatief effect zullen hebben op de karakteristieke soorten, terwijl de meer algemene, eutrafente soorten hiervan zullen profiteren. Een andere hypothese was dat de mesotrofe soorten juist het water in groeien als de oever wel bemest is, om de concurrentie met de snelgroeierende,

eutrafente soorten uit de weg te gaan en op zoek te gaan naar plaatsen met meer licht.

5.2 Vergelijkende veldstudies

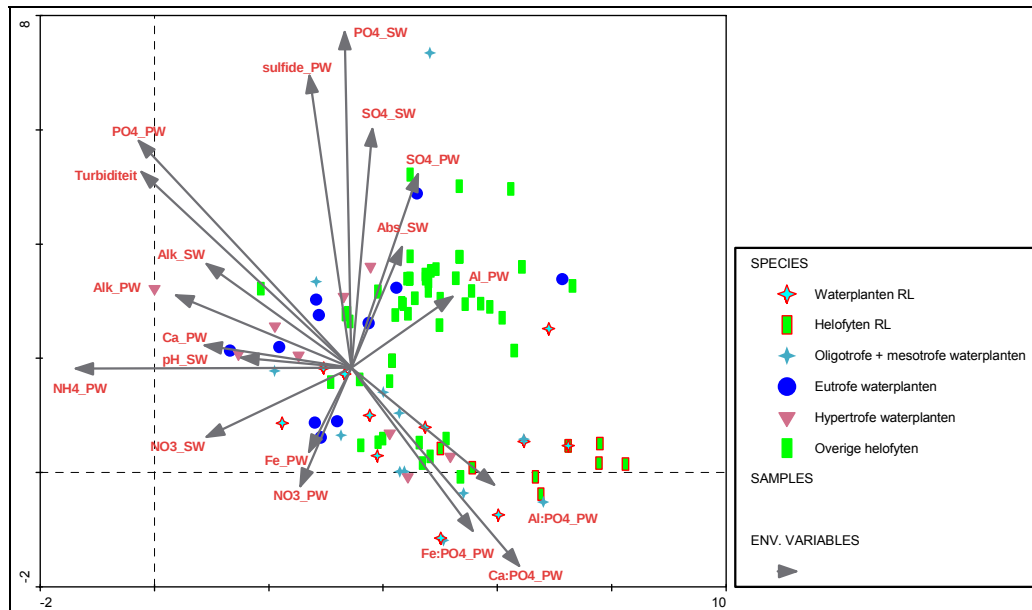
Er zijn voor dit onderzoek meer dan 25 laagveenplassen in Nederland, Polen en Ierland bemonsterd (Tabel 3.1). Hoewel de verschillende onderzoekers geprobeerd hebben ook binnen deze gebieden dezelfde onderzoekslocaties te bestuderen, bleek dit voor een juiste bestudering van flora, fauna, (sier)algen en waterkwaliteit niet altijd haalbaar. Wel is er steeds voor gezorgd dat er een directe koppeling mogelijk was tussen flora, fauna of sieraalgensamenstelling en de betreffende habitatkwaliteit. Kleine methodische verschillen zullen per onderdeel aangegeven worden. Ter onderscheid van de verschillende typen bodemvochtmonsters zal het poriewater van onderwaterbodems steeds 'bodemvocht' en het poriewater van oevers steeds 'oevervocht' genoemd worden.

5.2.1 Aquatische fase

De veldgegevens uit de 1^e fase zijn in het eerste jaar van de tweede fase, waar nodig, aangevuld met nieuwe metingen in o.a. de Molenpolder, de Wieden, de Weerribben, Wapserveen en de Reeuwijkse plassen. Ook hier zijn watermonsters en monsters van het poriewater van onderwaterbodems (bodemvocht) genomen en werden vegetatie opnamen gemaakt van de aquatische vegetatie (Tansley methode). In een aantal gevallen zijn bodemonsters genomen van de onderwaterbodem. De totale dataset is onderworpen aan een uitgebreide statistische analyse. In het eindrapport van de 1e fase werd al vermeld dat de Fe:PO_4 en Ca:PO_4 ratio in het bodemvocht belangrijke indicators zijn voor zowel mobilisatie van fosfaat als het voorkomen van Rode Lijst soorten. Bovendien zijn het relatief stabiele variabelen vergeleken met concentraties van verschillende stoffen in oppervlaktewater en bodemvocht. Na het aanvullen van de dataset in 2006 werd dit verder bevestigd. Op plaatsen waar Rode Lijst soorten voorkomen, zijn de genoemde ratio's significant hoger ($p < 0.001$) dan op locaties waar deze soorten ontbreken. Ook is de sulfideconcentratie er significant lager ($p < 0.001$) en is de Al:PO_4 ratio ($p < 0.001$) en de Fe:S ratio ($p < 0.01$) significant hoger ($p < 0.001$). De turbiditeit van het water en de fosfaat-, sulfaat-, magnesium- en chlorideconcentraties in het water en bodemvocht zijn significant lager ($p < 0.01$) op plaatsen waar Rode Lijst soorten aanwezig zijn. De totale hoeveelheid fosfaat in de bodem en totaal-sediment ratio's blijken geen relatie te hebben met het voorkomen van (Rode Lijst) soorten.

Het DCA-diagram in Figuur 5.1 vat bovenstaande resultaten samen. Hierin staan de gevonden plantensoorten in de opnames weergegeven in relatie tot een aantal chemische variabelen in oppervlaktewater en bodemvocht. Er is een duidelijke gradiënt te zien in waterplanten van troebele, fosfaat-, sulfaat- en sulfiderijke plaatsen met vooral eutrofe en hypertrofe soorten naar plaatsen met hoge Fe:PO_4 , Ca:PO_4 en Al:PO_4 ratio's en meer oligotrafente, mesotrafente en Rode Lijst soorten. De meeste helofyten worden gevonden op de sulfaatrijke plekken, ammoniumarme plekken met een lage pH of op plaatsen waar de Fe:PO_4 , Ca:PO_4 en Al:PO_4 ratio's hoog zijn. Helofyten van de Rode Lijst zijn vooral te vinden op de laatstgenoemde plaatsen.

Verder blijkt dat de meeste mesotrafente oeverplanten, ecosystem engineers die verlanding op gang kunnen brengen, alleen het water ingroeien als de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater lager is dan $1 \mu\text{mol/l}$ ($0.03 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$). Bij hogere fosfaatconcentraties wordt dit belemmerd door concurrentie van algen, woekerende waterplanten of eutrafente/indifferente oeverplanten (o.a. Riet, Lisdodde, Liesgras, Watermunt en Waterscheerling). Deze waarde lijkt dus een belangrijke randvoorwaarde te zijn voor mesotrafente verlanding.

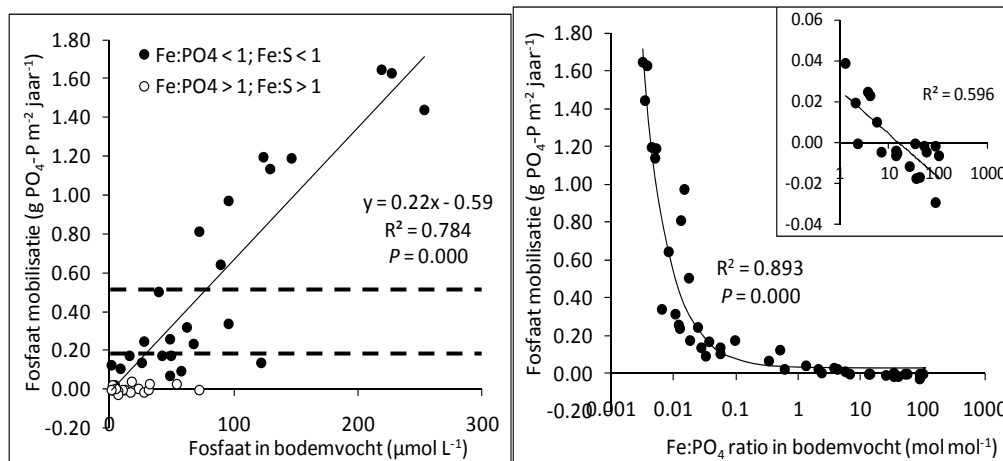


Figuur 5.1 Relatie tussen het voorkomen van plantensoorten en een aantal belangrijke chemische variabelen in het bodemvocht en oppervlaktewater, op basis van waarnemingen en analyses in 145 laagveenwateren. PW=bodemvocht, SW=oppervlaktewater, RL=Rode Lijst.

Potentiële mobilisatie van nutriënten naar de waterlaag

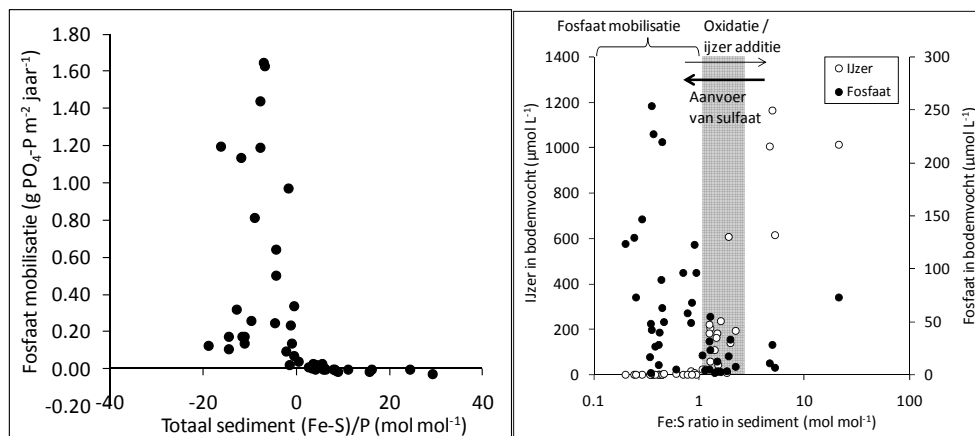
Om een eenvoudige indicator te vinden voor de potentiële mobilisatie van nutriënten naar de waterlaag zijn er sedimentmonsters verzameld in 44 Nederlandse petgaten, plassen en –sloten, gesitueerd in de volgende laagveenplassen: Amstelveense poel, Langerzaarsche plassen, Nieuwkoopse plassen, Vlietpolder, De Wieden en Schutslooterwilde. Het sediment werd in glazen kolommen gedaan en er werd water opgezet, waarna mobilisatiesnelheden van fosfaat en stikstof konden worden bepaald door de toename van fosfaat- en stikstofconcentraties in de waterlaag te meten na 30 en 60 dagen. Daarnaast werden verschillende sediment- en bodemvochtkarakteristieken bepaald.

De gemeten mobilisatiesnelheden van fosfaat naar de waterlaag lagen tussen -0.03 tot 1.65 g $\text{PO}_4\text{-P}$ per m^2 per jaar (Figuur 5.2). Dit zijn relatief lage waarden vergeleken met andere onderzoeken, waarin maximale mobilisatiesnelheden van 4.4 tot 21.9 g $\text{PO}_4\text{-P}$ per m^2 per jaar werden gevonden (Lofgren & Boström, 1989; Jensen *et al.*, 1992; Van der Molen & Boers, 1994; Kozerski *et al.*, 1999; Martynova, 2008). Wel komen deze waarden uit op bijna de helft van de totale P-belasting in Nederlandse laagveenwateren (0.03 tot 3.7 g $\text{PO}_4\text{-P}$ per m^2 per jaar; Janse *et al.*, 2008). Bovendien ligt een groot deel van de gemeten mobilisatiesnelheden boven de kritische P-belasting voor laagveenwateren (0.18 tot 0.55 g $\text{PO}_4\text{-P}$ per m^2 per jaar; Janse, 2005).



Figuur 5.2 Potentiële fosfaatmobilisatiesnelheden in 44 Nederlandse petgaten, laagveenplassen en -sloten uitgezet tegen de fosfaatconcentratie en Fe:PO₄ ratio in het bodemvocht. De onderbroken lijnen geven de kritische P-belastingen voor laagveenwateren aan.

Fosfaatmobilisatie naar de waterlaag bleek veel hoger te zijn bij Fe:PO₄ ratios < 1 mol mol⁻¹, wat vergelijkbaar is met andere studies (Fe:PO₄ < 1-3.5 mol mol⁻¹; Lofgren & Boström, 1989; Smolders *et al.*, 2001; Zak *et al.*, 2004; Geurts *et al.*, 2008). In de zuurstofhoudende grenslaag tussen bodem en waterlaag wordt ijzer geoxideerd en fosfaat effectief gebonden aan ijzer(hydr)oxides (Mortimer 1941, 1942). Als er te weinig ijzer aanwezig is in het bodemvocht om fosfaat te binden (Fe:PO₄ ratio < 1 mol mol⁻¹) wordt de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag voornamelijk bepaald door de fosfaatconcentratie in het bodemvocht (Figuur 5.2). Dit is vergelijkbaar met de mobilisatie van stikstof naar de waterlaag, wat grotendeels door diffusie wordt bepaald. Als er echter meer ijzer dan fosfaat aanwezig is in het bodemvocht (Fe:PO₄ ratio > 1 mol mol⁻¹), dan wordt de fosfaatmobilisatie door de Fe:PO₄ ratio bepaald. Totaal-P concentraties in het sediment bleken alleen indicatief te zijn voor een lage mobilisatiesnelheid van fosfaat bij lage waarden (< 28 μmol g⁻¹).



Figuur 5.3 Relatie tussen (Fe-S)/P ratio in het sediment en de potentiële fosfaatmobilisatiesnelheden (links). Relatie tussen Fe:S ratio's in het sediment en ijzer- en fosfaatconcentraties in het bodemvocht (rechts). Mogelijk verschuivingen tussen situaties met een lage en hoge beschikbaarheid van ijzer zijn aangegeven met pijlen.

Fosfaatmobilisatie naar de waterlaag blijkt ook af te hangen van de zwavelconcentratie in de bodem. Bij de reductie van zwavel in het anaerobe sediment wordt sulfide gevormd, wat beter aan ijzer bindt dan fosfaat. Daardoor kan er minder fosfaat gebonden worden, wat leidt tot het vrijkomen van fosfaat (Caraco *et al.*, 1989; Smolders & Roelofs, 1993; Lamers *et al.*, 1998). De (Fe-S):P ratio en de Fe:S ratio in de bodem geven dan ook een belangrijke indicatie van de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is om fosfaat te binden. Figuur 5.3 (links) geeft aan dat de

fosfaatmobilisatie naar de waterlaag sterk toeneemt bij een negatieve (Fe-S):P ratio, terwijl er boven een (Fe-S):P ratio van 5 geen fosfaatmobilisatie plaatsvindt (zie ook Jaarsma *et al.*, 2008). De fosfaatconcentratie in het bodemvocht stijgt sterk onder een Fe:S ratio van 1 mol mol⁻¹, wanneer de ijzerbeschikbaarheid in het bodemvocht afneemt (Figuur 5.3 rechts). In dat geval zal de mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag ook toenemen. In laagveenwateren met een hoge sulfaataanvoer zal de Fe:S ratio in het sediment afnemen, waardoor er een verschuiving optreedt naar een situatie met een relatief lage ijzerbeschikbaarheid en hoge fosfaatmobilisatiesnelheden. Terugkeren naar de oorspronkelijke situatie met een hoge ijzerbeschikbaarheid is moeilijker, omdat daarvoor gereduceerde zwavelverbindingen in het sediment geoxideerd en afgevoerd moeten worden, of kunstmatige ijzeradditie dient plaats te vinden.

5.2.2 Biodiversiteit van oevervegetaties

Om de relaties te onderzoeken tussen biodiversiteit en de omgevingsfactoren, en zo meer inzicht te krijgen in de randvoorwaarden voor verlanding, werd een vergelijkende veldstudie opgezet waarbij 61 petgaten bemonsterd werden. Het onderzoek heeft zich geconcentreerd binnen vijf Nederlandse laagveengebieden (De Deelen, De Wieden, De Weerribben, Molenpolder en Westbroek). In elk bemonsterd petgat werd een monster van het oevervocht in de oever (verder oevervocht genoemd) en van het oppervlaktewater genomen. De chemische samenstelling van deze watermonsters werd bepaald op een Continuous flow analyser (SA-40, Skalar Analytical, Breda; De elementen, Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Na⁺ en K⁺) Daarnaast werden ook de volgende kenmerken van het petgat genoteerd: Oeversteilheid, hoogte van de oever, geografische oriëntatie van het petgat, petgat lengte en breedte, leeftijd, waterdiepte en de secchi diepte. Ook werd de aanwezigheid van de meest belangrijke verlandingssoorten in het hele petgat gescoord. Een meer gedetailleerde karakterisatie van de oevervegetatie werd gemaakt met behulp van een Braun Blanquet vegetatieopname van 2 m² op de plaats waar ook het oevervocht bemonsterd werd (Barkman *et al.* 1964).

Vegetatie

Gemiddeld werden ongeveer 12.6 soorten per opname gevonden. Het maximum aantal soorten in een opname was 27. In het totaal werden 145 soorten gevonden, waarvan 82 soorten slechts in minder dan 3 petgaten aanwezig waren. Riet was de meest voorkomende soort, zowel in presentie (62% van de opnames) als in bedekking in de opnames (gemiddelde bedekking 39%). Soorten die veelvuldig de opname domineerden waren Pitrus (gemiddelde bedekking 21%), pluimgas (21,6%), Hennegras (25,8%) en Riet (38,9%). Typische laagveensoorten zoals Slangenwortel, Waterscheerling, Grote boterbloem en Waterdrieblad werden slechts in enkele opnamen aangetroffen (Tabel 5.1). Opvallend is dat wanneer Slangenwortel, Waterdrieblad en Moerasvaren in een opname aanwezig waren, deze wel een redelijke bedekking hadden (48, 16.5, 38.7%, respectievelijk). Krabbenscheer werd in ongeveer 41% van de petgaten aangetroffen, hetzij als losse exemplaren al dan niet in ondergedoken vorm, hetzij petgatvullend. Slangenwortel en Waterdrieblad werden, naast dat ze niet vaak in de opname gevonden werden, ook slechts sporadisch in de petgaten als geheel aangetroffen (in 5% en 15% van de petgaten, respectievelijk). Moerasvaren was wel in veel van de petgaten aanwezig (50%), maar vaak alleen op de oever zelf en zonder uitlopers die het water koloniseren. Al met al kan gesteld worden dat oevers van petgaten in laagveengebieden tegenwoordig gekenmerkt worden door zeer algemene oeverssoorten en dat specifieke laagveen- en verlandingssoorten afwezig zijn. Riet en Moerasvaren zijn de verlandingssoorten die nog het meeste voorkomen.

Tabel 5.1 Overzicht van het voorkomen van een aantal typische laagveen- en ruigte soorten in vegetatieopnames van de bemonsterde petgaten (n=61).

Laagveensoort	Aanwezig in # opnames	Gemiddelde bedekking	Ruigtesoort	Aanwezig in # opnames	Gemiddelde bedekking
Grote boterbloem	2	1.0	Akkerdistel	2	3.0
Slangenwortel	2	48.0	Pijpenstrootje	4	2.8
Moeraskartelblad	2	2.0	Liesgras	9	4.6
Draadzegge	3	4.0	Grote brandnetel	9	11.6
Waterscheerling	3	1.0	Haagwinde	13	7.8
Waterdrieblad	4	16.5	Kale jonker	13	2.2
Holpijp	7	1.6	Gewone braam	14	4.4
Wateraardbei	9	8.3	Pitrus	14	21.3
Hoge cyperzegge	11	8.4	Zwarte els	16	2.7
Grote kattenstaart	16	1.5	Koninginnenkruid	18	8.1
Moerasvaren	22	38.7	Pluimzegge	21	21.7
Riet	38	38.9	Gestreepte witbol	23	14.2

Habitatkwaliteit

Laagveenwateren vormen een zeer heterogeen milieu, waardoor er veel variatie in de gemeten petgateigenschappen werd aangetroffen. Een handige methode om bij zulke grote, complexe data sets inzicht te krijgen in de onderlinge samenhang van al deze variabelen is een Factoranalyse (met Varimax rotatie; SPSS 16.0). Op grond van onderlinge correlaties worden alle gemeten variabelen gegroepeerd tot nieuwe clusters van variabelen. Deze clusters, Factoren genoemd, vormen vaak een soort geïntegreerde variabelen. Zo kan bijvoorbeeld een groep van nitraat, ammonium en fosfaat een beeld geven van de voedselrijkdom van een oever. Daarmee kan zo'n nieuw geconstrueerde Factor soms een duidelijkere verklaring vormen voor bijvoorbeeld soortenrijkdom.

De 26 gemeten variabelen lieten zich groeperen tot 8 interpreteerbare Factoren (Tabel 5.2). De getallen in de tabel geven de gestandaardiseerde richtingscoëfficiënt van de correlatie tussen die variabele en de Factor. Deze laten zich daardoor ook interpreteren als een soort onderlinge rangorde van de variabelen binnen de Factor. Alle richtingscoëfficiënten lager dan 0.40 zijn niet in de tabel weergegeven omdat deze van ondergeschikt belang zijn. De groep van variabelen die sterk correleerde met de eerste Factor is te karakteriseren als zoutgehalte van het oevervocht, aangezien Magnesium, Natrium, Chloride en Sulfaat hierin voorkomen. In de tweede Factor bevinden zich pH, Aluminium en Bicarbonaat in het poriewater. Deze kan daarom als zuurgraad van de oever worden geïnterpreteerd. De derde Factor, met daarin NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} en K^+ in het oppervlaktewater kan worden gezien als nutriëntenrijkdom van het oppervlaktewater. Aangezien zich in de vierde Factor de variabelen leeftijd van het petgat, oeverhoogte en diepte direct bij de kant bevinden, kan deze worden gezien als samenvatting van de morfologische eigenschappen van het petgat. Als min of meer vreemde eend in de bijt bevindt pH van het oppervlaktewater zich ook in deze Factor. Factor vijf geeft de nutriëntenrijkdom van de oever weer, aangezien NH_4^+ , PO_4^{3-} en K^+ concentraties van het oevervocht zich hierin bevinden. Factor zeven, met daarin hellingshoek van de oever, waterdiepte en secchi diepte valt te beschouwen als een tweede morfologische cluster. Interpretatie van de overige Factoren is lastiger aangezien deze een mix zijn van morfologische eigenschappen en chemische variabelen. In het totaal werd 74% van de variatie in de dataset door deze nieuwe variabelen verklaard.

Tabel 5.2 Uit de Factoranalyse verkregen groepering van 26* gemeten karakteristieken van 61 petgaten in Nederlandse laagveengebieden. OV staat voor de concentraties in het poriewater van de oever, W staat voor de concentratie van het betreffende element in het oppervlaktewater.

			1	2	3	4	5	6	7	8
Mg ⁺	(μM)	OV	0.89							
Na ⁺	(μM)	W	0.81							
Na ⁺	(μM)	OV	0.80							
SO ₄ ²⁻	(μM)	OV	0.75							
Ca ⁺	(μM)	OV	0.72							
Cl ⁻	(μM)	OV	0.50	0.41					0.46	
Al ³⁺	(μM)	OV		0.84						
pH		OV		-0.75						
Fe ^{2&3+}	(μM)	OV		0.70			0.49			
HCO ⁻	(μM)	OV		-0.63				-0.41		
Ca ⁺	(μM)	W	0.40	-0.45						
NH ₄ ⁺	(μM)	W			0.88					
K ⁺	(μM)	W			0.82					
NO ₃ ⁻	(μM)	W			0.73					
PO ₄ ³⁻	(μM)	W			0.69					
Diepte direct bij de kant						0.74				
Leeftijd						0.66				
Krabbenscheer aanwezig						0.64				
Oeverhoogte						-0.60		0.55		
K ⁺	(μM)	OV				0.57	0.42			
PO ₄ ³⁻	(μM)	OV					0.80			
NH ₄ ⁺	(μM)	OV					0.72			
NO ₃ ⁻	(μM)	OV						0.78		
Hellingshoek oever								0.60	0.42	
Waterdiepte									0.76	
Secchi diepte									0.72	
Strijk lengte										.714
pH		W				-0.43				0.52

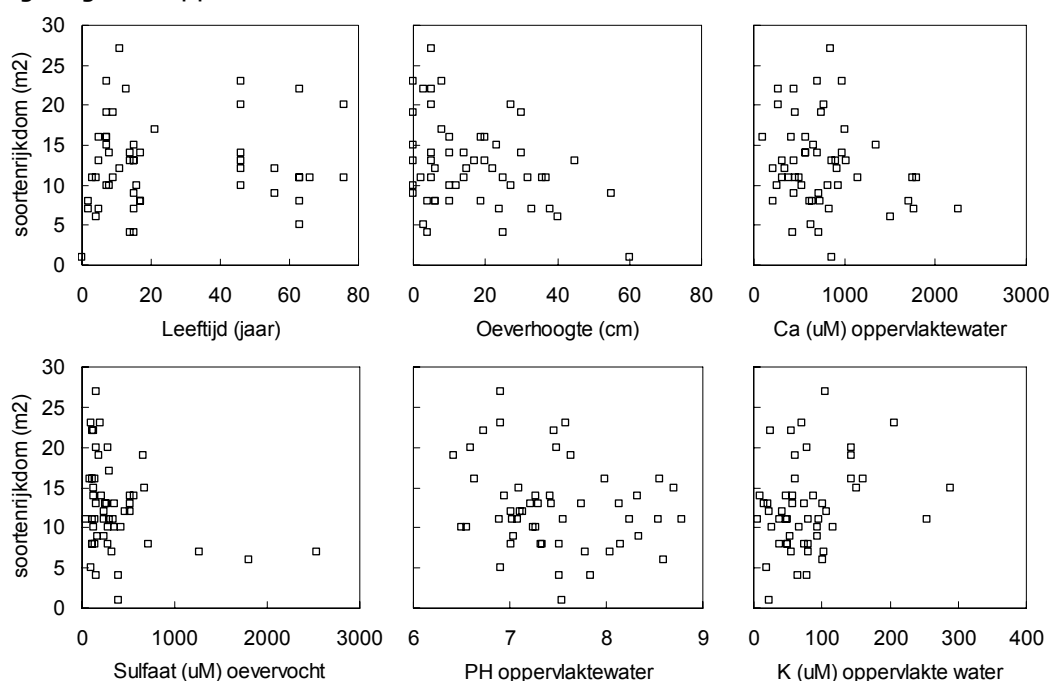
*Op grond van methodische verschillen tussen in Nijmegen en in Utrecht uitgevoerde analyses was het helaas nodig om de variabelen Sulfaat, Aluminium, Magnesium, Chloride en IJzer in het oppervlaktewater uit de analyse te halen.

Een opvallende uitkomst van deze Factoranalyse is dat de nutriëntenrijkdom van het oppervlakte water en die van het oevervocht niet bij elkaar in één Factor zitten. Omdat een Factoranalyse gebaseerd is op onderlinge correlaties betekent dit dat deze groepen van variabelen niet gekoppeld zijn. Nutriëntenrijke oevers correleren niet met nutriëntrijk oppervlaktewater en andersom. Hetzelfde geldt voor de zuurgerelateerde variabelen. Oppervlaktewater en oever lijken echt twee losse componenten. Daarom is het belangrijk om het effect van de voedselrijkdom van zowel het water als de oever te onderzoeken, zoals in het mesocosm experiment is gedaan (paragraaf 5.3). Een andere belangrijke observatie in deze Factoranalyse is dat de Factor waarmee NH₄⁺, PO₄³⁻ en K⁺ van het oevervocht correleren, ook positief correleerde met de hoeveelheid ijzer in het oevervocht. Dit wijst erop dat, net als in waterbodems (paragraaf 5.2.1), ook in oevers interne eutrofiëring een belangrijk proces is voor de beschikbaarheid van nutriënten.

Relaties tussen petgatkenmerken en biodiversiteit van de oever

Hoewel de Factoranalyse een goed beeld geeft van de onderlinge samenhang van de variabelen, bleek geen van de Factoren significant te correleren met de soortenrijkdom op de oever (Pearson's correlaties; SPSS 16.0). Hiermee kon dus niet één bepaald proces of mechanisme als bepalende Factor worden aangewezen.

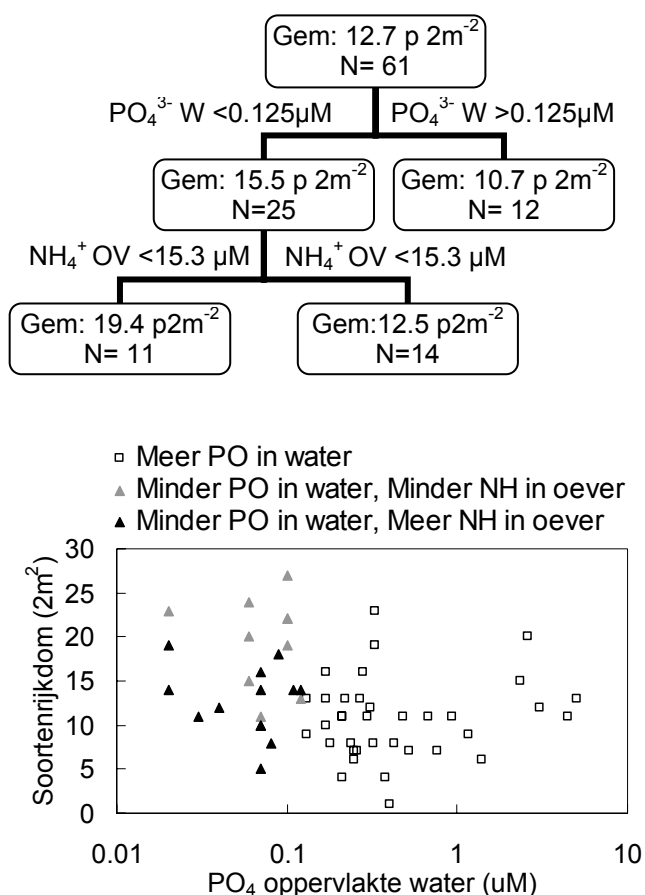
Correlaties van de losse variabelen met soortenrijkdom lieten zien dat alleen oeverhoogte significant met soortenrijkdom van de oever correleerde ($r = -0.288$; $p = 0.024$). Hoge oevers bezaten meestal een lage soortenrijkdom, dit waren dan ook vaak weilanden. Figuur 5.4 laat echter zien dat hoewel soortenrijkdom toeneemt naarmate de oevers lager zijn, er ook erg veel lage oevers met een lage biodiversiteit werden gevonden. Wellicht werd een hoge biodiversiteit in deze opnames door een andere Factor belemmerd. Dit is aannemelijk omdat de soortenrijkdom van de oeveropnames naast een correlatie met oeverhoogte ook trends vertoonde met verschillende andere chemische variabelen. Dit waren het sulfaatgehalte van het oevervocht ($r = -0.250$ $p = 0.054$), de calciumconcentratie van het oevervocht ($r = -0.221$; $p = 0.087$), de kaliumconcentratie in het oppervlakte water ($r = 0.224$; $p = 0.086$) en de pH van het oppervlakte water ($r = -0.226$; $p = 0.085$). Echter, gezien de grote variatie tussen de petgaten (Figuur 5.4) kan niet teveel waarde aan deze correlaties worden toegeschreven. Wel laten deze analyses zien dat de oorzaken van een hoge of lage biodiversiteit uiteenlopend kunnen zijn, en dat de uiteindelijke soortenrijkdom van de vegetatie waarschijnlijk bepaald wordt door een complex samenspel van petgateigenschappen.



Figuur 5.4 Correlaties tussen soortenrijkdom van de oever en petgatkaracteristieken zoals a) Leeftijd, b) Oeverhoogte, c) Calcium in het oppervlaktewater d) Sulfaat in het oevervocht e) pH van het oppervlaktewater en f) K^+ concentratie in het oppervlaktewater.

Om deze interacties te ontrafelen en een overzicht te krijgen van het relatieve belang van de verschillende variabelen werd een regressieboom-analyse uitgevoerd (CRT methode; SPSS 16.0). Een regressieboom analyse splitst de opnames steeds verder op in groepen op grond van één van de onafhankelijke variabelen. Het criterium voor een splitsing is het zo klein mogelijk maken van de variatie binnen de afhankelijk variabele (b.v. Soortenrijkdom in de vegetatie) van de door opsplitsing ontstane groepen. Zo wordt zichtbaar in welke volgorde bepaalde variabelen belangrijk zijn voor de variatie in soortenrijkdom tussen de petgaten. De betrouwbaarheid van deze analyse is echter sterk afhankelijk van de steekproefgrootte. Onze steekproef bevatte weliswaar een aanzienlijk aantal petgaten (61), maar voor een sterke analyse is dit toch aan de kleine kant. Daarom dienen de uitkomsten van de regressieboom slechts voorzichtig gebruikt te worden. Het splitsen werd gestopt wanneer een minimum groeps-grootte van 8 opnames werd bereikt.

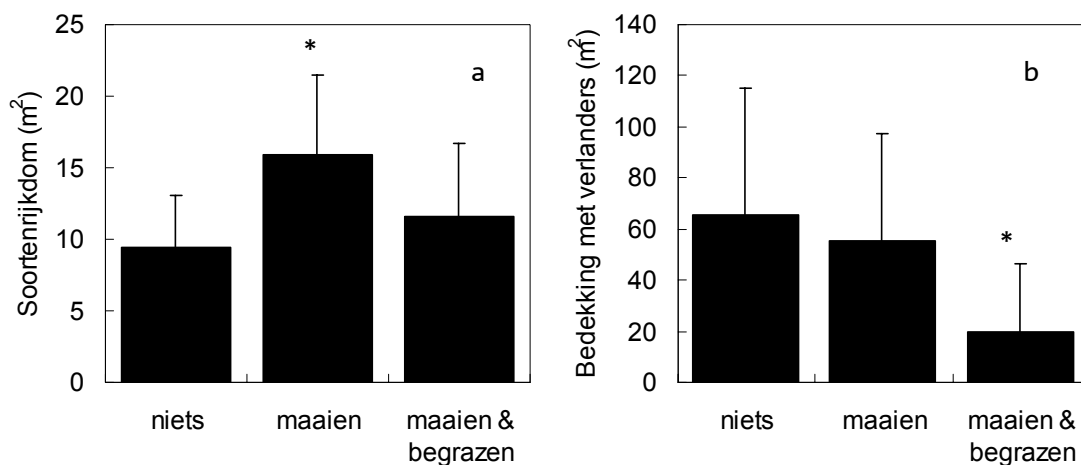
Uit deze analyse waarbij alle 26 gemeten variabelen werden meegenomen bleek dat de eerste onderverdeling gebaseerd was op de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater (Figuur 5.5a). Lagere fosfaatconcentraties correleerden met een hogere soortenrijkdom. Daarna bleek dat binnen de minder fosfaatrijke oevers ammonium concentratie van het oevervocht bepalend was voor biodiversiteit. De hoogste biodiversiteit kan op grond van deze analyse dus verwacht worden in petgaten met een fosfaat concentratie in het oppervlakte water lager dan $0.125 \mu\text{M}$ en een NH_4^+ concentratie in het oevervocht lager dan $15.3 \mu\text{M}$ (Figuur 5.5b). De grens van de fosfaatconcentratie gevonden werd is dezelfde als die voor watertype M27 binnen de KRW wordt aangegeven als grens tussen goede en zeer goede waterkwaliteit (Van der Molen en Pot, 2007). Voor NH_4^+ valt geen vergelijking te maken aangezien de KRW waarden alleen gelden voor oppervlakte water, en de Factor analyse laat zien dat er geen verband bestaat tussen de nutriëntenbeschikbaarheid in het water en in de oever.



Figuur 5.5 a) Onderverdeling van de opnamen in groepen volgens een regressieboom analyse, met daarbij de splitsingswaarden op grond waarvan de onderverdeling in groepen is gemaakt. b) De relatie tussen PO_4^{3-} (μM) en de soortenrijkdom van de oeveropname, waarbij de verschillende groepen zoals die in uit de regressieboom analyse kwamen weergegeven zijn met verschillende symbolen.

Beheersmaatregel maaien

Het bleek mogelijk een vergelijking te maken tussen verschillende typen oever beheer (wel vs. niet maaien vs. maaien en begrazen). Geen maaibeheer leidde meestal tot hoog opgeschoten rietvegetaties en broekbos met een lage biodiversiteit. Op oevers waar zowel maaien als begrazing werd uitgevoerd was de biodiversiteit lager dan bij maaien alleen, en kwamen er ook minder verlandingssoorten voor (Figuur 5.6). De precieze uitvoering van het maaien (tijdstip, frequentie) zal waarschijnlijk het uiteindelijke effect bepalen, maar een inschatting hiervan is op grond van deze gegevens niet mogelijk.



Figuur 5.6 a) Soortenrijkdom bij verschillende typen maaibeheer b) gemiddelde bedekking met verlandingssoorten (tabel 7.1) bij verschillende typen maaibeheer

Al met al laat dit zien dat maaibeheer een gunstige maatregel is voor de biodiversiteit en het voorkomen van verlandingssoorten. De kanttekening die hierbij wel gemaakt moet worden is dat de aanwezigheid van verlandingssoorten nog geen verlanding betekent. Geen maaibeheer correleerde ook met een hoge bedekking van verlandingssoorten, voornamelijk riet.

Beheersmaatregel plaggen

Eenmalig plaggen om de nutriëntrijke bovenlaag te verwijderen in combinatie met voldoende maaibeheer blijkt op de legakkers en schraallanden een succesvolle maatregel voor vegetatieherstel. Herstel van de verlandingsvegetaties op oevers blijft echter vaak achter. Veelal ontstaat een typerend beeld met een dichte hoge vegetatie zoom dicht bij de oever terwijl zich enkele meters van de oever een veel lagere en opener vegetatie bevindt. Hoge vegetaties zijn dikwijls een indicatie van een hoge nutriëntenconcentratie en zou dit ook hier een oorzaak kunnen zijn voor dit patroon. Aangezien oevers vaak om praktische redenen niet geplagd of gemaaid worden, zouden nutriënten zich in de oeverzone zouden kunnen ophopen. Wanneer dit zo is,

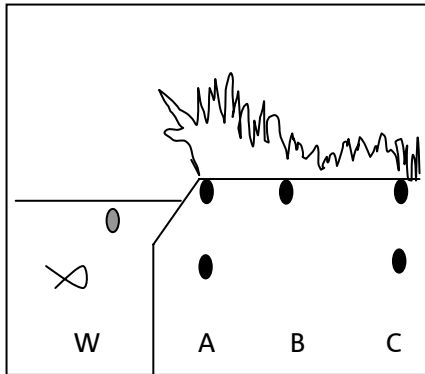
- *Zou plaggen een succesvolle maatregel zou kunnen zijn om de nutriëntenconcentratie in oevers te verlagen?*

Een manier om de noodzaak tot plaggen te onderzoeken is het bestuderen van gradiënten. Wanneer diepere lagen een lagere nutriëntenconcentratie hebben dan de toplaag, zou plaggen kunnen helpen om de nutriëntenbeschikbaarheid te verlagen. Als daarnaast blijkt dat de vegetatiehoogte van de planten op de oever beïnvloed wordt door de nutriëntenbeschikbaarheid, zou plaggen een goede oplossing kunnen vormen. Daarnaast zal een dergelijke gradiëntenstudie van nutriëntenbeschikbaarheid de, voor de ontwikkeling van de oeverzone zo belangrijke, interactie tussen water en oever ook in kaart brengen. Ook kan het belang van deze interactie voor de vegetatieontwikkeling worden bestudeerd. Als simpele maat voor vegetatieontwikkeling is voor vegetatiehoogte gekozen.

De gradiëntenstudie is uitgevoerd in 24 oevers in drie gebieden; Het Hol, De Wieden en De Nieuwkoopse plassen. Van elke oever werd binnen 10-20 cm van de waterlijn een bodemonster genomen. Er werd een ondiep (10 cm) en een diep monster (35 cm) gestoken. Vervolgens werd op 1 m van de oever een ondiep, en in het midden van de legakker een diep en een ondiep monster genomen (Figuur 5.7). Tot slot werd bij elke oever een monster van het oppervlaktewater genomen en bij elk monsterpunt de vegetatiehoogte en soortenrijkdom per m^2 genoteerd.

Vervolgens werden een water-, KCl-, Lactaat en oxalaatextractie uitgevoerd en werd van elk monster de pH en Egv bepaald. Uiteindelijk werd de ionensamenstelling van

deze extracten en van de oppervlaktewatermonsters (na filtratie) bepaald met behulp van een Continuous flow Auto Analyser (zie eerder).

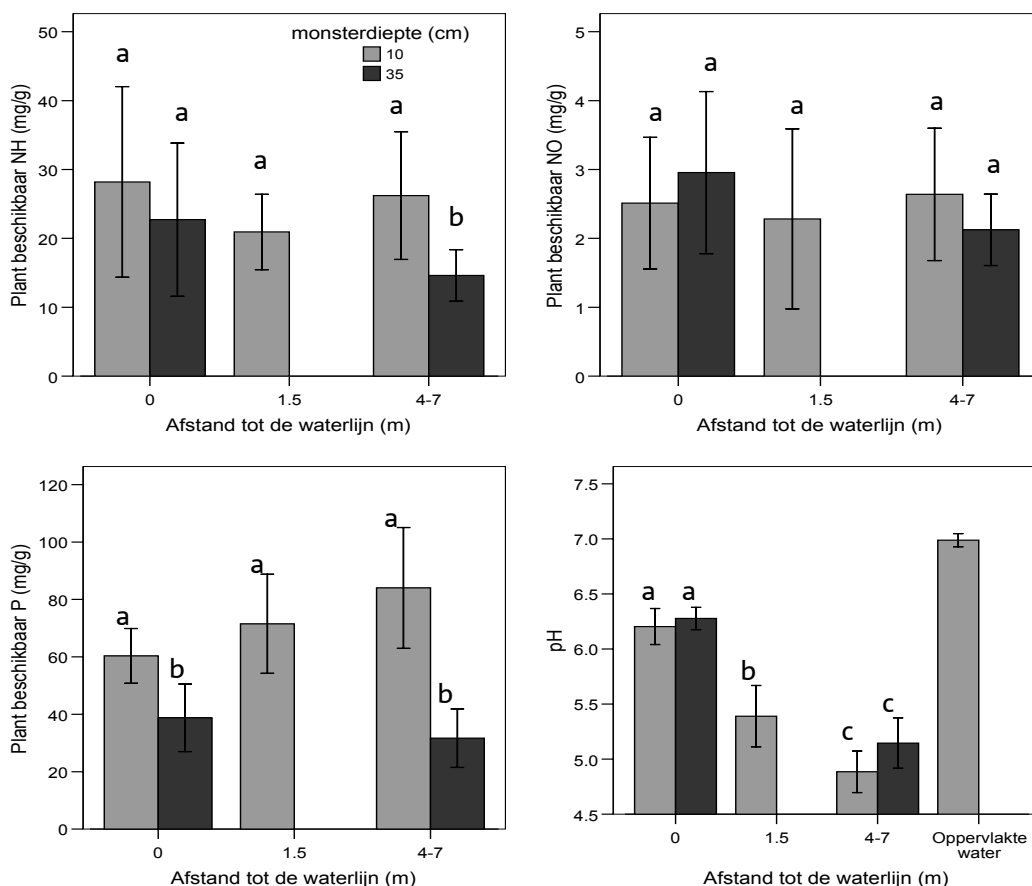


Figuur 5.7 Schematische doorsnede van de oever met daarin de monsterpunten.

We zullen ons bij de bespreking van de resultaten richten op de gradiënten in nutriënten aangezien deze met het oog op plaggen het meest relevant zijn. In het veld werden in de bemonsterde oevers geen verschillen langs de gradiënt gevonden voor de beschikbaarheid van stikstof en fosfaat. Dicht bij de waterlijn werden even hoge waarden gemeten als verder op de legakker (Figuur 5.8a-c). Diepere lagen (35 cm diep) bleken gelijke stikstofbeschikbaarheid en significant lagere fosfaatbeschikbaarheid te vertonen in vergelijking met de toplaag. De vegetatie was het hoogst dicht bij de oever, en was daar ook heel dicht, terwijl verder op de legakker de vegetatie veel opener en lager was. De soortenrijkdom was echter ook het hoogst op punt A, het dichtst bij de oever.

Om de relatie te leggen tussen de chemie en de vegetatieontwikkeling, werd een stepwise multiple regressie uitgevoerd waarbij de vegetatiehoogte in punt A gecorreleerd werd aan de concentraties van de nutriënten in het oevervocht (N-NH, N-NO en plant beschikbaar P) en in het oppervlaktewater (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}). Hieruit bleek dat de beide fosfaatconcentraties (van zowel oever als oppervlaktewater) sterk gecorreleerd waren aan de uiteindelijke vegetatiehoogte. De fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater had een negatief effect terwijl het plantbeschikbare fosfaat in de bodem een positief effect op de vegetatiehoogte vertoonde. In het totaal verklaarden deze twee variabelen 57.1% van de variatie.

De nutriëntenconcentraties in de oever, dicht bij het water, waren niet hoger dan de concentraties verder van het water af in de legakker. De fosfaatbeschikbaarheid voor planten was in de bovenste laag echter wel veel hoger dan in diepere lagen. Daarom zou plaggen van de oever kunnen helpen tegen verzuuring en een hogere biodiversiteit te bereiken. Er werden ook aanwijzingen gevonden dat inderdaad de fosfaatbeschikbaarheid in de oever met de plantengroei op de oever correleerde.



Figuur 5.8 De hoeveelheid N (N-NH; a, N-NO; b) en P (c) in voor de plant beschikbare vorm en pH (d) op verschillende monsterpunten langs een gradiënt van de rand van de oever tot midden op de legakker. Grijze balken zijn de concentraties op ± 10 cm diepte en de donkere balken op ± 35 cm diepte. Letters boven de balken geven significante verschillen weer.

5.3 Mesocosm experiment: effecten van eutrofiëring en sulfaatverrijking

In 2005 is bij het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen (RU) een mesocosm-experiment gestart met minilaagveentjes in 33 buitenbakken met een oppervlakte van 1 m² en een diepte van 30 cm (Figuur 5.9). 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. In 32 mesocosms werden vijf soorten klonale oeverplanten geplant in het veen, die karakteristiek zijn voor (beginnende) verlandingsvegetaties in laagveenwateren. Ook werden twee eutrafente soorten geplant. De soorten zijn geplant zoals in Figuur 5.9 staat weergegeven, waarbij de eutrafente soorten altijd achteraan op de oever stonden en de karakteristieke soorten altijd vooraan. In het water werden stekjes van de eutrafente waterplanten Smalle waterpest en Grof hoornblad, drie exemplaren Krabbenscheer en 1 of 2 exemplaren Plat fonteinkruid geplant.

Vervolgens werden in totaal 8 verschillende behandelingen ingesteld met 4 replica's elk (Figuur 5.9). Bij 3 behandelingen werd de oever bemest met CaPO₄ (100 kg P per ha per jaar) en NH₄NO₃-korrels (600 kg N per ha per jaar), vergelijkbaar met voedingstoffenniveaus in landbouwgebieden. De andere mesocosms bleven onbemest

1.10 m

1.00 m

0.30 m

0.95 m

1.00 m

0.30 m

WD	WATERDRIEBLAD	MENYANTHES TRIFOLIATA
MV	MOERASVAREN	THELYPTERIS PALUSTRIS
HP	HOLPIJP	EQUISETUM FLUVIATILE
SW	SLANGEWORTEL	CALLA PALUSTRIS
GB	GROTE BOTTERBLOEM	RANUNCULUS LINGUA
PR	PITRUS	JUNCUS EFFUSUS
LG	LIESGRAS	GLYCERIA MAXIMA

KS	KRABBESCHEER	STRATIOTES ALOIDES
FK	PLAT FONTEINKRUID	POTAMOGETON COMPRESSUS
WP	SMALLE WATERPEST	ELODEA NUTTALLII
HB	GROF HOORNBLED	CERATOPHYLLUM DEMERSUM

veen: 5D	veen: 6C	veen: 7C	veen: 8D	veen: 3B	veen: 1C	veen: 7B	veen: 6A	veen: 8A	veen: 2D	veen: 4D
meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso
water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:
EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU
- sulfaat	+N+P	+N	+N	- sulfaat	+N+P	+P	+N+P	+N	- sulfaat	- sulfaat

veen: 7A	veen: 1D	veen: 2C	veen: 5A	veen: 6B	veen: 2A	veen: 4A	veen: 5C	veen: 1B	veen: 3C	veen: 8B
meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso
water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:
EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU	EU
+P	+N+P	- sulfaat	- sulfaat	+N+P	- sulfaat	- sulfaat	- sulfaat	+N+P	- sulfaat	+N

veen: XX	veen: 4B	veen: 3A	veen: 1A	veen: 7D	veen: 5B	veen: 3D	veen: 8C	veen: 6D	veen: 4C	veen: 2B
meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso
water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:	water:
meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso	meso
- sulfaat	- sulfaat	- sulfaat	+N+P	+P	- sulfaat	- sulfaat	+N	+N+P	- sulfaat	- sulfaat

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

Oppervlaktewatermonsters werden verzameld in polyethyleen potjes (100 ml). Bodemvocht van de onderwaterbodem en de oever werd anaëroob bemonsterd met behulp van vacuüm bodemvochtsamplers (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Een deel van het bodemvocht werd direct 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). De pH en alkaliniteit werden 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 Titalab. 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). In Nijmegen werd met behulp van een Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer (ICP-OES, IRIS Intrepid II XDL) de concentratie van de volgende elementen bepaald: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Si^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , K^+ , Na^+ , 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). 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).

Om het vochtpercentage van de bodems te kunnen bepalen, werden bodemmonsters 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. Totaal-gehalten van de verschillende elementen in de bodem werden bepaald door middel van een destructie van 200 mg droge bodem met 4 ml HNO_3 (65%) en 1 ml H_2O_2 (30%) in een Milestone destructie-oven (type mls 1200 Mega). Biologisch beschikbaar fosfaat in de bodem werd geëxtraheerd met NaHCO_3 volgens de Olsen-methode (Olsen *et al.*, 1954). De destructie- en Olsen-monsters werden vervolgens gemeten op een ICP (zie boven).

Om de vegetatieontwikkeling te volgen, zijn er regelmatig digitale foto's gemaakt van de mesocosms. 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. Indien mogelijk werd elk jaar van alle planten een monster genomen om nutriëntenanalyses aan te doen (zie boven). Plat fonteinkruid werd elk jaar volledig geoogst en gedroogd. In september 2007 werden alle oever- en waterplanten geoogst en gedroogd, zodat het totale drooggewicht per plant bepaald kon worden. Verder werd dit plantmateriaal gedestruëerd (zie boven) en werden de CN-gehalten bepaald met een elemental analyzer (Carlo Erba NA1500, Thermo Fisher Scientific). Van een aantal planten werd de concentratie vrije aminozuren bepaald (Lucassen *et al.*, 2002) met behulp van High Performance Liquid Chromatography (Varian Liquid Chromatograph 5000) en een cation exchange column (LKB UP8).

5.3.1 Effecten van bemesting op vegetatieontwikkeling

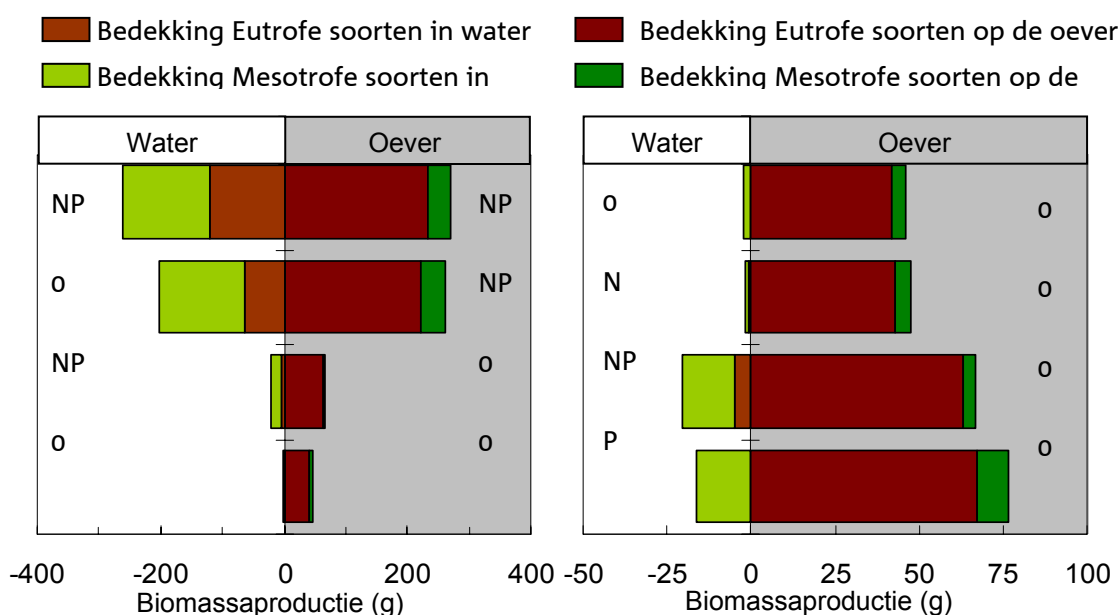
De hierboven beschreven veldstudie gaf indicaties voor complexe interacties tussen de kwaliteit van het oppervlaktewater en de oever, en ook dat deze niet aan elkaar gekoppeld zijn. Deze correlaties gaven echter geen uitsluitel over het relatieve belang voor vegetatieontwikkeling. In het hieronder beschreven mesocosm experiment is getracht de relaties tussen waterkwaliteit, oeverkwaliteit en de ontwikkeling van oeverzones te ontrafelen. Allereerst werd getracht antwoord te vinden op de vraag:

- *Hoe beïnvloedt het type bemesting de groei van typische laagveen soorten in oeverzones?*

Onder type bemesting werd verstaan: bemesting van oever of oppervlakte water en bemesting door sulfaat of nutriënten.

In het eerste jaar groeiden Slangenwortel en Waterdrieblad in de meeste bakken vanaf de oever het water in. In de bakken met een oeverbemesting bereikte deze twee soorten samen gemiddeld 20% van het water. In het tweede en derde jaar vulden de bakken zich langzamerhand en werden ook Holpijp, Liesgras en Grote boterbloem in het water aangetroffen. De hoogste totale biomassa-productie werd gevonden in de bemeste behandelingen in afwezigheid van sulfaat. Bemesting van het oeverdeel

resulteerde in een significant grotere biomassa op de oever, terwijl toevoeging van N&P aan het water deel geen significant effect had op de hoeveelheid biomassa op de oever. Andersom verhoogde bemesting van de oever de biomassa productie in het water wel significant ($p < 0.001$; Figuur 5.10a). Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt doordat een deel van de toegevoegde bemesting in het water terecht is gekomen, bijvoorbeeld door afvloeiend water na een regenbui. Opvallend is wel dat de mesotrofe soorten zich met name goed ontwikkelen in het waterdeel van de bakken, terwijl ze op de oever, zowel in een bemeste als onbemeste situatie, vrij klein blijven. Ook is te zien dat de bak waar zowel de oever als het water bemest is, met name de eutrofe soorten het in het water beter doen in vergelijking tot de bak waar alleen de oever bemest is.



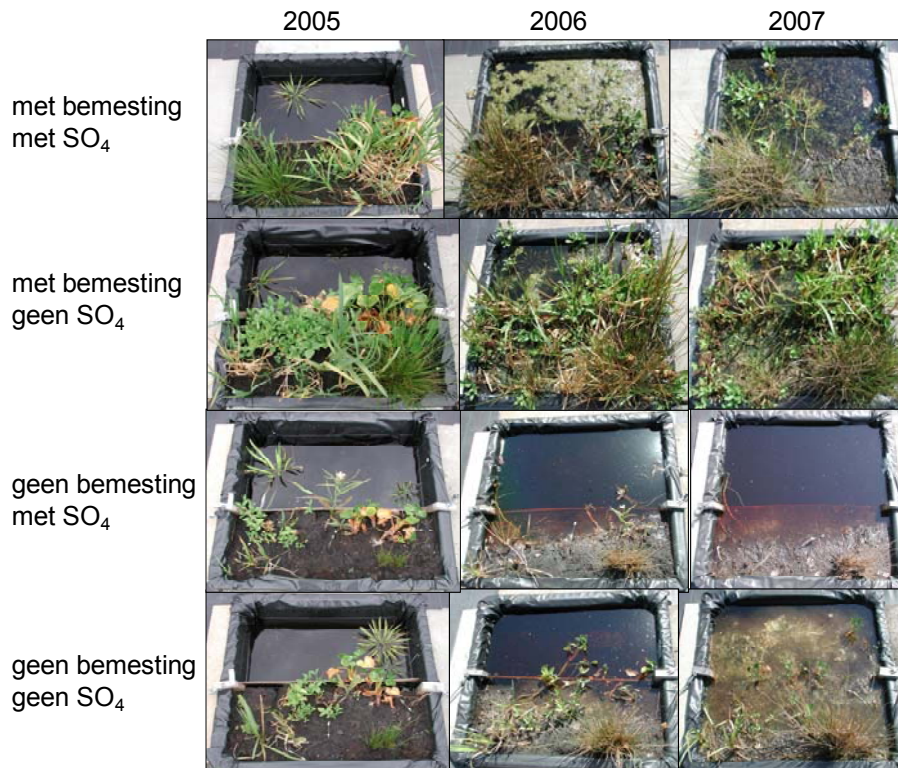
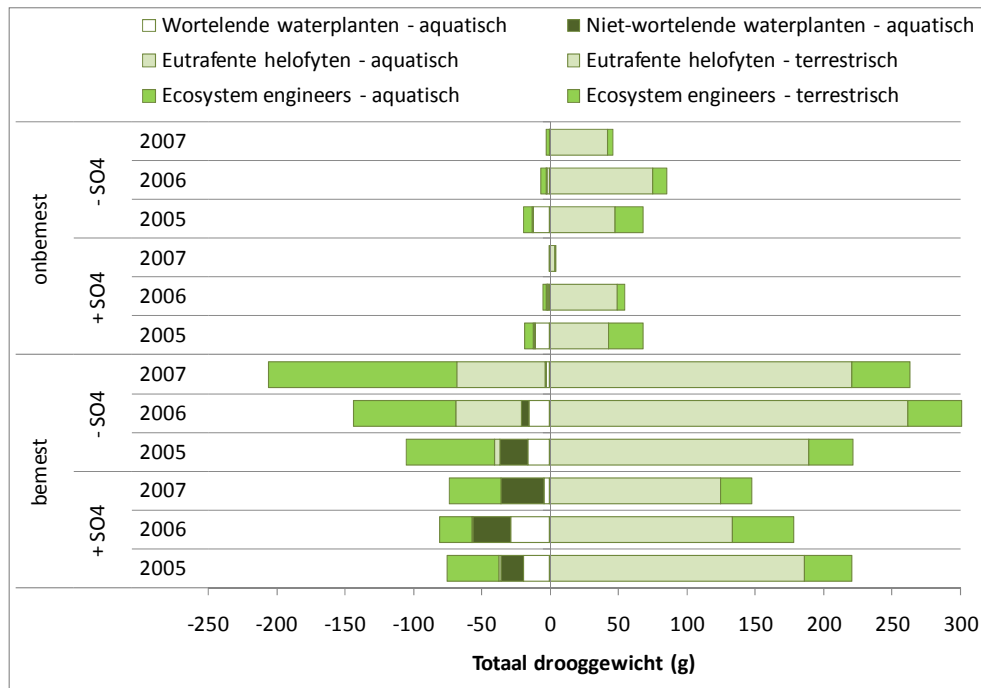
Figuur 5.10 Biomassaproductie van eutrofe (bruin) en mesotrofe (groen) soorten in het water- (wit) en oeverdeel (grijs) van de mesocosmbakken. De letters links en recht van de balken geven de bemestingsbehandeling van dat compartiment weer.

De toevoeging van verschillende nutriënten aan het water had duidelijk effect op de biomassa productie van planten in het water (Figuur 5.10b). Fosfaattoevoeging verhoogde de groei van de mesotrofente soorten in het water, en ook de groei van eutrofe soorten (m.n. Pitrus) op de oever significant ($p < 0.001$). Stikstof toevoeging bleek niet van invloed op de totale biomassa. Ook de N:P ratio's van liesgras in deze behandelingen gaven indicatie voor fosforlimitatie. Dit experiment laat zien dat de waterkwaliteit zowel de groei van de planten in het water als de groei van planten op de oever kan beïnvloeden.

5.3.2 Interacties tussen eutrofiëring en sulfaat

De ontwikkelingen van de oeverplanten en waterplanten in de mesocosms zijn met elkaar vergeleken door te kijken naar de totale drooggewichten per plant en per groep van planten (Figuur 5.11). Als gekeken wordt naar de ontwikkeling van de verschillende oeverplanten in de tijd, dan valt op dat de sulfaatbehandeling een duidelijk effect laat zien. In deze behandeling stijgen de sulfideconcentraties in het oeverbodemvocht tot hoge waarden van 100 $\mu\text{mol/l}$ (bemeste oevers) en 500 $\mu\text{mol/l}$ (onbemeste oevers). In het waterbodemvocht worden zelfs erg hoge gemiddelde waarden van 500-700 $\mu\text{mol/l}$ bereikt. Zowel op de bemeste oevers als op de onbemeste oevers gaan de oeverplanten elk jaar iets verder achteruit door deze hoge sulfideconcentraties (toxisch voor de meeste planten). Dit geldt vooral voor de ecosystem engineers (karakteristieke laagveenplanten die de verlanding op gang kunnen brengen), maar in het laatste jaar zelfs ook voor het meer eutrafente Liesgras. Pitrus en Waterdrieblad zijn de enige soorten die het redelijk tot goed blijven doen, mits er voldoende voedingsstoffen aanwezig zijn. Waterdrieblad groeit in deze situatie zelfs het water in en handhaaft zich

daar, doordat de plant wortelt in de aërobe waterlaag waarin geen sulfideophoping is. In de onbemeste mesocosms met sulfaatrijk water gaan alle planten sterk achteruit en blijft er alleen wat biomassa van Pitrus over. In de mesocosms zonder sulfaat blijft de groei van oeverplanten vrij constant. Wel groeien er steeds meer oeverplanten het water in als de oever bemest is. Zowel ecosystem engineers als Liesgras lijken op deze manier concurrentie om licht te willen vermijden en zich verder uit te breiden.

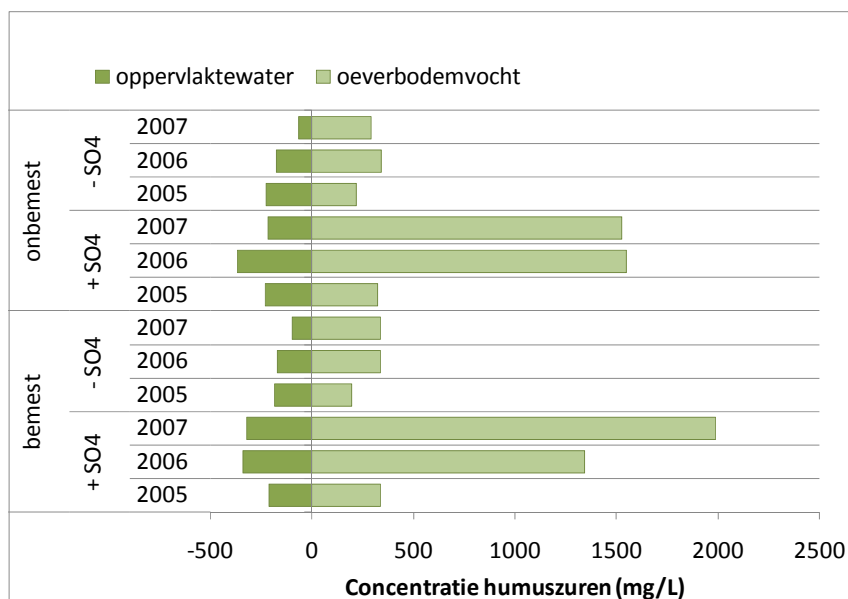


Figuur 5.11 Boven: Ontwikkeling van de verschillende groepen planten in het mesocosm-experiment gedurende drie groeiseizoenen, uitgedrukt in totaal drooggewicht. Negatieve waarden geven de groei in het aquatische deel aan, positieve waarden de groei in het terrestrische deel. Onder: Tijdserie met foto's van de verschillende behandelingen.

De wortelende waterplanten nemen in het laatste groeiseizoen sterk af in alle behandelingen (Figuur 5.11). In de sulfaatbehandelingen is dit een gevolg van de hoge sulfideconcentraties in de bodem en de concurrentie met niet-wortelende waterplanten, terwijl ze in de mesocosms zonder sulfaat weggeconcentreerd worden door oeverplanten, kroos en/of algen. Ook de niet-wortelende waterplanten worden weggeconcentreerd door oeverplanten of algen (zonder sulfaat), terwijl ze juist toenemen als er sulfaat en voldoende voedingsstoffen aanwezig zijn. Naast hogere sulfideconcentraties, worden er tot vijf keer hogere concentraties humuszuren gemeten in de sulfaatbehandelingen, in zowel het bodemvocht als in het oppervlaktewater (Figuur 5.12). Door sulfaatreductie wordt er niet alleen sulfide gevormd, maar vindt er tegelijkertijd duidelijk een versnelde veenafbraak plaats. De afbraakproef in paragraaf 5.3.3 laat echter alleen een versnelde afbraak door sulfaat zien bij arm strooisel op een rijke oever en bij rijk strooisel op een arme oever.

Het blijkt dus dat planten minder last hebben van sulfide onder geëutrofiëerde omstandigheden (Geurts *et al.*, 2009). Enerzijds groeiden de planten in eerste instantie harder in de bemeste mesocosms, waardoor meer wortels werden gevormd en er minder snel sprake was van een gereduceerde bodem. Dit is ook te zien aan de relatief lagere sulfideconcentraties in het oeverbodemvocht. Anderzijds kan er door de bemesting een verdunningseffect optreden, omdat er relatief weinig zwavel wordt opgenomen in verhouding tot de totale biomassatoename (hoge C/S ratio in plantmateriaal), waardoor de toxiciteit van sulfide wordt verminderd. Bij Waterdrieblad en Grof Hoornblad bleek deze verdunning inderdaad op te treden. De C/S ratio lag met oeverbemesting 1.5 – 1.8 keer zo hoog als zonder oeverbemesting. Krabbenscheer nam in verhouding juist meer zwavel op in de eutrofe situatie; de C/S ratio was 2 keer zo klein. Helaas verdwenen de meeste planten in de sulfaatbehandeling zonder bemesting, waardoor een vergelijking van deze C/S ratio (met en zonder bemesting) alleen voor Waterdrieblad, Grof Hoornblad en Krabbenscheer gemaakt kon worden. Wel komt naar voren dat de meest tolerante planten, Waterdrieblad en Pitrus, bij oeverbemesting een hogere C/S ratio hebben dan de andere planten. Het lijkt erop dat deze planten het zwavel dermate verdunnen, dat ze er onder eutrofe omstandigheden niet onder lijden. Verhoogde concentraties zwavelrijke vrije aminozuren, die erop zouden kunnen duiden dat het zwavel intern gedetoxificeerd wordt, werden echter niet gevonden.

Op basis van deze resultaten kan worden geconcludeerd dat bij maatregelen die de eutrofiëring van laagveenwateren tegengaan rekening gehouden moet worden met de aanvoer van sulfaatrijk water. Als alleen de aanvoer van nutriënten teruggebracht wordt (door defosfateren of terugdringen van bemesting in de landbouw) zonder dat de aanvoer van sulfaatrijk water wordt verlaagd, kunnen de maatregelen er juist toe leiden dat planten meer last krijgen van het toxische sulfide. Het is dus zaak om naast de aanvoer van nutriënten ook de aanvoer van sulfaatrijk water te beperken.



Figuur 5.12 Concentraties humuszuren in het mesocosm-experiment gedurende drie groeiseizoenen, in zowel het oppervlaktewater (negatieve waardes) als het oeverbodemvocht (positieve waardes).

5.3.3 Effecten op vastlegging van organische stof

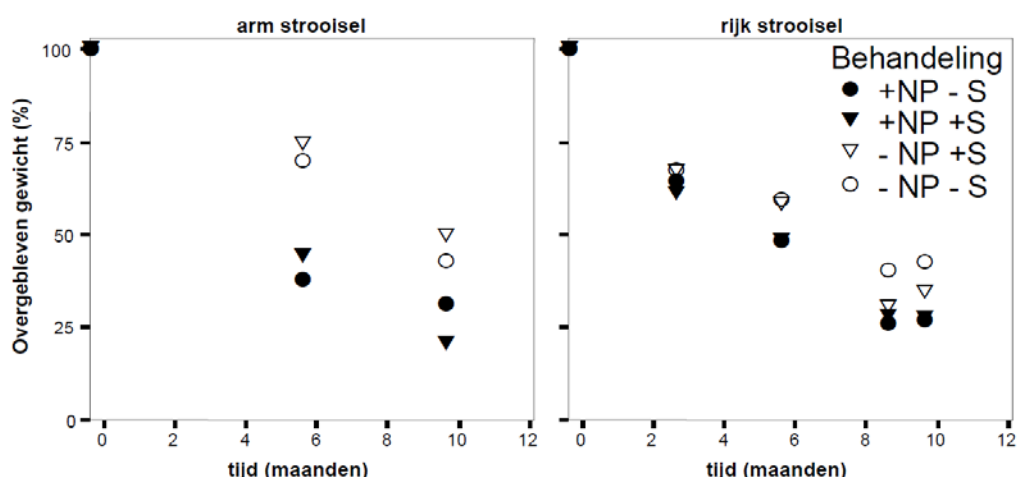
Een belangrijke stap in het verlandingsproces is de opslag van organisch materiaal. Deze wordt enerzijds bepaald door de totale strooiselproductie, anderzijds door de afbraak van het dode materiaal. Beide processen worden door bemesting beïnvloed. Allereerst bepaalt het milieu waarin afbraak plaatsvindt de afbraaksnelheid, een grotere beschikbaarheid van nutriënten zal voor een versnelling van de afbraaksnelheid zorgen. Daarnaast beïnvloedt bemesting de kwaliteit van het strooisel welke ook bepalend is voor de afbraaksnelheid. Nutriëntenrijk materiaal is meestal makkelijker afbreekbaar. Tot slot zullen planten door bemesting harder gaan groeien, waardoor er meer strooisel geproduceerd wordt en extra verrotting optreedt. Het is de vraag in hoeverre dit in balans is met de processen die de afbraak versnellen en of er nog netto opslag van organisch materiaal op kan treden. Daarnaast is de manier waarop de afbraaksnelheid beïnvloed wordt door het effect van sulfaat en sulfide onbekend.

- *Wat is het effect van bemesting en toevoeging van sulfaat op de netto ophoping van organische stof?*

Om deze effecten te onderzoeken werd in de herfst van 2006 strooisel van Liesgras uit de mesocosms verzameld, aan de lucht gedroogd en verdeeld over 108 nylon strooiselzakjes (maaswijdte 300 µm, 1 g per zakje). Strooisel van planten uit bakken met bemeste oevers (rijk strooisel) werd gescheiden gehouden van materiaal van de niet bemeste behandelingen (arm strooisel). Op 3 november werden de zakjes teruggeplaatst in behandeling 1, 2, 4 & 5 van de mesocosms (Figuur 5.9). Per bak werden 4 zakjes met rijk strooisel en 2 zakjes met arm strooisel geplaatst. 6 zakjes van elk type werden apart gehouden om de startkwaliteit van het strooisel te bepalen. Na 3, 6, 9 en 10 maanden werd steeds een gedeelte van de zakjes geoogst. Het geoogste strooisel werd 24 uur gedroogd bij 70 °C, gewogen en vervolgens werd de N/P en C/N ratio bepaald.

Uit het afbraakexperiment bleek dat, zoals verwacht, zowel de nutriëntenbeschikbaarheid van de omgeving als die in het materiaal de afbraaksnelheid bepaalden. Voor beide strooiseltypen was de afbraak groter bij toevoeging van nutriënten aan de omgeving (Figuur 5.13, gesloten symbolen). Dit effect was sterker voor nutriënten arm strooiselmateriaal dan voor rijk strooisel. Strooiseltype was ook bepalend voor de afbraaksnelheid, zij het wat subtieler. Onder bemeste

omstandigheden was de beginfase van de afbraak van arm strooisel sneller dan dat van nutriëntenrijk strooisel. Echter, na 10 maanden was in de bemeste behandelingen evenveel afgebroken van beide strooiseltypen, en lijkt het initiële verschil teniet gedaan. In de niet bemeste bakken is het verschil in afbraak na 10 maanden tussen de beide strooiseltypen groter, er is dan meer afgebroken van het rijke strooisel. Het effect van sulfaat op de afbraak van strooisel is niet eenduidig. In de meest nutriëntenarme situatie wordt de decompositie geremd (open symbolen Figuur 5.13a), terwijl in de meest nutriëntenrijke situatie geen effect wordt waargenomen (gesloten symbolen Figuur 5.13b).



Figuur 5.13 Effecten van bemesting en sulfaattoevoeging op de relatieve gewichtsafname van liesgrasstrooisel dat eerder in de mesocosms verzameld was.

Op grond van deze resultaten blijkt dat toevoeging van nutriënten bijna een verdubbeling van de afbraaksnelheid tot gevolg heeft (Tabel 5.3). Aangezien de strooisel productie door bemesting ook dermate verhoogd wordt (van 3 naar 65 gram), zal deze snellere afbraak in de bemeste bakken waarschijnlijk niet in staat om binnen 10 maanden het extra gevormde liesgras strooisel af te breken. Eenzelfde mechanisme is verantwoordelijk voor de uiteindelijke ophoping van liesgras strooisel in de sulfaat bemeste bakken. Aangezien de afbraak snelheid nauwelijks door sulfaat beïnvloed werd maar de strooiselproductie sterk geremd werd (Tabel 5.3) zal er netto zeer weinig ophoping van liesgrasstrooisel plaatsvinden in bakken waaraan sulfaat is toegevoegd, zowel in een bemeste als onbemeste situatie.

Bij extrapolatie van deze resultaten naar het veld moet wel worden opgemerkt dat de specifieke afbraaksnelheid zeer afhankelijk is van de gekozen plantensoort en de in dit experiment gekozen omgeving. Zo kan in sommige soorten de afbraak zelfs geremd worden door bemesting met stikstof (Bas v.d. Riet, pers. comm.). Wel geeft dit experiment inzicht in de processen die afbraak en daarmee strooiselophoping bepalen. In dit experiment bleek strooiselproductie de meest bepalende factor voor de ophoping van organische stof.

Tabel 5.3 Berekende strooiselophoping van Liesgras per bak, gebaseerd op de gemeten strooiselproductie en de afbraaksnelheid in die bak.

Behandeling	Percentage overgebleven liesgrasstrooisel na 10 maanden	Strooisel productie van liesgras per bak (g)	Totale biomassa productie van <i>Glyceria</i> per bak (g)	Netto strooisel ophoping (g)
NP	27.05	32.54	64.94625	8.8
NPS	27.15	1.4	2.4475	0.38
S	49.64	0	0	0
-	42.96	2.15	3.01975	0.92

5.4 Conclusies voor beheer

Biodiversiteit van aquatische vegetaties

Na uitbreiding van de vergelijkende veldstudie wordt de relatie tussen het voorkomen van Rode Lijst soorten en verschillende chemische variabelen zeer sterk verduidelijkt. Fe:PO_4 , Ca:PO_4 en Al:PO_4 ratio's in het onderwaterbodenvocht van laagveenwateren zijn hierbij de meest belangrijke en indicatoren voor zowel de mobilisatie van fosfaat als de aanwezigheid van zeldzame soorten waterplanten en helofyten. Omdat deze waarden stabiel zijn en direct de relatie tussen water- en bodemkwaliteit aangeven, zijn ze beter bruikbaar dan waterkwaliteitsvariabelen. De totaal-sediment ratio's en totale hoeveelheden fosfaat in het sediment blijken geen relatie te hebben met de biodiversiteit aan planten, doordat een groot deel van de nutriënten in organische vorm niet (direct) beschikbaar is. Mesotrafente verlandingsplanten blijken alleen het water in te groeien als de fosfaatconcentratie lager is dan $1 \mu\text{mol/l}$ ($0.03 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$). Aanpak van de eutrofiëring van het oppervlaktewater is dus niet alleen van belang voor de biodiversiteit van waterplanten, maar ook voor het in gang zetten van verlanding in verband met competitie met algen en andere snel groeiende planten. Het is hierbij niet relevant of het fosfaatrijke water uit de boezem of elders vandaan komt. Discussie over al dan niet 'gebiedsvreemd' zijn van het water is dus niet relevant; het gaat om de kwaliteit van het betreffende water.

Fosfaatmobilisatie naar de waterlaag blijkt veel hoger te zijn bij Fe:PO_4 ratio's $< 1 \text{ mol mol}^{-1}$. In dat geval wordt de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag voornamelijk bepaald door de fosfaatconcentratie in het bodenvocht. Bij hogere ratio's wordt de fosfaatmobilisatie door de Fe:PO_4 ratio zelf bepaald. Daarnaast speelt de zwavelconcentratie in de bodem een belangrijke rol. De $(\text{Fe-S}):P$ ratio en de Fe:S ratio in de bodem geven een belangrijke indicatie van de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is om fosfaat te binden. Negatieve $(\text{Fe-S}):P$ ratio's en $\text{Fe:S} < 1 \text{ mol mol}^{-1}$ geven aan dat de ijzerbeschikbaarheid in het bodenvocht afneemt, wat leidt tot mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag. In laagveenwateren met een hoge sulfaataanvoer zal er op deze manier een verschuiving optreden naar een situatie met relatief laag ijzerbeschikbaarheid en hoge fosfaatmobilisatiesnelheden. Terugkeren naar de oorspronkelijke situatie met een hoge ijzerbeschikbaarheid is moeilijk, omdat daarvoor gereduceerde zwavelverbindingen in het sediment geoxideerd en afgevoerd moeten worden, of kunsmatige ijzeradditie dient plaats te vinden. Voor een duurzame bestrijding van eutrofiëring is het belangrijk om zowel de externe als de hier onderzochte interne fluxen te kunnen kwantificeren.

In het mesocosm-experiment is door de jaren heen een steeds duidelijkere vegetatieverschuiving te zien door de invloed van sulfaatrijk water. Vooral Liesgras, Grote Boterbloem, Holpijp en Moerasvaren zijn sterk achteruitgegaan in vergelijking met de controlesituatie zonder sulfaatinvloed. Pitrus en Waterdrieblad zijn veel minder gevoelig voor sulfaat en sulfide. De eutrafente waterplanten Grof Hoornblad en Smalle Waterpest worden meer beperkt in hun groei door nutriëntenlimitatie dan door sulfaat- en sulfide-invloed. Bovendien kunnen waterplanten in een voedselrijke situatie voedingsstoffen uit de waterlaag opnemen, waardoor sulfide in het sediment een minder negatieve invloed heeft. Krabbenscheer blijkt in dit experiment minder

gevoelig voor sulfide dan verwacht, al groeit deze soort beter als de sulfideconcentratie in het bodemvocht lager is. Spits fonteinkruid blijkt het meest gevoelig te zijn voor sulfide. Sulfide-ophoping blijkt dus een zeer belangrijke sturende factor voor de vegetatieontwikkeling te zijn, niet alleen in het water maar ook op de oever. Verhoogde aanvoer van sulfaat leidt niet alleen tot sulfidotoxiciteit, maar ook tot verhoogde afbraak met hogere concentraties van humuszuren in het water tot gevolg. Verder blijkt er een duidelijke interactie tussen eutrofiëring en sulfaat te zijn: onder eutrofe omstandigheden zijn de meeste soorten minder gevoelig door verhoogde afgifte van zuurstof in de bodem (ontgiftiging) en door verdunning van de toxische effecten door snellere groei. Een verlaging van de aanvoer van nutriënten kan dus juist de effecten van sulfide verergeren. Als de aanvoer van sulfaatrijk water op dat moment niet tegelijkertijd wordt aangepakt, kan dit een desastreus effect hebben op de vegetatie.

Biodiversiteit van oevervegetaties

Oevers van petgaten in laagveengebieden worden tegenwoordig met name gekenmerkt door zeer algemene oeversoorten. Specifieke laagveen- en verlandingssoorten zoals Waterdrieblad en Slangenwortel ontbreken meestal. Riet en Moerasvaren zijn de verlandingssoorten die nog het meeste op oevers voorkomen en het water ingroeien. De in de veldstudie werden verschillende relaties tussen biodiversiteit en omgevingsvariabelen gevonden. Er zijn indicaties dat de oeverhoogte en kwaliteit van het oppervlakte water en de oever belangrijk zijn. Ook hadden oevers waar maaibeheer werd toegepast een hogere biodiversiteit dan oevers zonder beheer. Helaas kunnen op grond hiervan geen concrete randvoorwaarden worden aangemerkt, aangezien de verschillende analyses (Factoranalyse, losse correlaties en de regressie boom) geen eenduidig beeld gaven. Wel is het opvallend dat een heel aantal variabelen waarvan verwacht werd dat ze een rol konden spelen, in geen enkele analyse naar voren kwamen. Dit zijn grootte van het petgat, de strijklengte, leeftijd, waterdiepte en hellingshoek van de oever. Het is daarom aannemelijk dat deze variabelen van ondergeschikt belang zijn voor de biodiversiteit op oevers. Welke petgateigenschappen dan wel sturend zijn voor de biodiversiteit zal waarschijnlijk van petgat tot petgat verschillen. Daarom is maatwerk gebaseerd op kennis over de verbanden tussen de variabelen onderling zoals beschreven in de Factor analyse, van groot belang. De Factor analyse liet duidelijk zien dat de oeverkwaliteit (voedselrijkdom, zuurgraad) maar in beperkte mate gekoppeld is aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Tevens bracht deze een verschil naar voren tussen de kenmerken van oude en jonge petgaten. Met deze relaties in het achterhoofd en kennis van de locale situatie kan wellicht toch per petgat een goede analyse van de mogelijkheden en bottlenecks gemaakt worden. Daarnaast moet ook rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat andere, niet in dit deelonderzoek gemeten processen (herbivorie, dispersie) ook een bepalende rol kunnen spelen. Hierop zal worden ingegaan in hoofdstuk 8 & 11.

De fosfaatbeschikbaarheid voor planten was in de bovenste laag veel hoger dan in diepere lagen, zowel dicht bij het water als meer landinwaarts. Daarom zou plaggen van de oever kunnen helpen de fosfaatbeschikbaarheid te verlagen en verruiging tegen te gaan. Er werden ook aanwijzingen gevonden dat inderdaad de fosfaatbeschikbaarheid in de oever met de hoogte van de plantengroei op de oever correleerde, zowel in het veld als in het mesocosm experiment. Bij het plaggen dient echter wel vooraf de diepte van fosfaatverzadiging gemeten te worden.

Daarnaast toonde het mesocosm experiment aan dat ook de fosfaatbeschikbaarheid in het oppervlaktewater effect kan hebben op de vegetatieontwikkeling op de oever. Bemesting van de oever zelf heeft naast een groot effect op de groei en ontwikkeling van oeversoorten, ook grote effecten op de ophoping van organische stof in oeverzones. Verschillende mechanismen zijn hiervoor verantwoordelijk. Enerzijds zorgt bemesting voor een versneld het afbraakproces en wordt het geproduceerde materiaal makkelijker afbreekbaar. Anderzijds wordt er meer biomassa en dood organisch materiaal geproduceerd. Voor het inschatten van het netto resultaat van bemesting op de ophoping van organische stof is de balans tussen de totale strooisel

productie en de afbraak essentieel. De strooiselproductie bleek in het mesocosm experiment het meest bepalend voor de uiteindelijke ophoping. Sulfaat bleek geen effect te hebben op de afbraaksnelheid van strooisel (maar wel op het vrijkomen van humuszuren), maar was wel zeer sterk van invloed op de strooiselproductie.

6 Waterplanten in relatie tot water- en bodemkwaliteit

Jeroen Geurts

6.1 Inleiding

In fase 1 was het onderzoek binnen dit deelproject sterk gericht op het vinden van sturende variabelen bij achteruitgang en herstel van laagveenwateren, en op het begrijpen van de onderliggende processen. Fase 2 is daarentegen veel sterker gericht op het definiëren van 'stuurknoppen' voor het beheer: welke van de mogelijke maatregelen zijn succesvol, gegeven een bepaalde uitgangssituatie, en hoe moeten ze genomen worden? Daarnaast is het onderzoek zich ook sterker gaan richten op de kwantitatieve kant van de problematiek; hoe groot is de bijdrage van elke stuurknop voor de oplossing van het probleem? Dit is niet alleen nodig om het slagen of falen van verschillende herstelmaatregelen te begrijpen, maar ook om het succes van maatregelen te kunnen voorspellen. Op deze wijze kunnen gerichte beheersadviezen worden gegeven. Dit zal uiteindelijk leiden tot een beheersondersteunend kennissysteem voor het herstel van biodiversiteit in laagveenwateren.



Figuur 6.1 Petgat vol met Krabbenscheer in de Wieden.

Binnen dit deelonderzoek zullen de volgende onderzoeksvragen beantwoord worden:

- Welke randvoorwaarden voor water- én bodemkwaliteit zijn essentieel voor herstel van biodiversiteit? Wat zijn eenvoudig te meten indicatoren?
Hiervoor zullen de resultaten van het correlatieve veldonderzoek in de 1^e fase aangevuld worden om de representativiteit van de dataset verder te vergroten en fosfaatmobilisatie-experimenten worden uitgevoerd met sediment uit verschillende laagveenwateren (zie Hoofdstuk 5). Daarnaast worden gradiëntanalyses uitgevoerd (van de inlaat tot in de haarvaten) in een aantal gebieden, waaronder de Wieden (Figuur 6.1) en de Deelen.

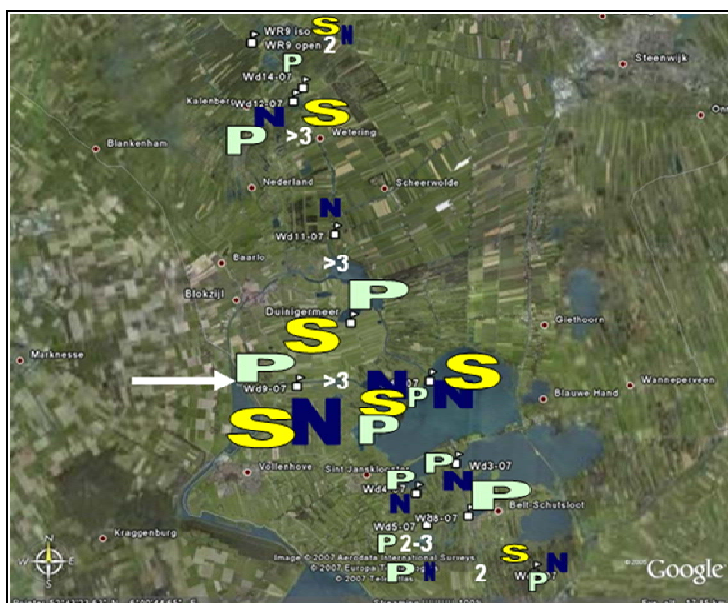
- Welke herstelmaatregelen zijn effectief en duurzaam in het bestrijden van eutrofiëring?
Hiervoor zal zoveel mogelijk aangesloten worden bij interessante beheerexperimenten (bijv. visbeheer, isolatie/peilbeheer, verbrakking, P-fixatie, zandafdekking) en extreme weersomstandigheden (bijv. droogte, extreme regenval). Daarnaast worden in het reeds lopende mesocosm experiment de lange termijn effecten onderzocht (zie Hoofdstuk 5).
- Onder welke omstandigheden:
 - speelt interne eutrofiëring een kwantitatief belangrijke rol?
 - treedt versnelde veenafbraak en vertroebeling van het water op?
 - wordt de ontwikkeling van doelvegetaties geremd door toxiciteit?*Hiervoor zal het onderzoek zich meer gaan richten op het kwantificeren van processen (nutriëntenbalansen / fluxen van P, S en N). Ook zal in experimenten verder onderzocht worden wat de rol is van nitraat en sulfaat, en van verandering van het waterpeil, bij veenafbraak en daarmee gepaard gaande opwerveling van veenbodemdeeltjes. De bijdrage van verschillende componenten die het doorzicht verminderen, zullen gekwantificeerd worden in specifieke experimenten. Het effect van gifstoffen op waterplanten wordt zowel in het veld (Het Hol) als in het mesocosm experiment onderzocht.*
- Wordt herstel van biodiversiteit in heldere wateren geremd door een hoge P-beschikbaarheid in de bodem?
Hiervoor zullen in kweekopstellingen experimenten uitgevoerd worden met Grof hoornblad en Smalle waterpest.
- Welke rol speelt de chlorideconcentratie bij herstel van voormalige brakwatervenen (toxiciteit, veenafbraak, P-mobilisatie)?
Verbrakking zal nagebootst worden in cilinders in het veld en uiteindelijk op veldschaal uitgetest worden.

Net als in de 1^e fase zijn het veld- en het overige onderzoek in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers uitgevoerd. Zowel het mesocosm experiment als een deel van het veldonderzoek zijn gezamenlijk uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn dan ook gedeeltelijk terug te vinden in Hoofdstuk 5.

6.2 Verworven kennis

Gradiëntmetingen in de Wieden, de Weerribben en het Reeuwijkse plassengebied

In de Wieden en de Weerribben was een duidelijke gradiënt waarneembaar na een periode van 6 weken zonder regen en 1 week nadat de inlaat van water via het gemaal Stroink was gestart (mei 2007). Er trad een verdunning op van het inlaatwater naarmate we verder in de haarvaten van het systeem kwamen (petgaten vol met Krabbenscheer). De alkaliniteit daalde van 3 naar 2 meq/l, sulfaat daalde van 300-400 naar minder dan 200 µmol/l, fosfaat daalde van 1 naar 0.1 µmol/l en totaal-N (nitraat + ammonium) daalde van 150 naar 18 µmol/l (Figuur 6.2; relatieve concentraties grafisch weergegeven). Ook daalde de troebelheid van het water van 6-10 naar 1 ppm, wat gunstig is voor de groei van ondergedoken waterplanten (zie ook eindrapport 1^e fase; Lamers *et al.*, 2006). Uit tabel 6.1 blijkt dat het inlaatwater vooral veel meer fosfaat en stikstof bevat dan de sloten, petgaten en plassen binnen het gebied. Inlaatwater van buiten de boezem zorgt voor aanvoer van hoge sulfaatconcentraties.

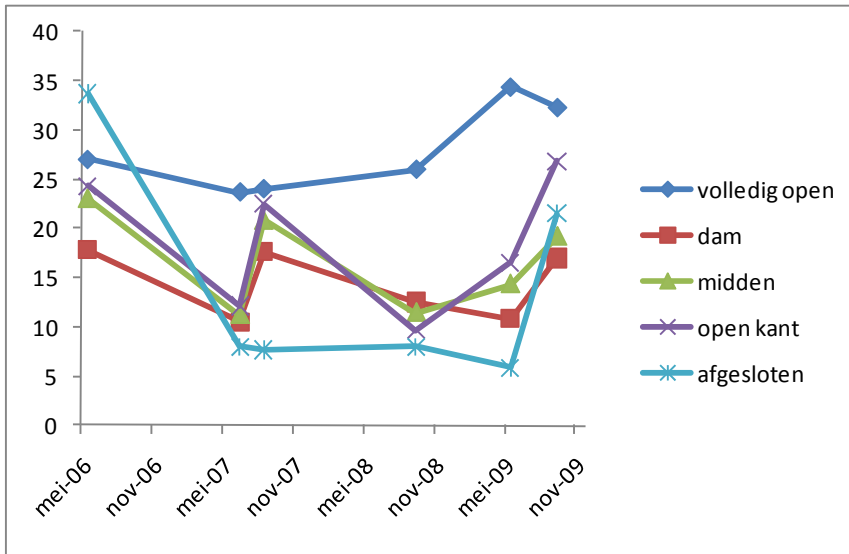


Figuur 6.2 Gradiënt in waterkwaliteit in de Wieden en de Weerribben. De grootte van de letters geven de relatieve concentraties aan.

Tabel 6.1 Nutriënten, sulfaat en alkaliniteit in verschillende (inlaat)watertypen in de Wieden en de Weerribben in de periode 2006-2008.

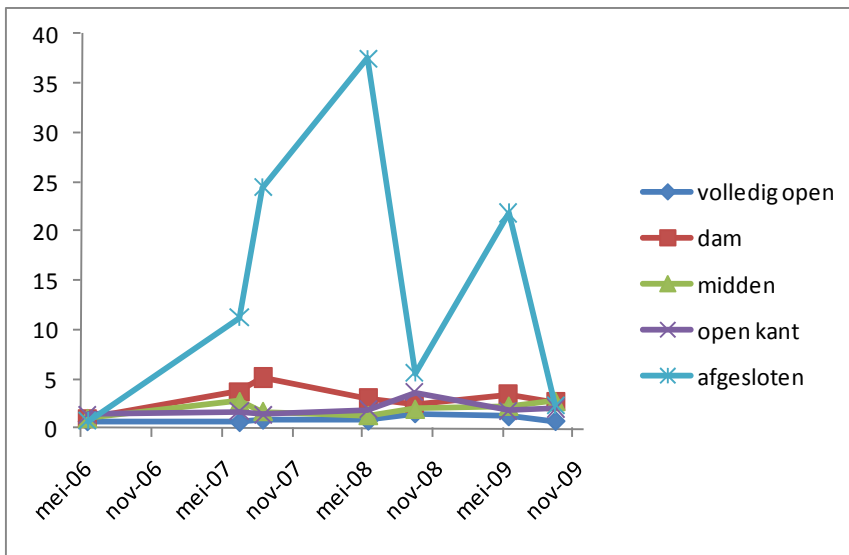
Soort water	Fosfaat $\mu\text{mol/L}$	Totaal-P $\mu\text{mol/L}$	Sulfaat $\mu\text{mol/L}$	Nitraat $\mu\text{mol/L}$	Ammonium $\mu\text{mol/L}$	Alkaliniteit meq/L
Inlaat van buiten de boezem	0.6	2.2	443.6	47.1	4.9	2.6
Inlaatgemalen bij interne polders	0.4	1.4	219.6	14.0	23.1	3.5
Kanalen & meren	0.2	0.9	217.2	8.5	5.9	3.0
Petgaten	0.3	0.9	171.6	3.3	3.6	2.0
Sloten & kraggen	0.2	0.9	256.8	5.1	6.8	2.5

In het Reeuwijkse plasseengebied werden ruim 3 jaar lang gradiënten gemeten in half-geïsoleerde sloten en vergeleken met een volledig geïsoleerde sloot en een niet-geïsoleerde sloot. In de half-geïsoleerde sloten gingen de sulfaat- en chlorideconcentraties en troebelheid van het oppervlaktewater duidelijk naar beneden in de richting van de dam, net als in de volledig geïsoleerde sloot het geval was (Figuur 6.3). Aangezien chloride ook verlaagd is, kan de afname van sulfaat waarschijnlijk niet verklaard worden door een toename van de sulfaatreductie. De meest succesvolle plantengroei vond plaats in de langste sloot en ook het aantal plantensoorten nam in de meeste gevallen fors toe aan de damkant. De alkaliniteit van het water en de fosfaat- en ammoniumconcentraties zijn echter het hoogst in de meest geïsoleerde delen (Figuur 6.4). Vooral fosfaat bereikt erg hoge concentraties in de waterlaag na afsluiten ($5\text{--}38 \mu\text{mol L}^{-1}$; $0.15\text{--}1.18 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$), wat duidt op een hoge mobilisatie van fosfaat uit de bodem. Dit geldt ook voor de fosfaat- en ammoniumconcentraties in het bodemvocht (Figuur 6.5). Het volledig isoleren van een sloot lijkt wel een gunstig (verlagend) effect te hebben op de sulfideconcentratie, waarschijnlijk omdat er minder aanvoer van sulfaat plaatsvindt.

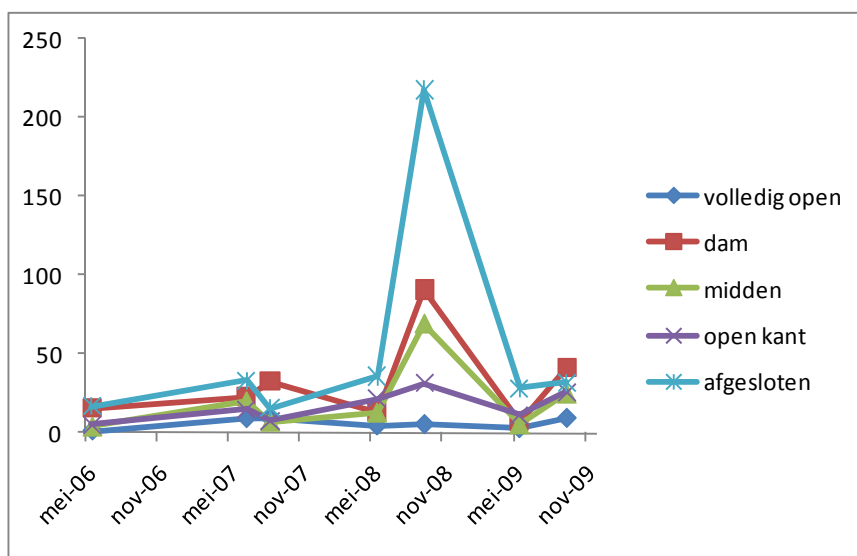


Figuur 6.3 Turbiditeit van het oppervlaktewater van verschillende sloten in het Reeuwijkse plassen gebied.

Deze hoge nutriëntenconcentraties worden veroorzaakt door ophoping van bagger in de geïsoleerde delen, doordat de doorstroming belemmerd is. Deze opgehoopte nutriëntrijke bagger kan ervoor zorgen dat er een nalevering van nutriënten plaatsvindt naar de waterlaag. En omdat er geen afvoer meer plaatsvindt, gaan nutriënten ophopen tot hoge concentraties. Bij het isoleren van dit soort kleine wateren (sloten, petgaten, e.d.), met een hoge nalevering van nutriënten uit de bodem, en bij onvolledige isolatie en aanvoer van water met slechte kwaliteit is het dus erg belangrijk om naast de positieve effecten ook rekening te houden met mogelijke negatieve bijwerkingen.



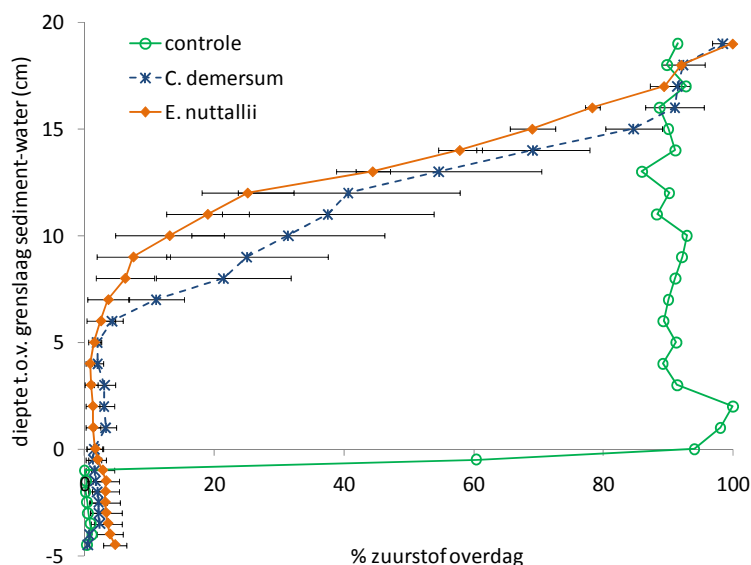
Figuur 6.4 Fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater van verschillende sloten in het Reeuwijkse plassen gebied.



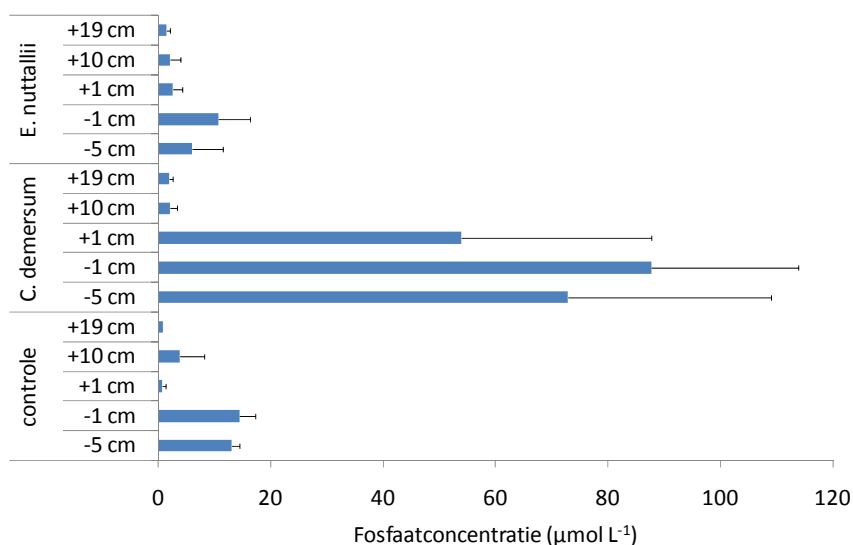
Figuur 6.5 Fosfaatconcentraties in het bodemvocht van verschillende sloten in het Reeuwijkse plasseengebied.

Groei van eutrafente soorten in P-arm water

Vaak worden P-arme wateren met een voedselrijke bodem gedomineerd door snelgroeiende soorten zoals Grof hoornblad en Smalle waterpest, met een lage biodiversiteit als gevolg. Om te bepalen welke processen zich afspelen in dichte vegetaties van deze beide soorten, is een aquariumexperiment gedaan waarin dit werd onderzocht. Uit zuurstofmetingen in een gradiënt van water naar sediment blijkt dat er overdag een spronglaag in de vegetatie ontstaat, wat leidt tot anaërobie in de onderste waterlaag (Figuur 6.6). De vegetatie onderin de waterlaag ontvangt overdag maar weinig licht, waardoor er in deze laag meer respiratie plaatsvindt dan fotosynthese en er net als 's nachts netto zuurstof verbruikt wordt. Als de waterlaag weinig fosfaat bevat, lijkt de wortelloze soort Grof hoornblad op die manier fosfaat te mobiliseren van het sediment naar de waterlaag. De anaërobe omstandigheden zorgen ervoor dat ijzer gereduceerd wordt op de grenslaag van sediment naar water, waardoor het ijzer minder fosfaat kan binden en fosfaat vrij kan komen in de waterlaag. Er worden onder een dichte vegetatie Grof hoornblad hoge concentraties fosfaat gemeten zowel in de bodem als vlak boven de bodem (Figuur 6.7). Bij Smalle waterpest worden veel lagere concentraties gemeten, omdat de wortels van Smalle waterpest in staat zijn om veel efficiënter fosfaat op te nemen. Op deze manier kunnen deze snelgroeiende soorten andere water- en verlandingsplanten wegconcurreren in een steeds fosfaatarmere wordende waterlaag.



Figuur 6.6 Overdag gemeten zuurstofconcentraties in een verticaal profiel van oppervlaktewater naar sediment in een dichte vegetatie (18 cm hoog) Grof hoornblad en Smalle waterpest ($n=3$; $\pm$ SEM). De dieptes zijn relatief t.o.v. de grenslaag tussen sediment en water.

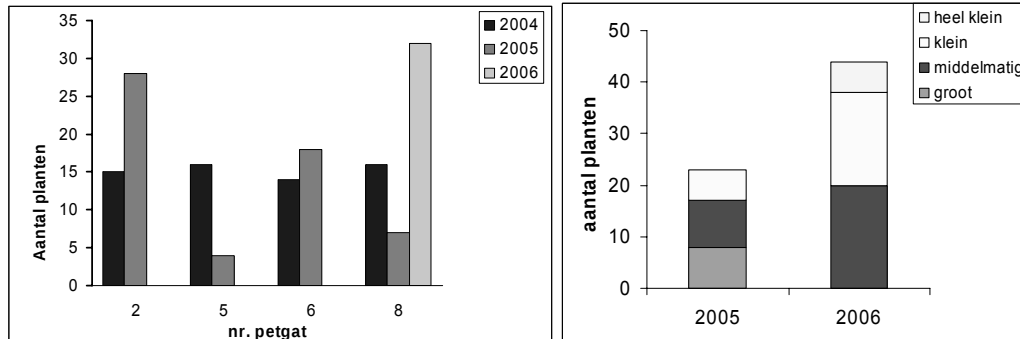


Figuur 6.7 Fosfaatconcentraties in een verticaal profiel van oppervlaktewater naar sediment in een dichte vegetatie (18 cm hoog) Grof hoornblad en Smalle waterpest ($n=3$; $\pm$ SEM). De dieptes zijn relatief t.o.v. de grenslaag tussen sediment en water.

Krabbenscheer als indicatorsoort

Ruim twee jaar na de introductie van Krabbenscheerplanten in 4 petgaten in Waperveen blijkt dat Krabbenscheer zich in 2006 nog slechts in 1 van de 4 petgaten gehandhaafd had (Figuur 6.8 links). Krabbenscheer is ook verdwenen in de twee petgaten waar de aantallen in 2005 waren toegenomen ten opzichte van de beginsituatie. Alleen in petgat 8 waren in 2006 nog planten te vinden en heeft de soort zich zelfs uitgebreid en aan twee kanten van het petgat gevestigd. Dit was juist het petgat waar tussen 2004 en 2005 het net was weggehaald, dat ervoor diende om de planten bij elkaar te houden. Mogelijk heeft dat er nu juist voor gezorgd dat de plant zich kon uitbreiden, al was dat in 2005 nog niet waar te nemen. Verder blijkt dat de bodemchemie sterk kan verschillen in de onderzoeksperiode. Het meest succesvolle petgat in 2005 (nr. 2) had destijds de hoogste ijzer:fosfaat ratio in het

bodemvocht en was bovendien erg helder. In 2006 bleek echter dat de ammoniumconcentratie in dit petgat sterk gestegen was tot voor Krabbenscheer toxische waarden (boven de 300 $\mu\text{mol/l}$). Bovendien was de waterbodem opvallend zwart van kleur en was het water behoorlijk troebel. Het is niet duidelijk wat hiervan de oorzaak is.



Figuur 6.8 Verloop van het aantal Krabbenscheerplanten in 4 petgaten in Wapserveen gedurende drie jaar na introductie (links). Verloop van het aantal Krabbenscheerplanten in een petgat in de Wieden (rechts).

In de Wieden zijn Krabbenscheerplanten uitgezet in een door Characeae gedomineerd petgat. In 2006 bleek het aantal planten te zijn toegenomen, al vond er een verschuiving in de grootteverdeling plaats (Figuur 6.8 rechts). De grote planten waren verdwenen, terwijl er juist meer (heel) kleine planten werden waargenomen. Ook bevonden de meeste planten zich onder het wateroppervlak. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door minder voedselrijke omstandigheden en een meer zandige bodem ten opzichte van de sloot waar de planten oorspronkelijk vandaan komen. Een te lage CO_2 flux vanuit de bodem (weinig veen in de bodem) kan hierbij de beperkende factor zijn voor de ondergedoken fase van Krabbenscheer. In de daarop volgende jaren blijkt inderdaad dat de omstandigheden niet gunstig genoeg zijn geweest voor deze soort om te kunnen uitbreiden en zijn alle planten uiteindelijk snel verdwenen. De hierboven genoemde sedimenteigenschappen zijn beperkend gaan werken op de overleving en verdere uitbreiding.

Achteruitgang van Krabbenscheer in Het Hol 2003 - 2007

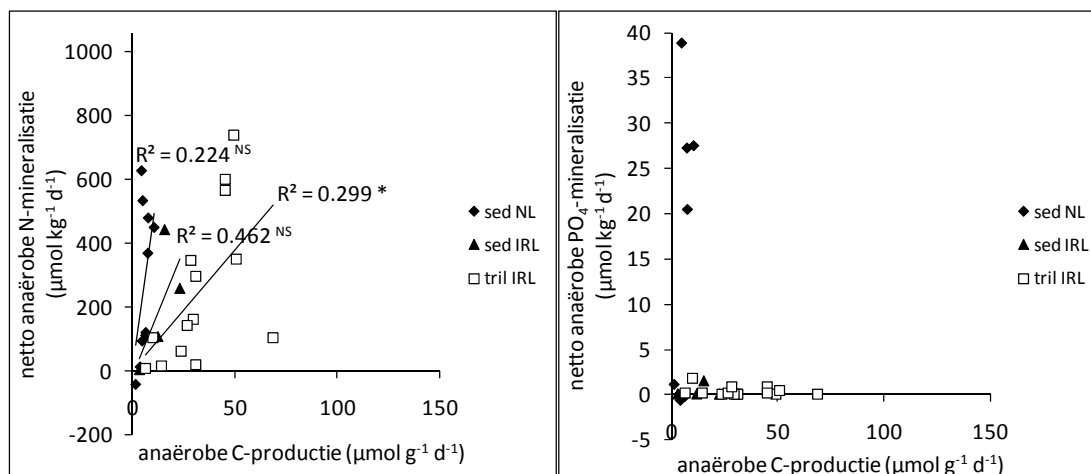
De achteruitgang van Krabbenscheer heeft zich in Het Hol verder doorgezet. Er zijn de afgelopen jaren diverse maatregelen getroffen om meer gebiedseigen water vast te houden, maar het lijkt erop dat de kwaliteit van de waterbodem juist slechter is geworden. Ophoping van bagger en hoge ammoniumconcentraties in deze bagger lijken de belangrijkste verklaring te zijn voor de achteruitgang van Krabbenscheer. Op verschillende locaties in Het Hol worden enorm hoge ammoniumconcentraties gemeten in het bodemvocht (enkele honderden tot duizenden μmol per liter). Aanvoer via het oppervlaktewater lijkt onwaarschijnlijk en ook in het ondiepe grondwater zijn geen verhoogde nitraat- of ammoniumconcentraties meetbaar. Interne mobilisatie door afbraakprocessen in de anaërobe organische baggerlaag ligt het meest voor de hand. Krabbenscheerplanten komen in aanraking met het giftige ammonium als ze op de bodem liggen in de winter, 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 $\mu\text{mol/l}$ of meer in de waterlaag (Smolders *et al.*, 1996). Een oplossing voor deze ophoping van ammonium is om de plassen en sloten pleksgewijs te baggeren. Om die reden is men van plan om een deel van Het Hol bij wijze van proef te gaan baggeren.

Veenafbraak experimenten

Om de relatie te onderzoeken tussen veenafbraak en mineralisatie (vrijkomen van N en P) werden 28 water- en trilveenbodems uit Nederland en Ierland geïncubeerd onder aërobe en anaërobe omstandigheden. Daarmee werden respectievelijk lage en hoge waterpeilen gesimuleerd. Zoals verwacht blijken de afbraaksnelheden hoger te liggen onder aërobe omstandigheden en worden ze vooral bepaald door het

organisch stofgehalte van de bodem. Dit betekent dat de meest intacte veenbodems (uit Ierland) de hoogste afbraaksnelheid hebben en ver afgebroken veenbodems (uit Nederland) de laagste afbraaksnelheid. De afbraaksnelheden blijken niet te worden bepaald door andere bodemeigenschappen, zoals lignine- of celluloseconcentraties of deeltjesgrootte (zie ook eindrapport 1^e fase; Lamers *et al.*, 2006).

Een hogere afbraaksnelheid leidt tot een hogere mineralisatie van stikstof, maar niet van fosfaat (Figuur 6.9). Dit wordt veroorzaakt doordat fosfaat meteen gebonden kan worden in de bodem door voornamelijk ijzer, maar ook door calcium of aluminium. Bovendien zijn de mobilisatiesnelheden van stikstof en fosfaat relatief hoog in de ver afgebroken veenbodems, die lage C:N en C:P ratio's, een lagere bindingscapaciteit voor nutriënten of een lagere microbiële consumptie van nutriënten hebben.

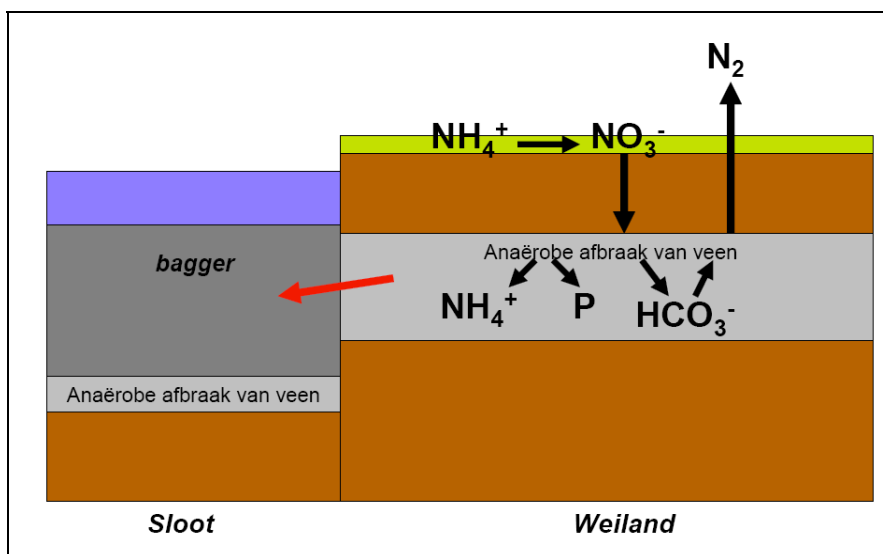


Figuur 6.9 Relatie tussen afbraaksnelheden en mineralisatiesnelheden van stikstof en fosfaat tijdens anaërobe incubatie van waterbodems (sed) en trilveenbodems (tril) uit Nederland (NL) en Ierland (IRL). Voor stikstof zijn de lineaire regressielijnen weergegeven (* $P < 0.05$, ^{NS} $P > 0.05$).

Veenafbraak in veenweidegebieden

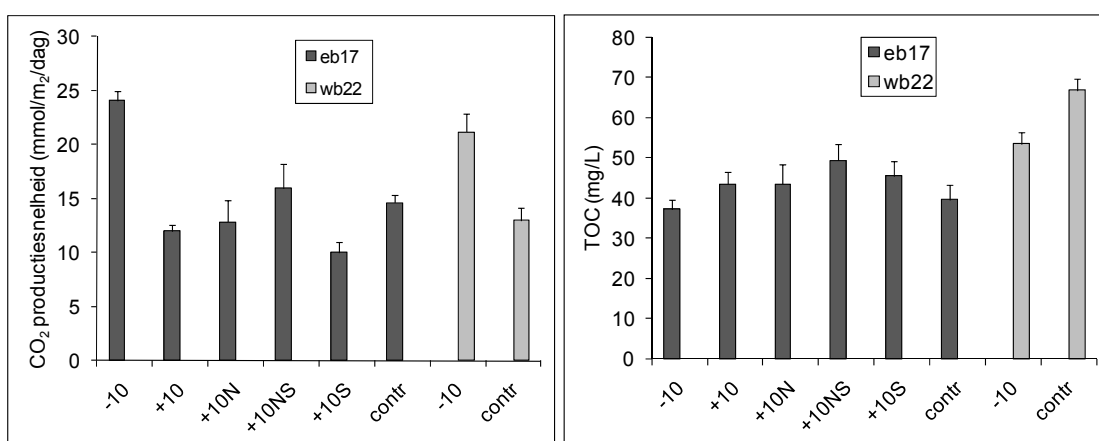
De oorzaak achter veenafbraak in veenweidegebieden wordt nu vooral gezocht in de aanvoer van sulfaatrijk water, en beheersmaatregelen zijn hierop aangepast. Recent onderzoek in het Wormer- en Jisperveld en Groot Limmerpolder wijst echter uit dat nitraat een grotere rol kan spelen dan voorheen werd aangenomen. De hypothese is dat nitraat uitspoelt uit de toplaag van veenweides en terecht komt in diepere, anaërobe veenlagen, waar vervolgens versnelde afbraak plaatsvindt onder invloed van nitraat (Figuur 6.10; Smolders *et al.*, 2010). Deze anaërobe afbraak veroorzaakt veel ammonium- en fosfaatrijke bagger, wat uitspoelt naar de aangelegde sloten en plassen. Door opwerveling van deze nutriëntrijke bagger (mede door motorboten, wind en vissen) wordt het water troebel en voedselrijk, waardoor de groei van karakteristieke (ondergedoken) waterplanten wordt geremd. Er wordt ook steeds meer bewijs gevonden dat nitraatbemesting leidt tot interne sulfaatverrijking, door de koppeling met ijzer- en sulfideoxidatie in de ondergrond (Van der Welle, 2007; Haaijer, 2007).

Bovenstaande hypothese werd getest in een veenafbraakexperiment, waarbij veenkolommen uit twee verschillende veenweidegebieden gedurende 7 maanden zijn blootgesteld aan verhoogde nitraat- en/of sulfaatfluxen. Daarnaast werd het effect van waterpeilfluctuaties onderzocht.



Figuur 6.10 Anaërobe afbraak en baggervorming in veenweidegebieden onder invloed van nitraat.

Uit de resultaten van het veenafbraak experiment blijkt dat waterpeilverlaging de CO_2 -productiesnelheid stimuleert (Figuur 6.11 links). Er is echter alleen bij locatie eb17 (Lopikerwaard) sprake van een duidelijk verhoogde aërobe afbraaksnelheid, omdat bij locatie wb22 (Kamerik-Kockengen) de CO_2 -productie voor een groot gedeelte veroorzaakt wordt door een afname van de alkaliniteit in het bodemvocht door zuurvorming tijdens oxidatieprocessen. Dit blijkt uit berekeningen; bicarbonaat (HCO_3^-) wordt in dat geval omgezet naar CO_2 . In beide veenbodems worden onder drogere condities lagere TOC-concentraties (Total Organic Carbon, opgeloste organische koolstofverbindingen) gemeten in het diepe bodemvocht (Figuur 6.11 rechts; significant verschil bij locatie wb22). Dit betekent dat bij peilverlaging minder onvolledige afbraak plaatsvindt. De waterpeilverlaging leidde verder tot lagere totaal-P en fosfaatconcentraties in het bodemvocht (significant verschil bij wb22). Doordat ijzer oxideert, kan het meer fosfaat binden.

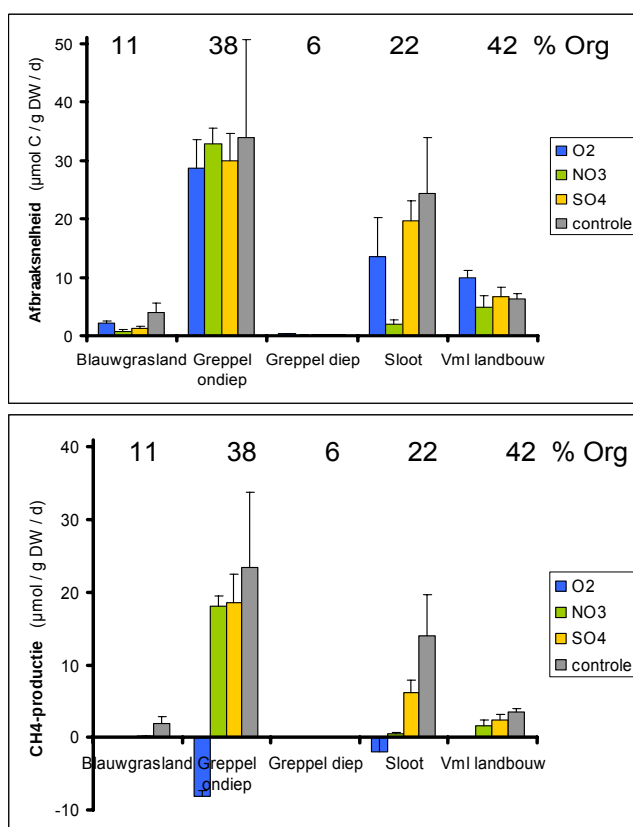


Figuur 6.11 CO_2 -productiesnelheden (links) en TOC-concentraties (rechts) in de veenkolommen van het veenafbraakexperiment. contr = waterpeil zoals in het veld, -10 = peildaling van 10 cm, +10 = peilstijging van 10 cm, N = 150 $\mu\text{mol NO}_3$ per week, S = 150 $\mu\text{mol SO}_4$ per week.

Daarnaast komt er onder deze aërobe omstandigheden extra sulfaat vrij door oxidatie van zwavelverbindingen en worden er lagere ammoniumconcentraties gemeten. Sulfaatproductie door peildaling kan dus leiden tot een verslechtering van de waterkwaliteit binnen het gebied, waarbij de waterkwaliteit vanaf het inlaatpunt alleen maar slechter wordt. Verhoogde sulfaatconcentraties kunnen ook weer leiden tot een toename van de fosfaatconcentraties. Dit effect is ook van metingen in het

veld in veenweidegebieden bekend (Van Diggelen *et al.*, 2007). Het is belangrijk om dit sulfaat zoveel mogelijk af te voeren, zodat bij waterpeilverhoging (terugkeren van anaërobe omstandigheden) problemen met sulfaatreductie en sulfidevorming kunnen worden voorkomen.

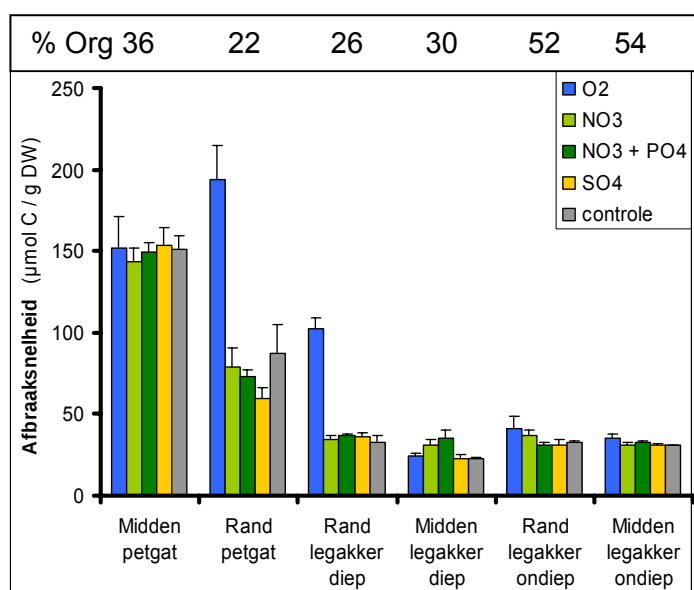
Bij waterpeilverhoging (anaërobe omstandigheden) blijkt dat de CO₂-fluxen significant afnemen ten opzichte van de huidige situatie (con), wat inhoudt dat waterpeilverhoging de aërobe afbraaksnelheid vertraagt (Figuur 6.11 links). Toevoegingen van nitraat en sulfaat in combinatie met waterpeilverhoging hebben op korte termijn geleid tot een lichte toename van de CO₂-productie en dus tot een versnelde (volledige) veenafbraak, maar deze toename was niet significant. Verwacht wordt dat de verschillen op langere termijn duidelijker zullen worden. De onvolledige veenafbraak wordt wel significant gestimuleerd door de toevoeging van nitraat en sulfaat, doordat hogere TOC-concentraties worden gemeten in het diepe bodemvocht ten opzichte van de controle behandeling (Figuur 6.11 rechts). Bij waterpeilverhoging nemen de sulfaatconcentraties over het algemeen af doordat anaërobere bodemcondities ontstaan en sulfaatreductie optreedt. Alleen wanneer sulfaat wordt toegevoegd, is een toename te zien. Deze toename wordt extra gestimuleerd door pyrietoxidatie na toevoeging van nitraat. Wanneer zowel nitraat als sulfaat worden toegevoegd, leidt dit ook tot significant hogere P-concentraties in het bodemvocht. Het toegevoegde nitraat wordt in het anaërobe gedeelte van de veenkolommen nauwelijks in ammonium omgezet, maar ontsnapt voor een groot deel als N₂ en N₂O door denitrificatie en pyrietoxidatie.



Figuur 6.12 Afbraaksnelheden (boven) en CH₄-productiesnelheden (onder) tijdens de incubatie van verschillende bodemonsters uit de Bruuk bij verschillende toegepaste behandelingen (+SE). Boven de grafiek staan de organisch stof percentages weergegeven.

Om te bepalen hoeveel sulfaat en nitraat ieder bijdragen aan veenafbraak, werd de afbraaksnelheid van veen onder invloed van nitraat en sulfaat ook onderzocht in incubatie-experimenten met bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen (Figuur 6.12). Verwacht werd dat de minst organische bodems ook minder snel zouden

afbreken, maar dit was slechts het geval voor de bodems uit De Bruuk. Bij de bodems van de Reeuwijkse plassen is een verticale gradiënt zichtbaar in de afbraak, waarbij de afbraaksnelheid toeneemt in de richting van het water en erg hoge waarden bereikt (Figuur 6.13). Verder valt op dat de afbraaksnelheid slechts in enkele gevallen duidelijk het hoogst is bij de aërobe behandeling, wat betekent dat het tijdelijk droogvallen van bodems niet per se problematisch hoeft te zijn. Vooral bij de nattere bodems van de Bruuk (uit de sloot en de greppel) daalt de pH wel sterk in de aërobe behandelingen (ca. 4 eenheden tot een pH van 3), waardoor de afbraak wordt afgeremd. Ook zijn er geen eenduidige verschillen waar te nemen tussen de nitraat- en sulfaatbehandelingen. Bij de slootbodem uit de Bruuk lijkt nitraat de afbraak zelfs sterk te remmen, waarschijnlijk door de ophoping van nitriet. De extra toevoeging van fosfaat bij een aantal bodems van de Reeuwijkse plassen heeft geen enkel effect gehad op de afbraaksnelheden. De CH_4 -productiesnelheden van de bodems uit de Bruuk laten wel duidelijk zien dat er een behandelingseffect is. De methaanproductie wordt, zoals verwacht, meer geremd naarmate de elektronen acceptor minder energie per eenheid elektrondonor (organische moleculen) oplevert (Figuur 6.12).

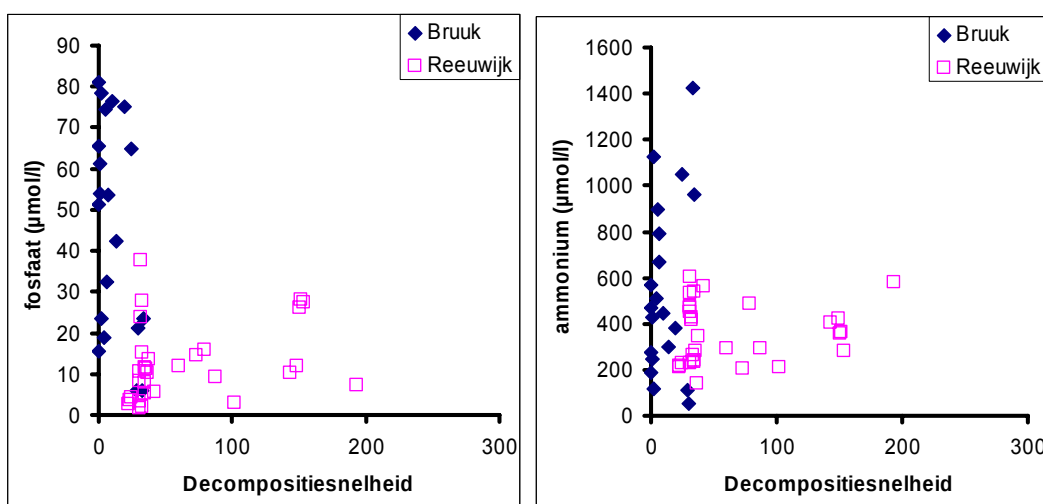


Figuur 6.13 Afbraaksnelheden tijdens de incubatie van verschillende bodemonsters uit de Reeuwijkse plassen bij verschillende toegepaste behandelingen (+SE). Boven de grafiek staan de organisch stof percentages weergegeven.

Bij de bodems van de Bruuk die met nitraat en sulfaat behandeld zijn, is de consumptie van nitraat en sulfaat het hoogst in de drie bodems waar de afbraaksnelheid het hoogst ligt. De bodem uit het blauwgrasland en de diepere bodem uit de greppel hebben een lage afbraaksnelheid. Hier valt ook nauwelijks consumptie van nitraat en sulfaat waar te nemen of is er zelfs sprake van productie. Verder valt op dat bij enkele zuurstof- en nitraatbehandelingen sulfaat wordt geproduceerd, waarschijnlijk als gevolg van aërobe dan wel anaërobe oxidatie van pyriet. Het gaat hierbij om de oorspronkelijk meest anaërobe bodems uit de sloot en de greppel, waar ook een grote pH-daling werd gemeten. De totaalconcentraties aan sulfaat en ijzer in deze bodems bleken dan ook hoger te zijn dan in de andere bodems. De bodems van de Reeuwijkse plassen laten weinig verschillen zien in de consumptie van nitraat en sulfaat. Mogelijk is een week te kort om effect te zien van de nitraat- en sulfaat-behandelingen. De nitraat- en sulfaatconsumptie is wel het hoogst in de twee meest organische bodems, ondiep in de legakker, maar dit kan niet worden gekoppeld aan een hogere afbraaksnelheid op deze locaties.

Als de afbraaksnelheden van de bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen vergeleken worden met de concentraties fosfaat en ammonium aan het eind van de experimenten blijkt dat de decompositiesnelheid geen positieve correlatie heeft met het vrijkomen van deze nutriënten (Figuur 6.14). De bodems uit de Bruuk hebben over

het algemeen een veel lagere afbraaksnelheid, terwijl wel hogere fosfaat- en ammoniumconcentraties worden gemeten. De afbraaksnelheid voor de bodems uit de Reeuwijkse plassen ligt meestal hoger, terwijl de fosfaat- en ammoniumconcentraties hier relatief laag blijven. Een hoge afbraaksnelheid betekent dus zeker niet dat er ook meer nutriënten vrijkomen. Dit hangt af van meerdere factoren, waaronder de totale hoeveelheid nutriënten in de bodem en het vermogen om vrijgekomen nutriënten weer te binden. Uit de experimenten is verder duidelijk geworden dat sommige effecten pas op de langere termijn zichtbaar worden, onder andere door de aanpassing van micro-organismen aan veranderde omstandigheden. Voor zowel terrein- als waterbeheer is het van groot belang om hierin inzicht te krijgen.



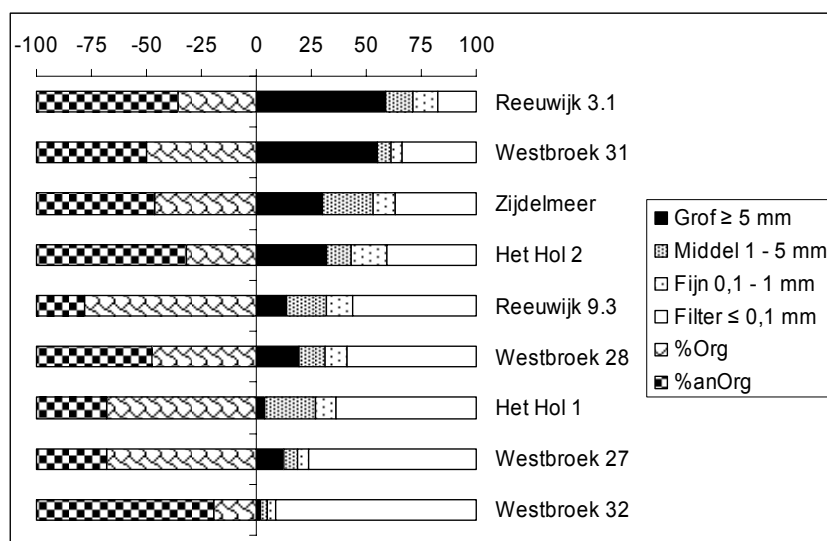
Figuur 6.14 Potentiële decompositiesnelheid van de bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen, uitgezet tegen de fosfaat- en ammoniumconcentraties.

Sedimentatie van veenbodemdeeltjes na opwerveling

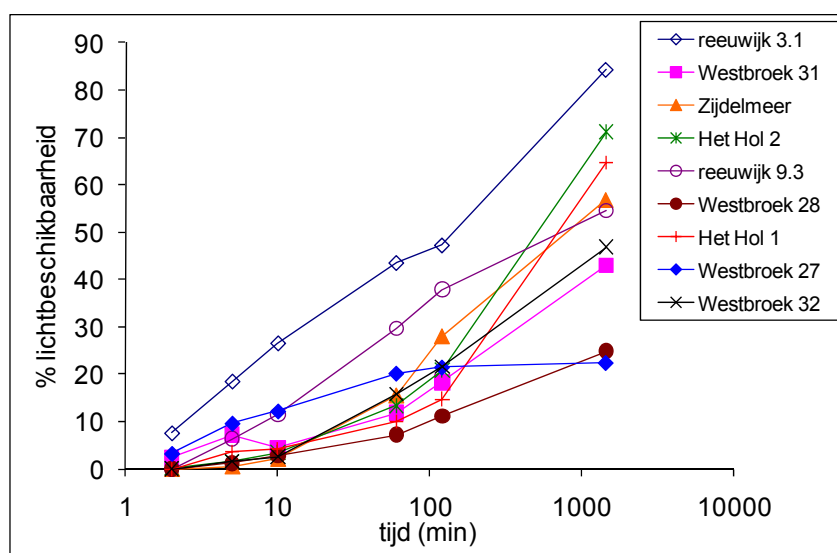
Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van waterbodems uit vier verschillende laagveenwateren: Westbroek, Het Hol, Zijdelmeer en Reeuwijkse Plassen. Hiermee is onderzocht wat voor invloed het opwervelen van veenbodemdeeltjes heeft op de lichtbeschikbaarheid onder water. De gebruikte waterbodems bleken erg van elkaar te verschillen. De organisch stof percentages liepen uiteen van 20 tot 80 % (Figuur 6.15). De grootteverdeling van de veenbodemdeeltjes verschilde ook enorm: van meer dan 50 % grove deeltjes en 15 % zeer fijne deeltjes tot 2 % grove deeltjes en meer dan 90 % zeer fijne deeltjes. Er werd aangenomen dat een meer afgebroken bodem meer fijne veenbodemdeeltjes zou bevatten. Als gekeken wordt naar het herstel van de lichtbeschikbaarheid na opwerveling, dan valt op dat ook daar grote verschillen zijn tussen de verschillende waterbodems (Figuur 6.16). Na 5 minuten is er tussen de 0,5 en 18,5 % van de lichtbeschikbaarheid terug, na 2 uur tussen de 11 en 47 %, en na 24 uur tussen de 22 en 85 %. De snelheid waarmee het lichtklimaat herstelt ligt na 24 uur nog verder uiteen: tussen de 1 en 55 % per dag. Over het algemeen blijkt dat bij bodems met veel fijne deeltjes minder snel herstel van de lichtbeschikbaarheid optreedt, evenals bij bodems met een groter percentage organische deeltjes. Dit komt dus neer op de verder afgebroken, organische bodemtypes. Het is aan te raden om van de verschillende bodemfracties het organisch stof gehalte apart te bepalen, zodat ook gezegd kan worden of bepaalde deeltjesgroottes meer of minder organisch zijn.

De sedimentatiesnelheid geeft niet helemaal hetzelfde beeld. Zo heeft de bodem met het langzaamste herstel van de lichtbeschikbaarheid (Westbroek 27) de hoogste sedimentatiesnelheid. De grove deeltjes in deze bodem zijn vermoedelijk voor een groot deel in suspensie gekomen en snel weer neergeslagen. Daarnaast hebben de vele fijne deeltjes in deze bodem schijnbaar een groot lichtuitdovend effect en blijven ze ook lang in suspensie. De bodem met het snelste herstel van de lichtbeschikbaarheid (Reeuwijk 3.1) heeft juist een lagere sedimentatiesnelheid. Deze bodem bevatte veel steentjes die bij het opwervelen niet in suspensie kwamen en dus

ook niet als gesedimenteerd materiaal gewogen konden worden. Dit benadrukt wel het feit dat organische bodems gevoeliger zijn voor opwerveling.



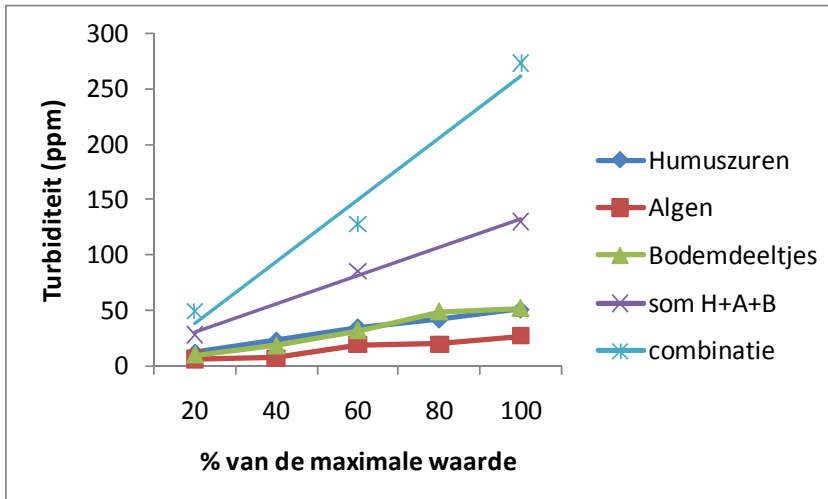
Figuur 6.15 Deeltjesgrootteverdeling en (an)organisch stof percentages van de gebruikte bodems.



Figuur 6.16 Herstel van de lichtbeschikbaarheid (als % van de beginwaarde) na opwervelen van de verschillende waterbodems.

Uit de metingen van de troebelheid blijkt dat deze samenhangt met de lichtbeschikbaarheid, maar er is geen duidelijke correlatie tussen beiden variabelen. Er kan namelijk niet gezegd worden dat bij een bepaalde turbiditeit één bepaalde lichtbeschikbaarheid hoort. Er zijn waarschijnlijk andere factoren van belang, zoals de kleur (humuszuren, algen) van het water.

Om deze reden zijn vergelijkende metingen gedaan waarin de troebelheid van oplossingen met verschillende concentraties humuszuren, algen en bodemdeeltjes werd bepaald. De resultaten laten zien dat deze verschillende componenten van troebelheid elkaar kunnen versterken (Figuur 6.17). Met een rekenmodel kan per geval ingeschat worden wat de individuele bijdragen precies zijn. Dit betekent dat de troebelheid al fors verminderd kan worden als er slechts maatregelen worden genomen die maar één van deze componenten aanpakken.



Figuur 6.17 De bijdragen aan de totale troebelheid van de verschillende componenten die deze troebelheid veroorzaken. 100% algen = 1.8 mg/L Chl.a, 100% bodemdeeltjes = 2.5 mg/L, 100% humuszuren = 250 mg/L.

Fosfaatbinding door Phoslock, aluminium en kalk

Fosfaatbinding door Phoslock en aluminium in de Tienhovense plassen

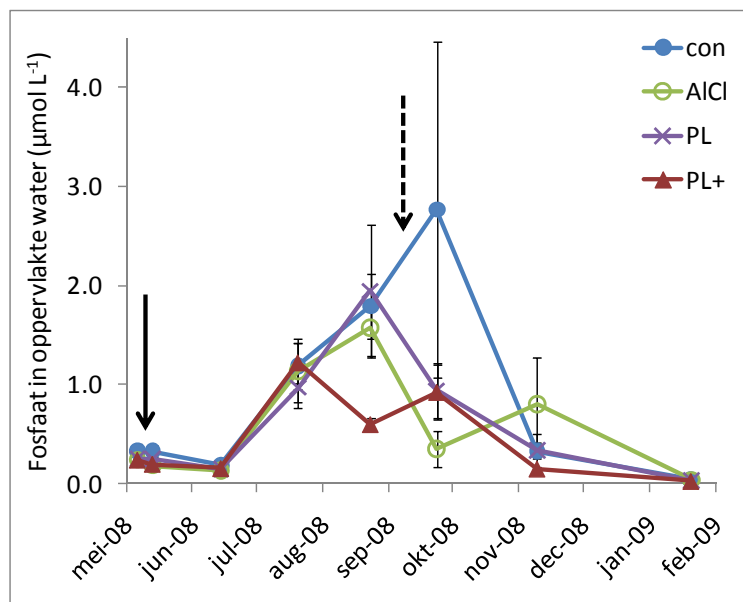
In de Tienhovense plassen is een experiment uitgevoerd met 12 polycarbonaat enclosures (1.5 x 1.0 m). Deze werden in het sediment gedrukt, waardoor elke enclosure een waterkolom van 500-600 liter isoleerde van de plas. Naast een controlebehandeling in 3 enclosures werden in de andere 9 enclosures verschillende stoffen toegevoegd aan de waterkolom met als doel fosfaat te binden en de helderheid te vergroten. Phoslock, een bentoniet klei opgeladen met lanthaan, werd aan 3 enclosures toegevoegd met een dosis van 3800 kg per hectare (Figuur 6.18). Aluminiumchloride werd aan 3 andere enclosures toegevoegd met een dosis van 400 kg per ha. Een combinatie van deze 2 stoffen (Phoslock+) werd toegevoegd aan de laatste 3 enclosures met een dosis van 4200 kg per hectare. Er werden karpers geïntroduceerd om een vergelijkbare opwerveling in de enclosures te krijgen als in de plas zelf. Na 3,5 maand werd er een extra fosfaat additie gedaan tot een eindconcentratie van 10 μmol per liter, omdat de concentraties in alle enclosures vrij laag bleken te zijn.



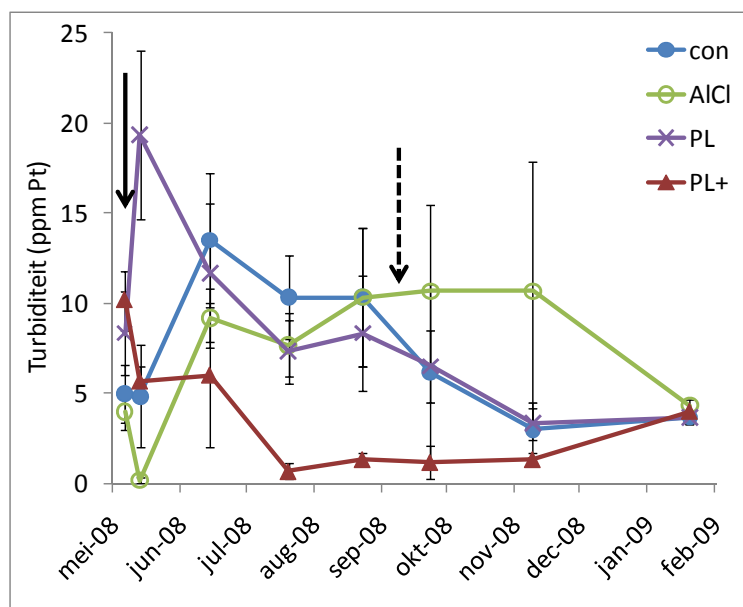
Figuur 6.18 Toevoegen van Phoslock aan een enclosure in de Tienhovense plassen.

Vòòr deze extra fosfaat additie bleek alleen Phoslock+ in staat om de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater te verlagen (Figuur 6.19). Na de extra fosfaat additie konden alle stoffen de fosfaatconcentratie effectief verlagen. Gemiddeld over de gehele periode was de fosfaatconcentratie alleen in de Phoslock+

behandeling significant lager dan in de controlebehandeling ($P = 0.020$). Dit was ook de enige behandeling waarin het water het hele jaar helder bleef (Figuur 6.20). Aluminiumchloride leidde alleen tot een zeer kortdurende verbetering van de helderheid. Waarschijnlijk zou het gebruik van poly-aluminiumchloride een langduriger effect hebben.



Figuur 6.19 Fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater in het enclosure experiment in de Tienhovense plassen. De volgende behandelingen werden toegepast: con = controle, AlCl = 40 g m^{-2} aluminiumchloride, PL = 385 g m^{-2} Phoslock, PL+ = 425 g m^{-2} Phoslock + poly-aluminiumchloride. De linkse pijl geeft de start van de behandelingen aan en de rechtse pijl geeft de extra fosfaat additie aan.



Figuur 6.20 Troebelheid van het oppervlaktewater in het enclosure experiment in de Tienhovense plassen. De volgende behandelingen werden toegepast: con = controle, AlCl = 40 g m^{-2} aluminiumchloride, PL = 385 g m^{-2} Phoslock, PL+ = 425 g m^{-2} Phoslock + poly-aluminiumchloride. De linkse pijl geeft de start van de behandelingen aan en de rechtse pijl geeft de extra fosfaat additie aan.

Fosfaatbinding door Phoslock en kalk in voormalige landbouwgebieden (waaronder veenweiden)

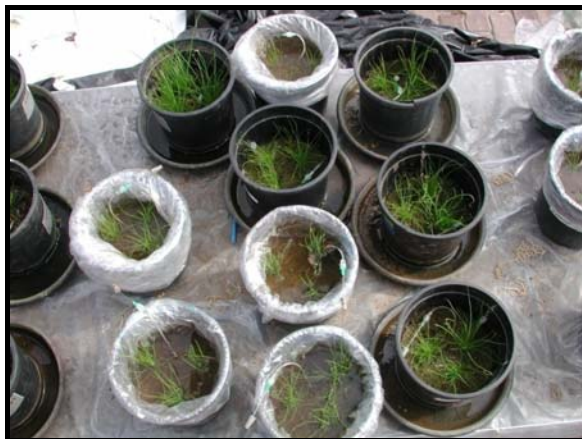
Veel voormalige landbouwgebieden worden omgevormd ten behoeve van natuurontwikkeling. Als afgraven hierbij geen optie is vanwege de vervuilingsgraad of de diepte van het fosfaatfront, dan kan geprobeerd worden om het aanwezige fosfaat in de bodem te binden met kalk (Smolders *et al.*, 2008) of Phoslock. Het doel is dan om de fosfaatconcentratie in het bodemvocht te verminderen en de biologisch beschikbare P-concentratie (Olsen-P; Olsen *et al.*, 1954) onder de streefwaarde van 300 $\mu\text{mol/L}$ bodem te krijgen. De vraag is ook of het vastgelegde fosfaat in dat geval al dan niet door planten vrijgemaakt kan worden. Dit werd uitgetest in een potexperiment in het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen, waarin 128 bloempotten werden gevuld met 10 cm bodem. Hiervoor werden 4 verschillende bodemtypen (door menging) gebruikt met verschillende Olsen-P concentraties:

- Veenweidebodem met 1400 μmol Olsen-P per liter
- Zandbodem met 500 μmol Olsen-P per liter (redelijk voedselrijk)
- Zandbodem met 1000 μmol Olsen-P per liter (voedselrijk)
- Zandbodem met 2000 μmol Olsen-P per liter (zeer voedselrijk)

Er werd zowel een plas-dras situatie als een ondiepe plas nagebootst, waarin het de bedoeling was om respectievelijk de groei van Pitrus en algen tegen te gaan. Daarvoor werd de helft van de potten vochtig gehouden met demiwater en de andere helft overstroomd met 5 cm demiwater. Naast 1 controlebehandeling werden 3 verschillende stoffen door de bodems gemengd om fosfaat te binden:

- 1x Phoslock dosis van 100 g Phoslock per gram Olsen-P
- 5x Phoslock dosis van 500 g Phoslock per gram Olsen-P
- een kalk dosis van 10 g Dolokal per kg bodem

Op deze manier waren er van elke combinatie van bodemtype, waterniveau en behandeling 4 potten. Om het effect van de behandelingen op de groei van eutrafente soorten te bepalen, werden na 145 dagen Pitrus planten op de bodems geplant (Figuur 6.21). De groei werd gedurende 3 maanden gevolgd, waarna de planten geoogst, gedroogd en gewogen werden.

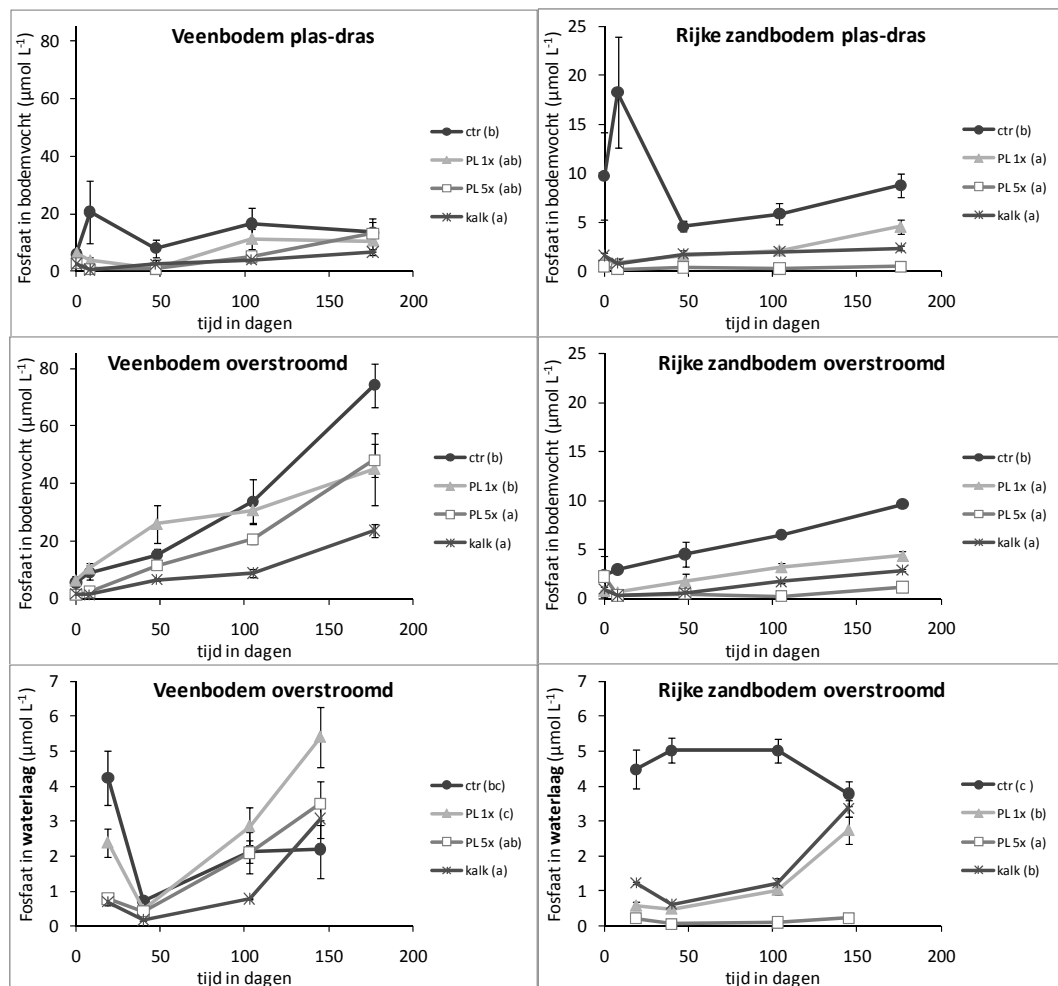


Figuur 6.21 Enkele potten met zand- en veenbodem en Pitrus planten.

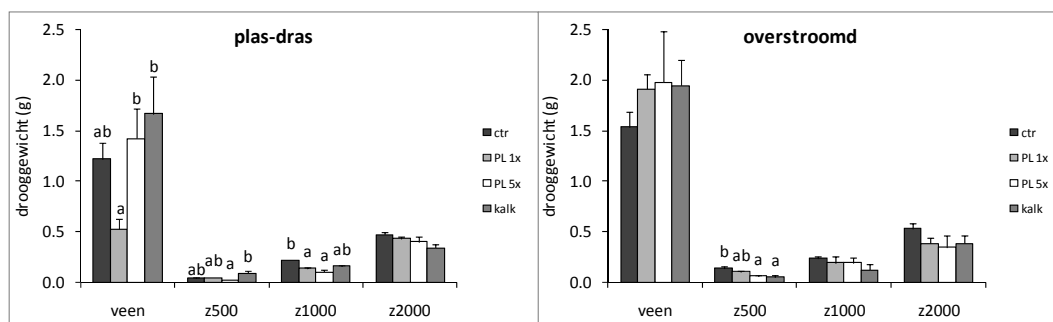
Fosfaatconcentraties werden vooral verlaagd op korte termijn en in de meest P-rijke bodems (Figuur 6.22). Fosfaatmobilisatie naar de waterlaag werd verlaagd door een hoge dosis Phoslock in de zandbodems, maar niet in de veenbodems. Voor zandbodems betekent dit dat Phoslock alleen geschikt is bij natuurontwikkeling waarbij een plas gecreëerd wordt en op die manier algenbloei tegengegaan wordt. De Olsen-P concentraties werden in de meeste bodems wel verminderd, maar niet onder de streefwaarde van 300 $\mu\text{mol/L}$ bodem. Dit betekent dat planten als Pitrus nog steeds kunnen domineren in een plas-dras situatie en er zich geen biodiverse vegetatie zal kunnen ontwikkelen. Het lijkt onwaarschijnlijk dat Pitrus fosfaat kan vrijmaken dat

door Phoslock gebonden is, omdat lanthaan zeer stabiele mineralen vormt met fosfaat (Firsching, 1992; Douglas, 2000).

Bekalking leidde tot langdurige ammoniummobilisatie en een sterke verhoging van de pH en alkaliniteit, wat weer leidt tot afbraak van organische stof en vrijkomen van nutriënten, waardoor het alleen gebruikt kan worden in bodems die weinig organisch materiaal bevatten. Bij Phoslock was de mobilisatie van ammonium en nitraat slechts tijdelijk. Daarnaast blijken zowel Phoslock als kalk de groei van Pitrus niet of niet effectief genoeg te verlagen (Figuur 6.23), vooral niet op de veenbodems. Bovendien kunnen planten in de veldsituatie met hun wortels tot diepere, niet-behandelde en P-rijke bodemlagen doordringen. Daarnaast is de meest effectieve Phoslock dosis erg duur. Daarom is toepassing hiervan alleen mogelijk als additionele maatregel naast afgraven of als de toplaag van de bodem ernstig verontreinigd is en afvoeren van deze toplaag te duur is. Toepassing van Phoslock is het meest kansrijk als voormalige landbouwgronden onder water gezet worden, omdat het erg effectief de mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag kan tegengaan (Robb *et al.*, 2003; Akhurst *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2004). Hierdoor wordt algengroei tegengegaan en worden goede condities gecreëerd voor de groei van verschillende waterplanten. Veenbodems lijken hiervoor wel het minst geschikt te zijn.



Figuur 6.22 Fosfaatconcentraties in het bodemvocht en de waterlaag van de veenweidebodem (links) en de meest voedselrijke zandbodem (rechts) in een plas-dras of overstroomde situatie. ctr = controle, PL = Phoslock.



Figuur 6.23 Biomassa van *Pitarus* planten op de verschillende bodemtypen in een plas-dras of overstromde situatie. ctr = controle, PL = Phoslock, z = zandbodem met Olsen-P concentratie in $\mu\text{mol L}^{-1}$.

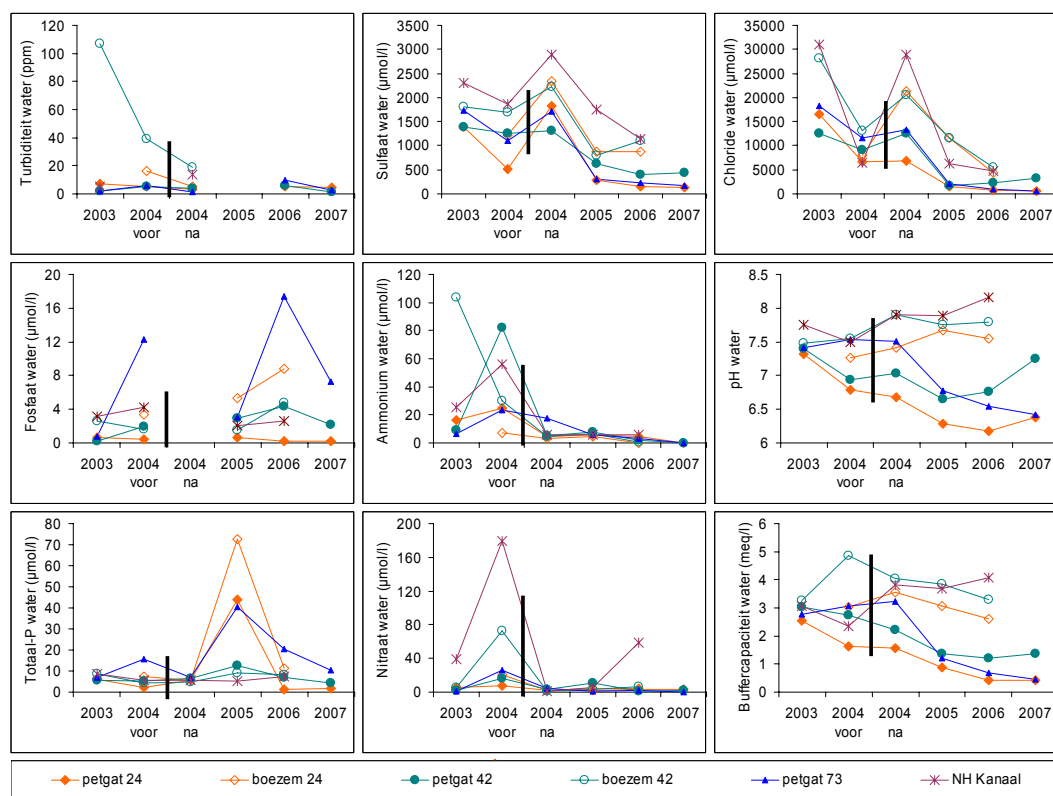
Isolatie- en verbrakkingsexperimenten IJperveld

Isolatie van petgaten en sloten

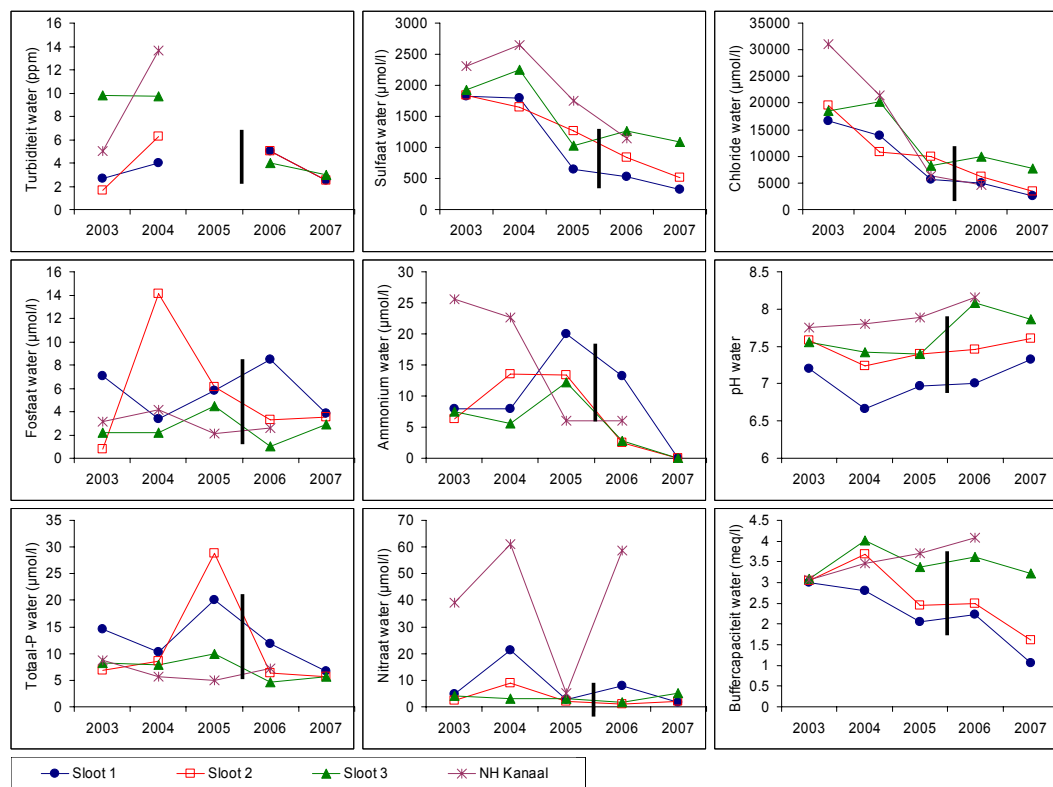
Tussen 2003 en 2007 zijn een aantal petgaten en sloten gevolgd in het IJperveld. Drie petgaten werden in de zomer van 2004 afgesloten van het boezemwater en drie sloten in de winter van 2005/2006. Op regelmatige tijdstippen werden zowel bodemvocht- als waterlaagmonsters genomen en vegetatieopnames gemaakt.

Na het afsluiten van de petgaten zijn er snelle veranderingen in waterkwaliteit opgetreden, die het duidelijkst werden op langere termijn (Figuur 6.24). De grootste dalingen zijn opgetreden in de pH en buffercapaciteit, en de concentraties chloride, sulfaat, calcium, magnesium en natrium, vooral door verdunning met regenwater. Het water veranderde hierbij van zwak brak naar zoet. Voor sulfaat geldt dit ook deels, maar er zal ook zwavelreductie hebben plaatsgevonden in de onderwaterbodem. Minder sterke verdunningseffecten treden op bij kalium. Er zijn geen duidelijke verschillen gevonden in de concentraties voedingsstoffen in de petgaten. De stikstofbeschikbaarheid daalde en bleef laag na afsluiten van de petgaten, maar dit was ook het geval in het boezemwater. De fosfaatbeschikbaarheid in het water was over het algemeen vrij laag gedurende de onderzoeksperiode.

In de petgaten 24 en 73 nam de totale vegetatiebedekking toe tijdens de onderzoeksperiode (resp. van 30 naar 70% en van 80 naar 95%), voornamelijk veroorzaakt door de uitbreiding van Riet. Ondanks rietuitbreiding was er in petgat 42 echter sprake van een afname van de totale bedekking (van 99 naar 30%), door de (gunstige) achteruitgang van Puntkroos en Klein kroos in dit petgat. Ook was het verdunningseffect in dit petgat het minst groot, wat te zien is aan de hogere sulfaat-, chloride- en buffercapaciteitwaarden.



Figuur 6.24 Verloop van de waterkwaliteit in drie petgaten en het boezemwater gedurende de onderzoeksperiode. De zwarte verticale balk geeft aan wanneer de petgaten zijn afgesloten van het buitenwater (mei 2004).



Figuur 6.25 Verloop van de waterkwaliteit in drie sloten en het Noord-Hollands kanaal gedurende de onderzoeksperiode. De zwarte verticale balk geeft aan wanneer de sloten zijn afgesloten van het buitenwater (winter 2005/2006).

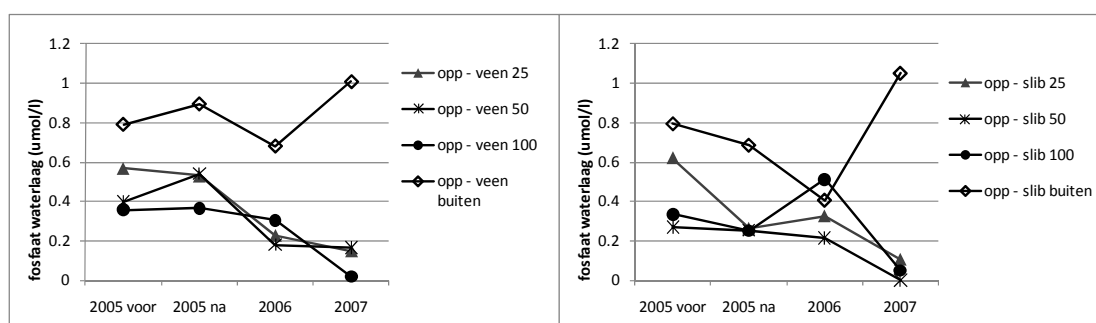
Na het afsluiten van de drie sloten zijn de veranderingen in waterkwaliteit zijn niet zo duidelijk als in de afgesloten petgaten, maar vooral in sloot 1 en 2 is dezelfde trend te zien (Figuur 6.25). Hier dalen de buffercapaciteit en de concentraties sulfaat, chloride, magnesium, calcium en natrium na isolatie, al was deze trend in de meeste gevallen al ingezet vóór het afsluiten van de sloten. Dit werd vermoedelijk veroorzaakt door het verbeteren van de kwaliteit van het water uit het Noord-Hollands kanaal, waarin de concentraties sulfaat en chloride de afgelopen jaren ook zijn gedaald. Daarnaast lijken de concentraties ammonium en fosfaat te dalen na isolatie en is ook het doorzicht verbeterd, al zijn de effecten op de langere termijn nog niet bekend. De vegetatie reageert sterk op de afsluiting van de sloten, getuige de toename van de totale bedekking van 1% in 2003 naar 20-60% in 2006. In alle sloten gaat het daarbij helaas voor een groot deel om Brakwaterdraadwier, maar ook Grof hoornblad neemt toe in sloot 2 en 3 met een maximale bedekking van 10-20%. Daarnaast vindt in sloot 1 uitbreiding plaats van Waterscheerling en Moerasandoorn in het water.

In de bodem zijn de veranderingen veel minder duidelijk. Er is in de al langer afgesloten petgaten sprake van een lichte daling van de concentraties chloride, sulfaat, magnesium, calcium, natrium en kalium. In de slootbodems neemt de pH iets toe en daalt de sulfideconcentratie na afsluiten.

Verbrakkingsexperimenten

Tevens werd tussen 2005 en 2007 een verbrakkingsexperiment gedaan in het IJperveld, door aan acht polycarbonaat cilinders (Ø 1m; hoogte 1,5 m) in twee petgaten in het IJperveld verschillende chlorideconcentraties toe te voegen: 25, 50, 100 en 200 mmol/l. Het ene petgat had een vrij gestructureerde, vaste veenbodem en het andere, U-vormige petgat had een slibbodem. Voor zowel het petgat met slibbodem als het petgat met veenbodem bleek dat de cilinders met 200 mmol/l Cl niet de goede behandeling hebben gehad. In de slibbodem was dit te wijten aan het wegzakken van de kolom in de bodem, waardoor het water in contact stond met het buitenwater. Voor de veenbodem geldt dat de kolom met 200 mmol/l Cl lek was, waardoor ook deze in contact stond met het buitenwater. Op basis van deze waarnemingen, is besloten de behandeling met 200 mmol/l Cl verder niet mee te nemen in de resultaten van het verbrakkingsexperiment.

Voor de verschillende chloridebehandelingen geldt dat, vanaf het toedienen van de behandelingen, de fosfaatconcentratie in de waterlaag afneemt ten opzichte van het buitenwater (Figuur 6.26). In de veenbodem is dit duidelijker te zien dan in de slibbodem. Het is echter niet duidelijk of de afname van fosfaat wordt veroorzaakt door isolatie van het buitenwater (cilinder effect) of door verbrakking (behandeling effect), omdat de mate van verbrakking vooralsnog weinig verschil laat zien. Echter, in de veenbodem lijkt bij de behandeling met 100 mmol/l de grootste afname van fosfaat te zijn, terwijl er tussen de 25 en 50 mmol/l geen verschil zichtbaar is. In het bodemvocht is een soortgelijke trend te zien, waarbij de fosfaatconcentratie geleidelijk afneemt bij verbrakking.



Figuur 6.26 Gemiddelde fosfaatconcentratie ($\mu\text{mol/l}$) in het oppervlaktewater gedurende het verbrakkingsexperiment, weergegeven voor de verschillende behandelingen (25, 50 en 100 mmol/l Cl) en controle (buiten water) voor zowel de veenbodem (links) en slibbodem (rechts).



Figuur 6.27 Foto's van de enclosures in het petgat met slibbodem (juli 2006). De toegepaste concentraties chloride staan weergegeven in mmol/l (resp. 0,9, 1,7, 3,5 en 7,1 gram/l).

Er blijkt voor de locatie met veenbodem inderdaad een negatief verband te zijn tussen de gemeten chlorideconcentraties in het bodemvocht en de gemeten fosfaatconcentraties in het bodemvocht. Voor de locatie met slibbodem werd echter een tegenovergesteld verband gevonden. Daarentegen lijkt voor de locatie met slibbodem de fosfaatconcentratie in de waterlaag wel lager te zijn bij een hogere chlorideconcentratie in het bodemvocht. Het verband was in dit geval zelfs duidelijker dan voor de locatie met veenbodem. Dit was ook te merken aan de helderheid van het water in deze cilinders. In de zomer van 2006 was de cilinder met 25 mM chloride geheel met flab gevuld en werd het water helderder bij toenemende chlorideconcentratie (Figuur 6.27). In het andere petgat (met veenbodem) waren geen duidelijke behandelingseffecten op de helderheid waar te nemen. Verbrakking zal dus waarschijnlijk het meeste effect hebben in voormalig brakke laagveenwateren die te kampen hebben met slibproductie. Er lijkt in deze wateren dus een belangrijke rol weggelegd voor chloride als stuurknop bij herstelbeheer in verzoete, sterk geëutrofiëerde laagveenwateren, hoewel de benodigde concentraties waarschijnlijk moeilijk ingesteld zullen kunnen worden. Bovendien is het verbrakkingswater vaak zeer fosfaat- en sulfaatrijk.

Voor alle behandelingen (in zowel de veenbodem als de slibbodem) is de sulfaatconcentratie afgenomen gedurende het experiment, terwijl deze in het buitenwater hoger is gebleven. Ook in het bodemvocht is een afname van sulfaat te zien. Bij de veenbodem was dat het geval bij alle chloridebehandelingen, terwijl bij de slibbodem alleen een afname in sulfaat te zien was bij 50 en 100 mmol/l Cl. Waarschijnlijk is de sulfaatafname een cilinder effect, waarbij sulfaat naar de bodem gaat en vervolgens gereduceerd wordt tot sulfide. In de cilinders in de slibbodem was er inderdaad sprake van een toename in de sulfideconcentratie voor alle behandelingen, die gelijk was aan de sulfideconcentratie in de bodem buiten de cilinders. Echter, voor de veenbodem was er een afname van sulfide te zien in alle behandelingen, doordat het gevormde sulfide hier gebonden is aan ijzer. Er was op deze locatie een afname van ijzer te zien gedurende het experiment, terwijl dit in de slibbodem niet het geval was. In de slibbodem was er niet voldoende ijzer aanwezig om het gevormde sulfide te binden.

In overeenstemming met de resultaten van het aquariumexperiment (zie eindrapport 1^e fase; Lamers *et al.*, 2006) is de calciumconcentratie direct na verbrakking toegenomen, waarbij de hoogste chloridebehandeling de hoogste calciumconcentratie laat zien. Na het inzetten is calcium weer afgenomen voor alle behandelingen. De calciumconcentratie in het buitenwater is vrij constant gebleven. De afname van calcium onder invloed van de chloridebehandelingen is mogelijk te verklaren doordat calcium goed kan binden aan fosfaat. Hierdoor zou, naast effecten op de afbraak, ook de afname in fosfaat door verbrakking verklaard kunnen worden.

6.3 Conclusies voor beheer

- In de Wieden verbetert de betere waterkwaliteit in de richting van de (geïsoleerde) haarvaten, wat gunstig is voor de ontwikkeling van (ondergedoken) waterplanten. Dit lijkt erop te duiden dat in een veengebied met een fijn vertakt kanalenstelsel de norm voor de waterkwaliteit in de plassen iets minder laag zou mogen zijn. Voor een gebied waarin de aanvoerweg kort is, gelden uiteraard de zelfde normen voor de plassen en het achterland. In het Reeuwijkse plassengebied blijkt echter dat isolatie niet altijd voordelig uitpakt. In de half-geïsoleerde eutrofe sloten nemen de sulfaat- en chlorideconcentraties en de troebelheid weliswaar af, maar hoopt nutriëntrijke bagger zich op en nemen de nutriënten- en sulfideconcentraties toe. Periodiek baggeren in de buurt van de dam en/of afvoer van het nutriëntenrijke water zouden deze negatieve effecten van isolatie kunnen beperken. Het positieve effect van isolatie treedt dus alleen op bij grotere wateren of in gebieden met relatief lage nutriëntenconcentraties en mineralisatiesnelheden van de waterbodem. Dit betekent dat isolatie van gebieden met slechte (water)bodemkwaliteit belangrijke risico's oplevert.
- In heldere wateren wordt het herstel van de biodiversiteit vaak geremd door een hoge P-beschikbaarheid in de bodem, doordat snelgroeiende waterplanten een groot deel van het fosfaat in de waterlaag opnemen en een dichte vegetatie vormen. Deze dichte vegetatie blijkt een spronglaag te creëren, waardoor er een anaërobe laag ontstaat onderin de vegetatie wat de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag bevordert. Op deze manier kunnen deze snelgroeiende soorten, waaronder ook wortelloze soorten, andere waterplanten en verlandingssoorten wegconcurreren in een steeds fosfaatarmere wordende waterlaag.
- De introductie van Krabbenscheer in petgaten slaat niet altijd even goed aan en bovendien zijn er van jaar tot jaar verschillen in de ontwikkeling. Deels kan dit worden verklaard door verschillen in water(bodem)chemie, maar deels is niet duidelijk wat de oorzaak hiervan is. Voorwaarde is wel dat de ammonium- en sulfideconcentraties niet te hoog zijn en dat de helderheid en ijzer:fosfaat ratio niet te laag zijn. Daarnaast moet er voor de ontwikkeling onder water (voorjaar) voldoende koolstofdioxide beschikbaar zijn, wat op zandige bodems niet het geval is.
- Zoals verwacht blijken de afbraaksnelheden van veenbodems meestal hoger te liggen onder aërobe omstandigheden (bijv. bij waterpeilverlaging) en worden ze vooral bepaald door het organisch stofgehalte van de bodem. In sommige gevallen leidt het kortdurend droogvallen van veenbodems niet per se tot een snellere afbraak. Bovendien was de mobilisatie van voedingsstoffen niet vanzelfsprekend gekoppeld aan hogere afbraaksnelheden. Een hogere afbraaksnelheid leidt in de meeste gevallen wel tot een hogere mineralisatie van stikstof, maar niet van fosfaat, doordat fosfaat na mineralisatie meteen gebonden kan worden in de bodem. Verder zijn de mineralisatiesnelheden van stikstof en fosfaat relatief hoog in ver afgebroken veenbodems die lage C:N en C:P ratio's, een lagere bindingscapaciteit voor nutriënten of een lagere microbiële consumptie van nutriënten hebben.

- In veenweidegebieden, maar ook in andere laagveengebieden, moet per situatie bekeken worden of het beter is om het waterpeil uit te laten zakken in de zomer, hoog te houden of te verhogen. Als de kwaliteit van het inlaatwater slecht is (veel nutriënten en/of sulfaat), is het beter om de inlaat van dit water te minimaliseren en peilverlaging toe te staan (zoals bijv. nu al in De Deelen gebeurt). Als er bij waterpeilverlaging echter een interne verslechtering optreedt i.v.m. veenafbraak in de oever en sulfaatophoping, is het beter om het peil niet te verlagen en wel water in te laten. In deze situatie is te zien dat de waterkwaliteit juist verslechtert vanaf het inlaatpunt het gebied in. Daarnaast zal (nitraat)bemesting van de veenweidegebieden in alle gevallen zo veel mogelijk verminderd moeten worden om anaërobe veenafbraak, en sulfaat- en fosfaatomobilisatie tegen te gaan. In het geval er toch water ingelaten moet worden, is het raadzaam om de inlaat van sulfaatrijk water te beperken, vooral als het niet mogelijk is de nitraatbemesting terug te dringen.
- Over het algemeen komen waterbodems die bestaan uit veel fijne, organische deeltjes eerder in suspensie na opwerveling en blijft het water daarna langer troebel. De lichtbeschikbaarheid is in sommige gevallen na 1 dag slechts voor 22 % hersteld, terwijl het herstel vanaf dat moment nog langzamer verloopt. Dit langzame herstel van de lichtbeschikbaarheid gaat echter niet altijd samen met een hogere sedimentatiesnelheid, omdat deze vooral wordt bepaald door de grovere deeltjes. Vooral in laagveenwateren met een organische, ver afgebroken bodem is het dus zaak om opwerveling van bodemdeeltjes door motorboten, vis en wind zoveel mogelijk te voorkomen als herstel van de onderwatervegetatie nagestreefd wordt. De verschillende componenten van troebelheid kunnen elkaar versterken. Dit betekent dat de troebelheid fors verminderd kan worden, ook als er maatregelen worden genomen die slechts 1 van deze componenten aanpakken. Om de juiste maatregelen te kunnen nemen is het belangrijk om te berekenen hoeveel elk van de componenten bijdraagt aan de totale troebelheid. Het gebruik van flocculanten is één van de maatregelen die kansrijk is bij het verminderen van de troebelheid.
- Phoslock, een bentoniet klei opgeladen met lanthaan, blijkt het best fosfaat te kunnen binden in een veenplas als ook poly-aluminiumchloride wordt toegevoegd. Alleen in dat geval bleef het oppervlaktewater het hele jaar helder. Phoslock blijkt ook in staat fosfaat te verlagen in voormalige landbouwgronden, waaronder veenweidegebieden, die omgevormd worden in natuur. Er is echter een hoge dosis Phoslock nodig en de fosfaatconcentraties worden niet voldoende verlaagd om dominantie van Pitrus te voorkomen, vooral niet op veenbodems. Phoslock werkt het meest effectief als voormalige landbouwgebieden onder water gezet worden en op die manier fosfaatomobilisatie naar de waterlaag en algenbloei tegengegaan wordt. Hierdoor kunnen goede condities gecreëerd worden voor de groei van verschillende waterplanten. Bekalking van organische bodems wordt afgeraden, omdat dit leidt tot een stimulatie van de afbraak en het vrijkomen van voedingsstoffen.
- Uit het verbrakkingsexperiment blijkt dat verbrakking waarschijnlijk het meeste effect zal hebben in voormalig brakke laagveenwateren met een slibbodem. Hier werd de meest duidelijke fosfaatdaling waargenomen en bleek ook de helderheid te verbeteren en de flab te verdwijnen als gevolg van verbrakking. Er lijkt in deze wateren een belangrijke rol weggelegd voor chloride als stuurknop bij herstelbeheer in verzoete, sterk geëutrofeerde laagveenwateren, hoewel de benodigde concentraties waarschijnlijk moeilijk ingesteld zullen kunnen worden. Bovendien is het verbrakkingswater vaak zeer fosfaat- en sulfaatrijk. Het is daarom gewenst om op grotere schaal te testen of verbrakking als reguliere maatregel gebruikt kan gaan worden.

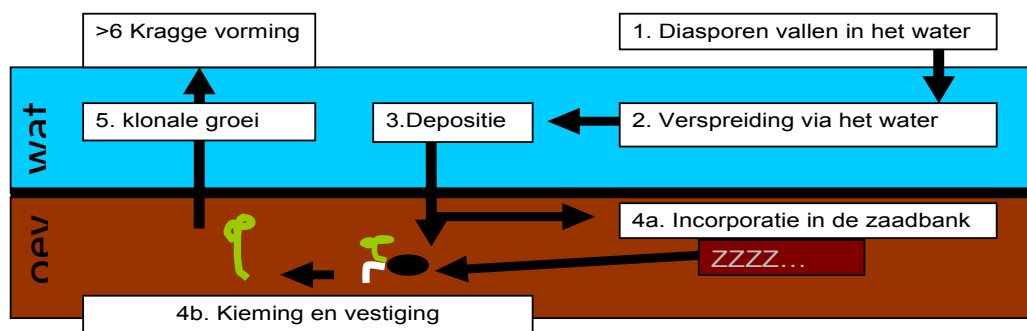
7 Semi-terrestrische fase

Judith Sarneel

7.1 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. Tot deze gemeenschappen 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*). Kenmerkende verlandingssoorten zijn Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), Slangenwortel (*Calla palustris*), maar ook Riet (*Phragmites australis*) en Lisdodde (*Typha latifolia*). Veel van deze soorten vertonen echter een sterke achteruitgang en een aantal is reeds opgenomen in de Rode Lijst (2005). In het afgelopen decennium zijn veel maatregelen genomen die de habitatkwaliteit van deze soorten hebben verbeterd. Echter, zelfs op plaatsen waar groeiomstandigheden voldoende zijn hersteld, blijft hernieuwde vestiging en uitbreiding van bestaande vegetaties vaak achterwege. Met de achteruitgang van deze soorten en vegetatietypen, stagneert de voor ons land eens zo typerende verlanding momenteel op veel plaatsen, zonder dat duidelijk is wat de oorzaken hiervan zijn (Lamers *et al.* 2001).

Figuur 7.1 is een schematische weergave van de stappen die nodig zijn om na herstelmaatregelen de verlanding weer op gang te laten komen. Verlanding is, zoals al eerder opgemerkt, gerelateerd aan het voorkomen van een karakteristieke groep soorten, welke tegenwoordig nog maar op een aantal plekken voorkomen. Typische voorbeelden hiervan zijn Waterdrieblad, Wateraardbei en Slangenwortel (zie ook tabel 7.1). Deze soorten worden gekenmerkt door een groot vermogen om vanaf de oever (of een ander drijvend substraat) het open water te koloniseren, hetzij wortelend in de bodem, of met drijvende rhizomen. Tijdens dit proces worden typische aquatische soorten zoals diverse Fonteinkruiden en Kikkerbeet verdrongen.



Figuur 7.1 Bovenaanzicht van een oever van een laagveenplas met daarin schematisch de processen die ten grondslag liggen aan een succesvolle verlanding.

Tabel 7.1 Lijst van belangrijke soorten in het verlandingsproces, die zich kenmerken door het vermogen vanaf de oever het water te koloniseren (stap 5 in Figuur 7.1).

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

Om te kunnen begrijpen waarom dit verlandingsproces momenteel niet meer optreedt, heeft het onderzoek zich in de tweede fase van dit OBN-project gericht op het in kaart brengen van de processen die aan kolonisatie ten grondslag liggen. De centrale vraag hierbij was:

- Welke (a)biotische processen sturen het verloop van de kolonisatie van het water door verlandingssoorten?

Wil verlanding ook op nieuwe plekken kunnen optreden, dan moeten diasporen zich vanaf de nu nog bestaande restpopulaties naar nieuwe plekken verspreiden (Figuur 7.1 stappen 1, 2 en 3). Omdat het water hiervoor een zeer belangrijke verspreidingsvector is (zowel voor de oever- als de waterplanten), heeft het eerste deel van dit onderzoek zich gericht op het vinden van het mechanisme achter verspreiding van drijvende zaden. Hierbij werd ook het belang van verbindingen tussen petgaten als corridor voor verspreiding onderzocht. Aangezien de meeste soorten die in tabel 7.1 vermeld staan zich ook goed vegetatief kunnen verspreiden, is ook het belang van drijvende wortelstokken en andere stukken plant onderzocht.

De volgende stap in het kolonisatieproces is kieming, welke direct, of na een tijdelijke opslag in de zaadbank kan plaatsvinden (stap 4a&b). De zaadbank zelf kan worden beschouwd als een opslag van voorgaande populaties, en terugkeer van verlandingssoorten door kieming van nog aanwezige zaden uit de zaadvoorraad is zeker niet uitgesloten. Daarom is onderzocht welke potentie de zaadbanken van laagveenoevers nog hebben. Na de kieming zal een zaailing zich succesvol moeten vestigen om vervolgens uit te kunnen groeien tot een volwassen plant (stap 4b). Het volgende deel van het onderzoek heeft zich gericht op het vinden van de factoren die de kieming en vestiging van verlandingssoorten beïnvloeden.

Wanneer de omstandigheden het vervolgens toelaten, zal een plant ook daadwerkelijk van de oever af het water in groeien (stap 5). Door de netwerkstructuur van de wortelstokken van deze planten wordt sediment en plantmateriaal vastgelegd, wat kan resulteren in het ontstaan van een drijvende kragge. Vaak wordt aangenomen dat Krabbenscheer een belangrijke rol speelt in dit proces. Door zijn drijvende structuur zal het de rhizomen van planten die het water in groeien kunnen ondersteunen waardoor verlanding makkelijker op gang zou kunnen komen. In het laatste deel van dit hoofdstuk zal worden beschreven onder welke omstandigheden planten in het veld het water in groeien, en of Krabbenscheer dit proces kan versnellen. Een gedeelte van deze vraag wordt ook behandeld in hoofdstuk 4 waar de effecten van bemesting op kolonisatie en vastlegging van organisch materiaal beschreven worden.

7.2 Verworven kennis

7.2.1 Dispersie

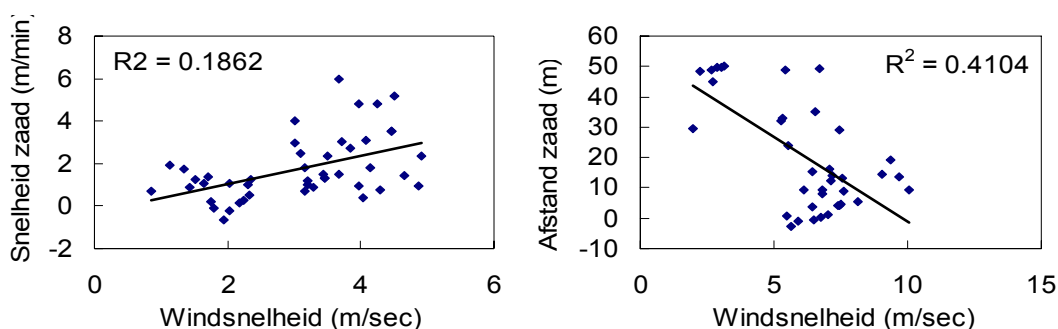
Transport van zaden via het water is in de meeste wetlandssystemen afhankelijk van de stromingsrichting en -snelheid van het water (Middleton *et al.* 2006). Laagveenwateren

worden echter gekenmerkt door een zeer laag debiet en waterbewegingen vinden vooral plaats door inwerking van de wind op het wateroppervlak. Op grond daarvan valt het te verwachten dat er een directe relatie bestaat tussen windsnelheid en verspreiding van het zaad via het water. Verder is het waarschijnlijk dat, ondanks dat windrichting en snelheid in de tijd sterk kunnen variëren, de depositiepatronen van zaden op de oevers overeenkomen met de overheersende windrichting.

Allereerst werd de directe relatie tussen windsnelheid en verspreidingssnelheid en -afstand onderzocht. De vraag die hierbij centraal stond was:

- Welk verband bestaat er tussen verspreidingssnelheid en -afstand van zaden en windsnelheid?

Omdat hardere wind een snellere stroming zal veroorzaken werd een positief verband verwacht tussen windsnelheid en verspreidingssnelheid en -afstand. Om dit te onderzoeken werd een 50 m lang transect uitgezet langs een oostelijke oever van een geïsoleerd petgat in de Westbroekse Zodden. Fel gekleurde plastic schijfjes (Ø4mm) werden ± 1 meter van de oever losgelaten en één voor één gevolgd. Elke minuut werd de afgelegde afstand en de windsnelheid genoteerd (gemeten met een weerstation op 0,5, 2 en 5 m hoogte; Eijkelkamp, Giesbeek). Wanneer een bolletje langer dan 10 min stil bleef liggen of wanneer de maximale afstand van 50m was afgelegd werd gestopt met noteren. Dit werd met 46 bolletjes herhaald, op een aantal dagen met verschillende windsnelheden maar de windrichting steeds parallel aan de oever.



Figuur 7.2 Gemeten relatie tussen windsnelheid en verspreidingssnelheid en afstand van zaden die werden losgelaten in een geïsoleerd petgat in Westbroek.

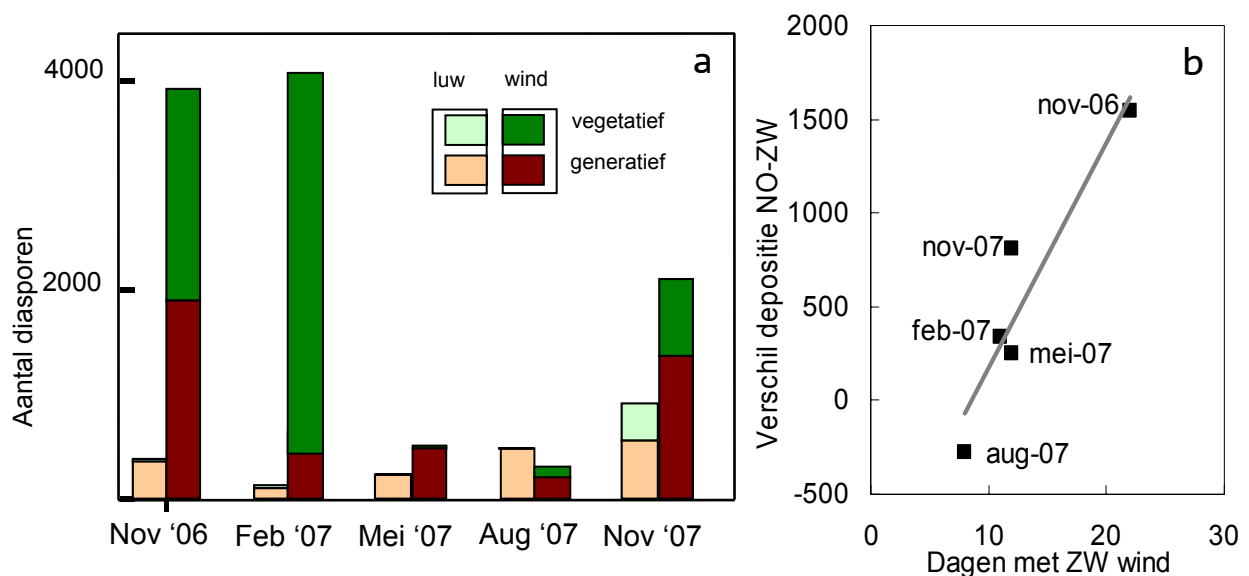
Het bleek dat er inderdaad een positief verband bestond tussen windsnelheid en verspreidingssnelheid van het zaad ($r=0.49$; $p=0.00$; $R^2=0.183$). Verspreidingssnelheden varieerden van 0.5 tot 8 m min⁻¹. Ter vergelijking is in het verleden in de Loenderveense plas een gemiddelde stroomsnelheid gevonden van 5 m min⁻¹ (G. Ter Heerdt, mondelinge mededeling). In 24 uur zou een zaad zich dus theoretisch over een afstand van 1 - 12 km kunnen verplaatsen. Echter, dezelfde proef liet zien dat bij windsnelheden boven 7 - 8 m s⁻¹ (windkracht 5) zaden nauwelijks verder kwamen dan 10 m van het loslaatpunt (Figuur 7.2). Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt doordat bij sterkere wind grotere golven ontstaan en de turbulentie van het water toeneemt (Stocker & Imberger 2003). Dit vergroot de bewegingen richting de oever, waardoor een zaadje eerder aanspoelt en blijft liggen. Omdat zaden van de meeste soorten in staat zijn om veel langer te drijven dan een uur of een dag bestaat natuurlijk zeer zeker de kans dat een in eerste instantie aangespoeld zaad weer van de oever wegspoelt en verder verspreid wordt. Een korte extra proef waarbij plastic bolletjes aan de zuidelijke (bovenwindse) oever werden losgelaten, liet ook zien dat zaden binnen een paar dagen petgaten (tot 1 km lengte) kunnen oversteken, ook al had de wind (met lage snelheid) ze in eerste instantie naar de kant geblazen. Ook hier geldt waarschijnlijk weer dat hardere wind (hogere golven) de kans op zo'n tweede verspreidingsstap zal verkleinen.

Omdat de wind een directe invloed bleek te hebben op de verspreiding van individuele zaden, is het ook te verwachten dat op grotere landschappelijke schaalniveaus dispersiepatronen ontstaan die overeenkomen met de overheersende windrichting. De vragen waarop een antwoord werd gezocht in het tweede experiment waren:

- Zijn depositiepatronen consistent met de overheersende wind condities?
- Welke soorten worden op deze manier verspreid?
- Wanneer worden de grootste aantallen zaden verspreid?

Om deze vragen te onderzoeken werden in Westbroek vloedmerken bemonsterd in geïsoleerde petgaten die parallel liggen aan de overheersende windrichting (Zuidwest; ZW – Noordoost; NO). Op 23 oktober 2006, 29 januari, 23 april en 30 juli 2007 werden in 4 petgaten plastic grasmatten (50 x 50 cm) geplaatst op zowel de ZW oever (benedenwinds, luw) als op de NO oever (bovenwinds, alle wind opvangend). Op 31 oktober 2007 werden deze zaadvallen in 8 petgaten geïnstalleerd. Steeds werden de matten na vier weken van de oevers verwijderd, schoongespoeld en uitgeklopt tot alle zaden eruit waren.

Zoals verwacht werden de hoogste aantallen diasporen op noordoostelijke oevers gevonden (Figuur 7.3 $p = 0.06$), wat erop duidt dat de overheersende zuidwestelijke windrichting daadwerkelijk de verspreiding van drijvende zaden stuurt. In mei en augustus waren de verschillen tussen beide kanten van het petgat het kleinst. Dit zou kunnen komen door dat stormen en hoge windsnelheden minder vaak voor komen in deze periode, waardoor het effect van wind op de verspreiding via het water ook minder is. Daarnaast zal de ontwikkeling van vegetatie (in het water) het effect van wind op het water nog extra dempen in deze periode. Wanneer de verschillen in aantal aangespoelde zaden aan ZW en NO kant werden gekoppeld aan de maandgemiddelde windsnelheid en -richting, bleek dat het aantal dagen per maand met een zuidwestelijke wind (180-270 graden) positief correleerde met deze verschillen in zaadvangst ($r = 0.936$; $p = 0.019$). De gemiddelde windsnelheid per maand correleerde niet significant met deze verschillen. Al met al blijkt dat de verspreiding dus sterk door de wind (richting) gestuurd wordt. Daarnaast blijkt dat ondanks dat windrichting en kracht in de tijd aanzienlijk kunnen variëren, zaden niet random over de oevers van het petgat worden verdeeld, maar dat zaaddepositie op de oevers de overheersende windrichting weerspiegelt. Om die reden zullen openingen aan de noordoostkant van het petgat met name fungeren als zaadafvoer terwijl openingen aan de zuidwestkant een hoge kans hebben om zaden het petgat binnen te halen.



Figuur 7.3 a) Aantallen zaden en vegetatieve diasporen die gedurende een jaar gevangen werden in de zaadvallen van 4-8 petgaten in Westbroek. b) De verschillen in aantal zaden op NO en ZW oevers in relatie tot het aantal dagen per maand met een zuidwestelijke windrichting.

Vooraf in de herfst en winter vond er veel verspreiding via het water plaats, in mei en augustus werden er veel minder zaden en vegetatieve diasporen gevonden (Figuur 7.3). Dit kan verklaard worden doordat in de herfst en winter de zaadproductie het hoogst is. Er werden voornamelijk zaden gevonden van gewone oeversoorten zoals Pluimzegge, Wolfspoot, Waterzuring, Hoge cyperzegge, Melkeppe en Watermunt. Zaden van waterplanten zoals Schedefonteinkruid, Kranswier en Gele plomp werden veel minder frequent aangetroffen. Bijzondere soorten zoals Slangewortel, Dotterbloem, Waterdrieblad en Waterscheerling werden slechts zeer sporadisch gevonden. Opvallend is ook de grote bijdrage van vegetatieve diasporen, in het bijzonder in de wintermaanden (Figuur 7.3). Daarom werd een vervolgonderzoek uitgevoerd om de potentie van deze manier van verspreiden in te kunnen schatten. Als maat van het verspreidingsvermogen werd de drijfduur bepaald van vegetatieve diasporen (delen van planten of stukken rhizoom) van Holpijp, Kalmoes, Kikkerbeet, Krabbenscheer, Moerasvaren, Riet, Slangewortel, Wateraardbei, Waterdrieblad en Watermunt. Dit liet zien dat de vegetatieve diasporen van al deze soorten zeer goed via het water verspreid zouden kunnen worden. De specifieke vegetatieve verspreidingsstructuren, rhizoom- en plantfragmenten die in grote, met water gevulde containers waren gelegd bleven in de meeste gevallen gedurende de totale periode van het experiment (6 maanden) op het wateroppervlak drijven. Dit is zeer lang in vergelijking tot de drijfduur van de zaden van deze soorten. Daarnaast bleken veel van deze vegetatieve diasporen zelfs na 6 maanden in het water nog kiemkrachtig. Daarom kunnen vegetatieve diasporen, naast de verspreiding van zaden, een belangrijke rol spelen bij de vestiging van deze soorten op nieuwe plekken.

Omdat een vitale zaadvoorraad een potentiële bron vormt voor de terugkeer van soorten, is deze voor succesvol herstelbeheer vaak van groot belang. Onderzoek uit de eerste fase van dit project heeft al laten zien dat de petgatbodem, afgezien van een groot aantal *Chara* sporen, nauwelijks kiemkrachtige zaden bevat (Lamers *et al.* 2006). Daarom werd in de tweede fase ook nog een zaadbanksanalyse uitgevoerd van oevers van petgaten in Westbroek, Molenpolder en de Weerribben.

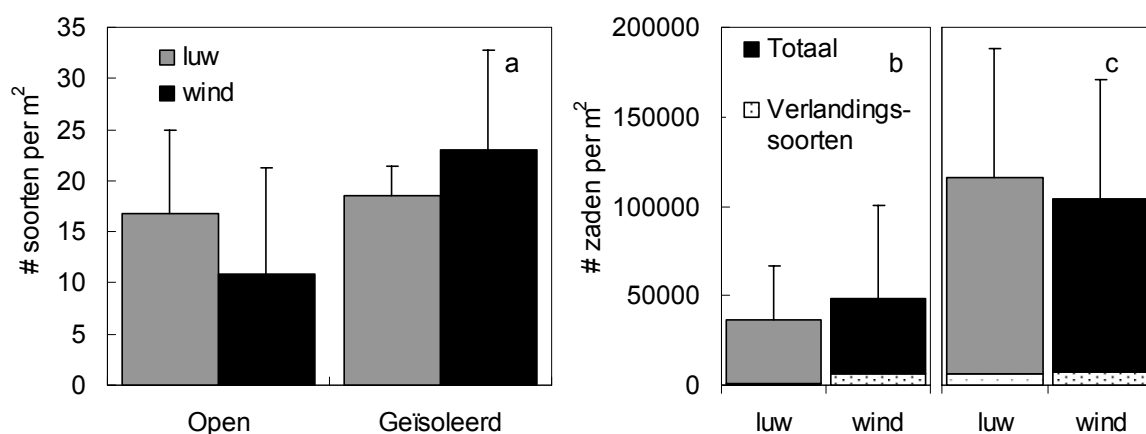
De volgende vragen stonden hierbij centraal:

- *Wordt de zaadbanksamenstelling bepaald door het windgestuurde verspreidingsproces?*
- *In welke hoeveelheden zijn verlandingssoorten aanwezig in de zaadbank?*

Bodemmonsters (Ø 8 cm, 10 cm diep) werden net boven de waterlijn gestoken op zowel de NO en ZW oever van 7 open en 7 geïsoleerde petgaten. Voor deze opzet is gekozen omdat het de verwachting was dat het patroon zoals dat gevonden werd in het voorgaande experiment met de zaadvallen (Figuur 7.3), ook in de zaadbank aanwezig zou zijn. De bodemmonsters werden in de kas uitgespreid op een mengsel van gesteriliseerd zand en potgrond. Alle kiemplanten die binnen een jaar uit deze monsters opkwamen werden gedetermineerd en geteld.

Open

Geïsoleerd

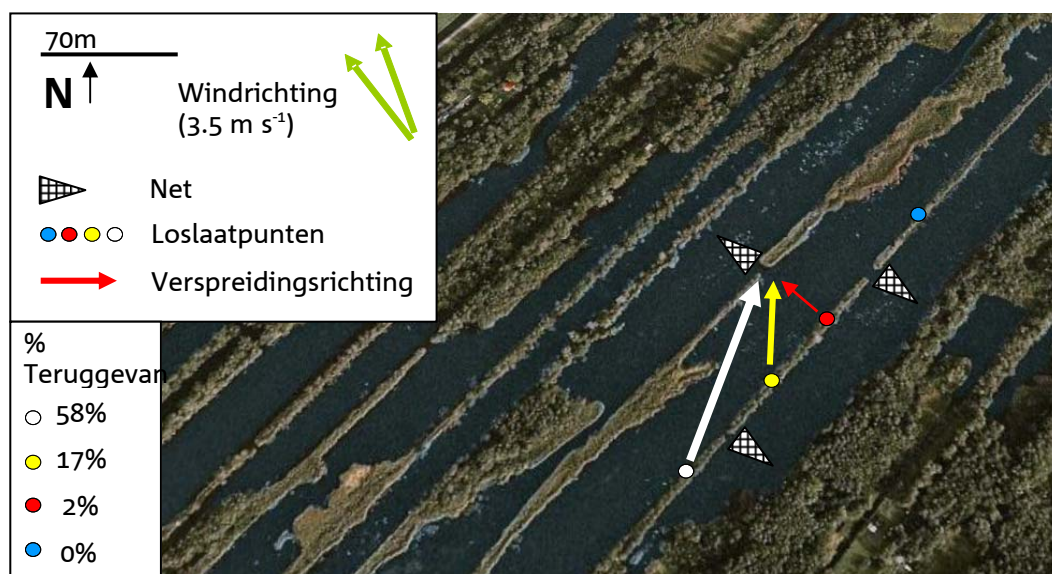


Figuur 7.4 Aantallen soorten (a) en zaden (b+c) in de zaadvoorraad van luwe (ZW) en aan wind geëxposeerde oevers (NO) van open en geïsoleerde petgaten (+/- Standaard afwijkingen).

In de zaadvoorraden van de petgatoevers bevonden zich vooral algemene soorten zoals Pitrus, Pluimzegge, Wolfspoot en Zwarte els. Tweemaal werd Zonnedaauw gevonden, waarvan één keer in Westbroek, waar een aanwijsbare bronpopulatie aanwezig was op ongeveer 210 m afstand. Aangezien uit het experiment met de zaadvallen bleek dat het gros van de zaden op de noordoostelijke (aan de wind blootgestelde) oevers zullen worden afgezet, was de verwachting dat in de zaadbankgrootte ook een dergelijk patroon aanwezig zou zijn. Figuur 7.4b laat zien dat dit niet het geval is. Er werd geen significante toename in zaaddichtheid gevonden van de luwe (zuidwestelijke), richting de onbeschutte, noordoostelijke oever. Daarnaast werden ook geen verschillen in soortenrijkdom van de zaadbank gevonden en ook het aantal verlandingssoorten verschilde niet (Figuur 7.4). Waarschijnlijk spelen andere processen een rol bij de vorming van zaadbanken in laagveenoevers. Bijvoorbeeld een hoge predatiedruk, het weer wegspoelen en vervolgens zinken van zaden of een zeer hoog kiemingspercentage. Een kleine rekensom waarbij de zaaddichtheid van geïsoleerde petgaten vergeleken wordt met het aantal zaden dat per jaar op NO oevers aanspoelt (Figuur 7.3), laat zien dat er ongeveer 10-18 jaar voor nodig zou zijn om de daar gevonden zaaddichtheid te verkrijgen. Aangezien de bemonsterde petgaten 5 - 10 jaar oud waren, suggereert dit dat er reeds een groot aantal zaden in het veen aanwezig was op het moment van ontstaan van de oever.

Uit dit zaadvoorradenexperiment kwam ook naar voren dat er een groot verschil is in zaadbankgrootte en -samenstelling tussen open en geïsoleerde petgaten (Figuur 7.4). Over het algemeen bevatten oevers van open petgaten minder zaden per oppervlakte dan oevers van geïsoleerde petgaten ($p = 0.008$). In de bemonsterde open petgaten bevonden de openingen naar andere waterlichamen zich voornamelijk aan de NO kant van het petgat. In samenspel met de overheersende windrichting zullen zulke openingen waarschijnlijk fungeren als afvoerpunt voor zaden die op het water worden vervoerd (zie boven). Wel moet worden opgemerkt dat het totaal aantal soorten in open petgaten iets lager was dan in geïsoleerde petgaten, wat ook een deel van de verklaring voor het lagere zaden aantal in open petgaten zou kunnen zijn. Echter, zowel in de open als in de geïsoleerde petgaten was de oever volledig begroeid.

Om een idee te krijgen van de orde van grootte van het transport tussen petgaten is een pilot experiment uitgevoerd in de Molenpolder. Bij één petgat werden alle openingen met netten afgezet. Op 4 plaatsen tegelijk werden 4000 gekleurde plastic bolletjes losgelaten. Afhankelijk van het loslaatpunt ten opzichte van de opening en de windrichting op dat moment, werden binnen 16 uur tot 58% van de zaden (van een loslaatpunt) in de netten teruggevonden (Figuur 7.5). In het totaal werd na 18 dagen 21% van alle losgelaten zaden teruggevangen, waarvan de meeste zaden zich in het noordwestelijke net bevonden (Figuur 7.5). Van het punt dat noordelijker lag dan de openingen in het petgat (blauw) werden geen nepzaden in de netten teruggevonden.



Figuur 8.5 Verspreidingspercentages en -richting van losgelaten plastic nepzaden na één nacht.

Conclusies dispersie

In laagveenplassen, die gekenmerkt worden door een lage stroomsnelheid, bleken de windsnelheid en -richting de belangrijkste factoren zijn die de verspreiding van drijvende zaden stuurden. Dit resulteert in een sterk directioneel transport dat de overheersende windrichting volgt. Deze richtingsvastheid zal consequenties hebben voor het verspreidings- en kolonisatie succes op de verschillende oevers van het petgat. Daarnaast zal dit waarschijnlijk ook bepalend zijn voor het kolonisatiesucces van petgaten die verschillen in geografische locatie en richting, aangezien het zeer sterk de functie van verbindingen tussen twee petgaten, en daarmee de uitwisseling van zaden tussen petgaten (die aanzienlijk is) bepaalt.

Typische verlandingssoorten waren, weliswaar in relatief lage aantallen, aanwezig in zowel de drijvende zaden als in de zaadbank. De vorming van zaadvoorraden in de oever wordt waarschijnlijk niet sterk door wind en het daardoor ontstane depositie patroon beïnvloed.

7.2.2 Kieming en vestiging

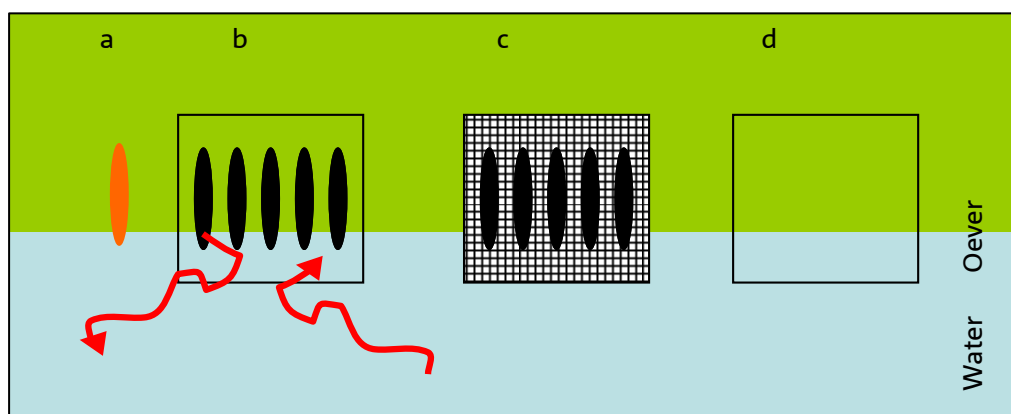
Verspreiding van zaden is tevergeefs wanneer de zaden op plekken terecht komen waar ze niet kunnen kiemen. Aangezien verspreiding in langzaam stromende laagveenwateren een sterke richting kent (zie 7.3.1) zullen op sommige plekken veel en op andere weinig zaden terecht komen. Relatief veel zaden zullen aankomen op plekken waar ook relatief veel golven zijn. Uit literatuur is echter bekend dat veel verlandingssoorten voornamelijk op luwe beschutte plekken voorkomen (Schaminée et al. 1995). Met deze tegenstelling in gedachten is in 2008 een experiment opgezet om de volgende vraag te beantwoorden:

- *Welke factoren beïnvloeden kieming en vestiging op beneden- en bovenwindse plekken, waar respectievelijk veel of juist weinig zaden naartoe getransporteerd worden?*

Dit werd onderzocht met behulp van een veldexperiment, waarbij de kieming en vestiging van 5 soorten uit het Cicuto Calletum (Kleine waterrepe, Slangenwortel, Wateraardbei, Liesgras en Watermunt) werd gevolgd. Kenmerkend voor deze soorten is dat ze in staat zijn om vanaf de oever het open water in te groeien, hetzij via drijvende rhizomen, hetzij wortelend in de petgatbodem. In acht petgaten in Westbroek werden op de Noordoost- en Zuidwest oevers 50 zaden van elke soort gezaaid in plotjes van 10 x 15 cm. Omdat zaden gemakkelijk uit deze plotjes zouden kunnen wegspoelen, wat een vertekend kiemingspercentage zou opleveren, werden

ook zaden in twee setjes nylon zakjes (maaswijdte 300 μm) op de oever te kiemen gelegd. Het eerste zakje werd na 4 en de ander na 8 weken verzameld. Een kasproef liet zien dat deze nylon zakjes zelf geen effect hadden op de kieming. Om het aantal zaden dat daadwerkelijk wegspoelt te kwantificeren werden 50 kleine plastic gekleurde schijfjes ($\varnothing$ 4 mm) op de oever gezaaid.

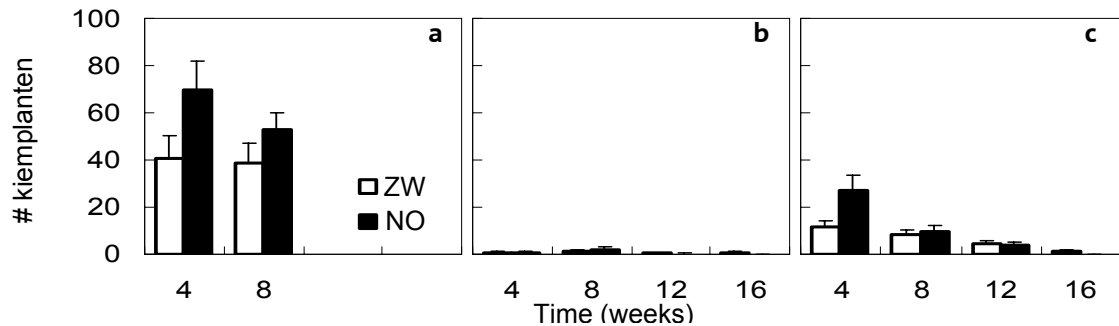
De gekozen soorten komen vrij algemeen voor in Westbroek, en in de ingezaaide plotjes zouden dus ook zaden uit natuurlijke bron kunnen kiemen. Dit zou ook een vertekend kiemingspercentage op kunnen leveren. Om dit in kaart te brengen werd een extra plotje gemonitord waarin niets gezaaid werd (Zie Figuur 7.6).



Figuur 7.6 Boveenaanzicht van de experimentele opzet van het kiemingsexperiment. a) Nepzaden los op de oever gezaaid. b) Zaden los op de oever gezaaid. c) Zaden in nylon zakjes (2x). d) Geen zaden gezaaid. Behandelingen werden in random volgorde op de oever geïnstalleerd.

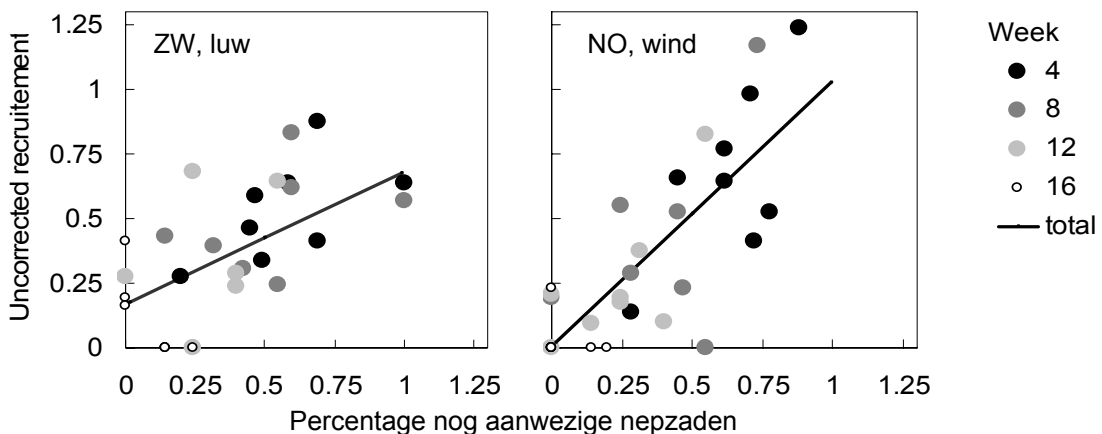
Gedurende 16 weken werd elke maand het aantal plastic nepzaden, het aantal kiemplanten van gezaaide soorten en van overige soorten geteld. Ook het aantal kiemplanten in de nylon zakjes werd bepaald. Daarnaast werden de voor de kieming en vestiging belangrijkste habitatkarakteristieken (temperatuur, lichtreductie op maaiveldhoogte, golfhoogte en waterniveau, bedekking door strooisel en vegetatie hoogte) bepaald om deze later te kunnen correleren aan kieming en vestigingspercentages. Het experiment liep van 29 april tot 19 augustus 2008.

Het aantal gekiemde zaden in de nylon zakjes was hoger op de noordoostelijke oevers (Figuur 7.7a; $p=0.05$) en er was een trend dat de kieming correleerde met de lichtbeschikbaarheid ($p=0.055$), welke tijdens de eerste maand met name op noordoostelijke oevers hoger was. De andere omgevingsvariabelen die in het veld gemeten werden vertoonden geen verband met de kiemingspercentages. Kiemplanten met een natuurlijke oorsprong (in de plotjes waar geen zaden gezaaid waren) vestigden zich slechts sporadisch (Figuur 7.7b). Daarom werd ook geen relatie gevonden tussen natuurlijke kieming en een van de gemeten variabelen. Het aantal kiemplanten in de plotjes waarin de zaden waren ingezaaid was veel lager dan op grond van de kieming in de nylon zakjes kon worden verwacht (Figuur 7.7c). Het verschil kwam echter goed overeen met het aantal weggespoelde nepzaden (niet getoond). Het totaal aantal kiemplanten in de ingezaaide plotjes nam sterk af gedurende de 16 weken. Dit verloop was het sterkst op naar de wind gerichte, noordoostelijke oevers (Figuur 7.7c).



Figuur 7.7 Aantal kiemplanten van verlandingssoorten dat op de verschillende tijdstippen gevonden werd a) in de nylon zakjes, b) in de niet ingezaaide plotjes c) in de ingezaaide plotjes van bovenwindse (ZW; witte balken) en wind- geëxponeerde, benedenwindse (NO; zwarte balken) oevers.

De vestigingskans werd uitgedrukt als het aantal kiemplanten aanwezig in een plotje als percentage van het geschatte aantal gekiemde zaden (gebaseerd op de kieming in de nylon zakjes van dezelfde oever). Dit werd gecorrigeerd voor de kiemplanten die opkwamen uit natuurlijke bron. Figuur 7.8 laat zien dat er een zeer sterk positief verband bestaat tussen de vestigingskans en de kans op wegspoelen (d.w.z., het percentage wegspoelde nepzaden). Op noordoostelijke oevers is dit zelfs een één op één verband, terwijl op luwe oevers de relatie minder sterk was. Dit betekent dat kiemplanten zich op deze oevers, zoals verwacht, makkelijker kunnen vestigen. Na 16 weken was het aantal achtergebleven nepzaden ook significant hoger op luwe oevers (gepaarde t-toets; $p = 0.05$). Door de wind aangedreven golven zouden verantwoordelijk kunnen zijn voor de verschillen in wegspoelkans op beide oevers. De foto's in Figuur 7.9 laten ook zien dat de golfwerking op Noordoostelijke oevers veel sterker is dan op de bovenwindse Zuidwestelijke oevers, en de gemeten golfhoogte (gemeten op 0.75m van de oever) verschilde dan ook significant (gepaarde t-toets; $p = 0.03$).



Figuur 7.8 Relatie tussen de vestigingskans na 4, 8, 12 en 16 weken en het percentage nepzaden dat nog aanwezig is op oevers aan de zuidwest (a) en noordoost (b) kant van het petgat.

Conclusies kieming en vestiging

Voor de kolonisatie van oevers met verlandingssoorten bleek in dit experiment de vestigingsfase de kritieke stap. De inwerking van golven was sterk bepalend voor het uiteindelijke kiemings- en vestigingssucces. Dit betekent dat dezelfde factor (wind) bepalend is voor zowel de verspreiding als de vestiging, maar op een verschillende wijze. De meeste zaden zullen door windgestuurde stromingen op plekken terecht komen waar vestiging vervolgens door, door de wind aangedreven golven sterk

bemoeilijkt wordt. Dit zou ook een verklaring kunnen vormen waardoor de meeste verlandingssoorten vooral op luwe plekken voorkomen. Ze kunnen zich daar beter vestigen, ondanks het feit dat er minder zaden terechtkomen.

Omdat de fysieke afstand van de kiemplant tot het oppervlaktewater in grote mate bepalend is voor de uiteindelijke hoeveelheid golven die de kiemplant te verduren zal krijgen, is het peilverloop gedurende het jaar van cruciaal belang. Een stagnant waterpeil zal zaden in de winter afzetten op de plek waar in de lente de golfwerking ook hoog is, terwijl een natuurlijk peilverloop zaden in de winter hoog op de oever zal afzetten, waarna de kiemplanten door het lagere lente- en zomerpeil minder kans zullen hebben om weg te spoelen.



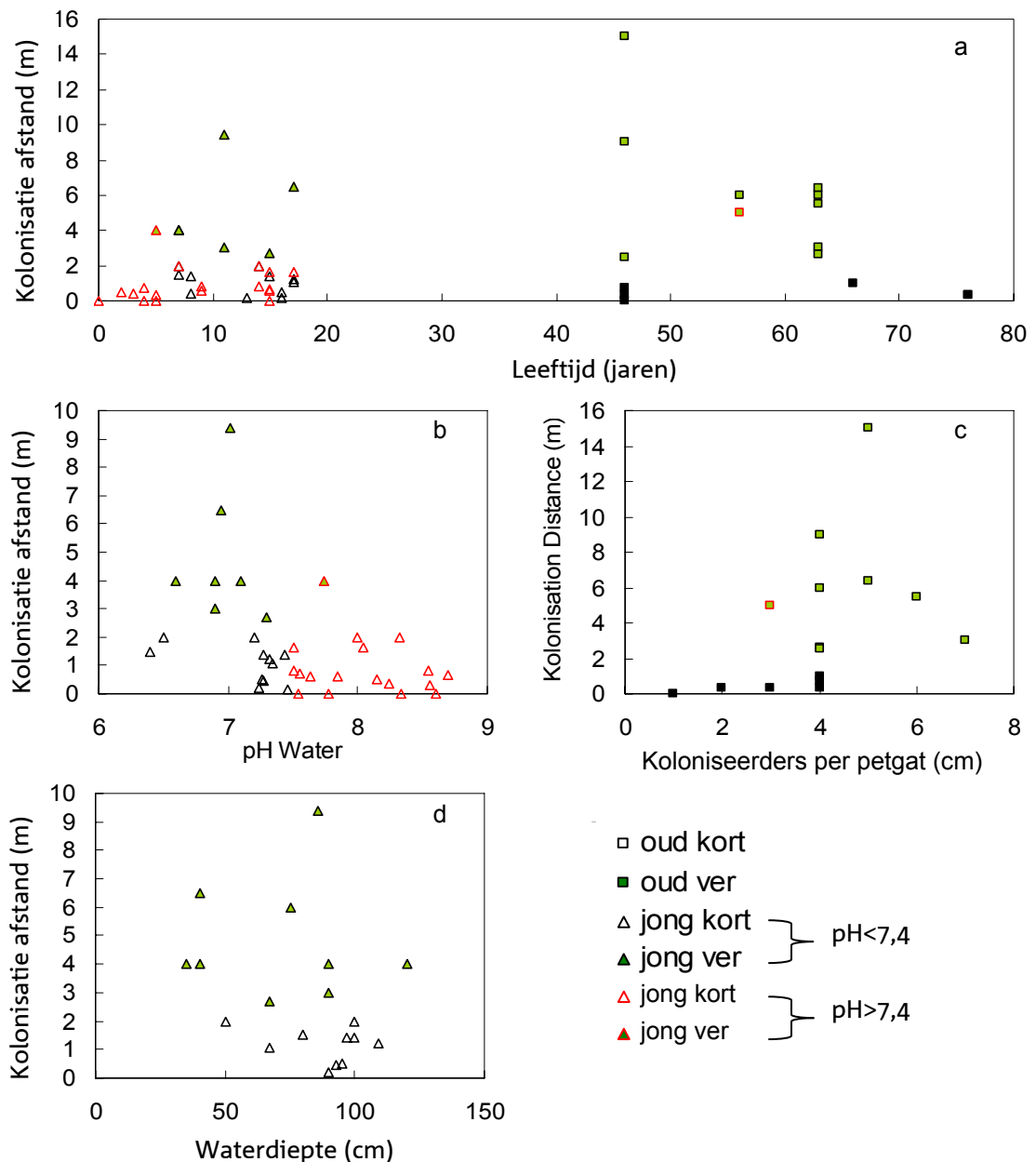
Figuur 7.9 Golfwerking aan beide zijden van hetzelfde petgat op (ongeveer) hetzelfde tijdstip.

7.2.3 Ontwikkeling van een semi-aquatische fase

Ontwikkeling van een kragge is nog niet gegarandeerd door succesvolle kieming en vestiging op de oever van soorten zoals Slangenwortel, Waterdrieblad, Riet en Lisdodde. Veel nog bestaande restpopulaties breiden zich ook niet meer in het water uit, en blijven op de oever. Tijdens de vele veldbezoeken in de afgelopen jaren, zijn hiervan herhaaldelijk voorbeelden gezien. De drijvende vegetatiematten die nog wel werden aangetroffen werden gedomineerd door Moerasvaren. Minder vaak waren Riet, Lisdodde of Slangenwortel dominant als vormer van drijvende matten. Vroege verlanding door Waterdrieblad is in dit onderzoek slechts één keer op kleine schaal in De Wieden waargenomen. Een frequenter voorkomende vorm van verlanding is dat soorten (bijv. Riet, Lisdodde en Liesgras) het water koloniseren door via de (ondiepe) petgatbodem uit te groeien. Met behulp van de in hoofdstuk 4 beschreven veldstudie waarbij in 64 petgaten een brede set van habitat karakteristieken werd gemeten (zie Hoofdstuk 4.2), werd ook gekeken naar de omstandigheden waaronder planten in het veld van de oever af het water in groeien. De centrale vraag hierbij was:

- *Onder welke omstandigheden groeien planten in het veld van de oever af het open water in?*

Om de vraag te kunnen beantwoorden onder welke omstandigheden planten in het veld vanaf de oever het water ingroeien, zijn alle 28 gemonitorde variabelen (Zie Hoofdstuk 4.2) geclusterd met behulp van een factor analyse. Deze analyse groepeerde de gemeten variabelen tot interpreteerbare clusters als “nutriëntenrijkdom oever” en “Morfologie petgat” (meer uitleg in hoofdstuk 4.2). Vervolgens werden deze clusters van variabelen (Factoren) gecorreleerd aan de afstand tussen de oever en de plant die het verst van de oever af in het water stond (kolonisatieafstand; m). Bij het verzamelen van gegevens is erop gelet dat alle karakteristieke verlandingssoorten (Holpijp, Moerasvaren, Riet, Slangenwortel, Wateraardbei, Waterdrieblad) tenminste één keer aanwezig waren als verste plant vanaf de oever.



Figuur 7.10 Relatie tussen kolonisatieafstand (m) van de plant die het verst het water in was gegroeid en a) Leeftijd (jaar). b) pH van het oppervlakte water c) aantal koloniseerders (zie tabel 7.1) per petgat en d) waterdiepte. Figuur b-d geven de relaties van een subset van de data weer.

Alleen de twee factoren die de morfologische variabelen clusterden (de Factoren 4 en 7, met daarin oeverhoogte, diepte bij de kant, leeftijd, waterdiepte, secchi diepte, de aan/afwezigheid van Krabbenscheer en de Kalium concentratie in het oeversvocht) correleerden significant met de kolonisatieafstand ($p = 0.014$ en $p = 0.017$). Hieruit kan worden afgeleid dat petgaten waar planten ver van de oever af staan, over het algemeen ouder, dieper, en helderder zijn, en dat de oevers van deze petgaten lager en vlakker zijn, en Krabbenscheer vaker in deze petgaten aanwezig is. Om meer inzicht te krijgen in het mechanisme achter deze onderlinge correlaties, werd een stepwise multiple regressie uitgevoerd, waarbij de kolonisatie afstand de afhankelijke variabele was, en alle variabelen uit de twee morfologische clusters (4 en 7) als mogelijke onafhankelijke variabelen werden ingevoerd. Hieruit bleek dat pH van het oppervlaktewater en de leeftijd van het petgat samen een relatie vertoonde met de kolonisatieafstand en 24% van de spreiding verklaarden (de R^2). Zowel de plaatjes van

leeftijd als pH van het oppervlaktewater versus kolonisatieafstand vertonen behoorlijk wat spreiding (Figuur 7.10). Om te onderzoeken of deze spreiding nog door andere onderliggende factoren verklaard kon worden werden de opnamen verdeeld in 2 leeftijdsklassen (oud en jong; scheiding bij 25 jaar) en 2 afstandsklassen (wel en geen kolonisatie; scheidingspunt bij 2.4 m, de gemiddelde kolonisatieafstand). Per leeftijdscategorie werden de verschillen getest tussen petgaten waar een onder- en bovengemiddelde ontwikkeling had plaats gevonden. Hieruit bleek dat in jonge petgaten de pH van het oppervlaktewater lager was in petgaten met een grote kolonisatieafstand ($n=9$; $p=0.007$). Hoewel in petgaten waar de pH van het oppervlakte water hoger is dan 8, de kolonisatieafstand nooit groter is dan 2 m, is ook, met name bij lagere pH waarden behoorlijk wat variatie te zien.

De groep met lagere pH ($< 7,4$ het gemiddelde) werd ook onderverdeeld in een groep met goede en met een achterblijvende ontwikkeling. Deze twee groepen verschilden significant in diepte van het petgat (Figuur 7.10), hoewel de betrouwbaarheid hiervan niet zeer groot is aangezien ondiepe petgaten in deze groep ontbraken. Dezelfde strategie toegepast op oude petgaten bracht naar voren dat in oude petgaten waar planten bovengemiddeld ver van de oever afstonden ($n=7$ en 10 , respectievelijk) meer typische koloniseerders (Tabel 7.1) aanwezig waren (Figuur 7.10).

Opvallend is wel dat strijklengte als meest directe maat voor luwheid niet als belangrijke variabele uit de analyse komt, terwijl deze in de literatuur toch vaak als kenmerkende eigenschap wordt beschreven (Schaminée *et al* 1995). Ook een relatie met eutrofiering zoals verwacht kon worden door de uitkomsten van het mesocosm experiment werd in deze analyse niet als meest belangrijke factor gevonden.

Krabbenscheer wordt vaak verondersteld een sleutelrol te spelen in het verlandingsproces. Door zijn structuur van drijvende bladeren kan het een substraat vormen, waardoor planten makkelijker vanaf de oever het water in kunnen groeien. De hierboven beschreven Factoranalyse geeft ook aanwijzingen dat in aanwezigheid van Krabbenscheer de kolonisatieafstand hoger is. Direct bewijs dat hier sprake is van een oorzaak en gevolg relatie ontbreekt echter. Wanneer hier inderdaad sprake is van een oorzakelijk verband zou men kunnen veronderstellen dat planten makkelijker, dat wil zeggen met minder investering van plantenmateriaal in bijvoorbeeld stevigheid of drijfvermogen het water in kunnen groeien in aanwezigheid van een Krabbescheermat. Om dit te toetsen werden de volgende vraagstellingen geformuleerd:

- *Welke morfologische aanpassingen hebben typische koloniseerders waardoor ze in staat zijn om het wateroppervlak te koloniseren?*
- *Beïnvloedt de aanwezigheid van Krabbenscheer deze eigenschappen bij Moerasvaren?*

De meest simpele manier voor een plant om op het wateroppervlak te blijven is door te drijven. Wanneer de dichtheid van het materiaal kleiner is dan water (1 g cm^{-3}) zal iets blijven drijven. Slangenwortel heeft een gemiddelde dichtheid van 0.7 g cm^{-3} , en zal dus blijven drijven. Watermunt heeft een dichtheid gelijk aan die van water en de gemiddelde dichtheid van de Moerasvaren rhizomen was net iets hoger dan die van water, 1.2 g cm^{-3} . Deze laatste twee soorten zullen dus waarschijnlijk ook in extra stevigheid moeten investeren om horizontaal over het wateroppervlak te kunnen groeien. De stevigheid van een rhizoom wordt bepaald door de diameter en de buigzaamheid van het materiaal waar het van gemaakt is. Deze twee worden doorgaans samengevat in de term flexibiliteit (EI ; Nm^2). Bij 14 in het veld verzamelde Moerasvaren rhizomen werd de flexibiliteit bepaald met behulp van een buigtest (Instron Model 5542, Canton, USA). Hierbij oefent een pin een kleine kracht uit op het exacte midden van een rhizoomfragment dat horizontaal op twee balkjes rust. Door de buiging die hier het resultaat van is te meten, kan flexibiliteit worden berekend. Zeven van de Moerasvaren rhizomen werden verzameld op plaatsen waar Krabbenscheer afwezig was, terwijl de andere helft van de verzamelde rhizomen over, of eigenlijk meer door een dicht Krabbenscheerveld heen liep. De verwachting was dat deze laatste groep minder stijf zou zijn, dus een hogere flexibiliteit zou hebben.

De flexibiliteit verschilde in verschillende delen van het Moerasvarenrhizoom, het (jongste) topje was het meest flexibel en oudere delen dicht bij de kant waren meer rigide, en dit gold voor beide rhizoomtypen. Er was een trend dat de flexibiliteit van de top groter was in aanwezigheid van Krabbenscheer ($p = 0.069$). De flexibiliteit van het rhizoom bij het aanhechtingspunt aan de oever verschilde echter niet significant tussen rhizomen van plekken met en zonder Krabbenscheermat. Dit gedeelte van het rhizoom is waarschijnlijk al meerdere jaren oud, en de kans is groot dat het ook perioden (bijvoorbeeld in de winter) zonder de ondersteuning van Krabbenscheer heeft moeten stellen. Wel was Moerasvaren in aanwezigheid van Krabbenscheer in staat zijn bladeren hoger boven het wateroppervlak uit te steken (18 cm vs. 5 cm $p = 0.002$). Moerasvaren verandert zijn groeistrategie in aanwezigheid van Krabbenscheer, wat wel in de richting van een faciliterende werking van Krabbenscheer zou kunnen duiden. Echter een harde uitspraak hierover zou voorbarig zijn, aangezien de verschillen niet heel groot waren. Daarnaast geeft dit experiment aan dat verschillende planten door verschillende eigenschappen (drijfvermogen, rhizoomstijfheid, gebruik maken van Krabbenscheer) in staat zijn het water te koloniseren.

Conclusies kolonisatie

Uit dit gedeelte van het onderzoek blijkt dat kolonisatieafstand een sterke relatie vertoont met pH van het oppervlakte water. Boven pH 8 werden alleen smalle oeverzones gevonden. Verder bleek dat morfologische eigenschappen ook een rol spelen, maar dat eigenlijk per petgat andere factoren een belemmering kunnen vormen voor een goede ontwikkeling, en dat oorzaken van stagnatie divers zijn en kunnen interacteren. Wel bleken de voedselrijkdom van water en oever en ook de blootstelling aan golven door wind van ondergeschikt belang. Ook over het verloop van de verdere ontwikkeling richting kraggevorming (accumulatie van organisch materiaal, ontwikkeling van drijfvermogen) zijn met dit onderzoek nog geen uitspraken te doen.

7.3 Conclusies voor beheer

Het hierboven beschreven onderzoek geeft het volgende beeld van het kolonisatieproces in laagveen oevers. De eerste stap, de verspreiding van zaden van water- en moerasplanten via het water is, zeker op korte termijn, direct door wind gestuurd. De verspreidingssnelheid (ruwweg de helft van de windsnelheid op 0.5 m hoogte) en afstand bleken vooral bepaald te worden door de windsnelheid en richting. Dit liet zien dat de overheersende windrichting bepaalt waar de meerderheid van de zaden naartoe getransporteerd zal worden. Bij de constructie van nieuwe petgaten dient daarom de geografische oriëntatie en de locatie van onderlinge verbindingen in overweging genomen te worden. Zeker omdat het bovenstaande onderzoek laat zien dat openingen tussen petgaten belangrijke verbindingswegen vormen voor het transport van zaden (tot wel 58% van de zaden werden binnen een nacht uit het petgat getransporteerd). Om in te schatten waar zaden terechtkomen en welke effecten een verbinding van open water (dus niet via een duiker) tussen twee petgaten zal hebben op de verspreiding, moet naar de ligging ten opzichte van de wind gekeken worden. Bovenwindse openingen zullen waarschijnlijk voornamelijk fungeren als een zaadaanvoerpunt, terwijl door benedenwindse openingen veel zaden uit het petgat weg getransporteerd zullen worden. De opbouw van de zaadvoorraad lijkt minder door wind gestuurd te worden, en het is waarschijnlijk dat andere processen zoals predatie en kieming of de aanwezigheid van restanten van de zaadvoorraad van voor het graven van het petgat bepalend zijn geweest voor de in dit onderzoek gevonden zaadbanksamenstelling. Het is echter niet waarschijnlijk dat de zaadbank van oevers veel zal bijdragen aan het herstel van kenmerkende verlandingsvegetaties, aangezien de meeste typische soorten niet in de door ons bemonsterde oevers aanwezig waren.

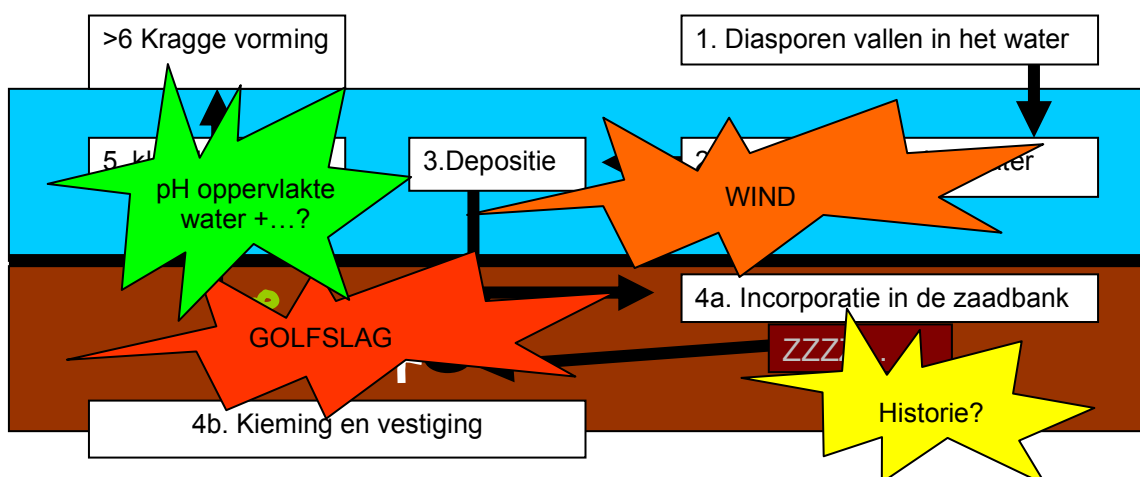
Bij de constructie van nieuwe petgaten kan dus nu een redelijke inschatting gemaakt worden welke kansen de geografische oriëntatie biedt voor zaden van doelsoorten om

vanaf restpopulaties dat petgat te bereiken. De kans op spontaan herstel vanuit de zaadbank is zeer klein.

Wanneer een zaad op een bepaalde oever terecht komt, garandeert dat nog geen succesvolle kieming en vestiging. De kieming zelf werd voornamelijk beïnvloed door de lichtintensiteit op maaiveld niveau. Hoe meer licht hoe hoger de kieming. De hoogste kiemingspercentages werden daardoor op op het zuiden georiënteerde oevers gevonden. Op de door ons geteste oevers bleek echter de vestiging van kiemplanten van verlandingssoorten over het algemeen zeer klein. Van Slangenwortel en Wateraardbei overleefde slechts een enkele zaailing het eerste groeiseizoen. Daarmee is de vestigingsfase waarschijnlijk een zeer grote bottleneck voor het op gang komen van verlanding. Met name inwerking van het water, dwz golfslag, belemmerde de lokale vestiging sterk, doordat veel zaden maar ook kiemplanten wegspoelden. Aangezien aangenomen wordt dat de meeste kiemplanten een redelijk drijfvermogen bezitten, zouden deze weggespoelde zaailingen zich eventueel elders alsnog kunnen vestigen.

De afstand van de kiemplant tot het oppervlaktewater zal waarschijnlijk in grote mate het uiteindelijke vestigingssucces bepalen, aangezien dit de impact van golven zal bepalen. Daarmee is het peilbeheer ook van cruciaal belang voor de vestiging. Immers, een stagnant waterpeil zal zaden in de winter afzetten op een plek waar in de lente de golfwerking ook hoog is, terwijl een natuurlijk peilverloop zaden in de winter hoog op de oever zal afzetten, waarna de kiemplanten bij het lagere lente- en zomerpeil minder kans zullen hebben om weg te spoelen.

Uit het, in de tweede fase uitgevoerde, vergelijkende veldonderzoek blijkt dat de kolonisatieafstand (de breedte van de zone waarover oeverplanten het open water in zijn gegroeid) samenhangt met de leeftijd, pH van het oppervlakte water en morfologie van het petgat. Dat leeftijd en rol speelt is vrij logisch, maar ook onder de jonge petgaten (<25 jaar) werd aanzienlijke variatie in kolonisatieafstanden gevonden. In deze petgaten bleek een pH van het oppervlaktewater lager dan 7.5-8, de meeste kansen te bieden voor de ontwikkeling van brede oeverzones. Wederom is echter de variatie aanzienlijk. Diepte van het petgat lijkt daarnaast ook nog een (ondergeschikte) rol te spelen. Het feit dat de variatie bij al deze verbanden aanzienlijk is wijst er op dat herstelmaatregelen maatwerk zullen zijn, afhankelijk van de exacte eigenschappen van het petgat. Wel is opvallend dat voedselrijkdom van oever en water minder bepalend lijken te zijn voor de ontwikkeling van brede oeverzones in het water.



Figuur 7.11 Bovenaanzicht van een petgat met daarin schematisch de processen die ten grondslag liggen (zie Figuur 7.1) aan een succesvolle verlanding met daaroverheen de meest bepalende factoren voor deze processen.

8 Macrofauna

Eva Remke, Hein van Kleef, Marjolijn Christianen, Bart Grutters, Joana Frazão, Gemma Rutten en Wilco Verberk

8.1 Macrofauna in laagvenen – onderzoeksvragen en kennislacunes

Het faunaonderzoek in fase 2 richt zich op het ontwikkelen van kennis omtrent het functioneren van watermacrofaunagemeenschappen van laagveenwateren. Op basis van de opgedane inzichten worden aanbevelingen gedaan waarmee de effectiviteit van het herstelbeheer wordt vergroot. Intacte laagveenwateren zijn zeer soortenrijke systemen met een grote heterogeniteit aan aquatische, semi-terrestrische en terrestrische biotopen waarbij elk biotoop zijn eigen karakteristieke soorten heeft.

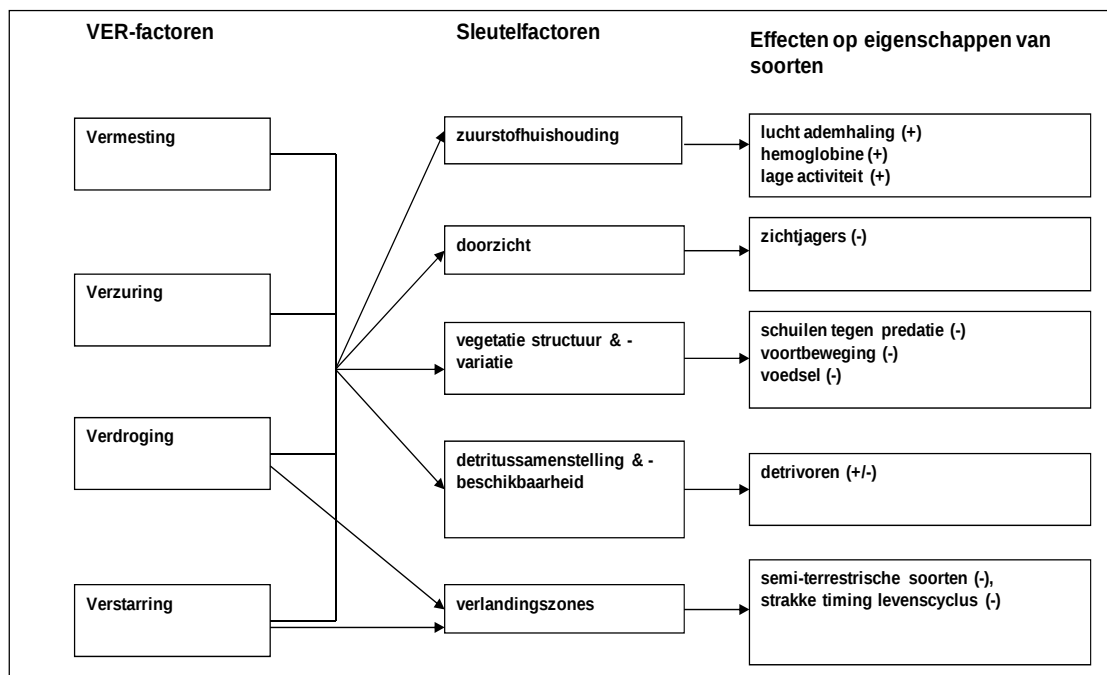
De eerste stap naar herstel is achterhalen hoe aantastingen hebben ingegrepen op de faunagemeenschap in het laagveensysteem. Hiertoe is vergelijkend onderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen omgevingscondities en de aanwezige fauna waarbij sterk aangetaste, matig aangetaste en bijna intacte laagveenwateren zijn vergeleken. Een dergelijke beschrijving geeft aanwijzingen voor welke factoren ten grondslag liggen aan de verarming van het laagveensysteem.

Het begrijpen van de opgetreden veranderingen van het laagveensysteem vergt een analyse naar de mechanismen zelf. Deze kunnen met behulp van experimenten worden ontrafeld, maar gezien het grote aantal soorten is hier gekozen voor een andere aanpak, namelijk die van soorteigenschappen. Soorten hebben in de loop van de evolutie eigenschappen kenmerken ontwikkeld ter aanpassing aan de heersende condities in hun leefomgeving. Bestudering van deze eigenschappen geeft daarom inzicht in welke omgevingscondities sturend zijn voor welke soorten (Verberk, 2009). In dit onderzoek zijn de aangetroffen soorten gegroepeerd op basis van die soorteigenschappen, waarvan verwacht wordt dat ze belangrijk zijn in relatie tot de veranderingen als gevolg van de aantastingen. Soorten binnen z'n functionele groep gebruiken op overeenkomstige wijze hun leefomgeving. Groepen van soorten zullen verschillend reageren op de verschillende aspecten van aantasting (verlies aan dynamiek, toename van nutriënten, afname van zuurstof, veranderingen in vegetatiestructuur, figuur 8.1). De achteruitgang of vooruitgang van functionele groepen geeft op deze wijze inzicht in welke veranderingen doorslaggevend zijn geweest en voor welke soorten de aantastingen hebben geleid tot bottlenecks in hun levenscyclus.

De tweede stap is om met deze kennis na te gaan in hoeverre de ontstane bottlenecks kunnen worden opgeheven, met andere woorden: Met welke maatregelen worden welke bottlenecks opgeheven? En hoe te voorkomen dat daarbij nieuwe bottlenecks worden gecreëerd? Hierbij wordt op dezelfde wijze gebruik gemaakt van indeling in functionele groepen, waarbij eigenschappen worden gebruikt die belangrijk zijn in relatie tot herstelmaatregelen. Vanuit de functionele groepen wordt nagegaan welk deel van de bottlenecks met de huidige herstelmaatregelen wordt opgeheven en welke bottlenecks dan overblijven, zoals kolonisatieproblemen of de afwezigheid van prooi en gastheren, waarvoor alternatieven ontwikkeld moeten worden.

Onderzoeksvragen

1. Wat zijn de verschillen in soortensamenstelling en omgevingsvariabelen tussen verschillende locaties die intact, matig aangetast en sterk aangetast zijn? Komen relictpopulaties voor in aangetaste laagveenwateren?
2. Welke eigenschappen hebben soorten die karakteristiek zijn voor intacte situaties of juist aangetaste situaties als aanpassing aan hun leefomgeving? Welke functionele groepen zijn hierbij te onderscheiden?
3. Leiden herstelmaatregelen tot de aanwezigheid van bijbehorende functionele diergroepen? In hoeverre leidt herstel van verlandingsvegetaties tot herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap?
4. Zijn er overige bottlenecks voor herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap waarin het huidige herstelbeheer niet voorziet, zoals bijvoorbeeld kolonisatieproblemen en (evt. in combinatie met) de afwezigheid van specifieke gastheren en prooien?



Figuur 8.1 Overzicht van de effecten van aantastingen (VER-factoren) op belangrijke sleutelfactoren (afname of verandering) en bijbehorende verwachte gevolgen voor de macrofauna (Lamers et al., 2006).

Kennislacunes

Vergeleken met onze kennis van macrofyten in laagveen is er over de macrofauna vrij weinig bekend. De OBN rapporten van de afgelopen jaren bevatten telkens een kort overzicht van de macrofauna in laagveenwateren. Hieruit blijkt dat diverse factoren belangrijk zijn voor de soortenrijkdom en –samenstelling aan macrofauna. Zo is de mate van voedselrijkheid van belang. Voedselarme wateren worden getypeerd door een rijke vegetatie met veel structuur, waar diverse insectsoorten van profiteren. Voedselarme condities kunnen ontstaan doordat regenwater lang wordt vastgehouden of door toestroom van schone kwel (Higler, 2000). Typisch is het voorkomen van relatief weinig bloedzuigers, borstelwormen, mollusken en platwormen. Daarentegen vinden vele insecten (kevers, wantsen, haften en kokerjuffers) er hun plekje, met name door de structuurrijke vegetatie in deze wateren. Ook de relatief hoge zuurstofrijkdom van het water komt de macrovertebraten ten goede. Verder gebruiken vissen als brasem en blankvoorn de voedselarme wateren als paaiplaatsen, maar komt bijvoorbeeld de brasem hier niet in hoge aantallen voor waardoor het water helder blijft (Higler, 2000).

Een toename van de voedselrijkdom leidt tot het verdwijnen van soorten die kenmerkend zijn voor oligotrofe wateren, maar ook tot een tijdelijke toename van de biodiversiteit. In het mesotrofe stadium zijn laagveenwateren dikwijls het meest soortenrijk. Tot 400 soorten aan waterfauna kunnen in deze ondiepe, stilstaande wateren voorkomen, mits het water van goede kwaliteit is. Door de hoge primaire productie van planten is het zuurstofniveau hier overdag hoog genoeg om de meeste waterinsecten en –mijten te laten voorkomen. Anders dan in oligotrofe wateren zijn ook flinke aantallen aan borstelwormen, platwormen, slakken en bloedzuigers te vinden (Higler, 2000). Een verdere toename van de voedselrijkdom tot eutrofe en zelfs hypertrofe wateren is dan weer negatief voor de biodiversiteit. Dergelijke wateren worden overheerst door algen of kroos waardoor weinig licht kan doordringen en zodoende het aantal macrofyten laag blijft. Hierdoor, en als gevolg van de afbraak van dood materiaal door micro-organismen blijft het zuurstofgehalte van het water laag. Enkele soorten die in dergelijke wateren domineren zijn borstelwormen, *Chironomus plumosus* (een dansmug) en *Valvata piscinalis* (een slak) (Higler & Semmekrot, 1999). Deze slak wordt dan ook als een indicator voor ernstige eutrofiëring beschouwd (zie Bijlage A).

Vooralsnog spelen een belangrijke rol bij het helder houden van laagveenwateren, doordat ze de algenpopulatie binnen de perken houden (Lamers *et al.*, 2001). Daarnaast kunnen ook uitheemse zoetwatermosselen zoals de driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) of de vrij recent in Nederland gearriveerde quagga mossel (*D. rostriformis bugensis*) een rol spelen in het helder houden van wateren. Beide mosselen zijn in staat grote hoeveelheden water te zuiveren van fytoplankton, mits ze zich vast kunnen hechten aan kiezels, waterplanten (zoals riet; *Phragmites australis*) of aan andere mosselen.

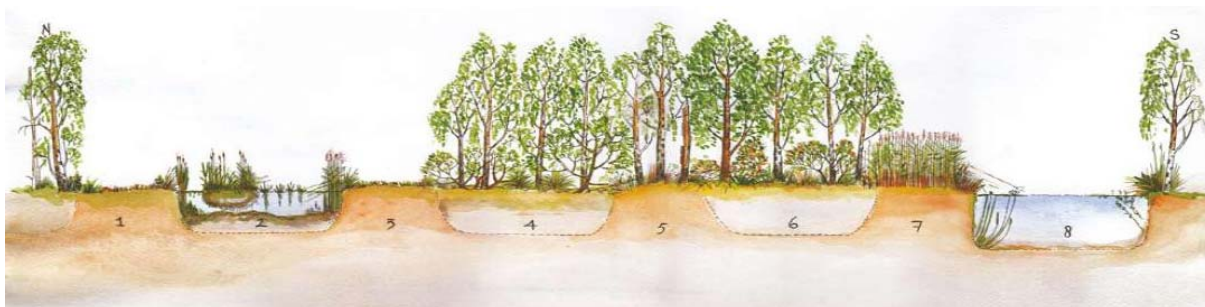
Wat het laagveen soortenrijk maakt is de diversiteit tussen laagveenwateren en ook de structuurrijkheid binnen een plassengebied. Naast oligotrofe, mesotrofe, eutrofe en hypertrofe wateren met inherent een verschil in de waterkwaliteit, is er nog een onderscheid tussen zoet en brak. De brakke wateren bevatten vaak kreeftachtigen die minder voorkomen in zoete laagveenwateren. Verder is er ook nog een onderscheid te maken tussen diepe (meren en kanalen) en ondiepe laagveenwateren (zoals sloten) die elk hun kenmerkende soorten bevatten. Factoren als de golfslag door windinvloed en een hoge voedselrijkdom zorgen voor een andere soortensamenstelling in meren dan in plassen. Maar ook binnen een waterlichaam kunnen verschillen bepalend zijn voor het voorkomen van soorten. Een meer kan een windstille baai hebben met een uitgebreide Krabbenscheervegetatie waarin diverse insecten en weinig vissen voorkomen zodat libellenlarven de voornaamste predator zijn (Higler, 2000). Terwijl aan de andere kant van het meer de invloed van de wind zo groot kan zijn dat krabbenscheer er niet kan voorkomen en waardoor vissen de belangrijkste predator zijn. Ook binnen een krabbenscheervegetatie is het mogelijk om verschillen of secties, die elk hun eigen voorname macrofauna bevatten, in de structuur te onderscheiden. Binnen deze secties is de overgang tussen drijvende naar ondergedoken krabbenscheer de rijkste aan soorten en individuen (Higler, 2000; Lamers *et al.*, 2001).

Recent zijn diverse onderzoeken uitgevoerd naar soortenrijkdom en indicatorwaarden. Deze bevatten interessante conclusies en aanwijzingen ten aanzien van de faunistische rijkdom van laagveenwateren.

Soortenrijkdom

Zuurstof- en vegetatierijke sloten herbergen een kenmerkende macrofaunagemeenschap. Door de vele waterplanten kennen deze sloten veel structuur, zodat kokerjuffers (Trichoptera) er veel kunnen voorkomen. Daarnaast zijn er ook grote aantallen begrazers te vinden in dergelijke sloten. Dit zijn bijvoorbeeld een uitheemse vlokreeft (*Crangonyx pseudogracilis*) en een slak (*Anisus vorticulus*), die de epifyten (gehecht op macrofyten) eten (Loeb & Verdonschot, 2008). Dat de structuur belangrijk is wordt door Ketelaar *et al.* (2007) uiteengezet voor de Noordse winterjuffer (*Sympecma paedisca*; zie ook illustratie beneden). De voortplanting van deze juffer geschiedt binnen petgaten en plassen met voldoende beschutting; de

eiafzet in rottende plantenresten; de larven leven in ondiepe randzones die snel opwarmen; het nazomeren gebeurt op heide; het overwinteren vindt plaats op pollen. De soort vraagt dus veel van het laagveenlandschap: variatie in structuur is onmisbaar voor deze soort. Het larvale stadium vraagt voldoende schuilplaatsen tussen de vegetatie van waaruit ook gejaagd kan worden. Het gevarieerde structuurrijke landschap van de Weerribben is waarschijnlijk de reden voor het overleven van de Noordse winterjuffers in Nederland (Ketelaar *et al.*, 2007).



Illustratie: E.J. Ruiter – uit Ketelaar *et al.* (2007)

Sloten met een dikke sliblaag en een lage zuurstofconcentratie hebben andere typische soorten. Vaak komen hier slakken, wormen en dansmuggen (Chironomidea) voor, deze kunnen overleven in dergelijke omstandigheden. Predatoren van deze groepen komen hierin ook voor, zoals bloedzuigers (o.a. *Erpobdella octoculata*) en waterroofkevers (zoals *Agabus undulatus*) (Loeb & Verdonschot, 2008).

De zuurstofconcentratie is waarschijnlijk, net als de temperatuur, bepalend voor de voorkomende soorten. Het zuurstofgehalte van water kan sterk verschillen gedurende de dag. Aan het eind van de nacht zal de zuurstofconcentratie op zijn laagste punt zijn door het ontbreken van fotosynthese gedurende de nacht. Dit speelt vooral aan het einde van het groeiseizoen als de afbraak van organische stof hoog is (Loeb *et al.*, 2008). Daarnaast kan ook de temperatuur van het water het zuurstofgehalte beïnvloeden. In warm water kan namelijk minder zuurstof oplossen. Niet alleen wisselt de temperatuur gedurende het jaar of per dag(deel), ook binnen een sloot zal de temperatuur variëren. Onder een dek van kroos of drijvend krabbenscheer zal de temperatuur hoog zijn aan het oppervlak en sterk dalen richting de bodem. Verder zal een ondiepe plas sneller opwarmen dan een diep meer. Ook de stroomsnelheid van sloten, kanalen en meren speelt een rol bij het aan- of afwezig zijn van macrofauna.

Op verschillende manieren kunnen soorten zich aanpassen aan deze sleutelfactoren. Namelijk middels morfologische aanpassing (klauwen voor stabiliteit bij hoge stroomsnelheid), fysiologische aanpassing (aanpassen ademhaling aan stroomsnelheid of zuurstofgehalte), gedragsaanpassing (in ruimte of tijd vermijden, zoals inactief worden bij laag zuurstofgehalte), levenscyclusaanpassing (in bepaalde getijden inactief) of dispersie (snel verspreiden bij een instabiel milieu) (Loeb *et al.*, 2008). Deze tak van ecologisch onderzoek verdient meer aandacht, maar blijkt lastig door het grote aantal belangrijke factoren dat met elkaar samenhangt.

Haidekker and Hering (2007) hebben in Duitsland onderzoek naar de relatie met temperatuur uitgevoerd voor watermacrofauna van kleine en middelgrote beken. Ondanks een beperkte temperatuurgradiënt werden positieve of negatieve correlaties gevonden voor 61 taxa (= 29,5% van onderzochte taxa) waaronder Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera en Coleoptera. Generalisten en soorten aangepast aan een uitgebreide temperatuurgradiënt kunnen wellicht de dienst gaan uitmaken tijdens een temperatuurstijging, bijvoorbeeld ten gevolge van klimaatverandering (Haidekker & Hering, 2007). Daarnaast komt in een literatuurstudie naar voren dat genetisch geïsoleerde soorten met een levenscyclus binnen een geringe temperatuurrange het meest kwetsbaar zijn (Van den Hoek & Verdonschot, 2001).

Indicatoren

Het kunnen gebruiken van indicatoren is voor effectief natuurbeheer wenselijk. Helaas is deze informatie voor laagveenwateren gebrekkig. In het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001) en de uitbreiding van het Aquatisch Supplement (Higler, 2000) worden doelsoorten genoemd, maar toch blijkt het overzicht daarvan niet volledig of correct (Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008). Meer informatie met betrekking tot indicatoren van laagveenwateren is dus gewenst. Een overzicht van (mogelijke) indicatoren binnen laagveenwateren is te vinden in Bijlage A (samenstelling uit Higler, 2000; Bal *et al.*, 2001; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008).

Vooruitgang binnen het onderzoeksveld van indicatoren en tussen biodiversiteit en soortkenmerken is er zeker. Uit Brits onderzoek (Briers & Biggs, 2003) bleek dat in kleine meren de biodiversiteit aan macrofauna het beste weergegeven werd door rijkheid van waterjuffers (Coenagrionidae), gevolgd door die van de Limnephilidae (een familie binnen de schietmotten; Trichoptera). Dit gegeven zou ook voor laagveenwateren kunnen gelden, aangezien juffers en libellen een optimaal, gevarieerd structuurrijk habitat nodig hebben om te overleven (Ketelaar *et al.*, 2007). Naast het aangeven van een hoge biodiversiteit is het aantal soorten libellenlarven (net als dat van – vooral aan de oever levende – kokerjuffers) negatief gerelateerd aan de nutriëntenconcentratie. Dit is te verklaren, omdat libellenlarven zachtjagers zijn en helder wateren nodig hebben, iets wat in eutroof of hypertroof water vaak niet het geval is. Daarnaast zou ook de zuurstofconcentratie in de voedselrijke wateren een beperkende factor kunnen zijn. Over het algemeen zijn de larven indicatief voor de waterkwaliteit en de vegetatie, terwijl de voorkomende imago's gerelateerd zijn met de omgevingskwaliteit (De Groot, 1999).

Onderzoek uit Zwitserland laat overigens zien, voor de Centraal Europese (oever)vegetatie, dat ook andere taxa indicatief kunnen zijn voor de voedselrijkdom, zoals de rijkheid aan aquatische Coleoptera (Menetrey *et al.*, 2005). Overigens dient ook de beoordeling van het ecologisch potentieel van o.a. sloten en petgaten kritisch te worden bekeken. Zo zijn de huidige KRW maatlaten wellicht eerder een indicator voor biodiversiteit dan voor antropogene beïnvloeding. Een beperktere lijst van soorten die specifiek gevoelig zijn lijkt de beste optie om antropogene invloeden in kaart te brengen (Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008).

8.2 Bemonsteringsmethoden

Locaties voor vergelijkende veldstudie

Voor de vergelijkende veldstudie zijn in totaal 8 laagveenplassen in Nederland bemonsterd; Deelen (Fr), Weerribben, Wieden Schinkellanden, Wieden Eiland, (Ov), Hol, Westbroekse Zodden, Ilperveld (NH) en Molenpolder (Ut) in September en Oktober 2006. Per gebied zijn waar mogelijk 3 wateren bemonsterd. Bij de keuze voor de gebieden is rekening gehouden met i) de ligging van locaties waar al eerder onderzoek in fase 1 is uitgevoerd, ii) verschillen in waterkwaliteit tussen locaties, (iii) verschillen in vegetatiestructuur binnen locaties en iv) de spreiding van de locaties over verschillende geografische regio's in Nederland.

Per monsterpunt zijn 5 sublocaties bemonsterd met een standaard watermacrofauna net (30x20 cm met een maaswijdte van 0,5mm) door over een lengte van 1 meter het net schoksgewijs door de vegetatie te bewegen. Door 5 sublocaties te bemonsteren konden verschillende vegetatiestructuren apart worden bemonsterd (Figuur 8.2). Indien er weinig verschil was in de aanwezige vegetatiestructuren zijn de submonsters naar rato verdeeld over de aanwezige structuren (meerdere monsters in hetzelfde structuurtype). De monsters zijn uitgespoeld en gesorteerd op taxonomisch niveau. Libellen (Anisoptera), juffers (Zygoptera), Chironomidae (dansmuggen), Trichoptera (kokerjuffers), Acaridae (mijten), Hemiptera (wantsen), Gastropoda (slakken) en Coleoptera (kevers) zijn gedetermineerd tot op soortsniveau.

Op iedere bemonsterde sublocatie is een vegetatieopname gemaakt volgens de Braun-Blanquet-schaal en voor iedere locatie met behulp van de Tansley-schaal. Per locatie werden bodem- en oppervlaktewaterchemie geanalyseerd volgens standaardmethoden (Lamers et al. 2006).



Figuur 8.2 Voorbeeld van de keuze van de 5 sublocaties met verschillende vegetatiestructuur voor de watermacrofauna monsternamen.

Baggeren

Er is onderzoek verricht in drie gebieden: polder Sluipwijk (Reeuwijkse plassengebied), Molenpolder (Noorder Maarsseveense Plassen) en de Schinkellanden (Wieden). Hierbij zijn de volgende situaties onderzocht:

- niet gebaggerde laagveenwateren (Molenpolder en Sluipwijk)
- zeer recent gebaggerde laagveenwateren (Sluipwijk)
- laagveenwateren die meerdere jaren geleden zijn gebaggerd (Molenpolder) waar reeds succes t.a.v. het doorzicht en de ondergedoken vegetatie zijn vastgesteld
- laagveenwateren van een goede kwaliteit ter referentie (Wieden)

In het voorjaar en najaar van 2005 en 2006 zijn in totaal 30 monsters genomen op 15 locaties in de drie gebieden. Op elke locatie is de watermacrofauna bemonsterd door met een standaard macrofaunaschepnet (20 x 30 cm, maaswijdte 0,5 mm) meerdere scheppen te nemen van elk ongeveer één meter in diverse microhabitats. Het net is daarbij schoksgewijs over de bodem of door/langs de (oever)vegetatie bewogen. De bemonsterde diepte varieërde van 10-100 cm maar bedroeg in de meeste gevallen 40-50 cm. De totale scheplengte varieërde van 4 tot 10 meter, maar bedroeg in de meeste gevallen 5 meter. Tegelijkertijd met de monsternamen van de macrofauna zijn vegetatieopnames gemaakt met behulp van de abundantieclassen van Tansley (1946). Tevens zijn monsters genomen om de kwaliteit van het oppervlaktewater en bodemvocht te bepalen. Bij de analyses van deze watermonsters zijn standaardmethoden gebruikt (zie Lamers et al., 2006).

De macrofaunamonsters 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 filmontwikkelbakken en geconserveerd. Indien het aantal organismen zeer hoog was, is ervoor gekozen een representatief gedeelte van het monster uit te zoeken. Platwormen (Tricladida) zijn levend gedetermineerd. Borstelwormen (Oligochaeta) zijn geconserveerd in 4% formaline, watermijten (Hydracarina) in Koenike-oplossing en de overige macrofauna in 70% alcohol. De verzamelde macrofauna is gedetermineerd met behulp van een binoculair en indien nodig is ook gebruik gemaakt van een microscoop.

Vispredatie

De macrofauna database van de waterlichamen van Waternet is via Witteveen +bos aangeleverd door Grontmij/ AquaSense en is gebaseerd op Kader Richtlijn Water macrofaunabemonstering. De gebruikte data komt uit de onderzoeksjaren 2005 – 2006 (Projectnummer: 208442; Amsterdam). AquaSense heeft een kwaliteitsborgingsysteem, dat is gecertificeerd volgens de normen van ISO 9001. Dat houdt o.a. in dat alle werkwijzen in detail zijn vastgelegd in Standard Operational Procedures (SOP's).

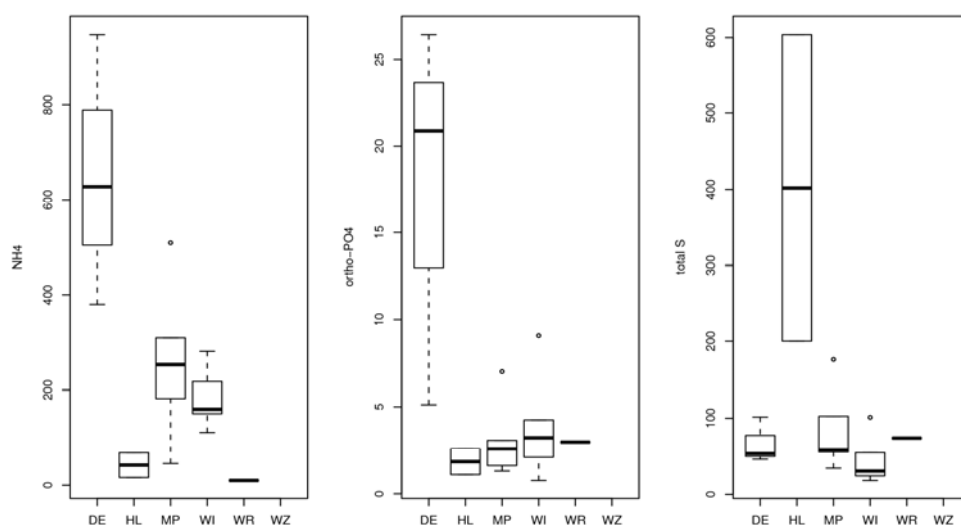
De visdatabase is aangeleverd door AquaTerra Water en Bodem B.V. en zoals de macrofaunadatabase ook gebaseerd op Kader Richtlijn Water. De dataset komt uit de 2006 (Projectnummer: 20060379, Geldermalsen).

Om aan een vis- en macrofauna dataset van vergelijkbare gebieden te komen, zijn uit verschillende datasets van Waternet naast elkaar liggende meetpunten geselecteerd. De meetpunten waarbij zowel vis als macrofauna bemonsterd werd, zijn meegenomen in de analyse. Voor de watermacrofauna zijn alleen bemonsteringen van het open water in de dataset verwerkt.

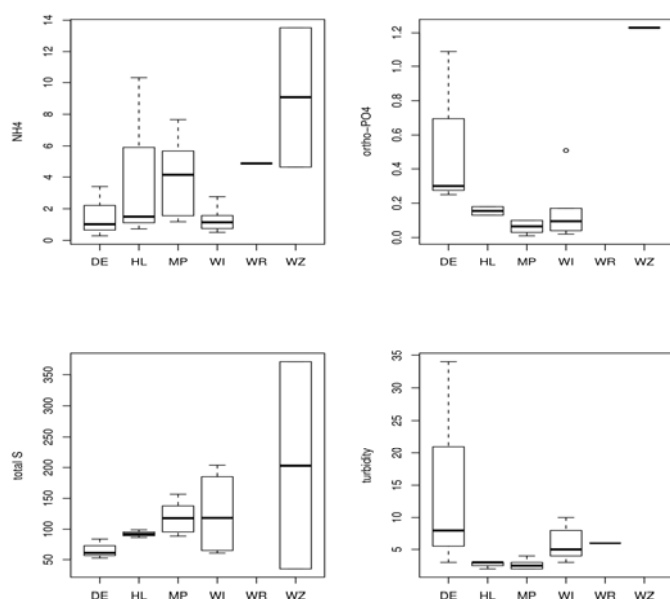
8.3 Soortensamenstelling en omgevingsvariabelen van onderzoekslocaties

Wat zijn de verschillen in soortensamenstelling en omgevingsvariabelen tussen verschillende locaties die intact, matig aangetast en sterk aangetast zijn? Komen relictpopulaties voor in aangetaste laagveenwateren?

De verschillende onderzoekslocaties hebben een grote variatie in bodem- en oppervlaktewaterchemie (Figuur 8.3 en 8.4). De Deelen had een slechte waterkwaliteit met zeer hoge waarden ammonium en ortho-fosfaat in het bodemvocht en in het oppervlaktewater een hoge turbiditeit en hoge concentratie ortho-fosfaat. De waterkwaliteit was het beste in de Wieden of de Weerribben waar turbiditeit en de concentraties ammonium, ortho-fosfaat en zwavel laag waren.

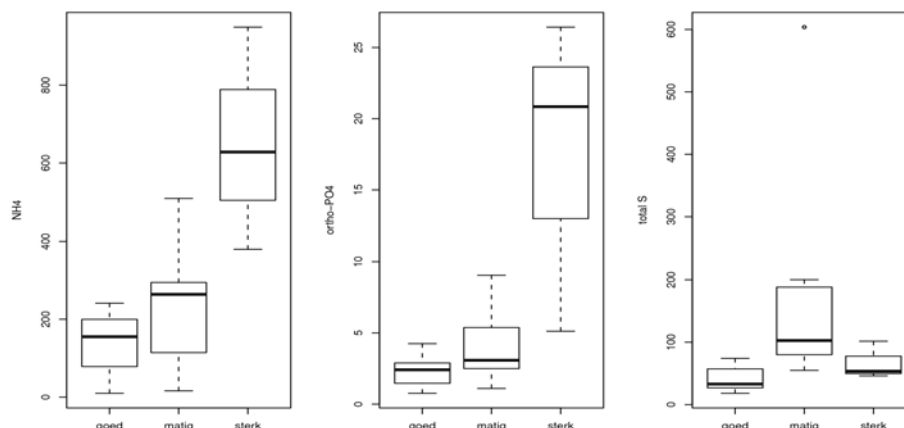


Figuur 8.3 Abiotische waarden van bodemvocht: ammonium (NH_4), ortho-fosfaat (o-PO_4) en totaal sulfaat [$\mu\text{mol/l}$] in de verschillende locaties: DE - Deelen, HL - Hol, MP - Molenpolder, WI - Wieden, WR - Weerribben, WZ - Westerbroekse Zodden.

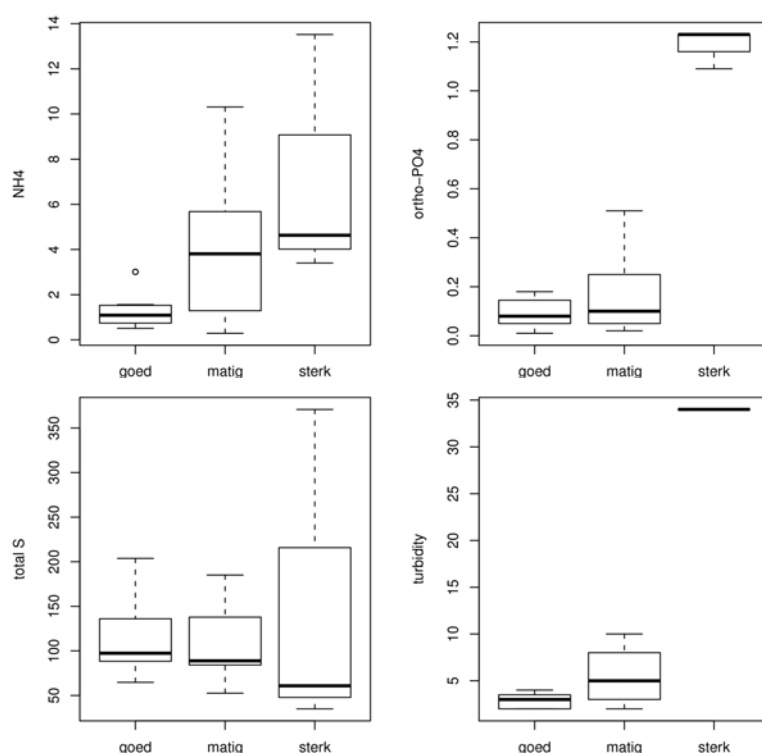


Figuur 8.4 Abiotische waarden van oppervlakte water: ammonium (NH_4), ortho-fosfaat (o-PO_4), totaal sulfaat [$\mu\text{mol/l}$] en turbiditeit in de verschillende locaties: DE - Deelen, HL - Hol, MP - Molenpolder, WI - Wieden, WR - Weerribben, WZ - Westerbroekse Zodden.

Alle monsterlocaties zijn op basis van waterkwaliteit geclassificeerd in intacte, matig en sterk aangetaste locaties. Dit betekent dat ook monsterlocaties binnen in een gebied verschillende classificatie kunnen hebben. In figuur 8.5 en 8.6 zijn voor iedere onderscheide klasse de verschillende nutriëntenconcentraties in bodemvocht en oppervlakte water te zien.



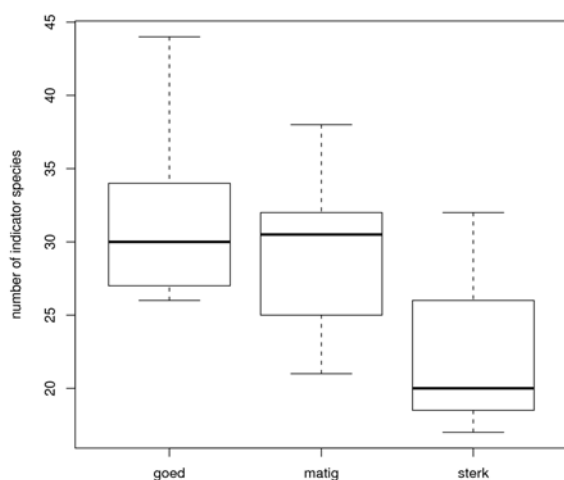
Figuur 8.5 Abiotische waarden van bodemvocht: ammonium (NH₄), ortho-fosfaat (o-PO₄) en totaal sulfaat [μmol/l] voor de verschillende waterkwaliteitsklassen. Goed: goed waterkwaliteit; matig: matig aangetast; sterk: sterk aangetast.



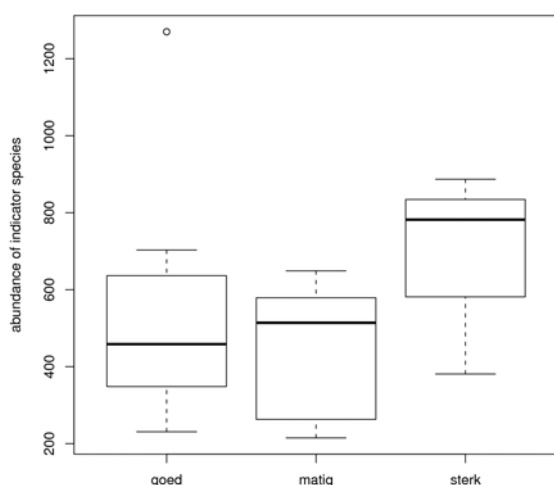
Figuur 8.6 Abiotische waarden van oppervlakte water: ammonium (NH₄), ortho-fosfaat (o-PO₄), totaal sulfaat [μmol/l] en turbiditeit voor de verschillende waterkwaliteitsklasse. Goed: goed waterkwaliteit; matig: matig aangetast; sterk: sterk aangetast.

De gemiddelde waarde voor deze waterfactoren: ammonium, ortho-fosfaat en turbiditeit is een indicatie voor de eutrofiëring van de wateren. Op basis van literatuur (volgens Bal et al., 2000; Higler, 2000; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008) is een lijst van indicatorsoorten opgesteld. Deze soorten zijn indicatief voor de verschillende laagveenwateren en -typen. De indicatorsoorten (volgens Bal et al., 2000; Higler, 2000; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008) tonen de verschillen in waterkwaliteit goed aan (Figuur 8.7, Bijlage A en B). Gemiddeld hebben sterk aangetaste locaties 20 indicatorsoorten en hebben matige en goede locaties 50% meer soorten (ca. 30 indicatorsoorten). Als men kijkt naar de abundantie van de soorten, hebben de sterk aangetaste locaties echter grotere aantallen (Figuur 8.8; soortenverdeling zie Bijlage B). Dit is verklaarbaar doordat hoge nutriëntenconcentraties leiden tot een groot

voedselaanbod (algen, fyto- en zooplankton). Soorten, die deze condities nog steeds tolereren, kunnen zodoende grotere populaties ontwikkelen.



Figuur 8.7 Totaal aantal indicatorsoorten (Bal et al., 2000; Higler, 2000; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008) per onderzoekslocatie voor de verschillende waterkwaliteiten. Goed: goed waterkwaliteit; matig: matig aangetast; sterk: sterk aangetast.



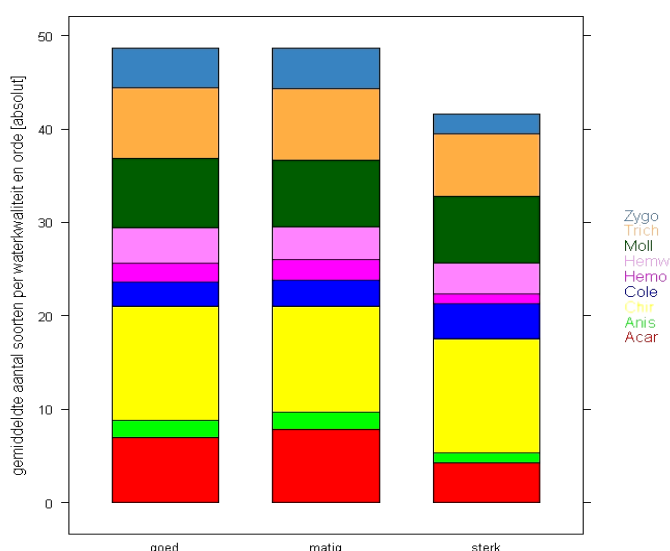
Figuur 8.8 Abundantie van indicatorsoorten (Bal et al., 2000; Higler, 2000; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008) per onderzoekslocatie voor de verschillende waterkwaliteiten. Goed: goed waterkwaliteit; matig: matig aangetast; sterk: sterk aangetast.

De soortensamenstelling van de verschillende gebieden is in figuren 8.9 en 8.10 (soortenrijkdom) en figuren 8.11 en 8.12 (abundantie van soorten) weergegeven. De soortenrijkdom verschilt niet sterk tussen de gebieden. Gemiddeld zijn er 40 tot 50 soorten per monsterlocatie in een gebied gevonden in de groepen Acaridae (watermijten), Anisoptera (echte libellen), Chironomidae (dansmuggen), Coleoptera (waterkevers), Hemiptera (water- en oppervlaktewantsen), Mollusca (slakken), Trichoptera (kokerjuffers) en Zygoptera (waterjuffers). In sterk aangetaste gebieden komen slechts 20% minder indicatorsoorten voor dan in gebieden met een goed of matig water kwaliteit.

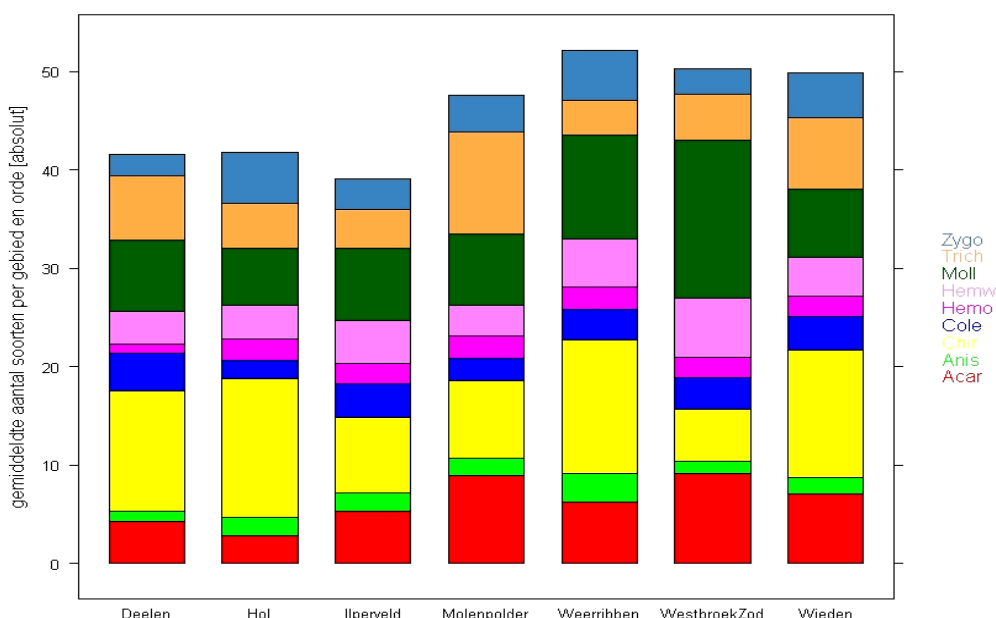
Voor de zeven gebieden valt op, dat de abundantie van watermacrofauna overal erg hoog is (Figuur 8.11 en 8.12). Er zijn ongeveer 300 t/m 400 individuen gevonden per monster. In het brakke IJperveld is de abundantie van macrofauna het laagst met gemiddeld ongeveer 200 individuen per monsterpunt. Groepen, die in gebieden met slechtere waterkwaliteit abundanter zijn, zijn kokerjuffers en slakken. De Deelen en

Het Hol worden gedomineerd door drie groepen: dansmuggen, slakken en kokerjuffers, terwijl meer intakte gebieden zoals de Wieden of De Weerribben meer divers zijn. Andere groepen b.v. echte libellen (Anisoptera) of waterwantsen en oppervlakte wantsen (Hemiptera) zijn met meer soorten aanwezig in deze gebieden.

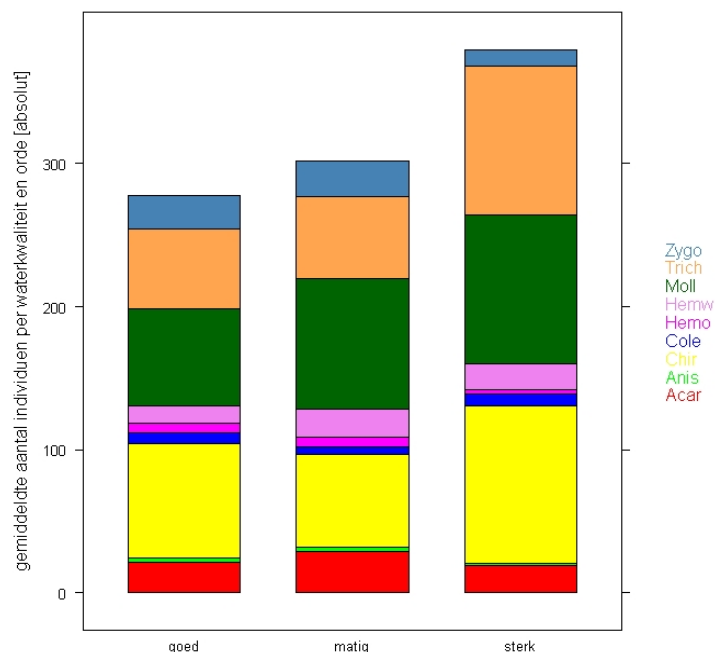
Carnivore groepen zoals waterkevers, libellen en bloedzuigers, alsmede enkele kokerjuffers en waterwantsen zijn in alle situaties minder talrijk dan groepen die hoofdzakelijk algen of detritus eten (o.a. slakken, kokerjuffers, dansmuggen, haften). Slakken zijn overal talrijk. De parasitaire watermijten komen overal in behoorlijke aantallen voor.



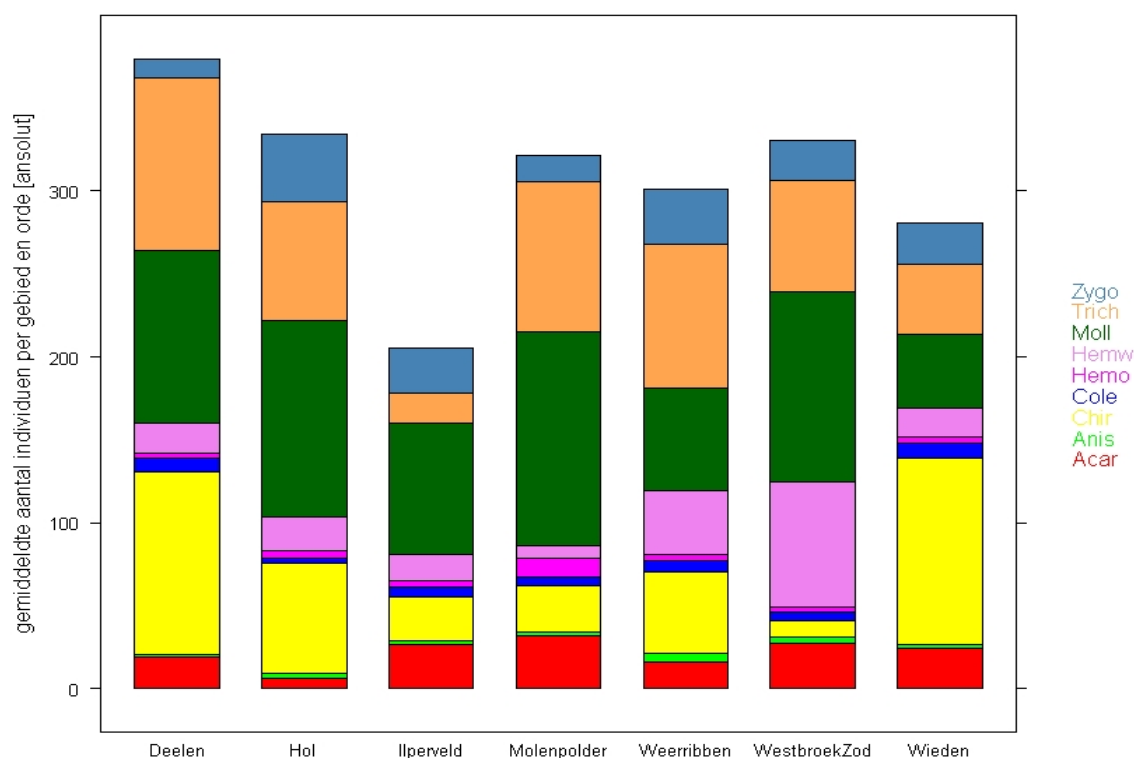
Figuur 8.9 Gemiddelde aantal soorten per locatieclassificatie en orde: Zygo – Zygoptera, Trich- Trichoptera, Moll – Mollusca, Hemw – Hemiptera aquatisch, Hemo – Hemiptera semi-aquatisch, Cole – Coleoptera, Chir – Chironomidae, Anis – Anisoptera, Acar -Acaridae.



Figuur 8.10 Gemiddelde aantal soorten per gebied en orde: Zygo – Zygoptera, Trich- Trichoptera, Moll – Mollusca, Hemw – Hemiptera aquatisch, Hemo – Hemiptera semi-aquatisch, Cole – Coleoptera, Chir – Chironomidae, Anis – Anisoptera, Acar -Acaridae.



Figuur 8.11 Gemiddelde aantal individuen per locatieclassificatie en orde: Zygo – Zygoptera, Trich- Trichoptera, Moll – Mollusca, Hemw – Hemiptera aquatisch, Hemo – Hemiptera semi-aquatisch, Cole – Coleoptera, Chir – Chironomidae, Anis – Anisoptera, Acar -Acaridae.



Figuur 8.12 Gemiddelde aantal individuen per gebied en orde: Zygo – Zygoptera, Trich- Trichoptera, Moll – Mollusca, Hemw – Hemiptera aquatisch, Hemo – Hemiptera semi-aquatisch, Cole – Coleoptera, Chir – Chironomidae, Anis – Anisoptera, Acar -Acaridae.

Relict populaties – vergelijking gebaggerde en ongebaggerde gebieden

Uit onderzoek in venecosystemen en hoogveenrestanten is gebleken dat relictpopulaties van karakteristieke soorten aanwezig kunnen zijn in sterk aangetaste gebieden en deze een risico lopen om te verdwijnen wanneer (grootschalige, intensieve) maatregelen

worden uitgevoerd (Van Duinen et al., 2004; Van Kleef et al., 2006; Verberk et al., 2006). Daarom is ook voor laagveenwateren onderzocht of gedegradeerde wateren nog relictpopulaties herbergen en of er op herstelde locaties aanwijzingen te vinden zijn dat karakteristieke soorten als gevolg van de maatregelen verdwijnen.

Sterk aangetaste wateren worden gedomineerd door soorten die indicatief zijn voor voedselrijke condities, zoals *Bathyomphalus contortus*, *Noterus crassicornis*, *Haliphus ruficollis*, *Tanypus kraatzi* en *Hygrotus decoratus*. In voedselarme referentie wateren in de Wieden komen deze soorten veel minder algemeen voor. Er zijn geen zeldzame soorten uitsluitend in aangetaste gebieden aangetroffen. Wel blijken verschillende niet-bedreigde systeem-karakteristieke soorten de grootste populaties in voedselrijk wateren te hebben. Deze populaties kunnen belangrijk zijn voor een snelle herkolonisatie van herstelde wateren. Populaties van bedreigde systeem-karakteristieke soorten zijn niet in aangetaste gebieden aangetroffen. Dit betekent dat ongewenste neveneffecten zoals het verdwijnen van relictpopulaties waarschijnlijk niet of nauwelijks optreden bij maatregelen zoals het baggeren, hoewel zeer zeldzame soorten gemist kunnen zijn bij de bemonstering.

Het risico om relictpopulaties te verliezen, wordt bepaald door de handhaving van populaties en hun vermogen om wateren te herkoloniseren (Van Duinen et al., 2006). Bij aantasting van laagveensystemen kunnen karakteristieke soorten zich slecht handhaven, omdat vanuit het abiotisch milieu bottlenecks ontstaan (b.v. zuurstofgebrek, sulfide-toxiciteit, zie volgende paragrafen). Hierdoor zijn in geëutrofiëerde wateren, waar herstelmaatregelen worden uitgevoerd relictpopulaties meestal afwezig (of allang verdwenen). Daarnaast zijn laagveenwateren relatief dynamisch door peilfluctuaties, periodieke overstromingen en snellere successie, zodat karakteristieke soorten een hoge dispersiecapaciteit moeten hebben. Hierdoor zal herkolonisatie door laagveenkarakteristieke soorten met een hogere dispersiecapaciteit sneller verlopen dan herkolonisatie door soorten van meer stabiele en voedselarme systemen. Het risico om relictpopulaties te verliezen bij uitvoering van herstelmaatregelen is dus gering en de snelheid waarmee levensgemeenschap zich herstelt naar verwachting groot.

8.4 Soortenkenmerken, functionele groepen en bottlenecks voor intacte en aangetaste situaties

Welke eigenschappen hebben soorten die karakteristiek zijn voor intacte situaties of juist aangetaste situaties als aanpassing aan hun leefomgeving? Welke functionele groepen zijn hierbij te onderscheiden? Hoe heeft aantasting geleid tot het ontstaan van bottlenecks voor karakteristieke en diverse faunagemeenschappen?

Laagvenen hebben een zeer diverse vegetatiesamenstelling en structuur. Heterogene vegetatiestructuren faciliteren onder andere foerageer- en schuilhabitats voor macrofauna. Op deze manier zorgen heterogene structuren voor niche differentiaties waardoor meerdere soorten samen kunnen voorkomen en elkaar en/of hun predatoren kunnen ontwijken. De afgelopen decennia hebben intensivering van de landbouw en verlaging van het grondwaterpeil geleid tot verstoringen in laagveenvenen. Belangrijke verstoringen zoals eutrofiering, verlies van dynamiek, verzuring en verdroging, zorgden voor een verslechtering van water- en slibkwaliteit in laagveenwateren. Aan de hand van goed meetbare factoren, zoals nutriëntenbeschikbaarheid en turbiditeit, kan de water- en slib kwaliteit bepaald worden. Naast directe effecten op de water- en slibkwaliteit hebben deze factoren ook invloed op de vegetatiestructuur en -samenstelling.

In deze studie worden verschillen in kwaliteit van water en slib en vegetatiestructuur gerelateerd aan het voorkomen van specifieke fauna karakteristieken en indicator soorten. Klimmende soorten, bijvoorbeeld, zullen afhankelijk zijn van een specifiek type vegetatie. Planten met stengels die onder water staan, zijn voor deze groep macrofauna belangrijker dan bijvoorbeeld drijvende vegetatie. In wateren met alleen drijvende vegetatie worden de 'klimmers' niet voorzien in hun habitatbehoeften waardoor ze

waarschijnlijk in die wateren niet voorkomen. Dit in tegenstelling tot soorten die in bladeren mineeren. Zij zullen juist afhankelijk zijn van zachte bladvegetatie, waar gemakkelijk doorheen te bijten is. Minerende soorten zullen om die reden gevonden worden in wateren waar vegetatie aanwezig is met zachte bladeren.

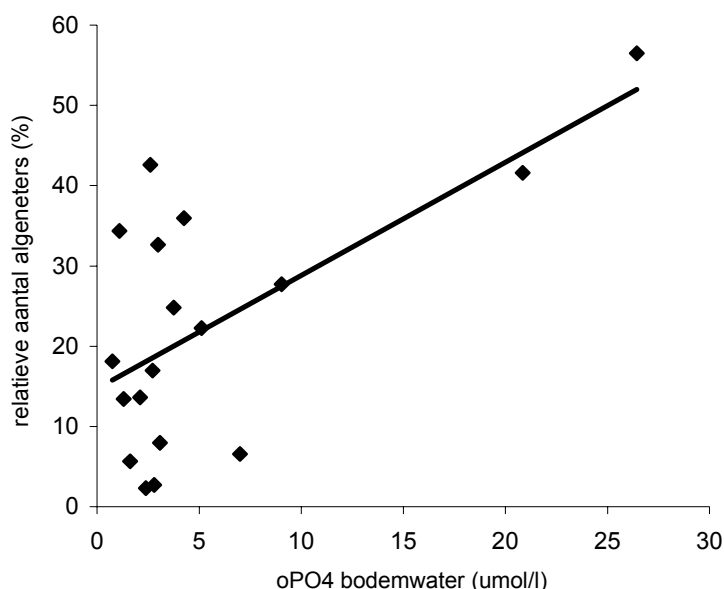
Vegetatie kan ook indirect invloed hebben op watermacrofauna. Veel drijvende vegetatie, beperkt de fotosynthese voor waterplanten in het water. Ook de gasuitwisseling tussen water en lucht wordt beperkt door de drijvende bladeren. Bijkomend zal in aangetaste wateren de hoge trofiegraad resulteren in een verhoogde decompositie. Om deze redenen zal er minder O_2 aanwezig zijn in de waterkolom. In wateren met lage zuurstofniveaus zal macrofauna met aanpassingen aan lage O_2 voordeel hebben ten op zichten van macrofauna die intolerant is voor lage zuurstofniveaus. Deze redenering volgend: In eutrofe wateren met veel drijvende vegetatie zullen relatief veel soorten met hemoglobine voorkomen.

De grafieken in dit hoofdstuk betreffen data die in de herfst van 2006 is verzameld. In de begeleidende tekst wordt naast hypothese, beredenering en resultaat, uitgelegd hoe de assen van de figuur tot stand zijn gekomen. Met uitzondering van figuur 8.14 zijn alle aantallen macrofauna (y-as) relatieve aantallen. De absolute aantallen individuen zijn vergeleken met totale aantallen van individuen in de desbetreffende taxonomische groep. In sommige grafieken is niet één abiotische factor meegenomen, maar een gemiddelde van verschillende abiotische factoren. Daarvoor zijn de betreffende factoren in vergelijkbare klassen (1 t/m 10) ingedeeld over de hele range van die factor en daarna is een gemiddelde waarde berekend voor iedere monsterpunt.

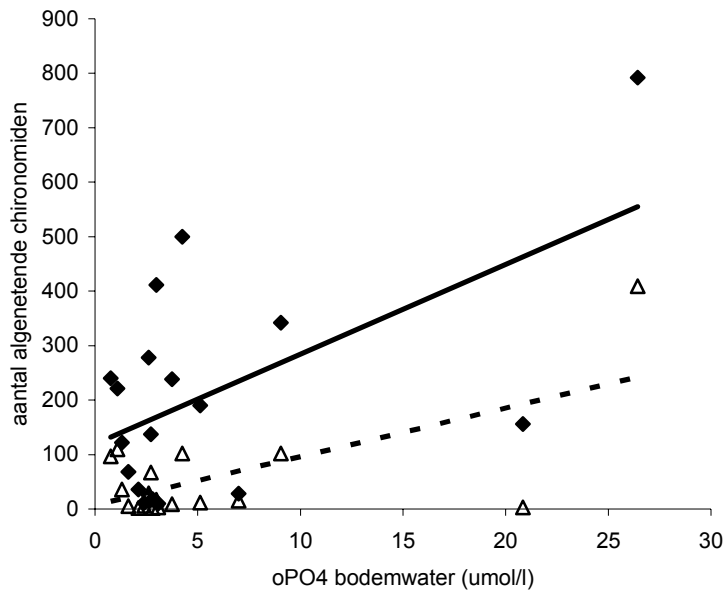
Waterkwaliteit

Met een verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen in laagveenwateren, neemt de algengroei toe. De macrofauna die zich voedt met algen profiteert van deze toegenomen algengroei die voortkomt uit een toegenomen nutriëntenbeschikbaarheid.

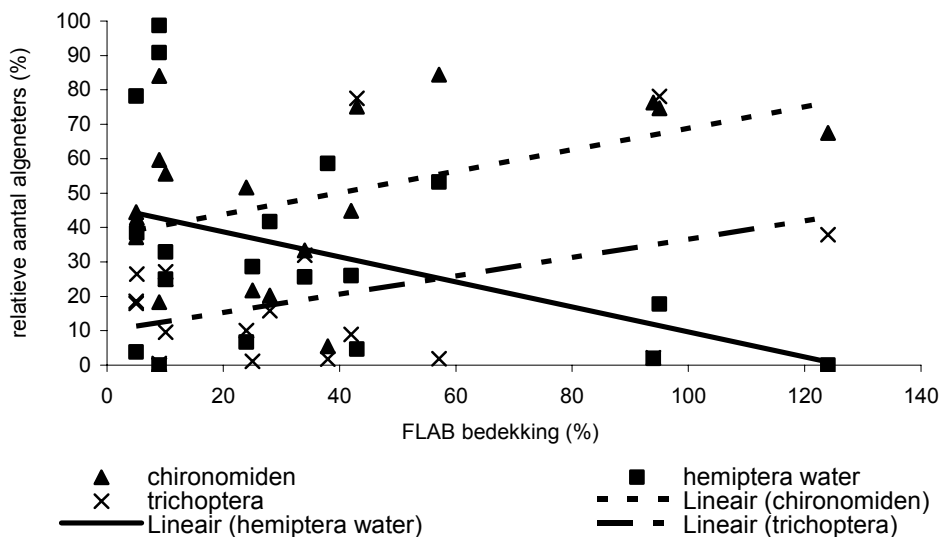
Door de groep van algeneters (Figuur 8.13) op te delen in verschillende taxonomische groepen wordt duidelijk welke groepen dominant zijn in de relatie. Dansmuggen (chironomiden) verklaren het grootste deel van de relatie tussen algeneters en ortho-fosfaat in het bodemwater (Figuur 8.14).



Figuur 8.13 Relatie tussen de relatieve abundantie van algen etende macrofauna en het ortho-fosfaat (oPO_4) in het bodem water op verschillende locaties Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. De groep 'algen eters' bestaat uit macrofauna die zich voedt met algen en is geselecteerd op basis van de criteria: De lineaire regressie met een functie van $y = 1,41x + 14,71$ en een R^2 van $= 0,3964$, $p=0,005$.



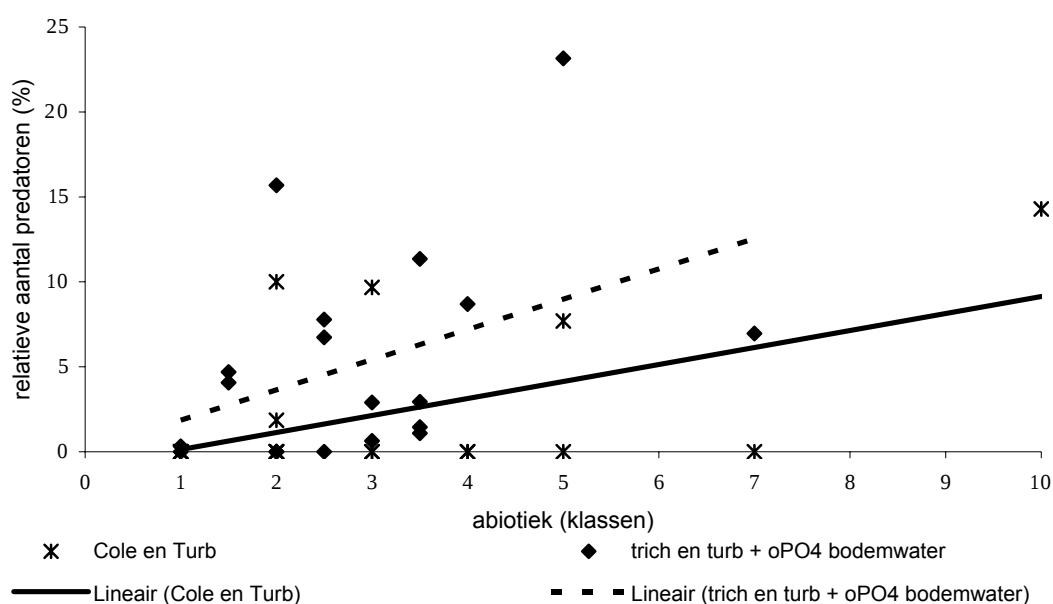
Figuur 8.14 Relatie tussen de abundantie van algenetende chironomiden en het ortho-fosfaat (oPO₄) in het bodemwater op verschillende locaties Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. De groep 'algen eters' bestaat uit macrofauna die zich voedt met algen en is geselecteerd op basis van de criteria: Actief en passief filteren, mineren, grazen, adult algendieet en larvaal algendieet. Algenetende chironomiden (ruit vol) $y = 16,48x + 119,53$; $R^2 = 0,3182$; $p=0,015$ en indicatoren (open driehoek) $y = 8,89x + 7,60$; $R^2 = 0,4106$; $p=0,004$.



Figuur 8.15 Relatie tussen de relatieve abundantie van algenetende macrofauna en FLAP bedekking op de locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. FLAP wordt gedefinieerd als drijvende algenmatten in het water. De groep 'algen eters' bestaat uit macrofauna die zich voedt met algen en is geselecteerd op basis van de criteria: Actief en passief filteren, mineren, grazen, adult algendieet en larvaal algendieet. Chironomiden (driehoek; stippellijn) $y = 0,31x + 37,60$; $R^2 = 0,2021$; $p=0,053$. Hemiptera water (vierkant; gestreepte lijn) $y = -0,36x + 46,06$; $R^2 = 0,1726$; $p=0,040$. Trichoptera (kruis; doorgetrokken lijn) $y = 0,27x + 9,99$; $R^2 = 0,1531$; $p=0,098$.

Een specifieke groep algen zijn drijvende algen matten (FLAB); ze vormen een dichte, groene algenbrij die bewegingsmogelijkheden van watermacrofauna kan beperken. Een hogere FLAB resulteert in een grotere aanwezigheid van dansmuggen (chironomiden) en kokerjuffers (Trichoptera) (Figuur 8.15). Deze groepen bestaan hoofdzakelijk uit 'browsers', ze kunnen zich met de dikke, drijvende algenmatten voeden. Waterwantsen (Hemiptera water) nemen daarentegen af met een toename van FLAB. Doordat de meeste algenetende waterwantsen geen browsers zijn maar schrapers, kan deze negatieve correlatie verklaard worden. Schrapers voeden zich met algen die groeien op vast substraat, zoals planten stengels en stenen. Waarschijnlijk verlagen de drijvende algenmatten de beschikbaarheid van voedingsstoffen in het water waardoor de minder algen op vaste substraten kunnen groeien. Dit resulteert uiteindelijk in een verminderde voedselbeschikbaarheid voor de schrapende algenetende soorten.

Een toename in nutriëntenbeschikbaarheid gaat gepaard met een toename van fijne slibdeeltjes en een sterkere plaktongroei. Dit resulteert in een vertroebeling van het water. Macrofauna, die op zicht jaagt, is naar verwachting afhankelijk van een zekere mate van helderheid van het water om de prooi te kunnen vangen. Vandaar dat verwacht wordt dat hogere abiotische waarden (gemiddelde waarden over verschillende waterfactoren, die indicatief zijn voor de eutrofiëring van de wateren) minder doorzicht betekenen en indirect leiden tot een afname van predatoren. Toch neemt het aandeel predatoren zowel kevers (Coleoptera) als kokerjuffers (Trichoptera) toe bij een verhoogde turbiditeit en een verhoogde turbiditeit en o-PO_4 respectievelijk (Figuur 8.16). Mogelijk resulteert een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten in een verhoogde prooi beschikbaarheid voor predatoren, aangezien de dichtheden hoger zijn (Figuur 8.8). De beschikbaarheid van prooien lijkt belangrijker dan doorzicht. Wellicht lokaliseren de predatoren van deze taxonomische groepen hun prooi eerder op basis van mechanische trillingen of met behulp van hun olfactorische zintuigen in plaats van uitsluitend gebruik te maken van zicht.

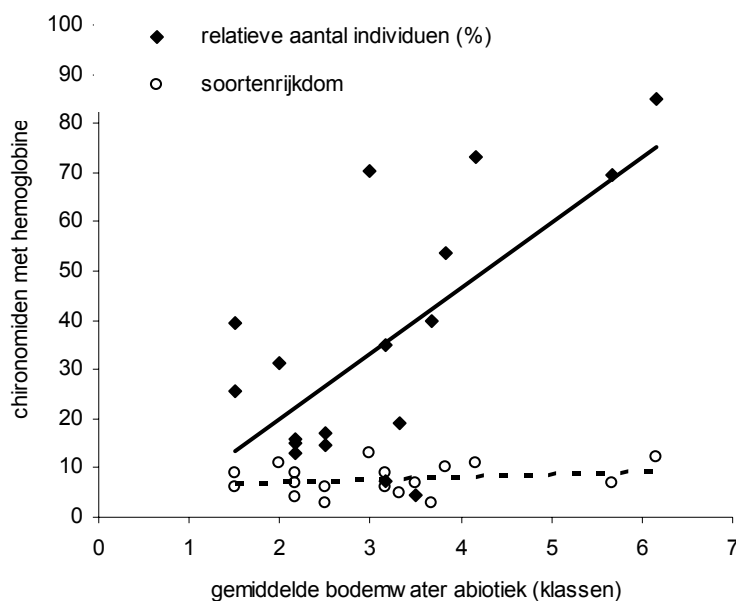


Figuur 8.16 Relatie tussen relatieve abundantie van predatoren en de abiotische klassen; turbiditeit en turbiditeit en oPO_4 in het bodemwater op verschillende locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. Coleoptera en turbiditeit (ster ; doorgetrokken lijn) $y = 1,0x + 0,87$; $R^2 = 0,2684$; $p=0,026$, Trichoptera turbiditeit en ortho-fosfaat (ruit; stippellijn) $y = 1,78x + 0,08$; $R^2 = 0,1741$; $p=0,079$. Voor beide groepen is geen significante correlatie gevonden voor de indicatorsoorten.

Slibkwaliteit

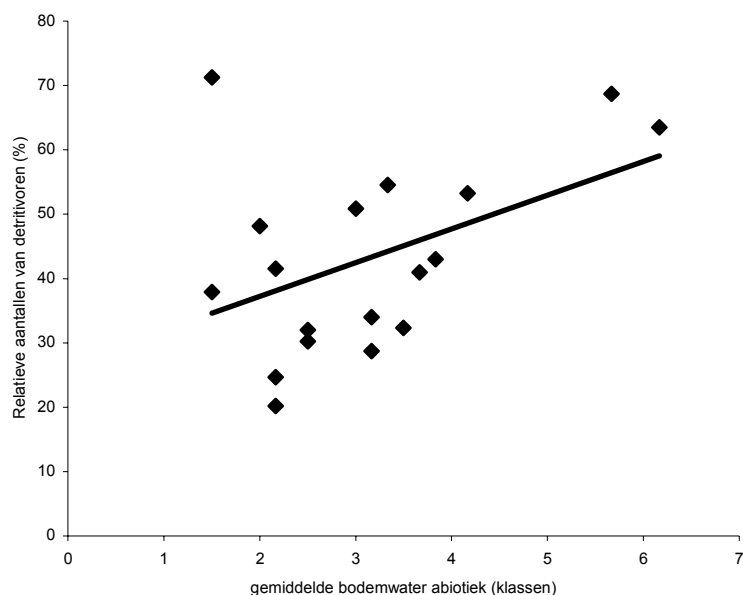
In de intacte laagveenwateren zorgt het fluctuerende grondwater voor een fluctuerend waterpeil. Het grondwaterpeil stijgt in de winter, zodat gebufferd water toestroomt. Dit gebufferde water houdt de decompositie laag, hierdoor hoopt organisch materiaal op zodat veenvorming kan plaatsvinden. In situaties met een verstoorde waterhuishouding is het grondwaterpeil vaak te laag. Om te voorkomen dat de laagvenen uitdrogen, wordt water uit beken of rivieren ingelaten. Dit inlaatwater is rijk aan zwavel en bicarbonaat met als gevolg vaak een toename in decompositie. De toegenomen nutriënten gehalten worden gebruikt door drijvende planten, algen en macrofauna die op hun buurt in aantal toenemen. De toename van decompositie evenals de toegenomen bedekking van drijvende planten zorgen voor lagere zuurstof concentraties in het water. Met name in de zomer, is de kans op anaërobe situaties groot. Door de hogere temperaturen neemt de decompositie toe, terwijl tegelijkertijd minder O_2 in het water opgelost kan worden. Daarnaast is de zomer ook het groeiseizoen voor (drijvende) planten. De combinatie van abiotische factoren in het bodemwater bepalen daarmee dus de eutrofiëgraad en kunnen als surrogaat gebruikt worden voor de moeilijk te meten O_2 beschikbaarheid.

Verwacht wordt dat in voedselrijke milieus het aandeel macrofauna met hemoglobine (voor efficiëntere O_2 -opname) groter is dan in voedselarme milieus met minder kans op O_2 -stress. Verhoogde waarden van de abiotische factoren van het bodemwater resulteren in meer dansmuggen (chironomiden) met hemoglobine (Figuur 8.17). Met toenemende nutriënten in het bodemwater nemen ook de detritivoren in aantal toe (Figuur 8.18). De kwaliteit structuur van het organisch bodemmateriaal verandert van veen naar slib als het system nutriëntenrijker wordt. Veel fijn slib blijkt detritivoren in het algemeen niet te deren, ze doen het beter onder eutrofe tot hypertrofe omstandigheden.

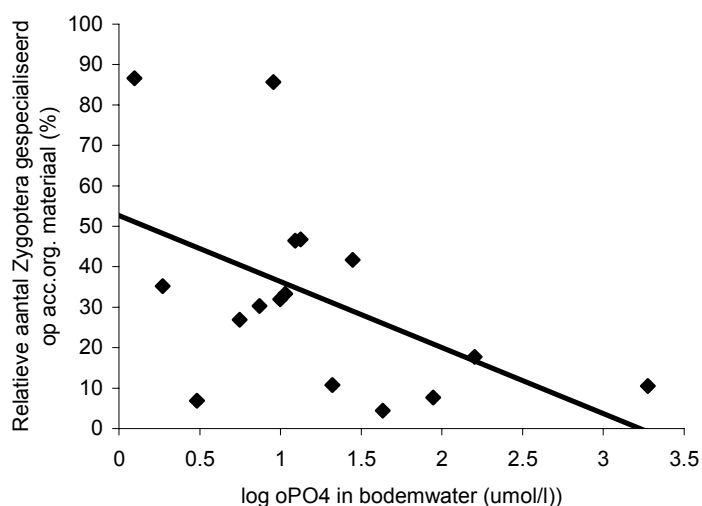


Figuur 8.17 Relatie tussen de relatieve abundantie van chironomiden met hemoglobine en de gemiddelde bodemwater abiotische factoren in klassen op verschillende locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. Chironomiden met hemoglobine (ruit vol; doorgetrokken lijn) $y = 13,23x + 6,30$; $R^2 = 0,4517$; $p=0,002$. Geen significante correlatie tussen soortenrijkdom van chironomiden met hemoglobine en gemiddelde abiotiek van het bodemwater (open cirkel; stippellijn) $y = 0,58x + 5,85$; $R^2 = 0,0613$. Geen significante correlatie gevonden voor de indicatorsoorten binnen deze groep.

Een slechtere slibkwaliteit, veroorzaakt door een verhoogde nutriënten beschikbaarheid en een verhoogde decompositie, gaat gepaard met een afname van macrofauna die leeft in opgehoopt organisch materiaal. Figuur 8.19 laat zien dat het aandeel Zygoptera, gespecialiseerd in leven in habitats met geaccumuleerd organische materiaal, afneemt met een toename van ortho-fosfaat in het bodemwater. Het is mogelijk dat door een toename van decompositie het slib te fijn geworden is en dat de benodigde structuur voor deze Zygoptera soorten verdwenen is.



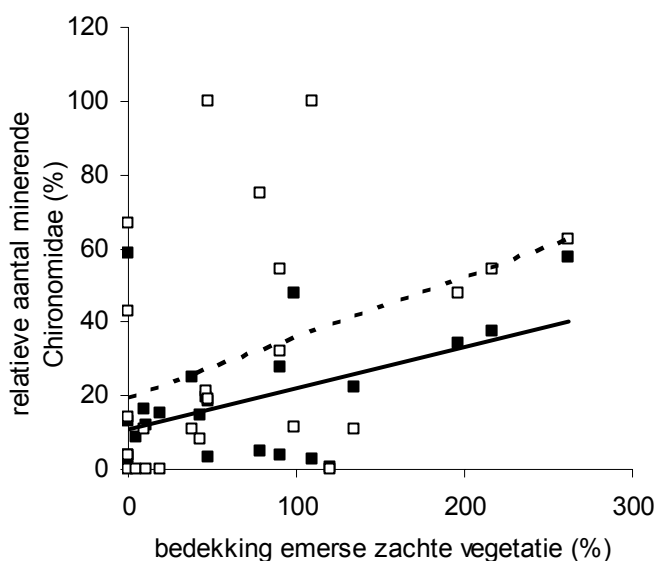
Figuur 8.18 Relatie tussen de relatieve abundantie van detritivoren en de gemiddelde bodemwater abiotische factoren (oPO_4 , totale S en NH_4) in klassen op verschillende locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. Detritivoren $y = 5,24x + 26,75$; $R^2 = 0,2024$; $p = 0,058$. Geen significante correlatie gevonden voor de indicatorsoorten binnen deze groep.



Figuur 8.19 Relatie tussen relatieve abundantie van Zygoptera, gespecialiseerd op geaccumuleerd organisch materiaal en ortho-fosfaat (oPO_4) in het bodemwater (data x-as log getransformeerd) op verschillende locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. Zygoptera $y = -16,31x + 52,63$, $R^2 = 0,2957$, $p = 0,027$. Overgrote merendeel van de Zygoptera binnen deze groep zijn indicatorsoorten.

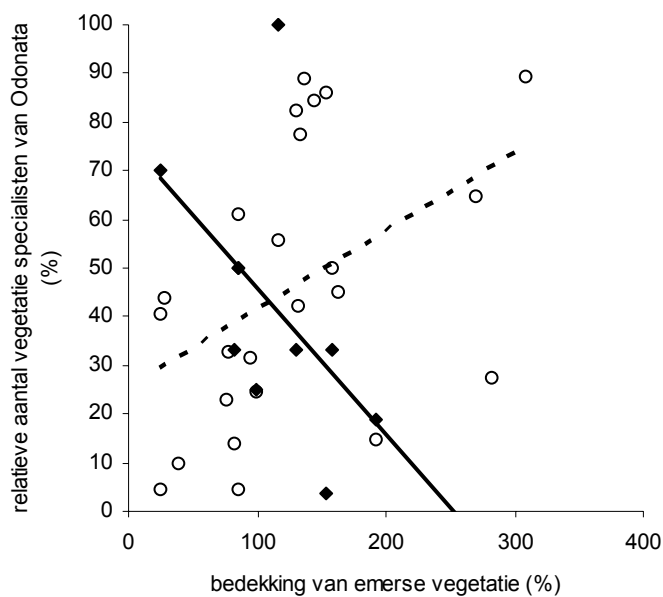
Vegetatiestructuur

Voor de relatie tussen macrofauna en de vegetatie is het belangrijk, om niet alleen naar de vegetatiestructuur zoals emers, submers etc. te kijken, maar ook naar hoe hard of zacht het plantenmateriaal is. Planten zijn als volgt geclassificeerd: Submerse planten hebben gemiddeld meer dan 90% van de biomassa onder water, emerse planten hebben meer dan 50% van de biomassa boven water en groeien hoofdzakelijk aan de oever, drijvende planten zijn planten, die merendeels op het water drijven. Emerse planten zijn verder onderverdeeld in zachte, harde en houtige structuren, zo zijn grassen en zeggen b.v. hard, *Salix* houtig en kruidachtige meestal zacht. Het percentage bedekking van vegetatie zal met regelmaat boven 100% uitkomen, dit doordat de in het veld verzamelde bedekkingen met Braun-Blanquet voor de analyse zijn gemiddeld. Tevens zijn ook verschillende horizontale vegetatie lagen uit de opname bij elkaar opgeteld.



Figuur 8.20 Lineaire regressie tussen de relatieve abundantie van minerende chironomiden (vierkant vol), de relatieve abundantie van indicatoren van die groep (open vierkant) en de emerse zachte bedekking. Minerende chironomiden en zachte emerse vegetatie $y = 0,11x + 11,11$; $R^2 = 0,2244$; $p=0,019$; indicatorsoorten $y = 0,16x + 19,81$; $R^2 = 0,1427$; $p=0,069$.

Het relatieve aantal mineerende chironomiden neemt toe met een grotere bedekking van emerse zachte vegetatie (Figuur 8.20). Minerende soorten zoeken bescherming tussen de lagen van een blad. Het is gemakkelijker om zachte bladeren binnen te komen dan harde of houtige vegetatie. De habitatbehoefte voor mineerende chironomiden is zachte vegetatie. Ook de indicatoren binnen deze groep volgen dezelfde trend. Teveel grasachtige, harde of houtige planten zouden een probleem kunnen vormen voor deze soorten, zeker wanneer deze vegetatiestructuren de groei van zachte vegetatiestructuren beperken.



Figuur 8.21 Relatie tussen de relatieve abundantie van vegetatie specialisten (Anisoptera en Zygoptera) en de bedekking van totale emerse vegetatie in de locaties; Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden, Weerribben en Westbroekse Zodden. Anisoptera (ruit vol; doorgetrokken lijn) $y = -0,30x + 75,45$; $R^2 = 0,2712$; $p=0,123$ en Zygoptera (open cirkel; stippellijn) and $y = 0,16x + 25,56$; $R^2 = 0,1896$; $p=0,033$.

Zygoptera larven die gebonden zijn aan vegetatie nemen toe met toenemende emerse vegetatie (Figuur 8.21). Dit volgens verwachting des te meer vegetatie des te meer vegetatiebewoners. Bij de vegetatie specialisten van Anisoptera wordt echter het tegenovergestelde waargenomen. Een toename van emerse vegetatie zorgt juist voor een afname van Anisoptera vegetatie specialisten (Figuur 8.21). Een mogelijke verklaring is dat de Anisoptera veelal groter zijn ten op zichte van Zygoptera. Een te hoge bedekking van emerse vegetatie kan een bottleneck zijn voor de grote Anisoptera, die door de dichte vegetatie in bewegingsvrijheid wordt beperkt. Daarnaast zijn bijna alle Zygoptera binnen deze groep indicatorsoorten, terwijl de aangetroffen Anisoptera geen indicatoren zijn.

Samenvattend kan gesteld worden dat de hoeveelheid en het type vegetatie belangrijk zijn voor diverse diergroepen. Een te dichte vegetatie biedt te weinig ruimte voor beweging in het water en op de waterspiegel. Daarnaast lijkt de nutriëntenstatus gunstig voor sommige groepen, want algeneters, detritivoren en predatoren nemen veelal toe met een verhoogde nutriënten beschikbaarheid. Zuurstof stress lijkt een belangrijke, limiterende factor, behalve voor soorten met adaptaties aan lage O_2 beschikbaarheid. Maar dit zijn over het algemeen niet de soorten die het meest kritisch zijn en wiens populaties het beheer beoogt te herstellen.

8.5 Invloed van herstelmaatregelen op functionele diergroepen

Leiden herstelmaatregelen tot de aanwezigheid van bijbehorende functionele diergroepen? In hoeverre leidt herstel van de verlandingsvegetaties tot herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap?

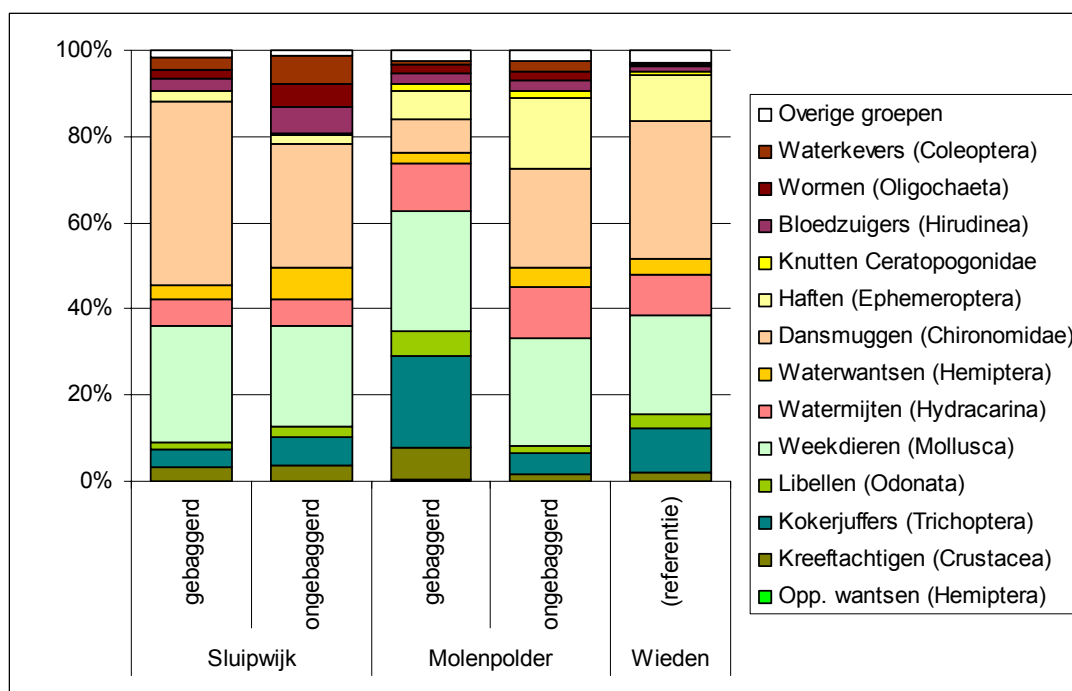
Een overzicht van de effecten van beheersmaatregelen op soorten in het laagveenmoeras is gegeven in Bruinderink *et al.* (2007; Bijlage C). Daaruit blijkt dat het

gefaseerd kleinschalig opschonen/baggeren goed uitpakt voor veel soorten. Dat is net als het terugzetten van veenmosrietland een maatregel die voor vlinders positief werkt. Er blijven echter nog steeds knelpunten, zoals het effectief aanpakken van eutrofiëring (Bruinderink *et al.*, 2007). Dit knelpunt is ook voor de watermacrofauna beperkend (zie voorgaande paragraaf) en laat juist dat iets zijn dat in de praktijk moeilijk blijkt.

Baggeren

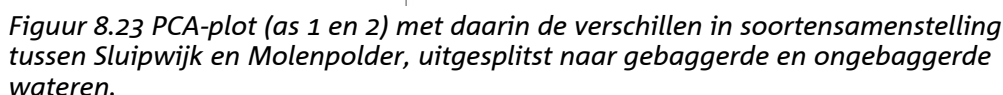
Onderzoek in gebaggerde en ongebaggerde gebieden toont verschillende effecten op de levensstrategieën van macrofauna aan. Een belangrijke karakteristieke soorteigenschap hangt samen met de structuur van de vegetatie. Kokerjuffers zijn sterk afhankelijk van deels ondergedoken vegetatie. Daarom wordt een hogere diversiteit van kokerjuffers gevonden in wateren met meer intacte laagveen vegetatie, waar een aanzienlijke tijd terug herstelmaatregelen hebben plaatsgevonden (8 tot 13 jaar geleden gebaggerde Molenpolder).

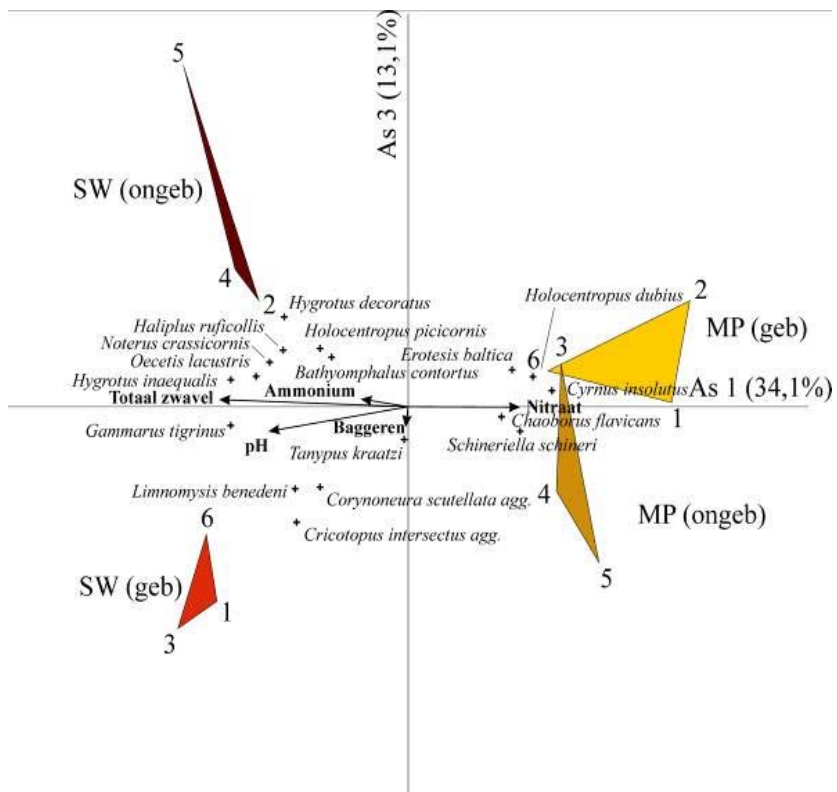
De ongebaggerde wateren in Sluipwijk hebben een groter aandeel waterkevers, wormen en bloedzuigers. Dit duidt waarschijnlijk op het optreden van lage zuurstofconcentraties (zie ook de resultaten over waterkwaliteit), omdat deze groepen veel soorten met een hoge tolerantie tegen lage zuurstofgehaltes bevatten. Daarnaast is het aandeel van deze groepen ook lager in de gebaggerde wateren in Molenpolder en het laagste in de Wieden (referentie). Het lagere aandeel in gebaggerde wateren kan mede veroorzaakt zijn doordat met name de wormen en bloedzuigers ook gevoelig voor baggeren zijn, doordat ze tegelijk met het slib worden verwijderd. Waterwantsen hebben een lager aandeel in de gebaggerde wateren in Sluipwijk, wat mogelijk een direct effect is van het baggeren, doordat exemplaren zijn opgezogen. De verwijdering van exemplaren wordt bij de dansmuggen gecompenseerd door een hoge reproductie. De meeste soorten dansmuggen hebben meerdere generaties per jaar en zijn daardoor in staat om snel in aantal toe te nemen. Het aandeel dansmuggen en haften is groter in de ongebaggerde wateren in Molenpolder en daarmee lijken deze wateren op de Wieden. In de gebaggerde wateren is het aandeel libellen en kokerjuffers erg hoog, evenals in de Wieden (Figuur 8.22).



Figuur 8.22 Verschillen in procentueel aandeel voor de meest dominante taxonomische groepen tussen de drie gebieden, uitgesplitst naar gebaggerde en ongebaggerde wateren.

Uit de ordinatie-analyse met de drie gebieden blijkt dat de gebaggerde watergangen in Molenpolder wat betreft de watermacrofauna het meest op de Wieden lijken. Dit komt overeen met de grote overeenkomsten in vegetatiesamenstelling en -structuur tussen de Wieden en de gebaggerde wateren in Molenpolder. Verschillende soorten kokerjuffers, zoals *Cyrnus insolutus*, *Holocentropus dubius* en *Erotesis baltica*, tonen deze overeenkomst. Soorten die hun zwaartepunt in Sluipwijk hebben, zijn over het algemeen niet of in lage aantallen aangetroffen in de Wieden (Tabel 8.1). Voorbeelden daarvan zijn de exoten *Gammarus tigrinus* en *Limnomysis benedeni*, die waarschijnlijk de sterkere invloed van gebiedsvreemd water indiceren.





Figuur 8.24 PCA-plot (as 1 en 3) met daarin de verschillen in soortensamenstelling tussen Sluipwijk en Molenpolder, uitgesplitst naar gebaggerde en ongebaggerde wateren.

Tabel 8.1 Overzicht van een aantal soorten die hun zwaartepunt hebben in gebaggerde delen of ongebaggerde delen, in Molenpolder of Sluipwijk, of een combinatie daarvan. De kleur correspondeert met de aanwezigheid in de Wieden: **rood**: niet aangetroffen, **geel**: wel aangetroffen, maar niet algemeen, **groen**: algemeen.

Zwaartepunt in ongebaggerde wateren		
Molenpolder	Sluipwijk	Beide gebieden
<i>Physa fontinalis</i> (weekdier)	<i>Holocentropus picicornis</i> (kokerjuffer)	<i>Ilyocoris cimicoides</i> (waterwants)
<i>Gyraulus crista</i> (weekdier)	<i>Agraylea multipunctata</i> (kokerjuffer)	<i>Cataclysta lemnata</i> (vlinder)
<i>Ferrissia wautieri</i> (weekdier)	<i>Erpobdella testacea</i> (bloedzuiger)	<i>Bathymphalus contortus</i> (weekdier)
<i>Planorbium corneus</i> (weekdier)	<i>Noterus crassicornis</i> (waterkever)	<i>Segmentina nitida</i> (weekdier)
<i>Chaoborus flavicans</i> (pluimug)	<i>Hygrotus decoratus</i> (waterkever)	<i>Planorbis carinatus</i> (weekdier)
<i>Guttipolopia guttipennis</i> (dansmug)	<i>Haliplus ruficollis</i> (waterkever)	<i>Tanytus kraatzii</i> (dansmug)
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (dansmug)	<i>Helochares punctatus</i> (waterkever)	<i>Dero digitata</i> (borstelworm)
<i>Schineriella schineri</i> (dansmug)		<i>Dero obtusa</i> (borstelworm)
<i>Zavreliella marmorata</i> (dansmug)		<i>Slavina appendiculata</i> (borstelworm)
<i>Aricotopus lucens</i> (dansmug)		<i>Haliplus immaculatus</i> (waterkever)
<i>Nais barbata</i> (borstelworm)		
Zwaartepunt in gebaggerde wateren		
Molenpolder	Sluipwijk	Beide gebieden
<i>Gammarus pulex</i> (kreeftachtige)	<i>Nanocladius bicolor</i> agg. (dansmug)	<i>Radix ovata</i> (weekdier)
<i>Cyrtus crenaticornis</i> (kokerjuffer)	<i>Corynoneura scutellata</i> agg. (dansmug)	<i>Nais variabilis</i> (borstelworm)
<i>Erotesis baltica</i> (kokerjuffer)	<i>Microtendipes gr. chloris</i> (dansmug)	<i>Erythronema najas</i> (borstelworm)
<i>Holocentropus dubius</i> (kokerjuffer)	<i>Dicrotendipes nervosus</i> (dansmug)	<i>Procladius s.l.</i> (dansmug)
<i>Tricholeiochiton fagesii</i> (kokerjuffer)	<i>Glyptotendipes paripes</i> (dansmug)	
<i>Cyrtus insolitus</i> (kokerjuffer)	<i>Cricotopus intersectus</i> agg. (dansmug)	
<i>Leptocerus tineiformis</i> (kokerjuffer)	<i>Hygrotus versicolor</i> (waterkever)	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (libel)		
<i>Stylaria lacustris</i> (borstelworm)		
<i>Psectrocladius gr. psilopterus</i> (dansmug)		
<i>Ablabesmyia monilis</i> agg. (dansmug)		
Geen voorkeur voor gebaggerde of ongebaggerde wateren		
Molenpolder	Sluipwijk	
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i> (libel)	<i>Ischnura elegans</i> (libel)	
<i>Sympetrum</i> sp. (libel)	<i>Sphaeriidae</i> (weekdier)	
<i>Paraponyx stratiotata</i> (vlinder)	<i>Valvata piscinalis</i> (weekdier)	
<i>Plea minutissima</i> (waterwants)	<i>Physella acuta</i> (weekdier)	
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> (dansmug)	<i>Glyptotendipes pallens</i> agg. (dansmug)	
<i>Parachironomus gr. arcuatus</i> (dansmug)	<i>Hemiclepsis marginata</i> (bloedzuiger)	
<i>Oxyethira flavicornis</i> (kokerjuffer)	<i>Helobdella stagnalis</i> (bloedzuiger)	
<i>Triaenodes bicolor</i> (kokerjuffer)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (borstelworm)	
<i>Athripsodes aterrimus</i> (kokerjuffer)	<i>Lumbriculus variegatus</i> (borstelworm)	
<i>Erpobdella nigricollis</i> (bloedzuiger)	<i>Gammarus tigrinus</i> (kreeftachtige)	
<i>Acroloxus lacustris</i> (weekdier)	<i>Limnomysis benedeni</i> (kreeftachtige)	
<i>Valvata cristata</i> (weekdier)	<i>Proasellus coxalis</i> (kreeftachtige)	
<i>Marstoniopsis scholtzi</i> (weekdier)	<i>Noterus clavicornis</i> (waterkever)	
	<i>Enochrus coarctatus</i> (waterkever)	
	<i>Hygrotus inaequalis</i> (waterkever)	
	<i>Laccophilus minutus</i> (waterkever)	
	<i>Mystacides longicornis</i> (kokerjuffer)	
	<i>Oecetis lacustris</i> (kokerjuffer)	
	<i>Oecetis ochracea</i> (kokerjuffer)	
	<i>Schoenobius gigantella</i> (vlinder)	

Concluderend kan gezegd worden, dat het uitvoeren van de herstelmaatregel baggeren een sterk effect op de leefomgeving van de macrofauna heeft. Grote hoeveelheden slib en vegetatie worden verwijderd. Kort na het baggeren worden dan ook meestal soorten met een sterk herkolonisatie vermogen gevonden zoals *Corynoneura scutellata* agg., *Dicrotendipes nervosus*, *Glyptotendipes paripes* en *Microtendipes chloris*. Deze dansmuggen hebben vaak meerdere generaties per jaar en investeren in grote hoeveelheden eieren, dit resulteert in een snelle herkolonisatie van recentelijk gebaggerde gebieden (Bijlage D). Daarnaast verspreiden deze koloniserende soorten zich snel over grote afstand door een goed ontwikkeld vliegvermogen. Zo kunnen ze waarschijnlijk ook gebieden bereiken die door herstelmaatregelen teruggezet zijn in een staat van beginnende successie.

Daarnaast wordt door het verwijderen van de sliblaag de voedselbeschikbaarheid voor het gehele voedselweb verminderd. In ongebaggerde wateren komen vooral waterkevers voor, die zich voeden met algen, planten en ongewervelden, terwijl de waterkevers in recentelijk gebaggerde wateren zich hoofdzakelijk met dierlijk voedsel voeden. Dit resulteert in een meer carnivore soortensamenstelling van waterkevers in gebaggerde wateren (Bijlage D). Algen zijn in ongebaggerde wateren meer

voorhanden dan in recent gebaggerde wateren. Dit kan mogelijk verklaren waarom de zwaartepunten van borstelwormsoorten, die detritus en algen eten, en waterkever soorten, die zich voeden met planten en algen, hoofdzakelijk gevonden worden in ongebaggerde gebieden. Daarnaast heeft ook de vlinder *Cataclysta lemnata* een zwaarte punt in ongebaggerde, voedselrijke wateren. De voedselbron van deze vlinder zijn vooral *Lemna* soorten, welke sterk gebaat zijn bij voedselrijke wateren.

Ten aanzien van de uitvoering van baggeren worden de volgende richtlijnen geformuleerd:

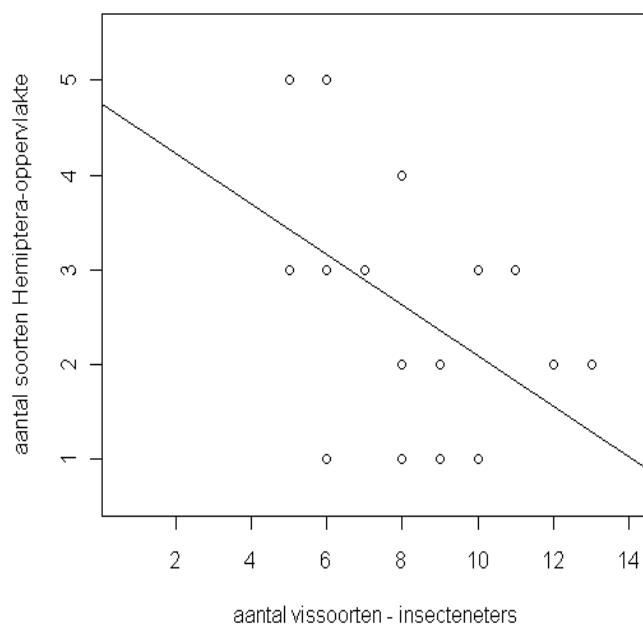
1. Voorkomen dat gebaggerde delen in verbinding staan met grote ongebaggerde delen om te voorkomen dat de waterkwaliteit beïnvloed wordt door water uit voedselrijke wateren.
2. Omdat er meestal geen relictpopulaties zijn, kunnen grote delen uitgebaggerd worden, zonder dat daarbij soorten ongewenst verdwijnen.
3. Gebieden stapsgewijs (in tijd en ruimte) uitbaggeren. Daardoor kunnen soorten zich gemakkelijk bewegen in het landschap en worden herstelde delen snel gekoloniseerd.
4. Kleine stukjes, zoals inhammen of overhoekjes (tot 2% van totale oppervlakte van waterlichaam) ontzien ten behoeve van herkolonisatie. Dit zijn namelijk vaak de soortenrijke delen van een waterlichaam
5. Fijne bagger zoveel mogelijk verwijderen om nalevering van voedingsstoffen te voorkomen

Vispredatie

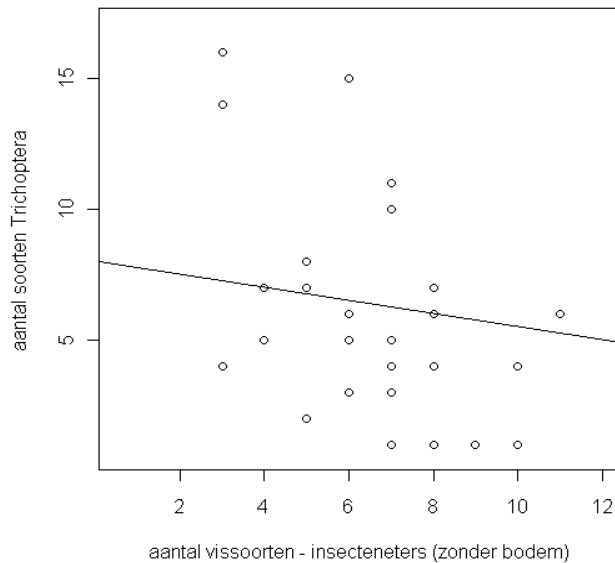
In dit gedeelte van het rapport is bekeken wat het effect van vissen is op de macrofauna. Zoals eerder beschreven zijn voor watermacrofauna naast abiotische omstandigheden, biotische omstandigheden ook van groot belang. Belangrijke biotische omstandigheden zijn bijvoorbeeld de vegetatiestructuur, beschreven in hoofdstuk 4 en de vispredatie, waar in dit hoofdstuk verder op ingegaan zal worden. Om aan een vis- en macrofauna dataset van vergelijkbare gebieden te komen, zijn uit verschillende datasets van Waternet naast elkaar liggende meetpunten geselecteerd. De meetpunten waarbij zowel vis als macrofauna bemonsterd werd, zijn meegenomen in de analyse. Voor de watermacrofauna zijn alleen bemonsteringen van het open water in de dataset verwerkt. Vervolgens is op basis van de voedselgildes van de vissen het aantal insectivore vissen bepaald (Tabel 8.2).

Tabel 8.2 Nederlandse en wetenschappelijke naam van de insectivore vissen, onderverdeeld in algemeen insectivoren, insectivoren die op de bodemzoeken en vissen die waarschijnlijk insecten eten. Deze tabel is de basis voor de opbouw van de x-as van de grafieken in deze paragraaf.

insectenetende vissen		insectenetende vissen die voedsel zoeken op de bodem	
Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	Brasem	<i>Abramis brama</i>
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	Grote Modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	Pos	<i>Gymnocephalus Cernua</i>
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	Riviergrondel	<i>Gobio gobio gobio</i>
Bot	<i>Platichthys flesus</i>		
Driedoornige Stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>		
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>		
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>		
Kleine Modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>		
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	vissen die waarschijnlijk insecten eten	
Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Kwabaal	<i>Lota lota</i>	Snoek	<i>Esox lucius</i>
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		
Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>		
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>		
Spiegelkarper	<i>Cyprinus carpio carpio</i>		
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>		
Tiendoorlige Stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>		
Vetje	<i>Leucaspis delineatus</i>		
Winde	<i>Leuciscus idus</i>		
Zeelt	<i>Tinca tinca</i>		
Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>		

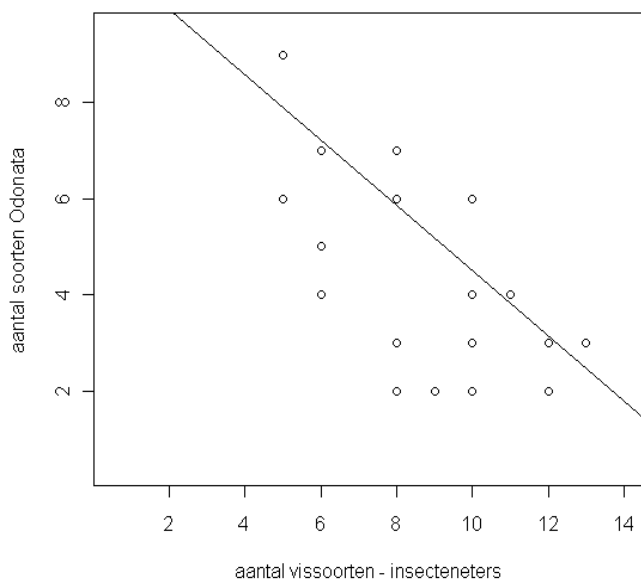


Figuur 8.25 Relatie soortenrijkdom van Hemiptera oppervlakte en aantal insectenetende vissen. De volgende functie beschrijft de correlatie: hemiptera water $y = -0.77x + 10.48$; $R^2 = 0.2071$; $p = 0.017$.



Figuur 8.26 Relatie soortenrijkdom van Trichoptera en aantal insectenetende vissen. De volgende functie beschrijft de correlatie: $\text{Trichoptera}; y = -1.02x + 11.85; R^2 = 0.2533; p = 0.002$

De soortenrijkdom van zowel waterwantsen (Hemiptera water; Figuur 8.25), Trichoptera (Figuur 8.26) als Odonata (Anisoptera en Zygoptera; Figuur 8.27) neemt sterk af met een toename van de aantal soorten insectivore vissen. Waarschijnlijk zijn deze hoofdgroepen belangrijke voedselbronnen voor vissen. Deze groepen zijn groot en actief omdat het meestal zelf jagers zijn, en vormen dus een makkelijk detecteerbare en voedzame prooi. Verder neemt met het aantal soorten het aantal bezette voedselniches toe (foerageerstrategieën, plaats van foerageren), waardoor het mogelijk steeds lastiger wordt voor watermacrofaunasoorten om te ontkomen. Daarnaast kan er ook sprake zijn van een indirect effect, waarbij de vissen de prooibeschikbaarheid verlagen of de mogelijkheid van predatoren om actief te jagen. Zo zijn libellen allemaal jagers en deze groep laat het sterkste verband zien. Bovendien is bekend dat libellen al bij de eiafzet selecteren op wateren met of zonder vis en zo via de keuze van eiafzet-locaties sturen in de larvale samenstelling (Buskirk & Sherman 1985). De invloed van cofactoren zoals vegetatiestructuur of waterkwaliteit op deze predatoren-prooi relatie is niet meegenomen in de analyse, omdat in deze dataset van Waternet deze gegevens helaas niet voorhanden waren. Hierdoor is het moeilijk om aanbevelingen te doen ten aanzien van visstandbeheer. Vermoedelijk wordt het negatieve effect op ongewervelden van vispredatie gedempt door een rijk gevarieerde structuur van onderwaterplanten. Zo levert herstel van waterplantengemeenschappen enerzijds habitat voor karakteristieke ongewervelden en daarmee voedsel voor insectivore vissen zonder dat de balans naar een van beide zijden doorslaat.



Figuur 8.27 Relatie soortenrijkdom van Odonata en aantal insectenetende vissen. De volgende functie beschrijft de correlatie: $Odonata; y = -0.80x + 11.9; R^2 = 0.3587; p < 0.001$

8.6 Overige bottlenecks voor een karakteristieke laagveenwatermacrofauna

Zijn er overige bottlenecks voor herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap waarin het huidige herstelbeheer niet voorziet, zoals bijvoorbeeld kolonisatieproblemen en (evt. in combinatie met) de afwezigheid van specifieke gastheren en prooien?

Herkolonisatie

Kort geleden verstoorde gebieden, dat wil zeggen gebaggerde gebieden, worden langzaam gehekoloniseerd. Herkolonisatie kan daarbij via het water of via de lucht optreden. Kleine waterkevertjes, die wel kunnen vliegen, maar zich waarschijnlijk voornamelijk via het water verplaatsen en daarbij geen grote afstanden afleggen, zoals *Haliphus ruficollis*, *Hygrotus decoratus* en *Hygrotus inaequalis*, zijn het meest talrijk in petgaten naast ongebaggerde gebieden en het minst talrijk in petgaten ver weg van ongebaggerde gebieden. Herkolonisatie vanuit de lucht vindt met name plaats door mobiele soorten met een vliegend adult stadium en een hoge reproductie. Zo is in gebaggerde wateren in Sluipwijk het aandeel dansmuggen hoog, waaronder soorten met een hoog aantal generaties per jaar, zoals *Cricotopus intersectus* agg. (2-3 generaties per jaar) en *Corynoneura scutellata* agg. (3-6 generaties per jaar en asexuele voortplanting).

Vanwege hun hoge landschappelijke variatie enerzijds en het grote kolonisatie vermogen van karakteristieke laagveenfauna anderzijds is een hoge veerkracht te verwachten van de macrofaunagemeenschappen. Herstelde waterlichamen zullen snel gekoloniseerd worden, mits de lokale abiotische en biotische condities in orde zijn. Alleen voor soorten die lokaal volledig uitsterven, kan herkolonisatie problematisch zijn.

Kwaliteit van slib

In de wateren in Sluipwijk en de ongebaggerde wateren in Molenpolder is een dikke sliblaag (meestal meer dan 50 cm) aanwezig, maar ook in de Wieden is dit een belangrijke component van het systeem. Hoewel de kwaliteit ervan waarschijnlijk verschilt, kan het slib direct van belang zijn als voedsel (voor detritus-eters) of indirect als schuilplaats, waardoor de slibcomponent ook een bepaalde fauna herbergt. Zo zijn

soorten zoals *Noterus crassicornis*, *Bathyomphalus contortus* en *Holocentropus picicornis* in hoge aantallen aangetroffen in zowel de Wieden als in de ongebaggerde wateren.

In Sluipwijk kunnen naast de korte herstelperiode ook andere factoren meespelen, die het geringe effect van het baggeren op de waterkwaliteit kunnen verklaren. Zo bleek nog veel bagger aanwezig te zijn in gebaggerde wateren. Daarnaast staan de gebaggerde wateren in verbinding met ongebaggerde wateren, waardoor slib uit ongebaggerde delen door stroming en windwerking in de juist gebaggerde wateren terecht kan komen. Dit effect van menging (in combinatie met langzame active dispersie door water) was ook zichtbaar in de herkolonisatie via het water door enkele waterkevers. Bovendien zijn de oevers erg voedselrijk, waardoor stikstof, fosfaat en sulfaat kunnen uitspoelen in het water. Tenslotte is de invloed van gebiedsvreemd water in Sluipwijk groter dan in Molenpolder en Wieden, waardoor veenafbraak wordt gestimuleerd. Dat leidt tot de vorming van nieuw slib en het vrijkomen van nutriënten. Zonder maatregelen gericht op verbetering van de waterkwaliteit is baggeren daarom geen duurzame maatregel.

Gebaggerde wateren in Molenpolder lijken wat betreft waterkwaliteit, vegetatiesamenstelling en –structuur en soortensamenstelling van watermacrofauna het meest op de Wieden. Aannemend dat de uitgangssituatie van het gebaggerde deel sterk vergelijkbaar is met de huidige situatie in het ongebaggerde deel kan worden gesteld dat de effecten van baggeren in Molenpolder zeer positief zijn. De ongebaggerde wateren in Molenpolder hebben echter ook een vrij grote overeenkomst in soortensamenstelling met de Wieden. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn dat het gebaggerde gedeelte afwijkt van zowel de Wieden als het ongebaggerde deel in (i) een hoge(re) predatiedruk van vissen die op zicht jagen en (ii) de afwezigheid van slib. Er zijn echter geen relict-populaties van zeldzame soorten aangetroffen die beperkt waren tot de ongebaggerde wateren.

De aanwezigheid van een baggerlaag is waarschijnlijk het belangrijkste knelpunt geweest voor verbetering van de natuurkwaliteit in de gebaggerde wateren van Molenpolder. Dit komt doordat water beperkt wordt ingelaten en doordat het water wat wordt ingelaten afkomstig is uit de Maarsseveense plas, die voornamelijk door regionaal grondwater wordt gevoed, of via het Tienhovens kanaal, uit de Breukelveenseplas, waar het water gedefosfateerd wordt. Bovendien zijn de oevers voedselarm, waardoor weinig nutriënten uitspoelen in het water.

8.7 Aanbevelingen voor systeemherstel en -beheer

Het blijkt dat de soortensamenstelling van de watermacrofaunagemeenschap in belangrijke mate wordt gestuurd door de voedselrijkdom van het systeem. In de voorgaande analyses bleken trofiegraad, slibkwaliteit en zuurstofstress van invloed te zijn op het voorkomen van laagveensoorten. Ook indirect werkt de waterkwaliteit door op de watermacrofauna via de bedekking en structuur van vegetatie. Maatregelen die waterkwaliteit en karakteristieke vegetatie herstellen, pakken daarmee positief uit voor waterfauna.

Baggeren blijkt een geschikte methode te zijn om voedselarme condities en de bijbehorende soorten te realiseren. Hoewel de mate van verbetering sterk verschilde tussen de gebieden, hadden gebaggerde wateren een hogere waterkwaliteit een beter ontwikkelde vegetatiestructuur en een soortensamenstelling die sterker overeenkwam met die in de referentie gebied, de Wieden.

Randvoorwaarde voor succesvol en duurzaam herstel na uitvoering van baggerwerkzaamheden is dat de aanwezigheid van een baggerlaag het belangrijkste knelpunt voor systeemherstel vormde. Dit betekent dat baggeren onderdeel dient te zijn van een maatregelenpakket waarbij andere bronnen van eutrofiëring worden aangepakt, waaronder (i) de aanvoer van nutriënten met de inlaat van (gebiedsvreemd) water, (ii) de uitspoeling van nutriënten vanuit bemeste oevers en

(iii) de interne mobilisatie van nutriënten uit het veensubstraat. Daarnaast dient voorkomen te worden dat (iv) door baggeren een reactieve, zuurstofarme sliblaag wordt blootgelegd.

Om de effectiviteit van baggeren voor het herstel van het systeem -inclusief watermacrofauna- te verhogen, wordt aanbevolen om (i) te voorkomen dat gebaggerde delen niet (tijdelijk) in verbinding staan met ongebaggerde gebieden. Dit kan worden bereikt door (ii) grote delen van een gebied uit te baggeren. Aangezien uit de resultaten is gebleken dat de kans gering is dat relictpopulaties van zeldzame soorten aanwezig zijn (hoewel zeer zeldzame soorten gemist kunnen zijn), zullen ongewenste neveneffecten in het verdwijnen van relictpopulaties waarschijnlijk ook gering zijn. Bij laagveenwateren die nog enigszins intact zijn (waar b.v. nog wel sprake is van enige bedekking door ondergedoken vegetatie) is uiteraard meer voorzichtigheid geboden. Omdat uit de resultaten wel is gebleken dat een aantal algemene, maar systeem-karakteristieke soorten grote populaties in ongebaggerde delen hebben, wordt aanbevolen om (iii) gebieden niet integraal uit te baggeren, maar stapsgewijs, zodat vanuit de populaties in de ongebaggerde wateren een snelle herkolonisatie kan optreden naar de gebaggerde wateren. Dit kan worden bereikt door in verbinding staande gebieden ook uit te baggeren en/of door de gebaggerde wateren zolang af te sluiten met schotten. In de praktijk gaat deze fasering in tijd meestal vanzelf, vanwege logistieke en financiële beperkingen. Een dergelijke aanpak kan wel de dispersie van soorten belemmeren. Daarom is het goed om (iv) kleine stukjes, waar enige ontwikkeling van de oevervegetatie is, zoals inhammen in vaarten of ondiepe delen aan de uiteinden van petgaten worden ontzien bij het baggeren, wat de herkolonisatie van eventuele zeldzame en minder zeldzame, maar systeem-karakteristieke soorten ten goede komt. Deze stukjes mogen niet te groot zijn (vuistregel: tot 2% van het oppervlakte) om het risico te vermijden dat teveel slib achterblijft en zich opnieuw verdeelt waardoor de effectiviteit van de maatregel afneemt. Dit hangt samen met de laatste aanbeveling om (v) zoveel mogelijk fijn bagger te verwijderen zodat er zo min troebelings door opwerveling optreedt. In Sluipwijk bleek namelijk dat in de gebaggerde wateren nogal wat slib is achtergebleven. Dit beperkt de effectiviteit van de maatregel voor wat betreft het verlagen van de nutriëntenconcentraties en het verbeteren van het doorzicht. Voor het bepalen van de ideale baggerdiepte dient overigens naast deze aanbeveling ook rekening te worden gehouden met o.a. de diepte waarop de zand- of klei ondergrond begint, de aanwezigheid van zaadbanken en de kwaliteit van de veenbodem en het bodemvocht (zie Lamers et al. 2006).

Omdat faunaherstel wordt gestuurd door verschillende sleutelfactoren die (deels) op grotere tijd- en ruimte schaal werkzaam zijn, kunnen faunagegevens een belangrijke meerwaarde leveren ten opzichte van gegevens over de abiotiek en vegetatie. Zo geven de faunagegevens een duidelijker onderscheid tussen wel en niet gebaggerde delen in Sluipwijk en werd duidelijk dat een deel van de watermacrofauna gemeenschap nog niet hersteld is in de gebaggerde wateren van Molenpolder. Dit geeft de meerwaarde van fauna gegevens aan bij het bepalen van de mate van ecologisch herstel. Het is daarom waardevol om in (een selectie van) monitoringprogramma's, waarbij ook de Ausgangssituatie wordt vastgelegd, ook watermacrofauna mee te nemen, zodat een vergelijking kan worden gemaakt tussen de toestand van éénzelfde locatie voor en na baggeren.

Uit voorgaande analyses blijkt dat soorten die selecteren op een goede waterkwaliteit ook minder verspreid voorkomen. Of dat een probleem is voor herkolonisatie hangt af van hun verspreidingsmechanisme. Actieve verspreiding via de lucht zal nog steeds gaan. Passieve verspreiding via de lucht is een functie van populatiegroottes en zal in de huidige situatie minder snel tot succesvolle kolonisatie leiden. Verspreiding via het water, met name de passieve is door het starre peil sterk afgenomen. Laagvenen zijn van rivieren afgesneden en de laterale en longitudinale dispersie via water treedt niet meer op. Met name soorten van initiële successie stadia (o.a. krabbenscheer) zal gebruik hebben gemaakt van deze vorm van dispersie. Oplossen van deze dispersieproblemen vereist dus herstel of nabootsing van oorspronkelijke dynamiek,

maar ook voldoende oppervlakten van kwalitatief hoogwaardige natuur. Herstel van dynamiek zal veelal moeilijk zijn en zal gekozen moeten worden om de vereiste diasporen zelf te introduceren. Hierbij gaat het met name om plantenmateriaal van initiële successie stadia soorten.

Uit de analyses naar de belang van vegetatiestructuur voor waterfauna, bleek dat vegetatiestructuur zowel positieve als negatieve effecten kon hebben. Bij toenemende bedekking nam het aantal waterjuffers toe, maar het aantal echte libellen af. De rol, die een plantensoort vervult, is tevens afhankelijk van zijn eigenschappen (bijv. hard, zacht, houtig). Dus, diversiteit in plantensoorten en variatie in hun bedekkingen is van belang om het voorkomen van meerdere diersoorten te faciliteren. Oorspronkelijk waren laagvenen relatief dynamisch door peilfluctuaties, periodieke overstromingen en trad er relatief snelle successie op. Hierdoor kenden zij een grote ruimtelijke variatie en diversiteit aan habitats. Momenteel is een belangrijk deel van deze dynamiek niet meer aanwezig. Beheersmaatregelen staan aan de lat om opnieuw dynamiek te introduceren, waardoor landschappelijk variatie in verschillende successiestadia hersteld dan wel behouden blijft.

9 Sieralgen en biodiversiteit: bijdrage, functioneren en beheer

Gabi Mulderij, Ronald Bijkerk, Ina Bulstra, Gersjon Wolters, Bas Ibelings, Ellen van Donk

9.1 Inleiding

In aansluiting op Fase 1 van het OBN onderzoek aan laagveenwateren heeft het ministerie van Landbouw Natuur en Voedselkwaliteit Bureau Koeman en Bijkerk en het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO) opdracht gegeven onderzoek te doen aan sieralgen. In dit rapport presenteren we een samenvatting van het sieralgenonderzoek wat in de periode 2006 – 2009 in dit kader is uitgevoerd. Een uitgebreid overzicht van de onderzoeksresultaten werd reeds elders gepubliceerd (Mulderij et al., 2010).

9.1.1 Doel

Het onderzoek moest leiden tot a) Een aanvulling op de biodiversiteitswaarden van voor Nederland zeer karakteristieke ecosystemen (laagveenwateren); b) een aanscherping van de beheers- en inrichtingsmaatregelen die genomen worden ten behoeve van het herstel van laagveenwateren (in het kader van OBN en de KRW); en c) de ontwikkeling van een maatlat voor sieralgen ten behoeve van zowel de KRW als het natuurbeleid om trends in de biodiversiteit en ecologische kwaliteit te kunnen volgen.

9.1.2 Vraagstellingen

Het onderzoek moest antwoord geven op de volgende kennisvragen:

1. Wat is de samenstelling van sieralgengemeenschappen in gebufferde (1.0 – 4.0 meq/l) meren (regionaal verspreid), en met welke (a)biotische milieuvariabelen is het voorkomen van sieralgensoorten in deze wateren gecorreleerd?
2. Wat is de bijdrage van sieralgen aan de Nederlandse biodiversiteit en wat is de trend daarin?
3. Is er in potentie een doelsoortenlijst volgens itz-criteria voor sieralgen op te stellen?
4. Hoe verhoudt de sieralgensamenstelling zich tot de waterplantensamenstelling? Voegt de sieralgensamenstelling iets wezenlijks toe aan de biodiversiteitswaarde van laagveenwateren?
5. Met welke maatregelen zijn sieralgen in laagveenwateren te herstellen/behouden en hoe verhoudt zich dat tot andere maatregelen die bijvoorbeeld in het kader van het OBN worden genomen?
6. Hoe ziet een geschikte maatlat/beoordelingsmethodiek voor sieralgen eruit? Voor een beoordelingsmethodiek is een gevoeligheidsanalyse gewenst voor het effect van het weglaten van lastig determineerbare soorten. De beoordelingsmethodiek dient 'KRW-proof' te zijn.

Bespreking van de onderzoeksresultaten vindt plaats in de volgorde van bovengenoemde vragen.

9.2 Sieralgen en de rol van (a)biotische factoren

Wanneer sieralgen gebruikt worden bij de beoordeling van de ecologische kwaliteit van aquatische ecosystemen dient er informatie te zijn over waar, welke soorten voorkomen en met welke omgevingsvariabelen het voorkomen samenhangt. Bepaalde soorten komen alleen onder heel specifieke condities voor. Dit soort sieralgen kunnen als indicatorsoorten worden gekenmerkt. Om een volledig beeld te krijgen van de verspreiding en diversiteit van Nederlandse sieralgen, zijn gerichte sieralgenbemonsteringen uitgevoerd in ondiepe matig tot sterk gebufferde plassen en meren, van uiteenlopende oppervlakte en voedselrijkdom.

9.2.1 Materiaal en methoden

Om zicht te krijgen op de verspreiding van sieralgen in regionale, lokale en temporele zin, is het veldonderzoek gestart met drie verschillende deelonderzoeken:

1. een survey van een groot aantal locaties verspreid over Nederland;
2. een intensieve monitoring van zeven locaties;
3. een onderzoek naar de seizoensdynamiek op vier onderzoekslocaties.

Survey

Voor de survey zijn in 2007 en 2008 in totaal 85 locaties verspreid over Nederland bemonsterd (Figuur 9.1). De monsterlocaties zijn geselecteerd op basis van de landelijke spreiding, de spreiding in (a)biotische milieuvariabelen/ecologische kwaliteit, de beschikbaarheid van relevante gegevens bij waterschappen of leden van het OBN-consortium en voldoende vertegenwoordiging van watertypen uit de KRW. Circa de helft van de locaties bestond uit laagveenwateren (M25, M27, M28).



Figuur 9.1 Ligging en verspreiding van de monsterlocaties die in 2007 en 2008 in zijn bezocht.

Intensieve monitoring

Sieralgen vertonen een zeer variabele lokale verspreiding. Er bestaan zogenaamde metafytische/bentische soorten die zich voornamelijk ophouden tussen watervegetatie en/of tussen aangroei op de bodem. Planktische soorten begeven zich voornamelijk in het open water en atmofytische soorten houden zich voornamelijk op in tijdelijke regenplassen of in dunne waterfilmpjes op verschillende soorten oppervlakken (bijvoorbeeld tussen mossen, Coesel 1998). In het kader van het OBN-onderzoek was het van belang om meer informatie in te winnen over variatie in

soortenrijkdom op lokale schaal. Daarom is de sieralgensamenstelling van verschillende microhabitats per monsterlocatie onderzocht (Tabel 9.1).

Tabel 9.1 Overzicht van de monsters die in het kader van de intensieve en seizoensmatige bemonsteringen zijn verzameld op acht van de 85 monsterlocaties die voor de survey werden bezocht.

Monster-locatie	Omschrijving van de verschillende monsters die werden verzameld
Eexterplas	1. Trek (8 m) met een planktonnet (55 µm) door het open water. 2. Uitknijpsel van Aarvederkruid (<i>Myriophyllum spicatum</i>). 3. Trek door Aarvederkruid (8 m, 55µm).* 4. Twee handjes bodemmateriaal van vegetatieloze zandbodem.
Hemelrijk	1. Trek (4 m, 55 µm) door het open water. 2. Uitknijpsel van Waterveenmos (<i>Sphagnum cuspidatum</i>) dat langs de oever van het ven groeide. 3. Uitknijpsel van Waterveenmos dat in het open water aan het wateroppervlak kwam. 4. Trek (8 m, 55 µm) door het open water, plus uitknijpsel (2 handjes) van Waterveenmos dat langs de oever van het ven groeide.*
Het Hol 2	1. Trek (8 m, 55µm) door het open water. 2. Uitknijpsel van Groot Blaasjeskruid (<i>Utricularia vulgaris</i>).
Molenpolder	1. Trek (8 m, 55µm) door water boven vegetatie van Gedoornnd hoornblad/Groot Nimfkruid (<i>Ceratophyllum demersum/Najas marina</i>), 80% submerse bedekking. 2. Trek (8 m, 55µm) door vegetatie van Gele plomp/Gedoornnd hoornblad (<i>Nuphar lutea/C. demersum</i>) vegetatie 90% submerse bedekking. 3. Trek (8 m, 55µm) door vegetatie van Groot nimfkruid/Gedoornnd hoornblad, 100% submerse bedekking. 4. Trek (8 m, 55µm) door Gele plomp*. 5. Uitknijpsel van Groot Blaasjeskruid (<i>Utricularia vulgaris</i>).
Spiegelplas	1. Trek (10 m, 55µm) door open water; 2. Trek (10 m, 55µm) door vegetatie van Stijve waterranonkel (<i>Ranunculus</i>
Stichtse Ankeveense	1. Trek (10 m, 55 µm) door open water, Witte waterlelie (<i>Nymphaea alba</i>) en Glanzend fonteinkruid (<i>Potamogeton lucens</i>). 2. Uitknijpsel van Groot Blaasjeskruid.
Wijde Blik	1. Trek (8 m, 55µm) door open water. 2. Trek door vegetatie van Buigzaam glanswier (<i>Nitella flexilis</i>) en Aarvederkruid en Groot nimfkruid, submerse bedekking 2%.

* De resultaten van deze bemonsteringen werden voor de intensieve monitoring en voor de seizoensdynamiek gebruikt.

Seizoensdynamiek

Tot slot varieert de sieralgensamenstelling ook nog in temporele zin. Net als bij andere fytoplanktongroepen is er sprake van seizoensvariatie. Om ook deze variatie in kaart te brengen is op een aantal locaties de seizoensdynamiek in de soortenrijkdom en dichtheid onderzocht (Tabel 9.1).

Bemonsteringen

De sieralgenbemonsteringen zijn uitgevoerd met een planktonnet (55 µm). Er is in het open water en door vegetatie gemonsterd. Indien mogelijk is op ondiepe, onbegroeide plekken ook een handje bodemmateriaal verzameld en/of er is watervegetatie uitgeknepen. Voor de survey is per locatie één monster verzameld. Daarvoor is materiaal van zo veel mogelijk verschillende microhabitats in één monsterpotje verzameld. Voor de intensieve monitoring zijn alle onderscheiden microhabitats (Tabel 9.1) afzonderlijk bemonsterd. Bij het onderzoek van de seizoensdynamiek is één representatief meetpunt per locatie gekozen. Precies op dit meetpunt is vervolgens elke twee weken in de periode april – september 2007 op dezelfde wijze een sieralgenmonster verzameld (Tabel 9.1). Alle sieralgenmonsters zijn direct geconserveerd met acetaatgebufferde Lugol en koel (4 °C) en donker opgeslagen tot verdere verwerking.

Veldmetingen

Tijdens elke bemonstering werden ook gegevens van abiotische en biotische standplaatsfactoren verzameld om in een later stadium verklaringen te kunnen geven voor de verspreiding en soortenrijkdom van sialgalen (Tabel 9.2).

Tabel 9.2 Parameters waarvoor metingen werden uitgevoerd tijdens de bemonsteringen voor de drie onderdelen van het veldwerk (survey, intensieve monitoring en seizoensdynamiek).

Parameter	Methode/ apparatuur	Survey	Int. Mon.	Seizoen
<u>Abiotisch</u>				
Oppervlakte (ha)	Google	x		
Gemiddelde diepte (m)	Peilstok	x	x	x
Geleidbaarheid bij 25 °C (EGV ₂₅ , µS/cm)*	WTW Cond 197i	x	x	x
Zuurgraad	WTW pH 197	x	x	x
Alkaliniteit (meq/l)	Titratie met HCl	x	x	x
Zichtdiepte (m)	Witte Secchi-schijf	x	x	x
<u>Biotisch</u>				
Chlorofyl a	Phyto-PAM	x		
Bedekkingspercentage per vegetatie-zone	Visueel	x	x	x
Abundantieschatting per macrofytensoort	Volgens Tansley	x	x	
Sialgalen (abundantie en samenstelling)	Omkeermicroscopi	x	x	x

Sialgalanalyses

De sialgalanalyses zijn uitgevoerd aan bezinkingsplankton met behulp van omkeermicroscopie. Van de aangetroffen taxa is de dichtheid in aantal cellen per ml monster en in aantal waarnemingen per ml monster bepaald. In dit rapport worden alleen waarnemingen van vitale individuen besproken. Het aantal cellen per ml monster spreekt voor zich. Het aantal waarnemingen per ml monster is het aantal combinaties van cellen welke gezien worden als standaard voorkomen van een bepaald taxon.

Bureauonderzoek

Tijdens het bureauonderzoek is informatie over milieufactoren ingewonnen bij waterschappen, hoogheemraadschappen, natuurbeheerders of de leden van het onderzoeksconsortium van OBN (zie elders in dit rapport). Hiermee is een uitgebreide dataset opgesteld. Koeman en Bijkerk bv heeft in het verleden veel sialgalanalyses uitgevoerd voor verschillende opdrachtgevers. Daarnaast is er door derden ook onderzoek verricht. Zo veel mogelijk van deze gegevens (incl. fysisch-chemie) zijn aan de dataset toegevoegd.

9.2.2 Resultaten

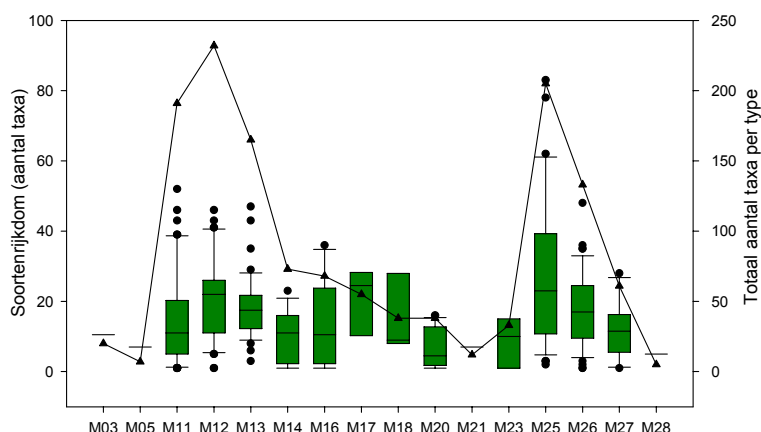
Soortensamenstelling

De huidige dataset uit 442 vitale taxa waarvan de meeste (232) zijn aangetroffen in het KRW-watertype M12 (Figuur 9.2). De hoogste gemiddelde soortenrijkdom (27 taxa) werd bereikt in het type M25. Van alle taxa, kwamen er 157 voor in maar één watertype, voornamelijk M25 (38 taxa), M12 (34 taxa), M13 (22 taxa) en M26 (24 taxa). Twee taxa kwamen voor in 13 van de 16 watertypen: *Staurostrum chaetoceras* en *Cosmarium laeve*. Geen enkel taxon is aangetroffen in alle bemonsterde KRW-watertypen.

Regionale verspreiding

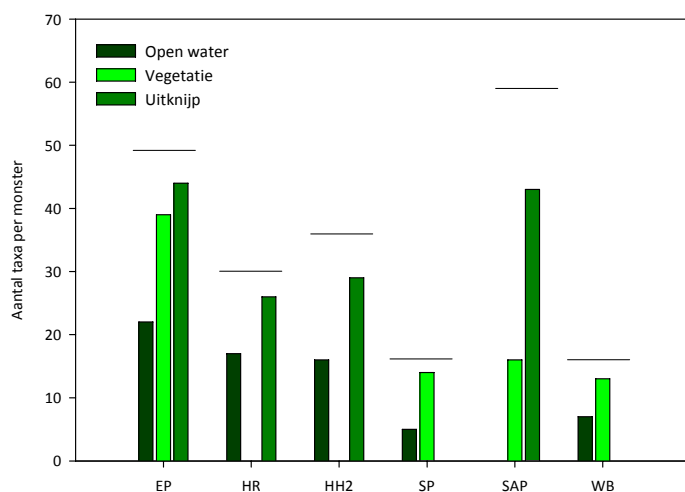
Bij de watertypen M12 en M25 werden significante verschillen aangetroffen. Wateren in het noorden waren minder soortenrijk dan wateren in het midden van het land ($p = 0.03$). De soortenrijkdom in M25-wateren van het natuurgebied de Wieden/Weerribben was significant hoger dan die van vergelijkbare systemen in Groningen/Friesland of het vechtplassengebied bij Utrecht ($p < 0.001$). De verspreiding van een aantal taxa is met name beperkt tot de oostelijke helft van het land. Een veel

kleiner aantal is juist alleen in het westen gesignaleerd. Deze specifieke verspreiding hangt voornamelijk samen met de beschikbaarheid van watertypen.



Figuur 9.2 Boxplots van de soortenrijkdom per KRW-watertype (aantal taxa) en het totale aantal aangetroffen taxa per KRW-watertype (lijn, zie rechter Y-as).

Van de 162 in de Wieden/Weerribben waargenomen taxa waren er 55 die uitsluitend voorkwamen in dit gebied. Anderzijds waren er 44 taxa die wel in vergelijkbare systemen in de rest van het land werden gesignaleerd, maar niet in het natuurgebied in Overijssel. De meeste enigszins tot zeer kieskeurige of zeldzame soorten werden aangetroffen in het natuurgebied. Bij het watertype M12 werden in het middenoosten van het land 207 taxa gevonden. Hieronder bevonden zich 136 taxa die niet elders in het land zijn aangetroffen. Andersom werd er 26 taxa in de rest van het land waargenomen welke niet voorkwamen in het middenoosten. M12 wateren in het middenoosten van het land bevatten meer kieskeurige en zeldzame soorten dan de in de rest van het land en er werden meer Rode-lijst soorten aangetroffen.



Figuur 9.3 Aantal taxa per monster dat werd aangetroffen tijdens de intensieve monitoring van de EEXTERPLAS (EP), het HEMELRIJK (HR), het HOL 2 (HH2), de SPIEGELPLAS (SP), de STICHTSE ANKEVEENSE PLASSEN (SAP) en de WIJDE BLIK (WB) in 2007. Alleen in de EEXTERPLAS werden alledrie de typen monsters verzameld, waardoor bij de overige locaties soms een balkje ontbreekt. De horizontale streepjes boven de balken geven het totaal aantal aangetroffen taxa per monsterlocatie aan.

Lokale verspreiding

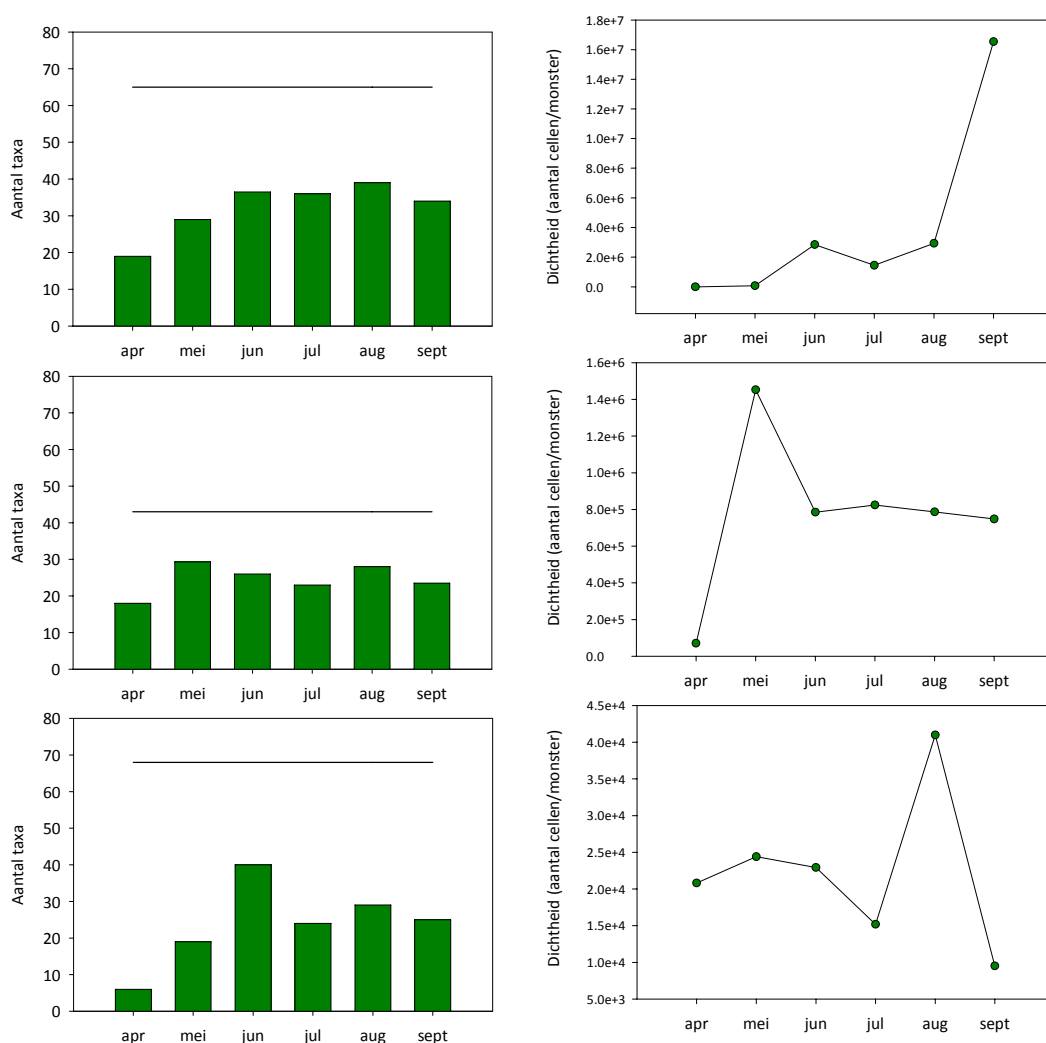
Sieralgenmonsters uit het open water waren consequent minder soortenrijk dan monsters uit de vegetatie, die op hun beurt weer soortenarmer waren dan uitknijpsels van watervegetatie (Figuur 9.3). Er konden door het geringe aantal waarnemingen

helaas geen significante verschillen worden aangetoond tussen de soortenrijkdom in de verschillende monsters (Paired samples T-test: $0.06 < p < 0.43$).

Seizoensvariaties

De meeste taxa zijn het hele zomerseizoen gesignaleerd. Doordat een deel van de taxa niet het gehele jaar voorkomt, vinden er gedurende het seizoen variaties in de soorten-rijkdom plaats. In april was de soortenrijkdom nog laag (Figuur 9.4). Het maximum werd aangetroffen in de periode mei – augustus. Met uitzondering van april was het verloop van de soortenrijkdom vrij constant.

Het verloop van de dichtheid per locatie laat degelijk verschillen zien (Figuur 9.4). In de EEXTERPLAS liep de dichtheid gedurende het zomerseizoen op tot het maximum in september. In het HEMELRIJK werd het maximum al aangetroffen in mei en liep de dichtheid daarna alleen maar terug. In de MOLENPOLDER werd het maximum in augustus aangetroffen.

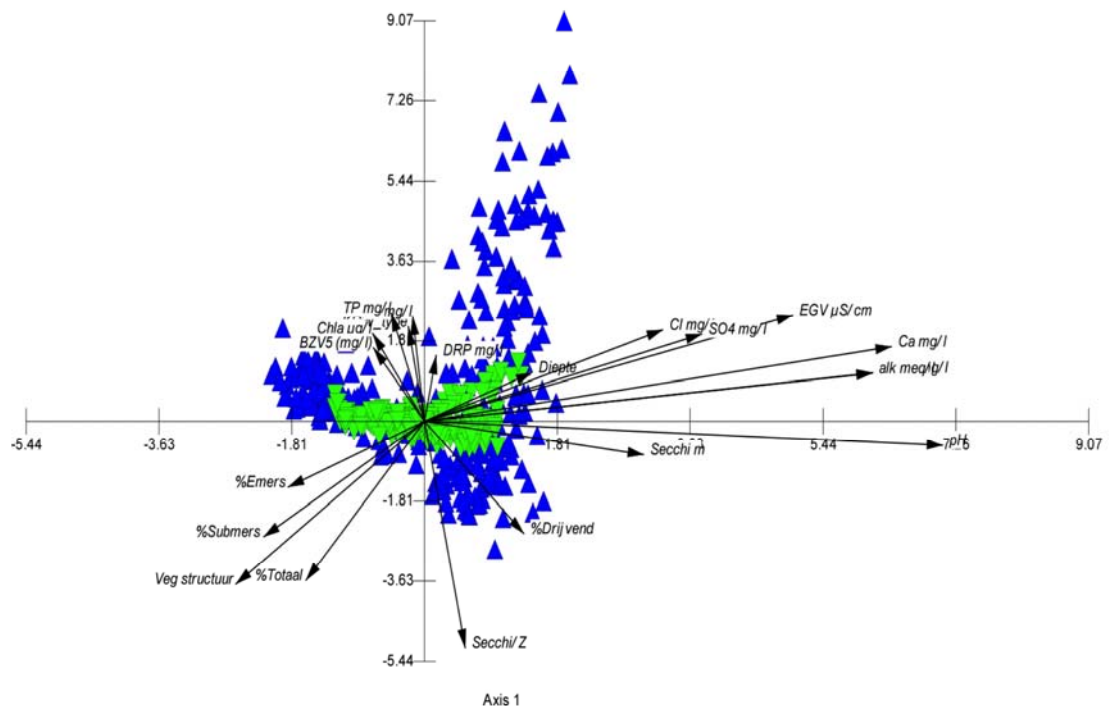


Figuur 9.4 Verloop van de gemiddelde soortenrijkdom (links) en de gemiddelde dichtheid (rechts) aan sieralgen per maand, gedurende het zomerseizoen van 2007 op de monsterlocaties EEXTERPLAS (boven), HEMELRIJK (midden) en MOLENPOLDER (onder). Lijnen boven de balken in de linker figuren geven het totaal aantal aangetroffen taxa weer.

Correlatie met milieuvariabelen

Allereerst is de dataset als geheel (m.u.v. temporaire wateren en volledig begroeide wateren) onderzocht. Hieruit bleek dat de pH (en daarmee samenhangende factoren zoals de geleidbaarheid (EGV) en alkaliniteit) sturend is voor het voorkomen sialgalen (Multivariate analyse, Figuur 9.5).

De vervolganalyses zijn uitgevoerd aan een grootte die minder afhankelijk is van de pH, maar wel genoeg zegt over de kwaliteit van de sialgengemeenschap: de natuurwaarde (Coesel 1998). Hiervoor is de dataset verdeeld in drie watertypen (zie KRW-typologie, Elbersen *et al.* 2003): ongebufferde wateren (buffercapaciteit < 0.1 meq/l); gebufferde wateren (1 – 4 meq/l); zwak gebufferde wateren (0.1 – 1 meq/l).



Figuur 9.5 CCA Joint plot van de monsterlocaties (blauwe driehoeken), de aangetroffen taxa (groene driehoeken) en de omgevingsvariabelen (vectoren), gebaseerd op de gehele dataset.

Voor ongebufferde wateren zijn geen significante correlaties gevonden. Bij zwak gebufferde wateren zijn significante correlaties gevonden met het doorzicht, tN, TP, DIN, ortho-P, NH₄ en Chl a. Met uitzondering van het doorzicht (positieve relatie) was overal sprake van een negatieve correlatie. Bij de gebufferde wateren zijn significante correlaties gevonden met de geleidbaarheid (EGV), lichtklimaat (doorzicht/waterdiepte), alkaliniteit, vele macro- en micronutriënten (Ca, Cl, DIN, NH₄, NO₃, ortho-P, SO₄, TN, TP) en vegetatie (bedekking submers, emers, drijvend en totaal en de structuur). Bij het EGV, de alkaliniteit en de besproken nutriënten bestond een negatieve correlatie met de natuurwaarde. Positieve correlaties zijn aangetroffen met het lichtklimaat en de watervegetatie.

9.2.3 Conclusie

De samenstelling van sialgalen in gebufferde meren is doorgaans vrij soortenrijk. Tijdens het onderzoek zijn vele nog niet eerder (voor Nederland of voor de wetenschap) beschreven soorten waargenomen. De regionale verspreiding van

sieralgen hangt voornamelijk samen met de beschikbaarheid van verschillende habitats, de invloed van gebiedsvreemd water en de mate van antropogene beïnvloeding. De samenstelling van sier-algengemeenschappen in gebufferde wateren hangt samen met de pH (en daaraan gerelateerde factoren), het trofieniveau, het lichtklimaat en de aanwezige watervegetatie.

9.3 Bijdrage Nederlandse biodiversiteit en trends

Wanneer sieralgen gebruikt worden bij de beoordeling van de ecologische kwaliteit van aquatische ecosystemen dient er meer informatie beschikbaar te zijn over de biodiversiteit en de trend daarin, omdat men geen beoordelingssysteem wil baseren op een soortgroep die er qua biodiversiteit misschien weinig toe doet, of een soortgroep die over een relatief korte tijd veel minder divers zal zijn.

9.3.1 Materiaal en methoden

Om trends in de biodiversiteit te analyseren is gebruik gemaakt van de dataset uit paragraaf 9.2. Voor monsterlocaties die in de afgelopen tien jaar minimaal twee keer zijn bemonsterd, is een vergelijking gemaakt van de soortenrijkdom en de natuurwaarde op de twee tijdstippen. Er zat minimaal één en maximaal acht jaar tussen de eerste en de tweede bemonstering. Voor de analyse zijn alleen locaties gebruikt waar in de tussenliggende periode weinig aan de fysisch-chemische toestand is veranderd.

9.3.2 Resultaten

Biodiversiteit in Nederland

Volgens het Natuurcompendium uit 2003 telt Nederland 450 sieralgsoorten (van Duuren *et al.* 2003), maar het zijn er iets meer. In de voor de Kaderrichtlijn Water ontwikkelde maatlat zijn 484 soorten opgenomen. De voorlopige TCN-lijst (TaxonCode Nederland) omvat een veel groter aantal soorten, 693, maar een aanzienlijk aantal soorten staat onder meerdere namen (synoniemen) in deze lijst. Enkele soorten uit deze lijst zijn nog niet met zekerheid in Nederland vastgesteld, terwijl een aantal andere, wel als inheems bekende soorten nog ontbreekt. In 2007 is de nieuwe Nederlandse sieralgenflora met 510 soorten uitgekomen (Coesel & Meesters, 2007). Tijdens de survey (paragraaf 9.2) zijn circa 40 soorten aangetroffen die waarschijnlijk nieuw zijn voor de Nederlandse flora en sommigen mogelijk ook nieuw voor de wetenschap.

Trends in de biodiversiteit

Door eutrofiëring, verzuring en verdroging verarmde de Nederlandse sieralgenflora. De eerste effecten van deze factoren werden zichtbaar met de verdwijning van (zeer) kieskeurig soorten in de periode 1970 – 1994. Sinds 1995 is er, als gevolg van generiek beleid en lokale beheers- en inrichtingsmaatregelen, sprake van enig herstel. Als aanvulling op de State-of-the-Art rapportage (Mulderij *et al.* 2007) volgt hier een overzicht van korte termijn trends in de biodiversiteit van Nederlandse sieralgen. De gemiddelde variatie in soortenrijkdom en natuurwaarde op meervoudig bemonsterde locaties was het kleinst in zwak gebufferde wateren (11 tot 13%) en het grootst in gebufferde wateren (35 tot 69%). De grootste spreiding werd aangetroffen bij de soortenrijkdom (minder bij natuurwaarde).

9.3.3 Conclusie

De biodiversiteit van Nederlandse sieralgen is redelijk hoog en stijgt alleen maar door nieuwe vondsten die er steeds worden gedaan. Door eutrofiëring, verzuring en verdroging is de Nederlandse sieralgenflora achteruit gegaan, maar inmiddels heeft er ook enig herstel plaatsgevonden. Op de korte termijn is er ondanks relatief constante standplaatscondities vaak een aanzienlijke variatie met name in de soortenrijkdom waargenomen, met name in gebufferde systemen. De natuurwaarde, als graadmeter, laat minder variatie zien. De grote variatie in soortenrijkdom hangt mogelijk samen met de wijze van bemonsteren (methodiek, tijdstip, precieze meetpunt). Voor een

betrouwbare beoordelingsmethodiek moet de samenstelling van de desbetreffende soortgroep op de korte termijn enige stabiliteit vertonen, als er weinig verandert in de standplaatscondities. Hier dient nader onderzoek naar te worden verricht.

9.4 Doelsoortenlijst volgens itz-criteria

Doelsoorten zijn 'soorten die in het natuurbeleid met prioriteit aandacht krijgen vanwege hun beperkte aanwezigheid en/of hun negatieve trend op internationaal en/of nationaal niveau.' (Bal *et al.* 2001, p 30). Het opstellen van een doelsoortenlijst voor sieralgen kan het volgende inhouden (omschrijving gebaseerd op onze interpretatie van de criteria in Bal *et al.* 2001):

- *i*-criterium: internationaal gezien heeft Nederland een relatief grote betekenis voor het behoud van de soort; 10-25% van de individuen van de wereldpopulatie van de (onder)soort is van Nederland afhankelijk, of de (onder)soort is beperkt tot Europa en Nederland ligt centraal of subcentraal;
- *t*-criterium: de (onder)soort is in de beschouwde periode minimaal 50% in verspreiding of aantal individuen achteruitgegaan;
- *z*-criterium: de soort is in Nederland zeer zeldzaam tot vrij zeldzaam (0 - 12,5% van Nederland).

9.4.1 Materiaal en methoden

We hebben ons hier uitsluitend gericht op het soortniveau, niet op ondersoorten. Hierbij is gebruik gemaakt van de dataset; historische gegevens uit eerder onderzoek (Bijkerk *et al.* 2003 en 2004ab), de soortenlijst van Nederland (Coesel & Meesters 2007) plus waarnemingen van ons en andere onderzoekers van de Werkgroep Sieralgen (met name dhr M. van Westen), soortenlijsten van andere Europese landen, biodiversity databases, zoals ALGAEBASE, EOL, GBIF en vermeldingen in publicaties ontsloten via internet-search.

9.4.2 Resultaten

i-criterium

Uit een vergelijking van de soortenlijst van Nederland met die van verschillende Europese landen, komen twee categorieën sieralgen naar voren: 1) soorten uitsluitend bekend uit Nederland en 2) soorten waarvan wereldwijd slechts enkele vindplaatsen bekend zijn, waaronder in Nederland. De eerste categorie bevat alleen soorten die recent beschreven zijn op grond van Nederlands materiaal, waarvan de verspreiding buiten Nederland nog onbekend is. In categorie 2 bevinden zich soorten die in Nederland ook al lange tijd niet meer gevonden zijn en soorten die wel recent zijn gevonden en ook herhaaldelijk, maar op slechts een enkele vindplaatsen in Nederland. De vraag is echter of deze soorten voldoen aan het *i*-criterium.

t-criterium

In het algemeen bestaat de indruk dat sieralgengemeenschappen in Nederland achteruit zijn gegaan na 1970 sinds circa 1995 weer enig herstel vertonen. Om deze ontwikkeling voor alle in Nederland aangetroffen soorten te onderbouwen, zijn onvoldoende gegevens beschikbaar, met name voor de zwak tot sterk gebufferde watertypen. Ook voor ongebufferde, zure wateren is het alleen mogelijk om de ontwikkeling te beschrijven voor een klein aantal vennen. De vraag is of het voorkomen van soorten in een klein aantal voorbeeldvennen model zou kunnen staan voor de ontwikkeling van populaties in Nederland, om zo invulling te geven aan het *t*-criterium.

z-criterium

Coesel (1998) en Coesel & Meesters (2007) presenteren een indicatie voor de zeldzaamheid van een deel van de door hen opgenomen soorten, ten behoeve van hun natuurwaarde-beoordelingssysteem. Deze indicatie is niet gebaseerd op uurhokfrequentieklassen. Op grond van onze dataset zou een voorlopige indicatie kunnen worden gegeven van de landelijke zeldzaamheid. Voorlopig, omdat het aantal

niet-onderzochte uurhokken in Nederland nog steeds groter is dan het aantal onderzochte. Met de Werkgroep Sieralgen werken we al twee jaar aan het opzetten en uitbouwen van een gemeenschappelijke database. Veel gegevens moeten nog gedigitaliseerd worden. Daarnaast moeten gegevens gevalideerd worden en de taxonomie gestandaardiseerd. Omdat deze werkzaamheden op vrijwillige basis en in vrije tijd moeten worden uitgevoerd, is de voortgang minder snel dan wenselijk zou zijn.

9.4.3 Conclusie

Een *itz*-doelsoortenlijst volgens de criteria beschreven in Bal *et al.* (2001) is strikt genomen niet op te stellen, omdat de benodigde informatie ontbreekt. Met name de invulling van het *t*-criterium is lastig in te vullen, omdat er maar weinig gegevens uit langlopende meetreeksen van verschillende watertypen bekend zijn. Ook de invulling van het *z*-criterium zal op een andere wijze moeten worden.

9.5 Sieralgen versus waterplantensamenstelling

De samenstelling van de watervegetatie en de bedekking per waterlaag geven veel informatie over de kwaliteit van een monsterlocatie. Het nadeel van beoordelingen op basis van (water)vegetatie is dat vegetatie relatief langzaam reageert op veranderingen in de standplaatscondities (Coesel 2001a). Voor een vroege indicatie van een verslechtering/ verbetering van de ecologische kwaliteit gaat de voorkeur uit naar een organismegroep met een relatief korte generatietijd. Sieralgen met hun relatief korte generatietijd vormen daarom een goede kandidaat als indicatorgroep voor bepaling van de ecologische kwaliteit van aquatische milieu's.

9.5.1 Materiaal en methoden

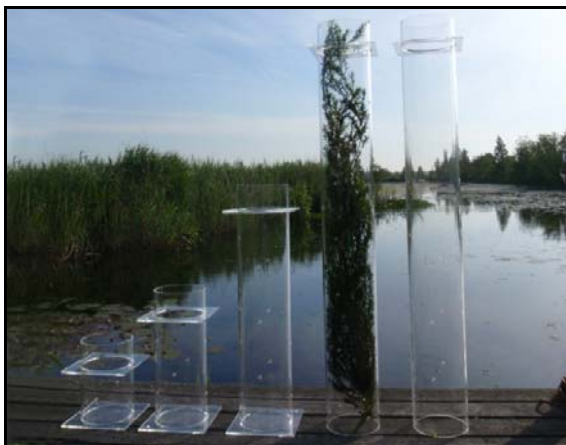
Tijdens het experimentele veldonderzoek van 2008 zijn in een petgat in de Wieden/Weerribben twee proeven uitgevoerd waarbij de rol van het lichtklimaat en de invloed van watervegetatie is onderzocht. Eén van de hypothesen volgend uit het veldonderzoek van 2007 was dat de soortenrijkdom van sieralgen positief beïnvloed wordt door de aanwezigheid van ondergedoken watervegetatie, omdat de planten als vangnet functioneren. Ze verhinderen sedimentatie en zorgen dat sieralgen zich hoger in de waterkolom kunnen ophouden, waardoor de beschikbaarheid van licht voor sieralgen vergroot wordt.

Proef 1: Effect van het lichtklimaat

Negen perspex buizen werden in een vegetatie- en sieralgenrijke petgat geplaatst. De buizen waren van boven open en aan de onderzijde gesloten (Figuur 9.6). Er zijn drie verschillende buislengtes gebruikt, zodat de ingesloten fytoplanktongemeenschap zich nog maar door een beperkt deel van de waterkolom kan bewegen (gehele waterkolom of alleen bovenste gedeelte, $n = 3$). De veronderstelling was dat sieralgen in de kortste buizen gemiddeld het meeste licht en daardoor op den duur de meeste soorten en de meeste individuen bevatten. Het experiment had een loop van 20 juni tot 16 juli.

Proef 2: Effect van de watervegetatie

Negen perspex buizen van 1.5 m met een open onder- en bovenzijde (Figuur 9.6) werden zo ver in het sediment gedrukt dat ze stevig stonden en bij enige golfslag niet om vielen. De bovenkant van alle buizen stak circa 10 cm boven het wateroppervlak uit. Uit zes buizen werd de ondergedoken vegetatie verwijderd. In drie van deze zes buizen werd de verwijderde vegetatie vervangen door kunstvegetatie (Figuur 9.6). De andere drie buizen bleven leeg. Het experiment liep van 20 juni tot 16 juli.



Figuur 9.6 Drie éézijdig afgesloten buizen (links) gebruikt voor proef 1 en twee buizen van proef 2 (rechts). In één van de twee langste buizen is ter illustratie de kunstvegetatie aangebracht. Op de achtergrond is het petgat waar de proeven plaatsvonden zichtbaar.

Bemonstering en veldmetingen

De metingen en bemonsteringen voor proef 1 en 2 zijn wekelijks uitgevoerd. Behalve op dag 0 zijn de fysisch-chemische metingen uitgevoerd aan de ongestoorde waterkolom, voorafgaand aan de sialgalenbemonstering. Op dag 0 is na installatie van de buizen in elke buis op een diepte van circa 10 cm de pH, de geleidbaarheid en de watertemperatuur bepaald. Alleen aan het begin en eind van de proef is uit elke buis 300 ml water verzameld voor bepaling van de alkaliniteit.

Tijdens elke volgende bemonstering is eerst de pH, watertemperatuur en geleidbaarheid bepaald aan de ongestoorde waterkolom. Dit gebeurde op met intervallen (10 cm) door de gehele buis. Voor proef 1 is ook de lichtuitdoving in de diepte bepaald. De eerste meting van de lichtintensiteit werd gedaan net onder het wateroppervlak (= 0 cm). Daarna volgden metingen op intervallen (5 of 10 cm) door de gehele buis. Voor de sialgalenbemonstering is na homogenisatie van de waterkolom 100 ml water uit elke buis verzameld. De monsters zijn niet geconcentreerd. Elk sialgalenmonster is geconserveerd met acetaatgebufferde Lugol. De monsters zijn koel (4°C) en donker getransporteerd en opgeslagen tot aan de analyse.

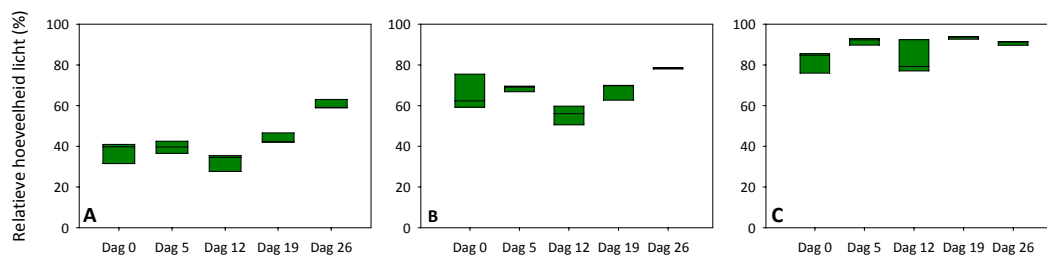
Analyses

De bepaling van de alkaliniteit en de analyse van de sialgalengemeenschap werden op dezelfde wijze uitgevoerd als beschreven voor de surveymonsters. Voor de analyse van sialgalen werd standaard een volume van 0.5 ml volledig onderzocht. Van beide proeven zijn sialgalenmonsters van drie data (20 juni, 2 juli en 16 juli; dag 0, 12 en 26) geanalyseerd.

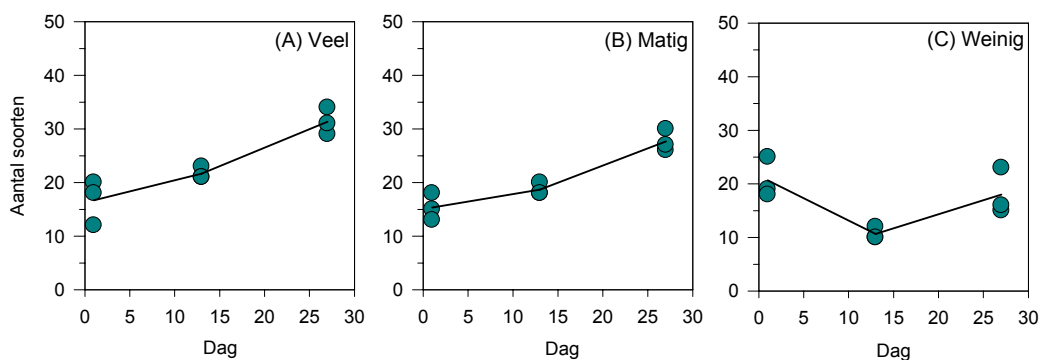
9.5.2 Resultaten

Effect van het lichtklimaat

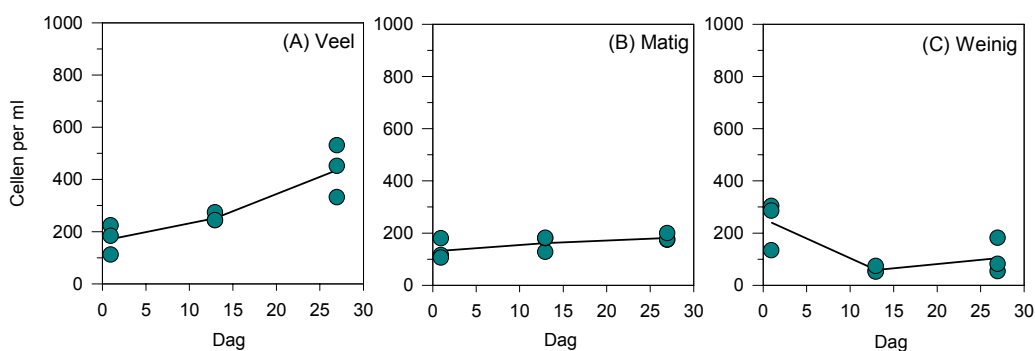
Sialgalen in de kortste buizen ontvingen gedurende de gehele proef gemiddeld gezien het meeste hoeveelheid licht (circa 85% van het ingestraalde licht, Figuur 9.7), de langste buizen het minst. Voor de andere fysisch-chemische bepalingen zijn geen duidelijke verschillen tussen de behandelingen aangetroffen. De soortenrijkdom in de korte en middellange buizen nam geleidelijk, maar significant toe ($p < 0.001$), maar niet in de lange buizen. Daar nam de soortenrijkdom af (Figuur 9.8). De abundantie van sialgalen in de lange buizen nam sterk af (Figuur 9.9), terwijl deze in de middellange buizen steeg. In de korte buizen was zelfs sprake van een sterke toename.



Figuur 9.7 Relatieve hoeveelheid licht (gemiddelde ten opzichte van de intensiteit net onder het wateroppervlak) in de lange (A), middellange (B) en korte (C) buizen van proef 1 (lichtklimaat).



Figuur 9.8 Verloop van de soortenrijkdom (aantal taxa) in de korte (A), middellange (B) en lange buizen (C) van proef 1. De zwarte lijnen geven het gemiddelde per monsterdatum weer.

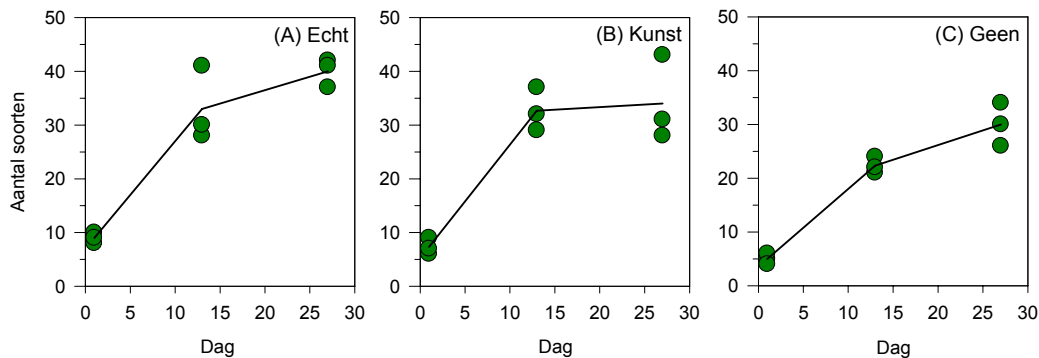


Figuur 9.9 Verloop van de abundantie (aantal cellen per) in de korte (A), middellange (B) en lange buizen (C) van proef 1. De zwarte lijnen geven het gemiddelde per monsterdatum weer.

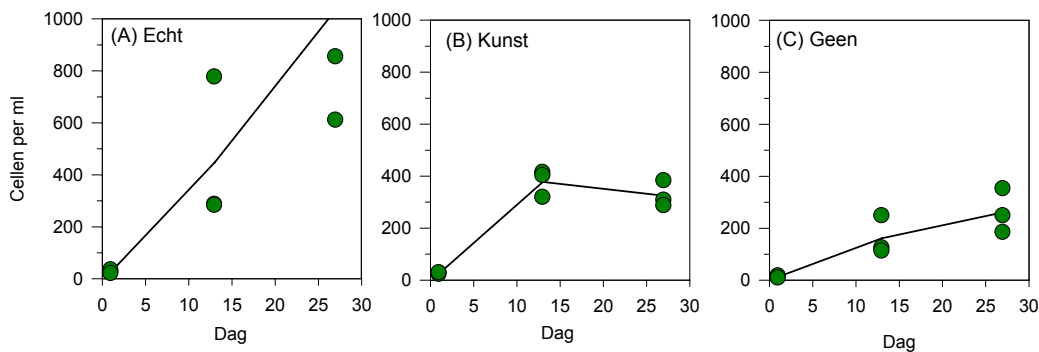
Proef 2: Effect van de watervegetatie

Gedurende bijna de hele proef was de gemiddelde geleidbaarheid in buizen met echte vegetatie enigszins lager dan zonder vegetatie of met kunstvegetatie. De pH werd was hoger met echte vegetatie. Voor de overige fysisch-chemische bepalingen traden geen grote verschillen op tussen de behandelingen. Overal steeg de gemiddelde soortenrijkdom significant (ANOVA, $p < 0.001$) naarmate de proef vorderde. Uiteindelijk zijn in aanwezigheid van echte vegetatie de meeste soorten aangetroffen (Figuur 9.10). De buizen zonder vegetatie waren het minst soortenrijk ($p < 0.002$). De gemiddelde abundantie nam overal een significante toe ($p < 0.001$, Figuur 9.11), maar de de respons per behandeling verschildte ($p < 0.001$). De relatieve toename was het grootst met echte vegetatie en het laagst met kunstvegetatie. De

abundantie van veel taxa nam alleen in aanwezigheid van (kunst)vegetatie toe. De abundantie van enkele taxa nam alleen toe met echte vegetatie.



Figuur 9.10 Verloop van de soortenrijkdom (aantal taxa) in de buizen met echte vegetatie (A), kunstvegetatie (B) en buizen zonder vegetatie (C). De lijnen geven het gemiddelde per monsterdatum weer.



Figuur 9.11 Verloop van de abundantie (aantal cellen/ml) in de buizen met echte vegetatie (A), kunstvegetatie (B) en buizen zonder vegetatie (C). De lijnen geven het gemiddelde per monsterdatum weer.

9.5.3 Conclusie

Zowel het verbeterde lichtklimaat als de aanwezigheid van (kunst)vegetatie heeft een positieve invloed op de soortenrijkdom en abundantie van sialgalen. In beide proeven is licht waarschijnlijk de sturende factor geweest. Effecten op de soortenrijkdom zijn eerder zichtbaar dan effecten op de abundantie van sialgalen (reeds effecten bij intermediaire behandeling). De abundantie van veel taxa neemt alleen toe bij een goed lichtklimaat of in aanwezigheid van echte vegetatie, vooral bij (enigszins) kieskeurige en/of (enigszins) zeldzame soorten (Coesel 1998, Coesel & Meesters 2007). Deze bevindingen zijn van groot belang voor het beheer van sialgalenpopulaties. Beheersmaatregelen gericht op het herstel van de algemene oppervlaktewaterkwaliteit (incl. toename helderheid) kunnen leiden tot herstel van de sialgalenbiodiversiteit (zie ook paragraaf 9.3 en 9.6). Bij de beoordeling van de kwaliteit (paragraaf 9.7) kunnen sialgalen zeker een bijdrage leveren. Coesel (2001a) liet zien dat de sialgalenflora ecologische signalen af kan geven welke nog niet vallen af te leiden uit de samenstelling van watervegetatie.

9.6 Maatregelen voor behoud/herstel

Om sialgalen als indicatorgroep voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit van aquatische systemen te kunnen gebruiken, moet ervoor gezorgd worden dat de biodiversiteit die destijds door processen als eutrofiëring, verzuring en verdroging terug gedrongen is, weer te herstellen en te behouden. Het heeft geen nut om een

beoordelingssysteem op basis van sialgalen te ontwikkelen wanneer de biodiversiteit de komende jaren sterk achteruit gaat en niet te herstellen is.

9.6.1 Materiaal en methoden

Voor dit onderdeel van het onderzoek is de eerdergenoemde dataset geraadpleegd. Verder is er literatuuronderzoek gedaan naar beschikbare maatregelen voor het sialgalenherstel in laagveenwateren en is er onderzocht welke maatregelen er in het kader van OBN reeds worden voorgesteld/genomen om de algemene biodiversiteit van laagveenwateren te herstellen (navraag bij leden OBN-consortium).

Bespreking van de maatregelen

Maatregelen gericht op het herstel van sialgalen zullen voornamelijk moeten worden gezocht in de verbetering van het lichtklimaat en de vermindering van eutrofiëring (paragraaf 9.2 en 9.5 en andere OBN studies, bijv. Lamers *et al.* 2006, Sarneel *et al.* 2007 en Geurts *et al.* 2008). Oorzaken voor een (ver)slecht(er) lichtklimaat (verhoogde troebelheid) zijn, de verdwijning van watervegetatie en (daardoor) de overvloed aan opgewerveld slib. Voor herstel van sialgalen zal vooral het het opgewerveld bodemmateriaal moeten worden aangepakt. Voor een verbetering van het lichtklimaat is het van belang maatregelen te zorgen voor meer structuur in de waterkolom. Structuur ontstaat voornamelijk door aanwezigheid van watervegetatie. Waterplanten spelen op verschillende wijzen een belangrijke rol in het verkrijgen en behouden van helder water (Scheffer 1998). Wanneer de standplaatscondities (met name trofie) het herstel van sialgalen niet in de weg staan, moeten maatregelen voor het herstel van sialgalen dus voornamelijk gezocht worden in het herstel van de watervegetatie. Hieronder verschillende maatregelen besproken.

Herintroductie van watervegetatie

Op locaties waar watervegetatie is verdwenen en de water(bodem)kwaliteit in orde is, kan het zijn dat vegetatie ondanks het heldere water toch niet terug keert. Dan is de periode van helderheid mogelijk te kort, of zijn te weinig zaden of vegetatieve voortplantingsorganen aanwezig. Wanneer dispersie vanuit de omgeving moeizaam verloopt, biedt herintroductie van vegetatie op ondiepere, onbeschaduwde, beschutte locaties mogelijk een oplossing (Nienhuis *et al.* 2002; Rijkens *et al.* 2008). Vanzelfsprekend probeert men soorten terug te krijgen die voorheen ook aanwezig waren en geen soorten te introduceren die niet in het desbetreffende systeem horen. Wanneer zaden worden geïntroduceerd door middel van transplantatie van sediment, gebeurt dit bij voorkeur met nutriëntenarm sediment. Wanneer verschillende vegetatietypen beschikbaar zijn, geeft het kolonisatiesucces en de vegetatiestructuur de doorslag. Herstel van de sialgalen heeft vooral baad bij herstel van bij voorkeur fijn vertakte waterplanten die zich snel kunnen ontwikkelen.

Baggeren

Op sommige locaties staat een slappe waterbodem de kolonisatie van waterplanten in de weg, omdat er een aanzienlijke resuspensie en een vertraagde sedimentatie van bodemmateriaal plaats vindt (verslechtering lichtklimaat), vooral op enkele locaties (Scheffer 1998). De kans op kolonisatie en verdere ontwikkeling van watervegetatie neemt dan sterk af (Barko & Smart 1986; Bachmann *et al.* 1999). Daarnaast zijn de gevolgen van herbivorie voor waterplanten in slappe waterbodems vaak groter, omdat planten makkelijker in zijn geheel uit de bodem worden getrokken. Het (deels) afvoeren van de waterbodem door baggeren tot op de harde ondergrond kan soms een uitkomst bieden. Combinatie met herintroductie (zie hierboven) kan herstel van watervegetatie stimuleren. Baggeractiviteiten dienen wel afgestemd te worden op het systeem om de schade aan flora en fauna te beperken. Baggeren in het voorjaar belemmert broedende en paaiende diersoorten. Baggeren in de winter belemmert amfibieën en vissen die in de modder overwinteren. Normaliter wordt daarom in het najaar gebaggerd.

Beperken strijklengte

Voor in de grotere, ondiepe ecosystemen kan de strijklengte een probleem zijn voor het lichtklimaat en het herstel van watervegetatie. Door de lange strijklengte heeft de wind meer vat op het water dan in kleinschaliger systemen (Wetzel 2001) wat zorgt

voor meer turbulentie in de waterkolom, meer resuspensie van bodemmateriaal, een verslechtering van het lichtklimaat en een verminderde kans op herstel van de watervegetatie. Door de golfwerking wordt er bodemmateriaal opgewerveld en er vindt soms afkalving van oevers plaats. De aanleg van dammen/eilandjes en/of vooroevers kan hier een oplossing bieden (Van Dijk 1991; Gulati & Van Donk 2002; Klijn *et al.* 2006). Een bijkomend voordeel van dammen/eilanden in ecologische zin is de aantrekkingskracht van dit soort constructies op watervogels en andere fauna. De aanleg van dergelijke structuren dient bij voorkeur te geschieden met gebiedseigen materiaal of met schoon zand.

Lokale verondieping

Door het lokaal ophogen van de waterbodem ontstaat een verbeterd lichtklimaat op lokaal niveau. Hiermee wordt de ontwikkeling van waterplanten gestimuleerd. Voorwaarde hierbij is dat de water(bodem)kwaliteit wel al aan de eisen voor een goede ontwikkeling van watervegetatie voldoet, maar dat het lichtklimaat daarvoor ontoereikend is, terwijl er wel genoeg zaden en of vegetatieve voortplantingsorganen aanwezig zijn. Een dergelijke methode slaagt alleen als er in de nieuwe situatie wel genoeg licht de waterbodem kan bereiken. De kans op ontwikkeling van ondergedoken watervegetatie is reëel aanwezig wanneer de verhouding tussen de grootte van de eufotische zone (zone met minimaal 1% van het ingestraalde licht) en de waterdiepte groter is dan 0.75. (Bijkerk *et al.* 2009). Daarnaast is het van belang zoveel mogelijk gebiedseigen materiaal te gebruiken bij het verondiepen. Wanneer materiaal aangevoerd moet worden, dient men na te gaan wat er met deze introductie aan nutriënten en organismen in het systeem wordt geïntroduceerd.

Lokale verdieping

In tegenstelling tot de hiervoor beschreven maatregel, hebben sommige systemen baat bij lokale verdieping. Dit geldt voor ondiepe systemen waarbij het lichtklimaat ontoereikend is voor de ontwikkeling van watervegetatie als gevolg van te veel slib in de waterkolom. In dergelijke situaties kan er lokaal een diepere put in het systeem gerealiseerd worden (Klijn *et al.* 2006). Deze put fungeert als sedimentval/slibvang, waardoor het slib niet telkens opnieuw in de waterkolom terug komt, maar in de put verzameld blijft. Bij een dergelijke maatregel moet wel gerealiseerd worden dat blauwalgen zich ook in diepe putten kunnen handhaven en daar kunnen overwinteren, wat mogelijk kan leiden tot blauwalgdominantie. Daarnaast bestaat er een kans op zuurstofloosheid in de bodem van de put, wat gevolgen kan hebben voor bodemorganismen, maar ook voor de nalevering van bijvoorbeeld fosfaat uit de waterbodem. Verder kan zuurstofloosheid in de waterbodem, vooral in laagveenwateren, leiden tot sulfidotoxiciteit (door sulfaat-reducerende bacteriën, Lamers 2001).

Verminderen graasdruk

Wanneer de standplaatscondities, het lichtklimaat en de aanwezige zaadbank toereikend zijn voor vegetatieontwikkeling, maar de ontwikkeling toch niet vanzelf op gang komt, kan de graasdruk op de vegetatie door herbivoren (watervogels en vissen) te hoog zijn (Körner & Dugdale 2004; Brönmark & Hansson 2005). Om de ontwikkeling van watervegetatie dan te bevorderen kunnen (tijdelijke) exclusures worden geplaatst (Scheffer 1998). Hierin kan de vegetatie ontwikkelen zonder dat er in een vroeg stadium van de ontwikkeling graas door grote herbivoren kan plaatsvinden. Bij voldoende biomassa kunnen exclusures eventueel verwijderd worden zonder dat de vegetatie weer volledig verdwijnt. In het kader van OBN (aansluitend onderzoek van Liesbeth Bakker) is de rol van herbivorie door Grauwe gans op de ontwikkeling van Riet in twee laagveenplassen in Loenderveen (Utrecht) onderzocht. Hieruit bleek dat herbivoren op korte termijn een grote negatieve invloed kunnen hebben op de uitbreiding van de rietvegetatie. Voor wat betreft het beheer door het plaatsen van exclusures gaat de voorkeur uit naar meerdere kleine exclusures in plaats van enkele grote, daar de kans op herstel van het gehele watersysteem in het eerste geval groter is (Lauridsen *et al.* 1996; Jeppesen *et al.* 1997).

Visstandbeheer

Wanneer er relatief veel bodemwoelende vis aanwezig is, vormt dit mogelijk een probleem voor het herstel van het lichtklimaat, omdat deze vis tijdens het fourageren veel bodemmateriaal op kan woelen (Breukelaar *et al.* 1993; Meijer 2000; Hutorovicz & Dziedzic 2008) en waterplanten beschadigt (Brönmark & Hansson 2005). Wanneer er veel vis aanwezig is, zal voor het herstel van sialgalen via herstel van watervegetatie gedacht moeten worden aan visstandbeheer. Hierbij wordt het bestand aan bodemwoelende vis teruggebracht naar een acceptabel niveau, waardoor de resuspensie van bodemmateriaal afneemt, het lichtklimaat verbetert (Meijer & Hosper 1997) en de watervegetatie en ook de sialalgengemeenschap kan herstellen.

Beperken inlaat gebiedsvreemd water

In de Wieden/Weerribben, werd door OBN onderzoek (zie elders in dit rapport), aangetoond dat de mate van isolatie (lees: invloed gebiedsvreemd water) van groot belang is voor de ontwikkeling van (ondergedoken) watervegetatie (zie ook Lamers *et al.* 2006, Sarneel *et al.* 2007 en Geurts *et al.* 2008). In relatief geïsoleerde systemen met weinig tot geen invloed van gebiedsvreemd water (lagere alkaliniteit en lager gehalte aan fosfaat, sulfaat, stikstof en minder vertroebeling), was sprake van een beter ontwikkelde watervegetatie. Op het gebied van sialgalen zagen we eenzelfde trend.

Niet elk systeem is beter af na isolatie. Isolatie van watersystemen werkt alleen bij relatief lage nutriëntenconcentraties en mineralisatiesnelheden in de waterbodem (Geurts *et al.* 2008 en elders in dit rapport). Isolatie bij een relatief slechte water(bodem) kwaliteit kan problemen opleveren, omdat nutriëntrijke bagger zich ophoopt. Daarnaast kan een verhoogd sulfaatgehalte niet alleen tot sulfidotoxiciteit kan leiden, maar ook tot verhoogde afbraak en daardoor tot hogere gehalten aan humuszuren (Geurts *et al.* 2008). Met het oog op het beperken van de inlaat van kwalitatief slechter gebiedsvreemd water kan ook gedacht worden aan peil aanpassing. Het is echter van groot belang na te gaan met wat voor soort systeem men te maken heeft. In het ene geval biedt het toestaan van een peilverlaging en dus een verminderde inlaat een oplossing. In een ander geval kan peilverlaging juist leiden tot veenaafbraak en sulfaatophoping en is het wenselijk het peil juist te handhaven.

9.6.2 Conclusie

Maatregelen voor herstel van sialgalen in laagveenwateren moeten voornamelijk worden gezocht in de hoek van het herstel van het lichtklimaat. Het herstel van sialgalen is sterk gerelateerd aan het herstel van watervegetatie wanneer fysisch-chemische standplaatsfactoren (met name trofie) herstel niet in de weg staan. Aan de andere kant komen ook in wateren zonder veel watervegetatie soortenrijke sialalgengemeenschappen voor, mits het doorzicht hoog is ($Z_s/Z_m \sim 1$). Voor herstel van sialgalen kan ook gedacht worden aan combinaties van maatregelen.

9.7 Een maatlat voor sialgalen

Voor de Europese Kaderrichtlijn Water moet de ecologische toestand van oppervlaktewater worden beoordeeld, met behulp van de kwaliteitselementen fytoplankton, vegetatie, macrofauna en vis (EC 2000). Van het fytoplankton moeten de biomassa (chlorofyl a), de abundantie en de soortensamenstelling worden beoordeeld. Hiertoe zijn maatlaten ontwikkeld (Van den Berg & Pot 2007). Voor de soortensamenstelling van fytoplankton zijn twee deelmaatlaten gemaakt. De ene is een toets op excessieve menselijke beïnvloeding (negatieve maatlat van bloeien). De andere is een toets op natuurlijkheid, of afstand tot de referentiesituatie (positieve maatlat). Deze positieve maatlat is gebaseerd op het voorkomen van sialgalen. Ofschoon de maatlaten complementair zijn, is besloten om de sialgalenmaatlat vooralsnog niet verplicht te stellen. De reden is dat het valideren van deze maatlat niet goed mogelijk was, door het gebrek aan data (Van den Berg & Pot 2007).

9.7.1 Beschikbare maatlatten

Natuurwaarde-beoordelingssysteem

Coesel (1998, 2001b) ontwikkelde dit systeem voor gebruik in stilstaande, zoete wateren. Het is niet bedoeld voor stromende of brakke wateren, omdat sialgen in deze milieus nauwelijks gedijen. Het is ook niet toepasbaar op periodiek droogvallende (temporaire) wateren. Het systeem is geactualiseerd door Coesel & Meesters (2007). De natuurwaarde zegt iets over de kwaliteit van het milieu, in relatie tot de potentiële ontwikkeling van een sialgengemeenschap (Coesel 1998). De natuurwaarde vergelijkt in feite de huidige toestand met een referentietoestand. De beoordeling is gebaseerd op de rijkdom aan sialgsoorten, de landelijke zeldzaamheid en de signaalwaarde¹ van de aanwezige soorten. De maatlat maakt onderscheid tussen drie typen van wateren:

1. zure wateren ($\text{pH} < 5$);
2. zwak zure wateren ($5 \leq \text{pH} \leq 6.5$);
3. neutraal tot alkalische wateren ($\text{pH} > 6.5$).

Het voordeel vanuit de invalshoek van de KRW is dat de actuele kwaliteit wordt vergeleken met een referentiesituatie, net als in de KRW. De nadelen zijn dat de begrenzing van watertypen niet conform de KRW-typologie is, dat begrenzing alleen op basis van pH in de praktijk tot verkeerde indelingen en beoordelingsresultaten kan leiden, dat de KRW niet bedoeld is om zeldzame soorten te beschermen waardoor de zeldzaamheidswaarden eigenlijk niet meegenomen zou moeten worden, dat de soortenrijkdom, zeldzaamheidswaarde en signaalwaarde een zekere mate van autocorrelatie vertonen en dat de maatlat niet is gevalideerd.

Concept KRW-maatlat

Deze maatlat is ontwikkeld door A.M.T. Joosten en R. Bijkerk (Expertgroep Micro- en Macrofyten KRW) voor toepassing in de KRW-beoordeling van zoete, stilstaande wateren (zie Van den Berg & Pot 2007). Het verschil met het natuurwaardebeoordelingssysteem is dat soortenrijkdom een veel minder grote rol speelt in de beoordeling. In plaats daarvan is de kieskeurigheid van de gemeenschap doorslaggevend. Deze kieskeurigheid komt grotendeels overeen met de signaalwaarde uit het natuurwaardebeoordelingssysteem. Sialgen zijn ingedeeld in triviale, matig kieskeurige, kieskeurige en zeer kieskeurige soorten. Deze indeling is onafhankelijk van het watertype. De aanwezigheid van minstens twee waarnemingen van een zeer kieskeurige soort, is al voldoende voor het oordeel 'zeer goed'. Voordelen vanuit de invalshoek van de KRW zijn dat het systeem toegesneden is op de indeling van watertypen voor de KRW en dat het begrip zeldzaamheid geen rol in de beoordeling speelt. Nadelen zijn dat met name gebufferde wateren overgewaardeerd worden door een te hoge inschatting van de kieskeurigheid van sommige soorten, dat het beoordelingsresultaat sterk afhankelijk is van de analyse-inspanning en juiste determinatie en dat de maatlat nog onvoldoende gevalideerd is (Bijkerk *et al.* 2004a).

Waterkwaliteits-beoordelingssysteem

Deze maatlat is ontwikkeld door Coesel & Meesters (2007), met als doel een eenvoudig beoordelingssysteem te presenteren, dat minder eisen stelt aan de determinatievaardigheid van analisten en dat aansluit op de vijf ecologische kwaliteitsklassen in de KRW. Ook dit systeem is bedoeld voor permanente, zoete en stilstaande wateren. De beoordeling is uitsluitend gebaseerd op de rijkdom. De maatlat maakt onderscheid tussen vier watertypen:

1. goed gebufferde alkalische wateren – Type A;
2. matig gebufferde, zwak alkalische wateren – Type B;
3. zwak gebufferde, zwak zure wateren – Type C;
4. ongebufferde, zure wateren – Type D.

¹ Soorten met een hoge signaalwaarde zijn gebonden aan uitgebalanceerde milieus, waarin zich in de loop van de tijd een grote verscheidenheid aan microhabitats heeft ontwikkeld. Dergelijke milieus zijn kwetsbaar en hebben na verstoring tientallen jaren nodig voor herstel van de oude toestand (Coesel 1998).

Voordelen vanuit de invalshoek van de KRW zijn dat het beoordelingsresultaat (vijf kwaliteitsklassen) aansluit bij de KRW en dat het systeem relatief eenvoudig en robuust is. De nadelen zijn dat watertypen kwalitatief zijn begrensd en niet volgens meetbare, abiotische criteria, dat in onze beleving de Typen A en B niet goed te scheiden zijn op grond van het voorkomen van kensoorten in relatie tot alkaliniteit en pH (Type A lijkt een door menselijke beïnvloeding (eutrofiëring) verarmde variant van Type B) en dat de maatlat niet gevalideerd is.

9.7.2 Eisen aan een beoordelingssysteem

Het resultaat van een beoordelingssysteem moet een relatie vertonen met één of meer beïnvloedingsfactoren. Daarnaast moet het systeem toepasbaar zijn in de Nederlandse KRW-monitoring en moet het weinig gevoelig zijn voor kleine, toevallige fouten in de bemonstering en analyse. Daarnaast moet het systeem bij voorkeur zodanig zijn dat de dataverwerking voor de beoordeling soepel geïmplementeerd kan worden in de Nederlandse traditie van monitoring en het zo eenvoudig mogelijk van opzet zijn en het liefst zo transparant dat een analist al tijdens de analyse een indruk kan krijgen van het beoordelingsresultaat. Tot slot moet het beoordelingsresultaat zo eenvoudig mogelijk uitgerekend kunnen worden.

9.7.3 Materiaal en methoden

De opzet van het Waterkwaliteits-beoordelingssysteem van Coesel & Meesters (2007) biedt naar onze idee perspectief voor een KRW-maatlat. Door soortenrijkdom als enige en doorslaggevende parameter te nemen, is een eenvoudiger en robuuster maatlat mogelijk, die tevens beter te calibreren is dan de conceptuele KRW-maatlat. De implementatie van dit beoordelingssysteem moet de volgende vier zaken omvatten:

1. Een duidelijker afbakening van de onderscheiden watertypen.
2. Een beoordeling en zonodig aanpassing van de grenzen qua soortenrijkdom, van de kwaliteitsklassen.
3. Een vertaling van de soortenrijkdom naar EQR.
4. Een validatie van de maatlat.

Als basis voor een maatlat is dus gekozen voor het Waterkwaliteits-beoordelingssysteem van Coesel & Meesters (2007). Voor de afbakening van de onderscheiden watertypen, de vaststelling van klassegrenzen qua soortenrijkdom en voor de validatie, zijn analyses uitgevoerd aan onze dataset van sialgalen en verspreidingsgegevens.

9.7.4 Resultaten

Afbakening van watertypen

Voor alle sialgalsoorten in de dataset met meer dan vier waarnemingen, is een indicatiewaarde berekend volgens Brettum (1989), voor de factoren alkaliniteit, pH en EGV₂₅ (Tabel 9.3).

Tabel 9.3 Gehanteerde klasse-indeling voor berekening indicatorwaarden volgens Brettum (1989).

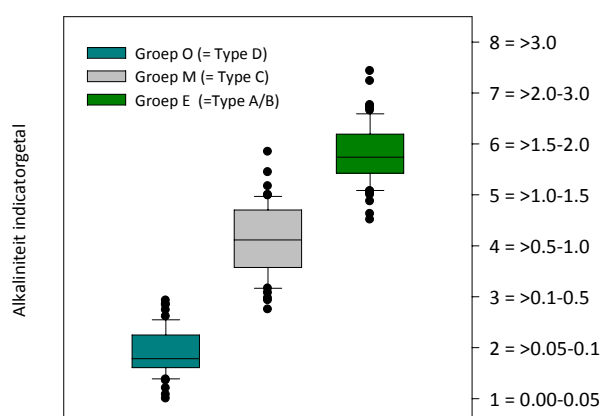
Alkaliniteit (meq/l)		Zuurgraad (pH)		EGV (µS/cm)	
nr	range	nr	range	nr	range
1	0.00-0.05	1	>3.5-4.0	1	>0-50
2	>0.05-0.1	2	>4.0-4.5	2	>50-100
3	>0.1-0.5	3	>4.5-5.0	3	>100-200
4	>0.5-1.0	4	>5.0-5.5	4	>200-300
5	>1.0-1.5	5	>5.5-6.0	5	>300-400
6	>1.5-2.0	6	>6.0-6.5	6	>400-600
7	>2.0-3.0	7	>6.5-7.0	7	>600-800
8	>3.0	8	>7.0-7.5	8	>800-1000
		9	>7.5-8.0	9	>1000-2000
		10	>8.0-8.5	10	>2000
		11	>8.5-9.0		
		12	>9.0		

Coesel & Meesters (2007) presenteren dertig kensoorten voor elk van hun vier watertypen A, B, C en D. Op grond van de door ons berekende indicatiewaarden is er geen onderscheid te maken tussen de groep kensoorten van type A en type B, wat betreft de voorkeur voor alkaliniteit en pH. Wanneer deze typen worden samengevoegd, krijgen we een typologie die overeenkomt met die van Coesel (1975) en Joosten (1996): drie hoofdtypen permanente wateren: oligotroof water (O), mesotroof water (M) en eutrafente water (E), een aangepaste en uitgebreide versie van de indeling van Beyerinck (1926). De hoofdtypen zijn onderverdeeld in drie of vier subtypen met elk hun eigen kenmerkende soorten. Analooq aan deze indeling hebben wij de in onze dataset aanwezige sialgalsoorten toegekend aan één van de drie hoofdtypen, O, M of E. Hierbij komt O overeen met het type D van Coesel & Meesters (2007), M met hun type C en E met hun type A/B (Tabel 9.4).

Tabel 9.4 Begrenzing van de ecologische groepen en watertypen in termen van alkaliniteit, zuurgraad en geleidbaarheid.

Groep	C&M-type	Alkaliniteit (meq/l)	pH	EGV (µS/cm)	Omschrijving
O	D	> 0-0.1 (0.5)	≤ 5.5	≤ 100 (200)	Niet tot zeer zwak gebufferde plassen
M	C	> 0.1 (0.5) – 1.0 (1.5)	> 5.5 - 7.0	> (50) 100-400 (600)	Zwak gebufferde plassen
E	A/B	> 1.0	> 7.0	> (100) 200	Gebufferde plassen

Vervolgens zijn deze typen afgebakend in termen van alkaliniteit, zuurgraad en geleidbaarheid, op basis van de 10- en 90-percentielen van de indicatorwaarden van elk van de drie ecologische groepen van sialgalen (Figuur 9.12). Tabel 9.4 geeft deze grenswaarden. De grenzen voor EGV₂₅ komen overeen met de eerdere grenzen (Coesel 1975, Joosten 1996), met uitzondering van de ondergrens van het type E, die bij ons lager is. Tenslotte is voor elke soort een gevoeligheid bepaald, uit een vergelijking tussen de waargenomen frequenties per klasse en de verwachte frequenties, indien geen sprake zou zijn van voorkeur. Een lage gevoeligheid kan voortkomen uit indifferentie ten opzichte van de betreffende milieufactor, maar kan bij deze berekeningswijze ook het gevolg zijn van een gering aantal waarnemingen van de betreffende soort. Algemene soorten met een relatief hoge gevoeligheid zijn opgevoerd als kensoorten van deze watertypen (Tabel 9.5).



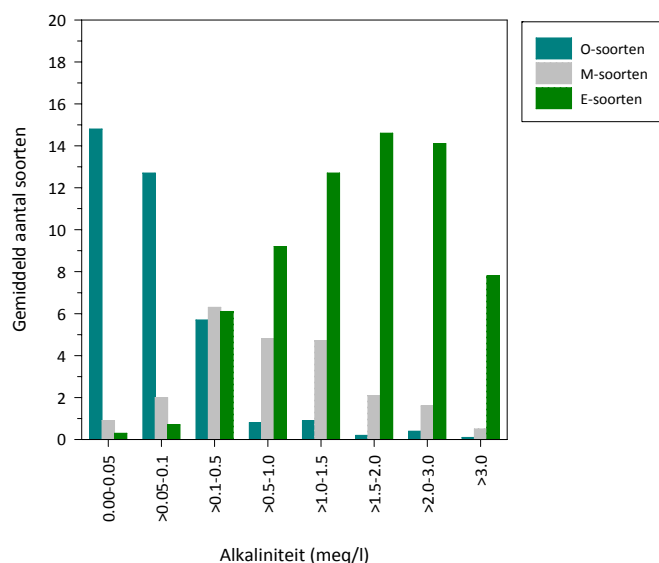
Figuur 9.12 Boxplots van de indicatorwaarden voor alkaliniteit van soorten uit de ecologische groepen O, M en E, overeenkomend met de watertypen D, C en A/B van Coesel & Meesters (2007).

Tabel 9.5 Kensoorten voor de drie hoofdtypen wateren.

O-type	M-type	E-type
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	<i>Closterium attenuatum</i>	<i>Closterium aciculare</i>
<i>Actinotaenium geniculatum</i>	<i>Closterium calosporum</i>	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>
<i>Bambusina borrii</i>	<i>Closterium costatum</i>	<i>Closterium leibleinii</i>
<i>Closterium abruptum</i>	<i>Closterium cynthia</i>	<i>Closterium limneticum</i>
<i>Closterium archerianum</i> var. <i>minus</i>	<i>Closterium diana</i>	<i>Closterium moniliferum</i>
<i>Closterium directum</i>	<i>Closterium gracile</i>	<i>Closterium parvulum</i>
<i>Closterium intermedium/striolatum</i>	<i>Closterium kuetzingii</i>	<i>Closterium praelongum</i>
<i>Closterium navicula</i>	<i>Closterium lineatum</i>	<i>Closterium pritchardianum</i>
<i>Closterium setaceum</i>	<i>Closterium lunula</i>	<i>Closterium strigosum</i>
<i>Cosmarium amoenum</i>	<i>Closterium ralfsii</i> var. <i>hybridum</i>	<i>Closterium tumidulum</i>
<i>Cosmarium nymannianum</i>	<i>Cosmarium angulosum</i>	<i>Cosmarium abbreviatum</i>
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	<i>Cosmarium dickii</i>	<i>Cosmarium biretum</i>
<i>Cosmarium pyramidatum</i>	<i>Cosmarium difficile</i>	<i>Cosmarium boeckii</i>
<i>Cosmarium subtumidum</i>	<i>Cosmarium margaritifera</i>	<i>Cosmarium crenulatum</i>
<i>Cylindrocystis brebissonii</i>	<i>Cosmarium quadratum</i>	<i>Cosmarium didymoprotupsum</i>
<i>Cylindrocystis gracilis</i>	<i>Desmidium swartzii</i>	<i>Cosmarium formosulum</i>
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i>	<i>Euastrum ansatum</i>	<i>Cosmarium granatum</i>
<i>Haplotaenium minutum</i>	<i>Euastrum bidentatum</i>	<i>Cosmarium klebsii</i>
<i>Micrasterias truncata</i>	<i>Euastrum denticulatum</i>	<i>Cosmarium laeve</i>
<i>Spondylosium pulchellum</i>	<i>Euastrum elegans</i>	<i>Cosmarium meneghinii</i>
<i>Staurastrum brachiatum</i>	<i>Euastrum gayanum</i>	<i>Cosmarium protractum</i>
<i>Staurastrum furcatum</i>	<i>Euastrum oblongum</i>	<i>Cosmarium pseudoinsigne</i>
<i>Staurastrum hirsutum</i>	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	<i>Cosmarium pseudowembaerense</i>
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	<i>Micrasterias americana</i>	<i>Cosmarium turpinii</i>
<i>Staurastrum paradoxum</i>	<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i>	<i>Euastrum germanicum</i>
<i>Staurastrum simonyi</i>	<i>Staurastrum inflexum</i>	<i>Staurastrum arcuatum</i>
<i>Staurodesmus extensus</i>	<i>Staurastrum lapponicum</i>	<i>Staurastrum avicula</i>
<i>Staurodesmus omea</i>	<i>Staurastrum subarcuatum</i>	<i>Staurastrum chaetoceras</i>
<i>Staurodesmus spencerianus</i>	<i>Staurodesmus dejectus</i>	<i>Staurastrum crenulatum</i>
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	<i>Staurodesmus dickiei</i>	<i>Staurastrum gladiusum</i>
<i>Tetmemorus laevis</i>	<i>Teilingia granulata</i>	<i>Staurastrum pingue</i>
<i>Xanthidium antilopaeum</i> var. <i>laeve</i>	<i>Xanthidium antilopaeum</i> var. <i>antilopaeum</i>	<i>Staurastrum planctonicum</i>

Kensoorten van het M-type; een apart geval

In onze dataset komen weinig monsters voor die op grond van gemeenschapstype en alkaliniteit toegekend worden aan het type M: slechts 14% van de driehonderd. Het aandeel monsters van de typen E en O bedraagt respectievelijk 48% en 38%. Hierdoor is de begrenzing van het M- type moeilijker dan voor de andere twee. Daarnaast zien we veel M-soorten voorkomen naast E-soorten, in sterker gebufferde wateren (Figuur 9.13), zoals in soortenrijkere petgaten in de Wieden/Weerribben. Op grond van de alkaliniteit kennen we deze wateren vooralsnog toch toe aan type E.



Figuur 9.13 Voorkomen van O-, M- en E-soorten langs de alkaliniteitsgradiënt.

Aanpassing van de klassegrenzen

Voor de begrenzing van de kwaliteitsklassen qua soortenrijkdom, is uitgegaan van de klassegrenzen van Coesel & Meesters (2007). Voor type E zijn de klassegrenzen van hun type B genomen. Deze grenzen zijn getoetst aan de hand van de relatie tussen enerzijds soortenrijkdom en kwaliteitsoordeel en anderzijds beïnvloedingsfactoren, zoals P_{totaal} , N_{totaal} en DIN. Naar aanleiding daarvan zijn sommige grenzen aangepast. Tabel 9.6 geeft een overzicht van onze versie van de maatlat, met bijbehorende EQR.

Vertaling naar EQR

De EQR (Ecological Quality Ratio) is de in de KRW gebruikelijke, numerieke representatie van de huidige toestand ten opzichte van de referentie, de verhouding tussen het gemeten beoordelingsresultaat en de waarde in de referentiesituatie (Van den Berg & Pot 2007). De EQR loopt van 0 tot 1, waarbij 1 de waarde in de referentiesituatie is en 0 de EQR in de slechtst denkbare situatie. De range is opgedeeld in vijf kwaliteitsklassen, met klassebreedten van 0,2. De klassegrenzen zijn dus 0,2; 0,4; 0,6 en 0,8 (zie Tabel 9.6). Door lineaire interpolatie kunnen we voor elke soortenrijkdom kleiner dan de ondergrens van de klasse 'zeer goed', een EQR berekenen. Hieronder twee voorbeelden:

1. **Type O** met 14 soorten: kwaliteitsklasse Matig (range 10,5 – 20,5 soorten, klassebreedte 10 soorten)

$$\text{EQR} = 0,4 + (14 - 10,5)/10 \cdot 0,2 = 0,47$$
2. **Type E** met 8 soorten: kwaliteitsklasse Ontoereikend (range 2,5 – 10,5 soorten, breedte 8 soorten)

$$\text{EQR} = 0,2 + (8 - 2,5)/8 \cdot 0,2 = 0,34$$

Tabel 9.6 Overzicht van de maatlat.

Type E Gebufferde, neutraal tot alkalische wateren			
Alkaliniteit	> 1,0 meq/l		
pH	> 7,0		
EGV ₂₅	> 20 mS/m		
KRW-typen	M01, M03, M05, M06, M07, M08, M10, M11 p.p., M14, M15, M16, M19, M20, M21, M22, M23, M24, M25 p.p., M27, M28, M29		
Aantal soorten	Klasse		EQR
0 - 2	1	Slecht	0,0 - 0,2
3 - 10	2	Ontoereikend	0,2 - 0,4
11 - 20	3	Matig	0,4 - 0,6
21 - 30	4	Goed	0,6 - 0,8
≥ 31	5	Zeer goed	0,8 - 1,0

Type M Zwak gebufferde, zwak zure tot neutrale wateren			
Alkaliniteit	> 0,1 - 1,0 meq/l		
pH	> 5,5 - 7,0		
EGV ₂₅	> 10 - 40 mS/m		
KRW-typen	M02, M04, M09 p.p., M11 p.p., M12 p.p., M17 p.p., M25 p.p. M26 p.p.		
Aantal soorten	Klasse		EQR
0 - 5	1	Slecht	0,0 - 0,2
6 - 15	2	Ontoereikend	0,2 - 0,4
16 - 25	3	Matig	0,4 - 0,6
26 - 40	4	Goed	0,6 - 0,8
≥ 41	5	Zeer goed	0,8 - 1,0

Type O	Niet tot zeer zwak gebufferde, zure wateren		
Alkaliniteit	0,0 - 0,1 meq/l		
pH	≤ 5,5		
EGV ₂₅	≤ 10 mS/m		
KRW-typen	M09 p.p., M12 p.p., M13, M17 p.p., M18, M26 p.p.		

Aantal soorten	Klasse		EQR
0 - 5	1	Slecht	0,0 - 0,2
6 - 10	2	Ontoereikend	0,2 - 0,4
11 - 20	3	Matig	0,4 - 0,6
21 - 30	4	Goed	0,6 - 0,8
≥ 31	5	Zeer goed	0,8 - 1,0

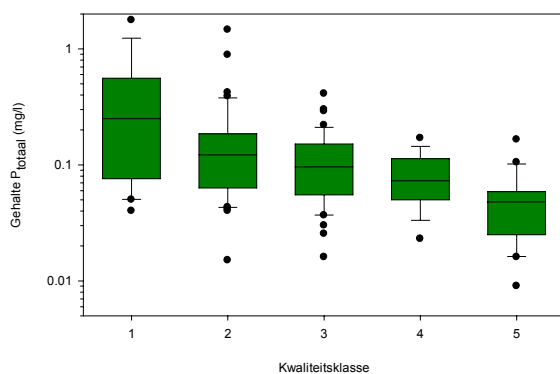
Validatie

De maatlat is gevalideerd door na te gaan of het beoordelingsresultaat een relatie vertoont met een beïnvloedingsfactor, die door menselijk toedoen varieert. Dit hebben we als volgt gedaan:

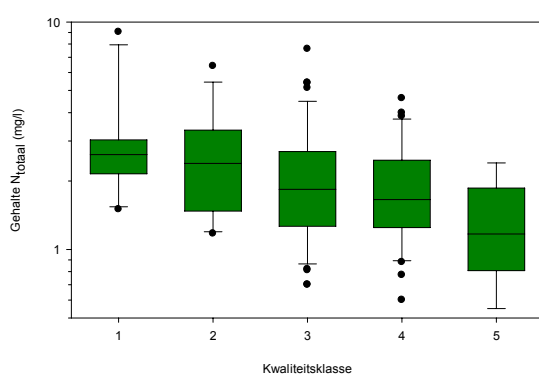
- van alle monsters in de dataset is de kwaliteitsklasse bepaald op basis van het aantal soorten en de in Tabel 9.6 gepresenteerde maatlat (geen EQR berekend);
- vervolgens zijn boxplots gemaakt per kwaliteitsklasse, van de bij de monsters behorende waarden van de parameters P_{totaal} , N_{totaal} , DIN en DRP (Figuur 9.14 en 9.15);
- daarnaast is de EQR van elk monster berekend en geplot tegen de voor dat monster gemeten gehalten van P_{totaal} en N_{totaal} (Figuur 9.16, 9.17 en 9.18) en het EGV₂₅ (Figuur 9.19);
- een consistent negatieve trend van de mediaan en de 25- en 50-percentielwaarden van de waarden per kwaliteitsklasse en een significant negatief verband tussen EQR en de totaalgehalten van N en/of P, zijn beschouwd als een goede respons van de maatlat; bij het O-type is het aantal waarnemingen in de laagste en de hoogste klasse laag (≤ 10), terwijl de spreiding in parameterwaarden hoog is; bij het M-type is het aantal waarnemingen in alle klassen laag.

De hier gepresenteerde maatlat geeft een goed verband tussen maatlatscore en minimaal één pressor, voor alle onderscheiden watertypen. De maatlatscore is verder eenvoudig te berekenen.

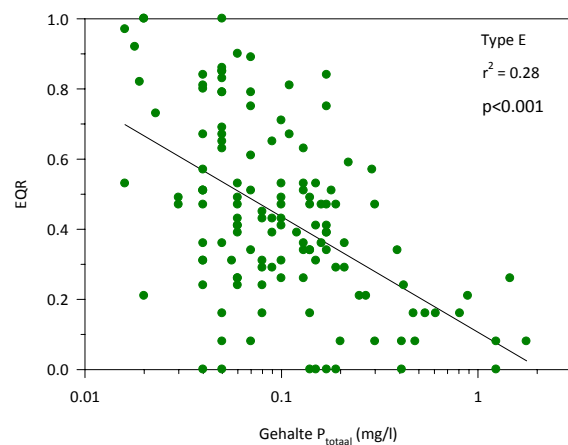
Bij wateren van het type E moeten nog een slag om de arm worden houden. Een goede tot zeer goede toestand ($EQR > 0,6$) treedt volgens deze maatlat alleen op in wateren met een $EGV_{25} < 500 \mu\text{S/cm}$ (Figuur 9.19). Dit kan betekenen dat voor wateren met een van nature hoog EGV (bijv. wateren in de kustprovincies) een apart type onderscheiden zou moeten worden, met lagere doelstellingen qua soortenrijkdom (vergelijkbaar met het type A in Coesel & Meesters 2007). Dit kan echter pas met zekerheid besloten worden, wanneer we beschikken over referentiesituaties die van toepassing zijn op deze categorie wateren ($EGV_{25} > 500 \mu\text{S/cm}$). De op deze sialgalenmaatlat toegesneden methoden van bemonstering en analyse zijn beschreven in het Handboek Hydrobiologie (STOWA in voorbereiding). Het hoofdstuk Sialgalen van dit handboek is beschikbaar op de STOWA-site.



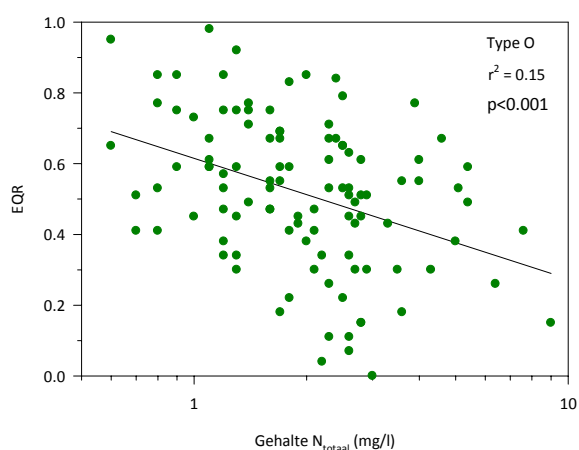
Figuur 9.14 Kwaliteitsoordeel voor de watertypen E en bijbehorende P_{totaal} -gehalten.



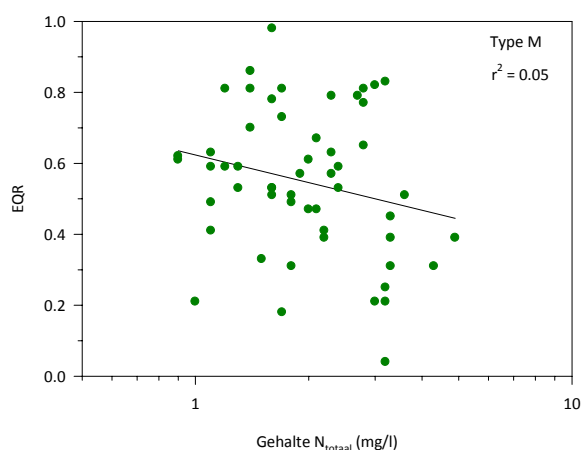
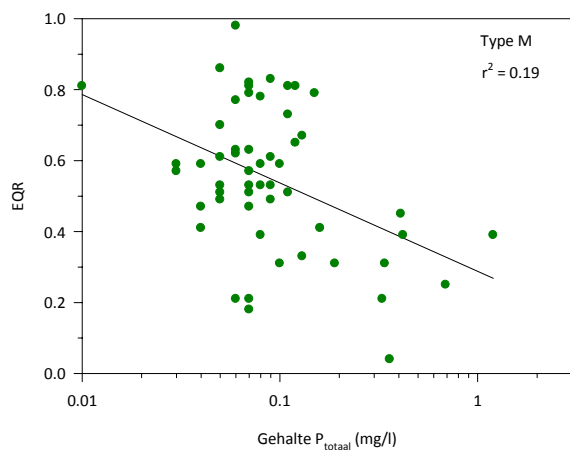
Figuur 9.15 Kwaliteitsoordeel voor de watertypen O en bijbehorende N_{totaal} -gehalten.



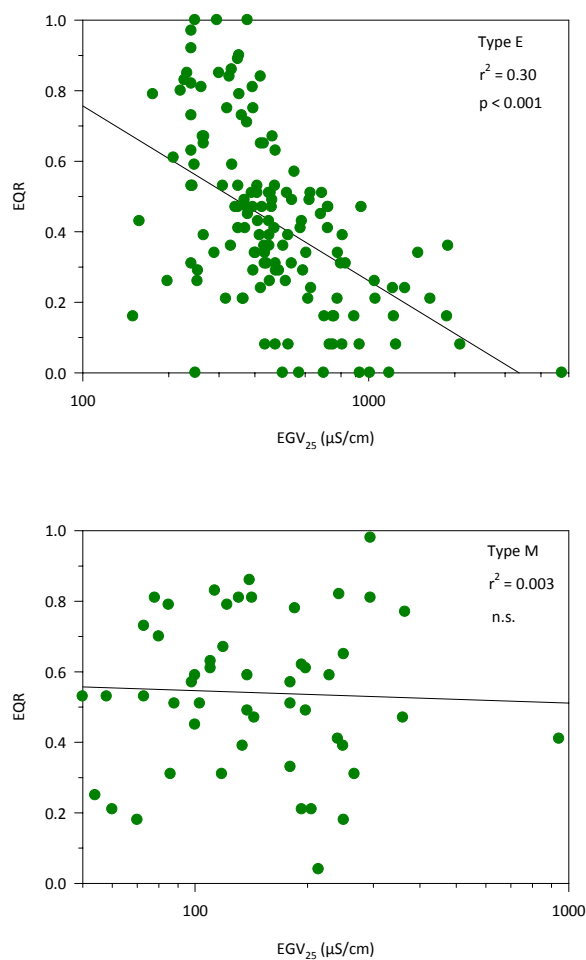
Figuur 9.16 Berekende EQR versus gemeten P_{totaal} -gehalte voor wateren van het type E, met bijbehorende regressie. NB. de afhankelijke variabele, EQR, is niet normaal verdeeld.



Figuur 9.17 Berekende EQR versus gemeten N_{totaal} -gehalte voor wateren van het type O, met bijbehorende regressie. NB. de afhankelijke variabele, EQR, is normaal verdeeld.



Figuur 9.18 Berekende EQR versus gemeten P_{totaal} - en N_{totaal} -gehalte voor wateren van het type M, met bijbehorende regressie. De afhankelijke variabele, EQR, is normaal verdeeld.



Figuur 9.19 Plots van maatlatscore tegen elektrisch geleidingsvermogen, voor gebufferde plassen (type E) en zwak tot matig gebufferde plassen (type M). De afhankelijke variabele, EQR, is normaal verdeeld.

10 Voedselwebinteracties

Miguel Dionisio Pires, Marcel Klinge en Liesbeth Bakker

10.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op verschillende voedselwebinteracties die van belang zijn voor het herstel van laagveenwateren. In paragraaf 11.2 wordt ingegaan op filtratie van blauwalgen door zoetwatermosselen en het effect van sedimenttype en veenafbraak op conditie, groei en overleving van unionide mosselen. In paragraaf 11.3 wordt een overzicht gegeven van de effectiviteit van visstandsbeheer en de relatie met de P-belasting. Paragraaf 11.4 beschrijft tenslotte de effecten van begrazing door vogels en vissen op de vestiging en uitbreiding van waterplanten.

10.2 Begrazing van (blauw)algen door mosselen

10.2.1 Inleiding

Unionide mosselen, zoals *Anodonta* en *Unio* soorten (Figuur 10.1), zijn belangrijke bivalven in laagveenwateren omdat ze filamenteuze blauwalgensoorten uit het water kunnen filtreren (fase 1) en omdat ze als broedkamer dienen voor larven van de bittervoorn, een in Nederland bedreigde vissoort. Verder is bekend dat ze ook als voedsel kunnen dienen voor o.a. otters (Tyrrell & Hornbach, 1998).



Figuur 10.1 De schildersmossel Unio pictorum.

Unionide mosselen, ook wel najaden genoemd, zijn in het verleden sterk in aantal achteruit gegaan vanwege de nadelige effecten van *vermesting*. Deze effecten zijn op te splitsen in directe en indirecte effecten. Bij directe effecten moet gedacht worden aan een verhoging van nutriënten (bijvoorbeeld NO_3^- en PO_4^{3-}) in de waterkolom die ervoor kunnen zorgen dat mosselen hun activiteit met wel 80% verlagen (Weber, 2005). Bij indirecte effecten moet gedacht worden aan het veranderen van de visgemeenschap. Unionide mosselen zijn namelijk voor hun voortplanting afhankelijk van bepaalde vissoorten (o.a. baars). Indien de visgemeenschap verandert door vermesting (bijvoorbeeld naar een dominantie van brasem toe) dan zal dit leiden tot een vermindering in geschikte gastheren voor de larven van de mosselen (glochidia genoemd) en dus tot een verminderd voortplantingssucces (Weber, 2005). Vermesting leidt verder tot degradatie van veen, waardoor het veen zijn structuur verliest en modder het uiteindelijke resultaat is. Hoewel dit type sediment minder geschikt lijkt om een gezonde unionide mosselpopulatie te handhaven, komen er bijvoorbeeld in Terra Nova op slib veel mosselen voor (mededeling G. ter Heerdt). Het onderzoek aan unionide mosselen in fase 2 richt zich daarom op de geschiktheid van modder als habitat voor unionide mosselen, in vergelijking met sediment als zand en veen. Uit fase 1 bleek dat verschillende petgaten binnen één systeem verschillende dichtheden aan unionide mosselen hebben. Is dit mogelijk ook toe te schrijven aan het sediment?

Verder hebben watermassa's die leiden onder vermesting vaak te maken met bloeien van filamenteuze blauwalgen, zoals *Planktothrix* (Figuur 10.2). Aan het eind van de zomer treedt vaak massasterfte op van deze blauwalgen. Het resultaat is een regen van dode cellen bovenop de mosselen die hierdoor ondergesneeuwd raken. Eenmaal ondergesneeuwd krijgen de mosselen te weinig zuurstof en sterven. Dit verschijnsel heeft zich in het verleden afgespeeld met driehoeksmosselen in de Randmeren (Dionisio Pires *et al.*, 2004).

Het onderzoek aan unionide mosselen in fase 2 richt zich op deze twee aspecten, degradatie van veen en het ondersneeuwen van mosselen. In fase 2 zullen daarom de volgende vragen worden onderzocht:

- Wat is de rol van de mate van degradatie van laagveen (als gevolg van vermesting) op de conditie, groei en overleving van unionide mosselen als *Anodonta* en *Unio* sp?
- Hoe is de groei, conditie en overleving van unionide mosselen als *Unio* sp. op verschillende sedimenten? Dit is in het lab getest.
- Is het mogelijk dat het verschil in dichtheden van unionide mosselen in verschillende (op het oog op elkaar lijkende) petgaten toe te schrijven is aan lokale, specifieke omstandigheden tussen de verschillende petgaten. Dit is in het veld getest door middel van een translocatieproef.
- Leidt troebelheid van het water, als gevolg van veel afstervende blauwalgen, tot het uitsterven van mosselpopulaties?

De hypothesen die hierbij horen zijn:

- De conditie, groei en overleving van unionide mosselen zal afnemen met toenemende mate van degradatie van veen.
- De conditie, groei en overleving van unionide mosselen zal slechter zijn in modder (ver afgebroken veen) dan in het veen of zand.
- Verschillen in mosseldichtheden tussen petgaten binnen één systeem zijn toe te wijden aan lokale factoren zoals bijvoorbeeld sedimenttype of nutriëntenconcentraties.
- De conditie, groei en overleving van unionide mosselen afnemen met toenemende sedimentatie van suspensiedeeltjes (voornamelijk afkomstig van blauwalgen).



Figuur 10.2 De filamentvormende blauwalg *Planktothrix agardhii*.

10.2.2 Onderzoeksopzet

In tegenstelling tot fase 1, is in fase 2 behalve met de vijvermossel *Anodonta anatina* ook met de schildersmossel *Unio pictorum* gewerkt. Beide soorten unioniden komen frequent voor in laagveenwateren en het ligt daarom voor de hand om aan beide soorten onderzoek te doen in plaats van alleen aan *Anodonta*. Omdat voor de schildersmossel nog niks bekend is over het filtratievermogen op blauwalgen is in eerste instantie een filtratie-experiment uitgevoerd om dit uit te zoeken.

Filtratie *Unio pictorum*

In een filtratie-experiment is in zeskoud 1 schildersmossel in 2 liter gefiltreerd Maarsseveenwater ingezet. Aan het water was de giftige blauwalg *Planktothrix agardhii* (stam CYA126/3) toegevoegd bij een concentratie van 12.34 mg koolstof L⁻¹. Deze waarde ligt boven de “incipient limiting concentration” voor unioniden (Bontes *et al.*, 2007). Dit betekent dat aan de mosselen voldoende voedsel is toegevoegd zodat ze normaal filtratie-gedrag vertonen. Onder deze waarde lijden de mosselen honger en pompen ze zo hard mogelijk om te zorgen dat ze voldoende voedsel binnen krijgen, ongeacht of het voedsel slecht voor ze is of niet. Bij waarden boven de incipient limiting concentration kunnen mosselen het zich wel permitteren om voedseldeeltjes te weigeren. De gemiddelde lengte van de mosselen was 8.5 cm (tussen 8.0 en 8.9 cm). De gemiddelde breedte was 4.3 (tussen 4.0 en 4.8 cm). Uit elke emmer zijn 2.5 ml monsters genomen op de volgende tijdstippen: start (t=0), na 1 en na 2 uur. Na de monsternamen van 2 uur zijn de mosselen uit het water verwijderd en is het water goed gemengd om de pseudofaeces (zie eindrapport fase 1 voor definitie), die op de bodem lagen, te resuspenderen in het water. Vervolgens is er weer een monster van 2.5 ml genomen. De monsters van 1 en 2 uur geven de bruto filtratie weer (datgene dat uit de waterkolom verdwijnt). Het monster met pseudofaeces geeft de netto filtratie (wat er uit de waterkolom is gefiltreerd min datgene dat door de mosselen weer is uitgescheiden). Deze laatste meting geeft de daadwerkelijke graasdruk van de mosselen op de algen weer omdat algen, die zich in de pseudofaeces bevinden, weer terug kunnen keren in het water. Er zijn tevens twee controles (aquaria zonder mosselen) meegenomen om te corrigeren voor veranderingen in algenconcentratie die een andere oorzaak hebben dan mosselpredatie. De filtratie of graasdruk (‘clearance rate’: CR) wordt als volgt gemeten:

$$CR = \frac{V}{nt} \left(\ln \frac{C_o}{C_t} - \ln \frac{C'_o}{C'_t} \right)$$

Hierin is V het volume water (2 liter), n het aantal mosselen in een aquarium (1), t het tijdstip waarop de monsters werden genomen (1 of 2 uur), C_0 de algenconcentratie in de mosselaquaria aan het begin van het experiment, C_t de algenconcentratie aan het eind (1 of 2 uur), C'_0 de algenconcentratie in de controles aan het begin van het experiment en C'_t aan het eind.

Sedimentproef

Dit experiment is op 30 april 2007 gestart en heeft in totaal 4½ maand geduurd. Vijvermosselen (lengte 82 mm, range 73-92 mm) zijn in december 2006 verzameld in de Lek en in het lab geacclimatiseerd tot de start van de proef. Gedurende deze acclimatisatieperiode kregen ze elke dag voer (groenalg *Scenedesmus obliquus*) en diende schoon rivierzand als sediment.

Voor de proef zelf zijn 3 typen sediment gebruikt: zand, modder (uit een sloot in Westbroek) en veen (uit de Weerribben). In een aquarium werd 24 L sediment gestort en nog eens 24 L water (uit Maarsseveen) ingebracht. Elk aquarium kreeg 6 mosselen en per sedimenttype zijn vier replica's ingezet. De mosselen werden elke dag gevoerd met 10 mg koolstof L^{-1} aan gedroogde groenalgen (*Chlorella*, Ingrepro B.V., met dank aan Dr. Anthony Verschoor).

Gedurende de proef zijn de mosselen op het volgende gecontroleerd: sterfte (elke dag gecontroleerd), groei (versgewicht, 4 maal) en conditie (door middel van filtratie-experimenten (3x)). Verder zijn er monsters genomen voor: in het water opgelost fosfor (SRP), pH, temperatuur en het percentage organische stof van het sediment.

Translocatie

Dit onderzoek duurde 37 dagen en werd uitgevoerd in twee petgaten in het noorden van de Westbroekse Zodden (Figuur 10.3). Beide petgaten zijn uitgegraven in 1997 (OBN Laagveenwateren fase 1, eindrapportage) en staan in verbinding met het omliggende water van sloten en andere petgaten. De diepte van het water op de plekken waar het onderzoek werd uitgevoerd ligt tussen de 0.4 en 0.7 m. Petgat 1 heeft schildersmosselen tot wel 20 cm lang, terwijl er in petgat 2 geen mosselen zijn gevonden. De vraag is welke factoren hiervoor verantwoordelijk zijn (sediment, water?).



Figuur 10.3 Petgaten 1 en 2 in de Westbroekse Zodden, provincie Utrecht.

Op 4 mei 2007 zijn er uit petgat 1 ongeveer 40 mosselen verzameld en naar aquaria van het NIOO in Nieuwersluis gebracht. Daar zijn ze 5 dagen gebleven en vervolgens zijn er random voor 10 mosselen geselecteerd om in kooitjes uitgezet te worden, verdeeld over de twee petgaten (5 mosselen per petgat, Figuur 10.4). Deze mosselen zijn gemerkt, opgemeten (lengte, breedte en hoogte) tot slot is het versgewicht van elk individu bepaald. Vervolgens is één keer tussentijds het versgewicht van deze mosselen gemeten. Na 42 dagen werden de mosselen geoogst. Op die dag werd nog één maal het versgewicht en de lengte, breedte en hoogte van elk individu gemeten.

Van de twee petgaten zijn verschillende variabelen gemeten. Eenmalig is van iedere locatie een sedimentmonster genomen. Per locatie is het vochtgehalte van het sediment bepaald. Als eerste is hiervoor het versgewicht van het sediment gemeten. Vervolgens is het sediment gevriesdroogd bij -80°C in een Christ freeze dryer Alpha 2-4 LD. Daarna is het drooggewicht gemeten. Bovendien is het percentage organische stof van het sediment bepaald. Dit is gedaan door middel van verassing van het gedroogde sediment met een Ashing furnace OAF 11/1. Vervolgens is het gewicht van de as gemeten. Tevens is de korrelgrootte van het droge sediment bepaald. Hiervoor zijn 3 filters van 1.22mm, 0.43mm en 0.12mm gebruikt. Van de verschillende fractiegroottes is het gewicht bepaald.

Op elke locatie is een sedimentval geplaatst die 3 cm boven het sediment uit kwam. Deze sedimentvallen (diameter 0.10 m) hebben 7 dagen op de locaties gestaan. Hierna zijn ze geleegd en is het volume van het gesedimenteerde stof bepaald. Ook van dit sediment is het drooggewicht en het percentage organische stof bepaald. Tevens is de hoeveelheid organische stof in de waterkolom bepaald. Hiervoor is water uit de waterkolom gefilterd over 2 filters. Wanneer de filters niet meer doorspoelden, werd de hoeveelheid gefilterd water genoteerd. De filters werden vervolgens gedroogd en verast. Tot slot werd het drooggewicht van de in suspensie zijnde deeltjes per volume water en het percentage organische stof van deze in suspensie zijnde deeltjes bepaald.



Figuur 10.4 Kooitjes (zie pijl) met unionide mosselen in de Westbroekse Zodden.

Eenmalig is de fosfaatconcentratie in het water bepaald. Hiervoor is er op iedere locatie een watermonster genomen op 20 cm diepte. De fosfaatconcentratie is gemeten volgens het protocol met een Lambda 800 UV/VIS Spectrometer en een Helios Delta Spectrometer.

Om kwantitatief de hoeveelheid en de samenstelling van de drie hoofdgroepen van het fytoplankton te meten (cyanobacteriën, groenalgen en diatomeeën), is er op verschillende tijdstippen een watermonster genomen en met behulp van een Phytopam PM-101/P geanalyseerd.

Ook is op iedere locatie de watertemperatuur en de pH van het water (10 cm diep) gemeten met een WTW pH-323 meter. Bovendien is het zuurstofgehalte van het water gemeten met een WTW Oxi-323A meter. Tenslotte is de lichtdoorval gemeten met een lichtmeter van Li-cor LI-189 door eerst de lichtintensiteit aan de oppervlakte te meten en vervolgens de lichtintensiteit 15 cm boven de bodem gemeten. De extinctiecoëfficiënt werd berekend aan de hand van onderstaande formule:

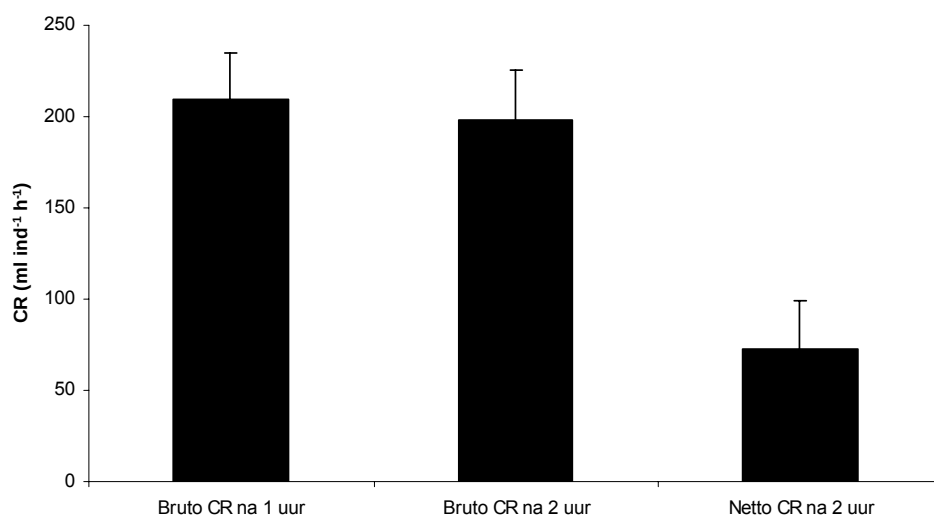
$$\frac{\ln(I_{opp}) - \ln(I_{bodem})}{diepteverschil},$$

waarbij I de lichtintensiteit (in $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is (opp is oppervlakte). Het diepteverschil is uitgedrukt in meters.

10.2.3 Verworven kennis

Filtratie *Unio pictorum*

De schildersmosselen blijken zeer goed in staat te zijn om de giftige (bevat microcystine-LR) *P. agardhii* uit het water te filtreren (Figuur 10.5). Niet alleen blijkt dat uit de bruto CR na 1 en na 2 uur (eerste twee kolommen in Figuur 10.5), maar vooral uit de netto CR (derde kolom in Figuur 10.5). Deze laatste kolom laat de balans zien tussen wat de mosselen uit de waterkolom halen en datgene dat niet door ze is opgenomen. Indien alle *P. agardhii*-cellen die door de mosselen uit het water waren gefiltreerd ook weer als pseudofaeces waren uitgescheiden dan zou de netto CR nul zijn. Een positieve netto CR geeft daarom aan dat (een deel van) *P. agardhii* uit het water werd gefiltreerd én werd opgenomen. Vergeleken met data voor *Anodonta* (Dionisio Pires *et al.*, 2007) is dit zelfs hoger en lijkt *U. pictorum* dus zelfs beter in staat dan *A. anatina* om blauwalgenbloeien van deze soort te controleren. Tevens is hiermee gerechtvaardigd om verdere proeven binnen OBN Laagveenwateren fase 2 ook met *U. pictorum* uit te voeren.



Figuur 10.5 Filtratie van *U. pictorum* op *P. agardhii*, uitgedrukt als clearance rate (CR). Er is gemeten na 1 en 2 uur. Bruto CR is wat de mosselen uit de waterkolom hebben gefiltreerd. Netto CR is de filtratie uit de waterkolom, gecorrigeerd voor wat de mosselen als pseudofaeces weer in het water hebben uitgescheiden.

Sedimentproef

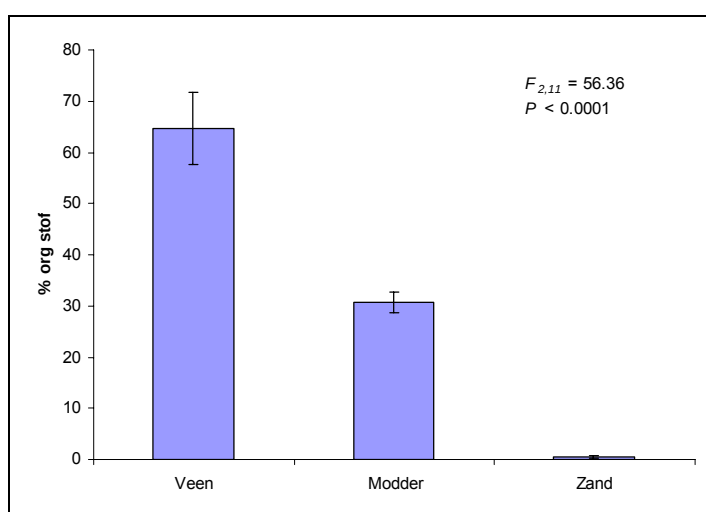
Organisch stof, SRP, pH en temperatuur

Het percentage organische stof van de drie verschillende sedimenten verschilde aanzienlijk (Figuur 10.6). In de figuur is het percentage organische stof te zien zoals die was aan het eind van de proef, berekend voor elk aquarium apart. Bij de start is een algemeen monster genomen van de drie typen sediment. Deze was 20.0, 12.25 en 0.5% voor respectievelijk veen, modder en zand.

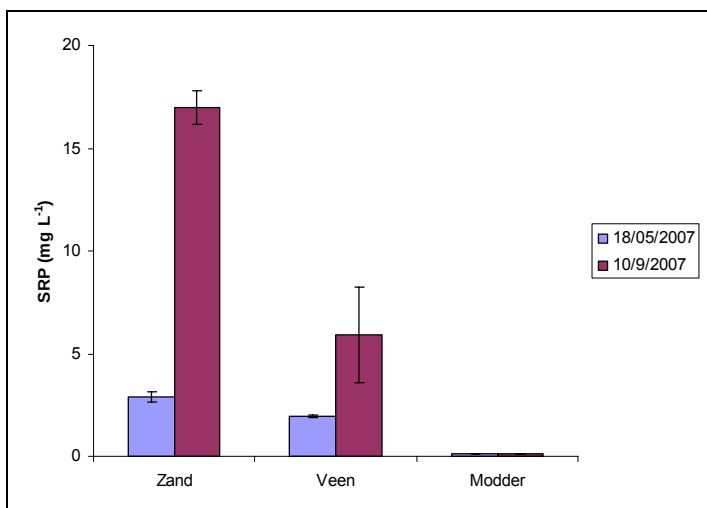
In zowel het veen als in de modder is het percentage organische stof in de tijd toegenomen (vergelijk Figuur 10.6 met startdata). Dit is waarschijnlijk het gevolg van het elke dag toedienen van voer (algen), die mogelijk niet gegeten werden.

De concentratie in het water opgelost fosfaat (SRP) was aan de start van het experiment beneden detectielimiet. Na ongeveer drie weken was de concentratie in de zand en veen behandelingen respectievelijk 2.9 en 1.9 mg L⁻¹ (Figuur 10.7). Aan het eind van de proef was deze zelfs gestegen tot de onwaarschijnlijke concentraties van 17 en 15.9 mg L⁻¹ (Figuur 10.7). Mogelijk is dit het gevolg van het kapotgaan van algen door het eetgedrag van de mosselen en eventueel nalevering van fosfor door dode mosselen. SRP concentraties in de modder behandelingen zijn altijd laag gebleven.

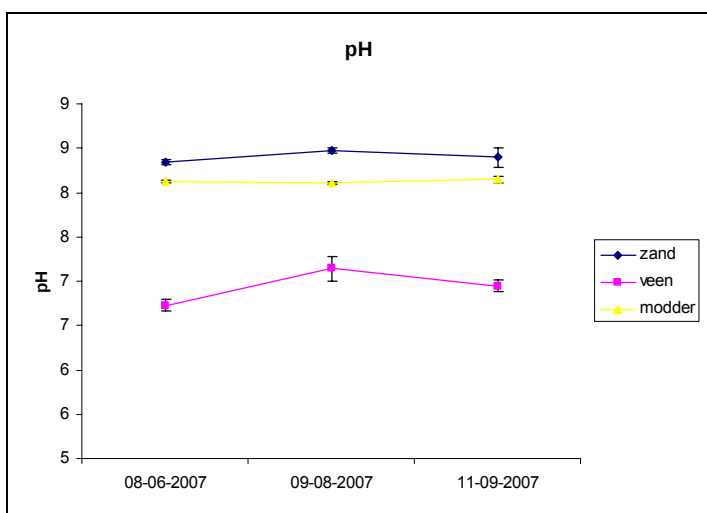
De pH (gemeten op drie tijdstippen) bleef in alle aquaria redelijk constant gedurende de periode van de proef (Figuur 10.8). Wel was er verschil in pH waarde tussen de behandelingen. Deze lag voor het zand tussen de 8.3 en 8.5, voor modder rond de 8.1 en voor het veen tussen 6.7 en 7.1.



Figuur 10.6 Percentage organische stof van de drie typen sediment aan het eind van de proef.

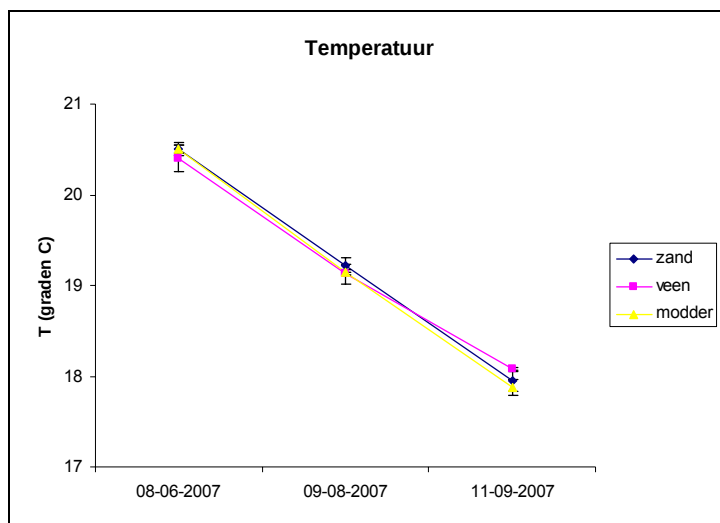


Figuur 10.7 In het water opgelost fosfor (soluble reactive phosphorus, SRP) op twee tijdstippen van de sedimentproef, voor de verschillende behandelingen (zand, veen en modder).



Figuur 10.8 pH waarden bij de sedimentproef

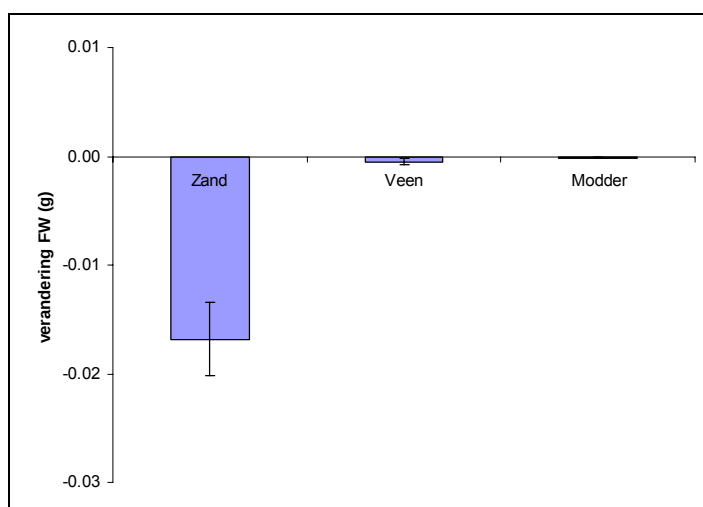
De temperatuur nam in alle aquaria af in de loop van de tijd (Figuur 10.9). Dit kwam doordat de opstellingsruimte, waar de aquaria waren gevestigd, niet helemaal controleerbaar is. Tussen behandelingen waren overigens geen verschillen in temperatuur waar te nemen (Figuur 10.9).



Figuur 10.9 De temperatuur in alle aquaria bij de sedimentproef.

Groei, overleving en filtratie

De groei van de mosselen in de aquaria was niet optimaal. De mosselen vertoonden netto geen groei (modder en veen) of namen zelfs in gewicht af (zand) (Figuur 10.10). Mosselen laten groeien in het lab is een bekend moeilijk fenomeen. Wat echter opvallend is dat juist de mosselen in de zandbehandeling een afname in groei vertoonden, terwijl dat niet het geval was in de andere behandelingen (Figuur 10.10). Een mogelijke verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat er in de zandbehandeling meer of ander bacteriën groeiden die schadelijk bleken voor de mosselen. In de zandbehandeling moest er in drie van de vier replica's regelmatig schuim van bacteriën worden weggehaald. De mosselen verbleven (in alle behandelingen) regelmatig lange tijd diep onder het sediment. Mogelijkerwijs konden de mosselen in het veen en modder ook nog voedsel uit het sediment halen (meer organische materie, zie Figuur 10.6). Ook is het mogelijk dat diep in het sediment, de mosselen in het veen en modder meer zuurstof hadden dan die in het zand, als gevolg van de opzet. Het veen en (vooral) modder waren veel losser en de bruissteen voor zuurstof in de aquaria verdween dan ook regelmatig in het sediment en kon zodoende het hele aquarium doorborrelen, terwijl in de zandbehandelingen de bruissteen altijd bovenop het zand bleef. Dit is natuurlijk geheel anders dan in de veldsituatie.



Figuur 10.10 Veranderingen in groei (versgewicht) van *U. pictorum* in de drie sedimentbehandelingen.

De sterfte onder mosselen tussen de verschillende behandelingen was ook opvallend (Tabel 10.1). In de behandeling met zand was de hoogste sterfte zichtbaar, gevolgd door het veen. In de modderbehandeling ging bijna geen enkele mossel dood. Eén sterftegeval was er zichtbaar en dat was al vrij vroeg in de experimentele periode, was suggereert dat het een mossel was met mindere conditie al vanaf het begin.

Indien getracht wordt om de sterfte te correleren aan één van de in de aquaria gemeten parameters dan wordt er geen correlatie gevonden met het percentage organische stof van het sediment en niet met de pH (ook niet met temperatuur, niet weergegeven), maar alleen met de SRP concentratie. Dit wordt nog eens weergegeven in Figuur 10.11. De toegenomen fosfaatconcentratie is echter vrijwel zeker juist het gevolg van het afsterven van de mosselen.

Tabel 10.1 Gemiddeld sterfte (en minimum en maximum) *U. pictorum* in de drie verschillende sedimentbehandelingen.

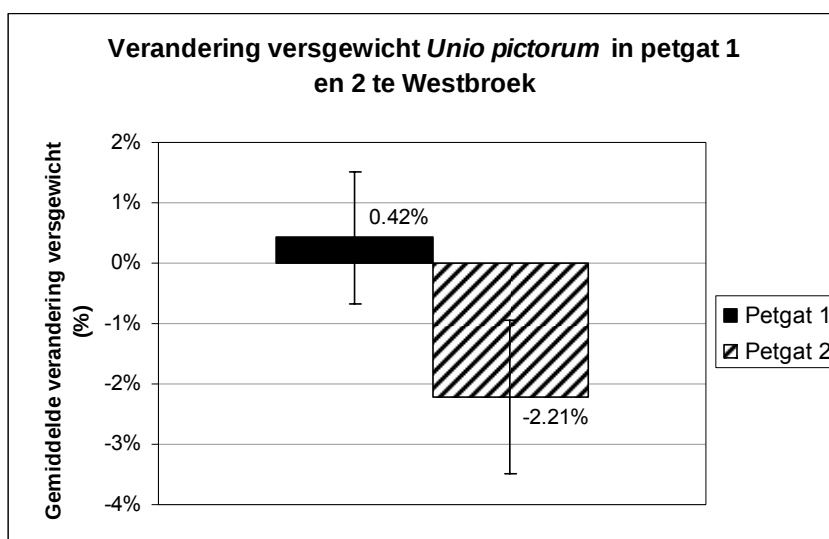
	Gemiddeld	Min	Max
Zand	4.5	3	6
Veen	4.3	0	6
Modder	0.5	0	1

Tabel 10.2 Correlatie tussen verschillende milieuvariabelen in de aquaria en sterfte

Milieuvariabele							
	SRP			Org stof			pH
	R ²	p		R ²	p		p
Sterfte	0.82	< 0.0001		0.001	0.92		0.04

Translocatie

De schildersmosselen in petgat 1 en petgat 2 vertonen geen significante verschillen (Figuur 10.11). De gemeten lengtematen (lengte, breedte en hoogte) zijn niet meegenomen in de resultaten, omdat deze veranderingen minimaal zijn over de gemeten periode van 37 dagen.



Figuur 10.11 De gemiddelde procentuele verandering van het versgewicht ($\pm$ SE) van *Unio pictorum* in de petgaten van Westbroek over 37 dagen (van 9 mei tot 15 juni 2007). T-test: $p=0.155$

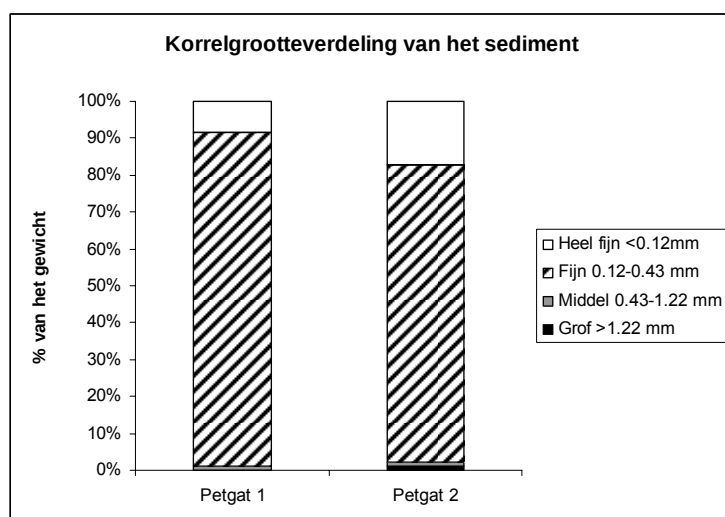
Sediment

Het verschil tussen de sedimentmetingen in petgat 1 en 2 is niet groot. Toch vallen enkele verschillen op (Tabel 10.3). Het percentage organische stof in het sediment (bovenste 10 cm) is lager in petgat 1 dan in petgat 2. De sedimentatiesnelheid is in petgat 1 aanmerkelijk hoger dan in petgat 2. Het percentage organische stof van het vers gesedimenteerde materiaal in de sedimentval is op locatie 2 wel hoger dan op locatie 1, maar absoluut gezien wordt er meer organische stof gesedimenteerd in petgat 1. Het percentage organische stof in de waterkolom is in petgat 2 hoger.

Tabel 10.3 Sedimentmetingen in petgat 1 en B. Percentage organische stof sedimentval = het percentage organische stof van het vers gesedimenteerde sediment dat is opgevangen in de sedimentval. Percentage organische stof sediment = het percentage organische stof in de bovenste 0.10 m van het sediment.

Locatie	Dichtheid sediment (kg/L)	Vochtgehalte sediment (%)	% organische stof sediment	Sedimentatiesnelheid (kg/m/dag)	% org. stof sedimentval	% org. stof waterkolom
Petgat 1	1.54	23.8	0.7	0.065	18.3	26.2
Petgat 2	1.33	33.9	3.1	0.005	53.1	33.1

De korrelgrootteverdeling van het sediment in petgat 1 en 2 verschilt weinig. Petgat 2 heeft fijner sediment dan petgat 1, toch bevat petgat 2 ook meer grovere deeltjes (Figuur 10.12).



Figuur 10.12 De korrelgrootteverdeling van de bovenste 10 cm van het sediment in petgat 1 en 2. De korrelgrootte is onderverdeeld in 4 klassen. Per korrelgrootte is het gewichtsandaal in procenten aangegeven.

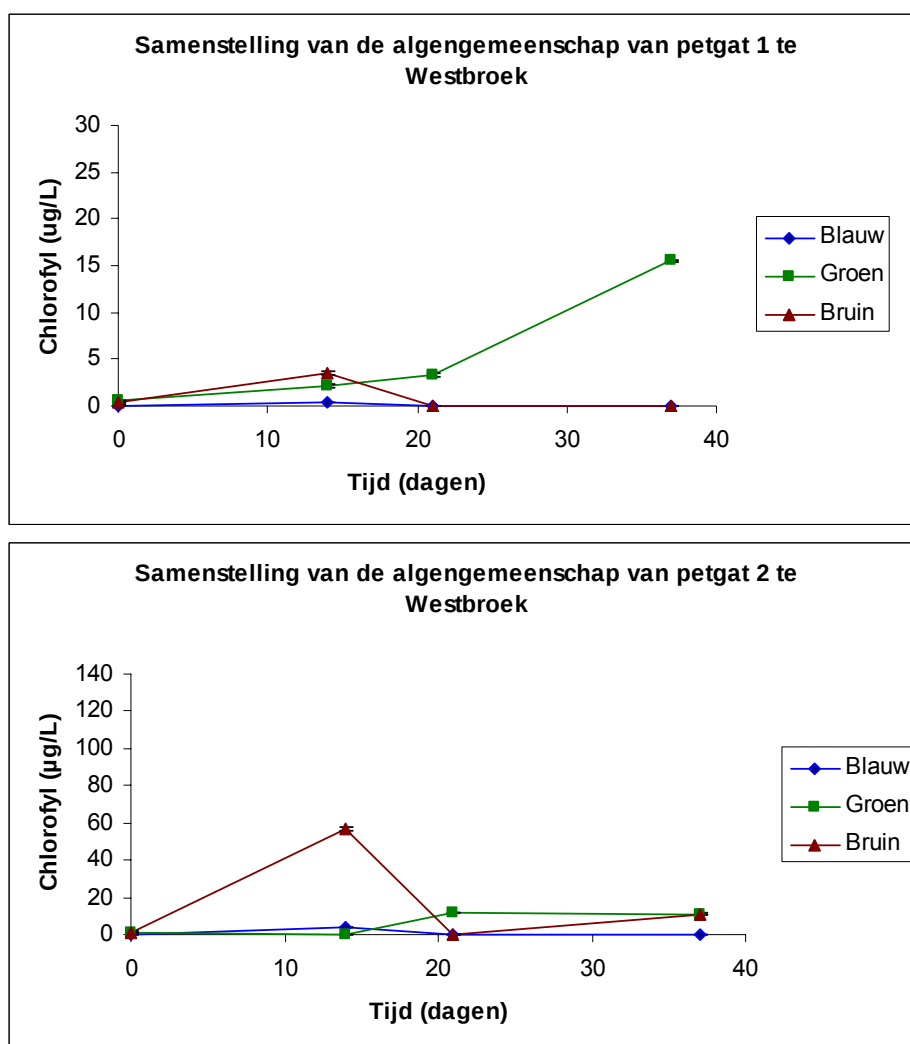
Water

Ook de factoren in het water in petgat 1 en 2 komen in hoge mate overeen (Tabel 10.4). Alleen de fosfaatconcentratie wijkt sterk af. In petgat 2 is de concentratie PO_4^{2-} bijna 4 maal hoger dan in petgat 1. Desondanks zijn de beide concentraties vrij laag. De extinctiecoëfficiënt is op beide locaties laag. Dit betekent dat het water op beide locaties helder is. Er was ten tijde van het experiment gedurende de hele periode zicht tot op de bodem.

Tabel 10.4 Milieufactoren in petgat 1 en B. De gemiddelde temperatuur, pH-waarde en zuurstofverzadiging van het oppervlaktewater (bovenste 0.10 m). De extinctiecoëfficiënt is de troebelheid van het water. Deze waarde is het gemiddelde van 2 metingen. Hoe hoger de waarde, hoe troebeler het water. De fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater is per locatie bepaald op 0.20 m diepte.

	Temperatuur (°C)	pH	Zuurstofverzadiging (%)	Extinctie-coëfficiënt	Fosfaat (µg/L)
Petgat 1 Westbroek	18.4 (16.0-20.9)	8.00 (7.66-8.24)	69.8 (58.3-93.8)	2.50	12.1
Petgat 2 Westbroek	18.6 (16.0-20.3)	7.83 (7.54-8.10)	65.9 (55.8-74.8)	2.99	40.7

De samenstelling van de algengemeenschap in petgat 1 en petgat 2 verschillen (Figuur 10.13). De hoeveelheid diatomeeën in petgat 2 is veel hoger dan in petgat 1. Petgat 2 had meer variatie in “goede” algen (groenalgen en diatomeeën) dan petgat 1. Het is daarom des te vreemder dat de mosselen in petgat 2 niet groeiden en wel in petgat 1. Cyanobacteriën zijn in beide petgaten 1 keer waargenomen in lage concentraties.



Figuur 10.13 Samenstelling algengemeenschap in beide petgaten (bovenste grafiek is petgat 1, onderste petgat 2), gebaseerd op chlorofyl-metingen met een PhytoPAM, gedurende 37 dagen (zie tekst voor verdere uitleg). Blauw geeft het aandeel cyanobacteriën (blauwalgen) aan, groen de groenalgen en bruin de diatomeeën. Let op de verschillende y-assen.

Samenvattend kan er gezegd worden dat er geen verschillen in groei voor de mosselen zijn gevonden tussen beide petgaten.

10.2.4 Conclusies voor beheer

Naast de vijvermossel *A. anatina* blijkt ook de schildersmossel *U. pictorum* in staat om bepaalde blauwalgen uit het water te kunnen filtreren. De schildersmossel lijkt hierin zelfs efficiënter dan de vijvermossel te zijn. Een uitspraak over de praktische inzetbaarheid van inheemse mosselsoorten in het verbeteren van helderheid en samenstelling van de algengemeenschap (minder blauwalgen, grotere diversiteit van de algengemeenschap) is echter niet mogelijk op grond van dit onderzoek

In deze studie zijn geen negatieve effecten gevonden van sediment op unionide mosselen. Onderzoek naar het verbeteren van habitats in laagveenwateren voor unionide mosselen zou een goede monitoring van de visstand in laagveenwateren moeten opnemen en moeten kijken naar de ruimtelijke samenhang tussen petgaten. Isolatie van petgaten maakt het voor unionide mosselen zeer waarschijnlijk moeilijk om nieuwe petgaten te koloniseren.

10.3 Actief Biologisch Beheer

In de eerste fase van het OBN-Laagveenwateren onderzoek maakte een proef met actief biologisch beheer in Terra Nova onderdeel uit van het veldonderzoek. In de tweede fase van het onderzoek is dit niet meer het geval geweest, hoewel er wel nog frequent gemeten is op deze locatie. Op landelijk niveau heeft de verdere kennisontwikkeling rond actief biologisch beheer niet stilgestaan. Omdat Witteveen+Bos nauw bij deze kennisontwikkeling betrokken is en tevens deel uit maakt van het onderzoeksconsortium, wordt hier in voorliggende paragraaf nader op ingegaan. Hierbij zijn tevens de ontwikkelingen in Terra Nova gebruikt.

De recente ontwikkelingen op het gebied van actief biologisch beheer zijn beschreven in het kader van de Ex ante evaluatie van de Kaderrichtlijn Water (PBL, 2008) en wel in het rapport “Kosten en baten van Actief visstandbeheer - achtergrondrapport Ex-ante evaluatie KRW” (Witteveen+Bos en ATKB, 2008). Onderstaand is een aantal delen uit dit rapport weergegeven:

10.3.1 Verschillende vormen van actief visstandbeheer

Er dient onderscheid te worden gemaakt tussen verschillende vormen van actief visstandbeheer:

- ‘klassiek’ actief biologisch beheer (ABB). Bij deze vorm van actief visstandbeheer wordt de visstand drastisch uitgedund tot niveaus van minder dan 10-15 kg/ha aan planktivore (watervlooienetende) vis en minder dan 15-25 kg/ha aan benthivore (bodemvoedsel-etende en bodemwoelende) vis;
- zogenaamde beheersvisserijen. Hierbij wordt alleen benthivore brasem gevangen, meestal in eigen beheer door de beroepsvisserij.

Met klassiek actief biologisch beheer bestaat in Nederland al meer dan 20 jaar ervaring. Deze uit Amerika afkomstige techniek (daar bekend onder de naam biomanipulation) is in de jaren '80 in Nederland geïntroduceerd door het RIZA (nu Waterdienst). Na eerste proeven in vijvers van de OVB (waar mensen als Harry Hosper, Map Grimm en Jouke Kampen bij betrokken waren) zijn projecten uitgevoerd in diverse oppervlaktewateren in Nederland. Een mooi overzicht hiervan is te vinden in het proefschrift van Marie-Louise Meijer : ‘Biomanipulation in The Netherlands – 15 years of experience’ (2000). Sinds 2000 is er weer een aantal nieuwe projecten gestart. Hiervan is in voorliggende rapportage gebruik gemaakt, naast uiteraard het proefschrift van Marie-Louise Meijer.

Van beheersvisserijen is aanzienlijk minder bekend en gedocumenteerd dan van het klassieke ABB. De ervaringen beperken zich deels tot de persoonlijke ervaringen van

enige beroepsvissers, die hun waarnemingen veelal niet goed gedocumenteerd hebben. Recentelijk heeft de Waterdienst (Eddy Lammens en Harry Hosper) wel enige reconstructies uitgevoerd van beheersvisserijen uitgevoerd door de beroepsvisserij (onder andere in de randmeren). Daarnaast is er ervaring opgedaan in Friesland in een 5-jarige proef met beheersvisserijen (begeleid door Eddy Lammens). Ook loopt er thans een 5-jarig experiment met beheersvisserijen in de Schutslooterwilde in Noordwest-Overijssel en hebben de beroepsvissers daar ervaringen met beheersvisserijen in andere delen van dit gebied.

Het werkingsprincipe van klassiek ABB en van beheersvisserijen is ook gedeeltelijk anders:

- bij klassiek ABB wordt een heldere waterfase gecreëerd doordat de uitdunning van planktivore vis leidt tot een sterke voorjaarsbloei van algenfilterend zoöplankton. Daarnaast veroorzaakt het reduceren van de benthivore visstand een reductie van de bioturbatie waardoor de omstandigheden voor kiemende waterplanten worden verbeterd. Daarnaast reduceert de uitdunning van benthivore vissen ook de mobilisatie van nutriënten uit de waterbodem. Bij klassiek ABB is dus sprake van meerdere effecten, zowel top-down (consumptie-gestuurd) als bottom-up (productie-gestuurd);
- bij beheersvisserijen wordt veelal alleen de benthivore visstand gereduceerd. Hiermee wordt dus vooral de bodemwoeling sterk gereduceerd, waardoor de interne nutriëntbelasting wordt gereduceerd en de condities voor kieming en ontwikkeling van waterplanten worden verbeterd. Top-down effecten via het zoöplankton zullen minder optreden dan bij klassiek ABB. Weliswaar kunnen benthivore vissen ook zoöplankton eten, maar kleine vissen doen dit efficiënter en omdat deze niet verwijderd worden zal de predatiedruk op het zoöplankton hoog kunnen blijven. Beheersvisserijen leiden derhalve niet zondermeer tot helder water en licht op de bodem, zodat waterplanten tot ontwikkeling kunnen komen.

Voor het bereiken van plantenrijk water is in het algemeen een intensievere vorm van actief visstandbeheer nodig, dan wanneer het water reeds helder en plantenrijk is en het visstandbeheer alleen hoeft te zorgen voor de instandhouding van deze situatie. Hierdoor worden in totaal drie vormen van actief visstandbeheer onderscheiden:

1. klassiek ABB: dit is een intensieve vorm die zorgt voor helder en plantenrijk water;
2. beheersvisserij om water plantenrijk te maken: hieronder wordt verstaan een intensieve uitdunning van de benthivore visstand tot een biomassa van minder dan 15 tot maximaal 25 kg/ha;
3. beheersvisserij/onderhoudsvisserij om water helder en plantenrijk te houden: hieronder wordt verstaan een extensieve uitdunning van de benthivore visstand, hetzij jaarlijks (bijvoorbeeld als commerciële visserij), hetzij periodiek (bijvoorbeeld eens per 3-10 jaar), afhankelijk van de ecologische ontwikkelingen.

De keuze voor een van deze vormen van actief visstandbeheer zal per situatie verschillen. Overwegingen die hierbij een rol kunnen spelen zijn bijvoorbeeld:

- de huidige ecologische toestand. Als er reeds sprake is van helder en plantenrijk water zijn hooguit periodieke extensieve beheersvisserijen nodig om die toestand te behouden. Van een dergelijke situatie is bijvoorbeeld sprake in de zuidelijke randmeren (Wolderwijd-Nuldernauw en Veluwemeer-Drontermeer), waar de beroepsvisserij op commerciële basis op benthivore brasem en karper vist. Fluctuaties in de helderheid en de areaalbedekking met submerse vegetatie zijn hier in verband gebracht met fluctuaties in de biomassa aan benthivore vissen. Een recente reconstructie van de commerciële brasemvisserij (rapport AquaTerra in opdracht van de Waterdienst, november 2007) laat zien dat deze visserij waarschijnlijk een belangrijke factor is voor de instandhouding van de plantenrijke toestand;
- de samenstelling van de visstand per plekke. Als de visstand voor het overgrote deel uit grote benthivore vissen bestaat (bijvoorbeeld brasem >25 cm) zijn beheersvisserijen kansrijker dan wanneer de visstand een groot aandeel kleinere,

- veelal planktivore vissen bevat. In dat laatste geval komt klassiek ABB meer in aanmerking;
- de mate waarin het gebied visdicht geïsoleerd ligt of kan worden van de omgeving. In de periode van herstel van helder en plantenrijk water is immigratie van vis vanuit de omgeving ongewenst. Dit geldt met name voor klassiek ABB, omdat de massale ontwikkeling van watervlooien die hier het gevolg van zijn een grote aantrekkingskracht op vissen uit de omgeving kan hebben. Maar ook bij beheersvisserijen is immigratie ongewenst. De mogelijkheden voor visdichte isolatie verschillen per locatie. Sommige gebieden liggen reeds geïsoleerd. In andere gevallen kan het nodig of wenselijk zijn een geheel watersysteem aan te pakken in plaats van slechts een deel ervan. Ook kan het nodig of wenselijk zijn viskeringen aan te leggen. Dit kunnen technisch lastige en relatief kostbare constructies zijn, zeker wanneer deze voor recreatie- en of beroepsvaart passeerbaar moeten zijn. De mogelijkheden zullen per situatie verschillen.

Zoals het bovenstaande illustreert is de toepassing van actief visstandbeheer altijd maatwerk.

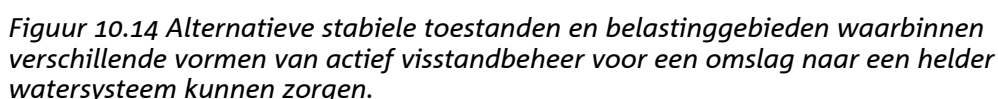
10.3.2 Relatie met nutriëntenbelasting

De ervaringen met het toepassen van actief visstandbeheer hebben geleerd dat de productiviteit van het water een belangrijke rol speelt. De eerste experimenten met klassiek ABB in Nederland werden uitgevoerd in relatief voedselrijk water (Zwemlust, Bleiswijkse Zoom, Noorddiep), waar een hoge visbiomassa aanwezig bleek (800-1000 kg/ha in Zwemlust, 600-800 kg/ha in de Bleiswijkse Zoom en Noorddiep). Dergelijke hoge visbiomassa's zijn tegenwoordig een zeldzaamheid. Deze wateren werden allemaal helder en plantenrijk, maar de hoge productiviteit resulteerde ook in negatieve bijwerkingen, zoals zeer sterke plantengroei, overlast van flab en grote zuurstof fluctuaties over het etmaal. Latere experimenten uitgevoerd in beduidend minder productief water (onder andere Wolderwijd-Nulderneauw, visbiomassa 200 kg/ha; Duinigermeer, visbiomassa 150 kg/ha) vertoonden aanzienlijk minder van dergelijke bijwerkingen. Een relatief recent (2004/2005) experiment in de laag-productieve Loenderveense Plas (visbiomassa circa 100 kg/ha) toont genoemde bijwerkingen tot op heden geheel niet.

Behalve de genoemde negatieve bijwerkingen blijkt ook het beheer van de visstand een relatie met de productiviteit van het water te hebben. In laag-productief water zoals de Loenderveense Plas is naar schatting een eenmalige ingreep in de visstand voldoende om een stabiel helder en plantenrijk water te realiseren. Weliswaar blijft de visbiomassa in de plantenrijke toestand op een aanzienlijk lager niveau dan in de troebele toestand (reductie circa 50 %, zie het proefschrift van M.-L. Meijer, 2000), veelal neemt in productiever water de biomassa aan benthivore vis geleidelijk toe tot een niveau waarbij een achteruitgang van de waterkwaliteit zichtbaar wordt (Wolderwijd-Nulderneauw, Duinigermeer). Zowel een relatief hoge externe belasting met nutriënten als een voedselrijke waterbodem (waarin vaak een erfenis uit een eutrofer verleden is opgeslagen) kunnen hieraan ten grondslag liggen. Hieruit wordt geconcludeerd dat, naarmate het water hoger productief wordt, extensieve beheersvisserijen op benthivore vis steeds frequenter nodig zullen zijn om de plantenrijke toestand te behouden.

Tenslotte verwachten we ook een relatie tussen de productiviteit van het water en de score van het water op de KRW maatlaten. De hoog-productieve ABB-wateren van het eerste uur (Zwemlust, Noorddiep, Bleiswijkse Zoom) werden weliswaar helder en plantenrijk, maar de vegetatie kenmerkte zich door een dominantie van eutrafente soorten als waterpest, gedoond hoornblad, aarvederkruid, schedefontijnkruid en dergelijke. Pas in lager productief water als het Wolderwijd-Nulderneauw en het Duinigermeer werden mesotrafente soorten als kranswieren dominant. Hierdoor zullen deze laatste wateren een hogere score op de maatlat voor macrofyten realiseren. Hetzelfde geldt naar verwachting voor de (deel)maatlaten voor chlorofyl-a en macrofauna.

- lage belasting (rond onderste kritische grens);
- matige belasting (tussen kritische grenzen);
- hoge belasting (rond bovenste kritische grens);
- zeer hoge belasting (boven bovenste kritische grens).



- de mate waarin ongewenste bijwerkingen optreden. Voorbeelden zijn:
 - periodieke algenbloei;
 - flabontwikkeling;
 - periodieke zuurstofloosheid en nalevering en eventuele vissterfte;
 - excessieve plantengroei (dichtgroeien van het water waardoor problemen met bijvoorbeeld doorstroming en recreatie kunnen ontstaan);
 - versnelde slibvorming/verlanding waardoor frequenter gebaggerd moet worden;

Deze ongewenste bijverschijnselen nemen toe met een toenemende nutriëntenbelasting.

- de intensiteit waarmee zogenaamde onderhoudsvisserijen (herhaalde beheersvisserijen) moeten worden uitgevoerd. In laag belast water zal dit niet of nauwelijks nodig zijn, in hoog belast water zal dit relatief frequent nodig zijn;
- de relatieve ecologische kwaliteit (uitgedrukt als % van een denkbeeldig optimum).

Directie Kennis en Innovatie

houden en van de relatieve ecologische kwaliteit. In hoofdstuk 3 (paragraaf 3.2) wordt nader op de effecten op de ecologische kwaliteit ingegaan.

Tabel 10.5 Inschatting van ongewenste bijwerkingen, van de benodigde intensiteit van beheersvisserijen om het water plantenrijk te houden en van de relatieve ecologische kwaliteit (als % van een denkbeeldig optimum) voor verschillende P-belastingen.

P-belasting	bijwerkingen	frequentie van beheersvisserijen om het water plantenrijk te houden	relatieve ecologische kwaliteit (in %)
laag	geen bijwerkingen. Voorbeeld: Loenderveense Plas	geen	100
matig	incidentele (eens per 2-5 jaar) algenbloei (geen recreatie). Voorbeeld: Duinigermeer	incidenteel (eens per 5-10 jaar of naar believen jaarlijks op commerciële basis)	90
hoog	incidentele algenbloei en lokale en periodieke overlast waterplanten voor recreatie. Voorbeeld: Veluwemeer	regelmatig (eens per 3-5 jaar of naar believen jaarlijks op commerciële basis)	80
zeer hoog	jaarlijks een periode met algenbloei, periodiek sterke flabontwikkeling. Voorbeeld: Terra Nova	jaarlijks flab/draadalg, incidentele zuurstofloosheid en nalevering en vissterfte. Voorbeeld: compartiment Zuidlaardermeer	70

10.3.3 Te verwachten effecten van actief visstandbeheer op de KRW maatlat-scores

Inleiding

Actief visstandbeheer heeft niet evenveel effect op alle KRW (deel)maatlaten:

- de maatlat voor planten (macrofyten) is opgebouwd uit een deelmaatlat voor abundantie van groeivormen (bestaande uit oeverplanten als riet, lisdodde etc., drijvende planten als gele plomp en waterlelie en waterplanten als fonteinkruiden, waterpest etc) en een deelmaatlat voor soortensamenstelling (waarbij waterplanten en oeverplanten worden onderscheiden). Actief visstandbeheer heeft vrijwel geen effect op oeverplanten; deze worden veel meer door factoren als morfometrie (randlengte, diepte, taludhelling en dergelijke) en peilbeheer beïnvloed. Wel heeft actief visstandbeheer een effect op de waterplanten (deze kunnen toenemen doordat het water helder wordt en/of de bodemverstoring door bodemwoelende vis afneemt). Omdat de totaal-score is opgebouwd uit de score voor beide deelmaatlaten kan deze als gevolg van actief visstandbeheer dus niet maximaal worden;
- wat geldt voor de macrofyten geldt naar verwachting ook voor macrofauna: de score op de maatlat zal als gevolg van actief visstandbeheer niet maximaal kunnen worden. Veel soorten macrofauna worden alleen gevonden in de begroeide oeverzone (waar actief visstandbeheer weinig invloed heeft), op het open water (waar actief visstandbeheer veel meer invloed heeft) is de soortendichtheid meestal veel lager;
- de totaal-score op de maatlat voor de vissen zal ook beperkt kunnen verbeteren als gevolg van de uitvoering van actief visstandbeheer. De maatlat voor vissen (in natuurlijke wateren) is opgebouwd uit 5 deelmaatlaten:
 1. aantal soorten;
 2. biomassa aandeel plantminnende soorten;
 3. biomassa aandeel zuurstoftolerante soorten;
 4. biomassa aandeel brasem;
 5. biomassa aandeel blankvoorn en baars als percentage van het totaal aan eurytope soorten.

Op met name de tweede en derde deelmaatlat heeft actief visstandbeheer weinig tot geen effect. De score op deze deelmaatlaten is sterk afhankelijk van het areaal aan goed begroeide oeverzones en moeraszones. Actief visstandbeheer heeft met name effect op de visstand in het open water (4^e en 5^e deelmaatlat). Ook het aantal gevangen soorten tijdens een gestandaardiseerde bemonstering (deelmaatlat 1) zal naar verwachting wat toenemen (zoals bijvoorbeeld waargenomen in de Veluwerandmeren);

- de score op de maatlat voor fytoplankton (zwevende algen) zal wel sterk kunnen verbeteren als gevolg van actief visstandbeheer. Actief visstandbeheer oefent namelijk invloed uit op alle deelmaatlaten, zowel de hoeveelheid algen in het water (deelmaatlat chlorofyl-a) als de soortensamenstelling (deelmaatlaten voor positieve en negatieve soorten).

Effecten van klassiek ABB

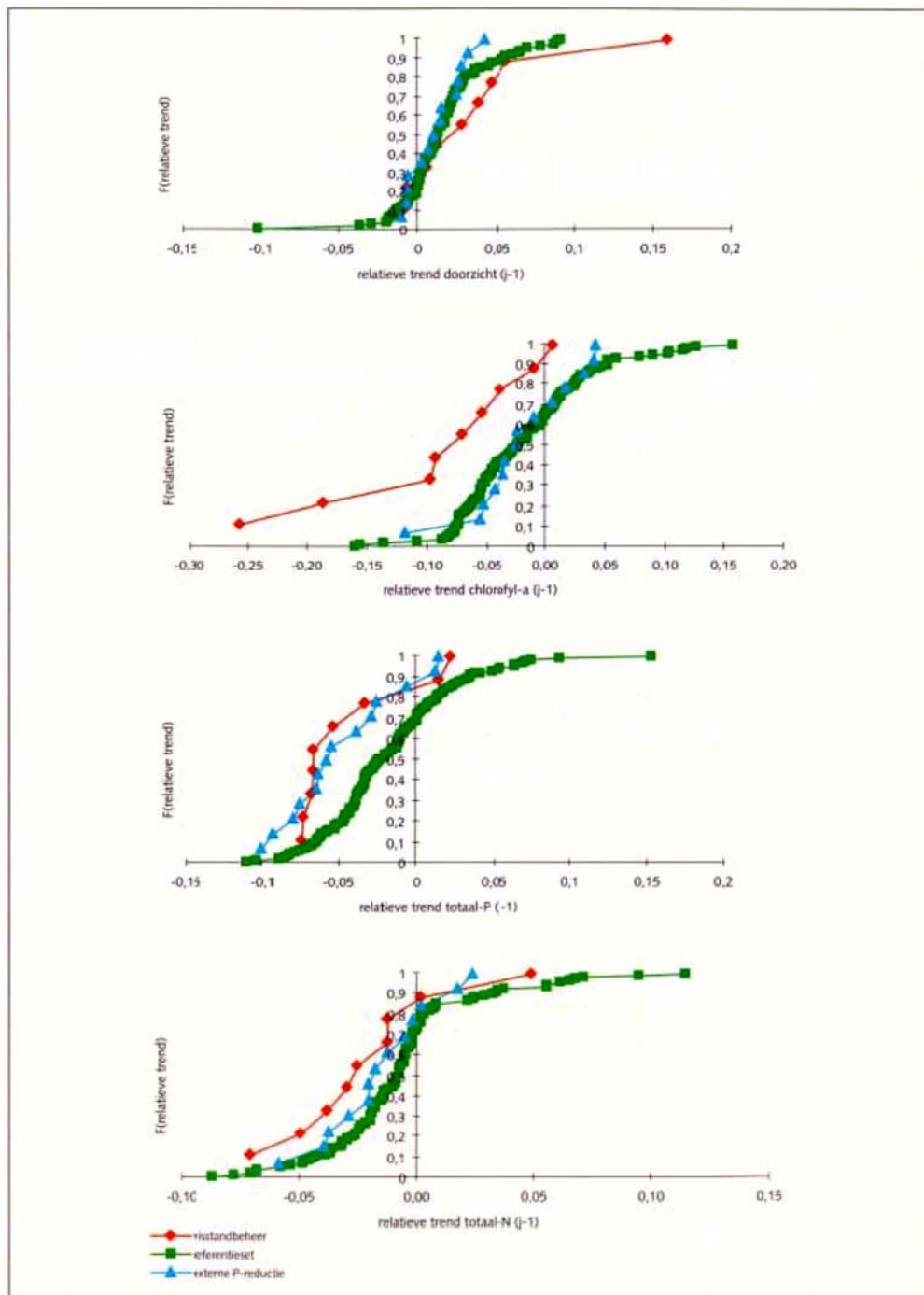
Voor de effecten van klassiek ABB kan onder andere worden verwezen naar de landelijke evaluatie van het RIZA (Meijer en de Boois, 1998; de Boois *et al.*, 1997) en het proefschrift van Marie-Louise Meijer (2000). Mits goed uitgevoerd (het realiseren van het gewenste uitdunningsniveau) kan ABB zorgen voor:

- helder water;
- een significante daling van het totaal-P en totaal-N gehalte;
- herstel van submerse vegetatie binnen een aantal jaren;
- verbetering van de visstand, met minder brasem en een groter aandeel baars en blankvoorn en plantminnende vissen.

In Figuur 10.15 is het effect van ABB op een aantal systeemkenmerken weergegeven. Hierin is te zien dat de toepassing van ABB leidt tot helderder water met minder algen en ook met minder nutriënten (P en N) in de waterfase. Reductie van de externe belasting leidt alleen tot lagere P- en N-concentraties, niet tot helderder water met minder algen. Op grond van data uit de landelijke evaluatie van projecten op het gebied van Actief Biologisch Beheer (Meijer en de Boois, 1998; de Boois *et al.*, 1997), het proefschrift van Marie-Louise Meijer (2000) alsmede data van latere ABB-projecten, is het mogelijk gebleken voor een aantal wateren het effect van ABB te laten zien op:

- de EKR-score voor chlorofyl-a (deelmaatlat van de fytoplankton maatlat voor natuurlijke wateren);
- de EKR-score voor de visstand voor natuurlijke wateren;
- de areaalbedekking met submerse vegetatie (onderdeel van de deelmaatlat voor submerse macrofyten, welke samen met de oeverplanten de macrofytenmaatlat vormen).

De wateren zijn weergegeven in Tabel 10.6. Van de weergegeven wateren waren voldoende data beschikbaar van zowel voor als na de uitdunning van de visstand. Ook kon van deze wateren vastgesteld worden dat de uitdunning van de visstand was geslaagd, dat wil zeggen de gewenste uitdunningsniveaus werden daadwerkelijk bereikt (resterende visstand na de uitdunning van maximaal 10-15 kg/ha planktivore vis en 15-25 kg/ha benthivore vis). Zoals aangegeven is het niet halen van de gewenste uitdunningsniveaus de belangrijkste oorzaak van mislukken van ABB-projecten.

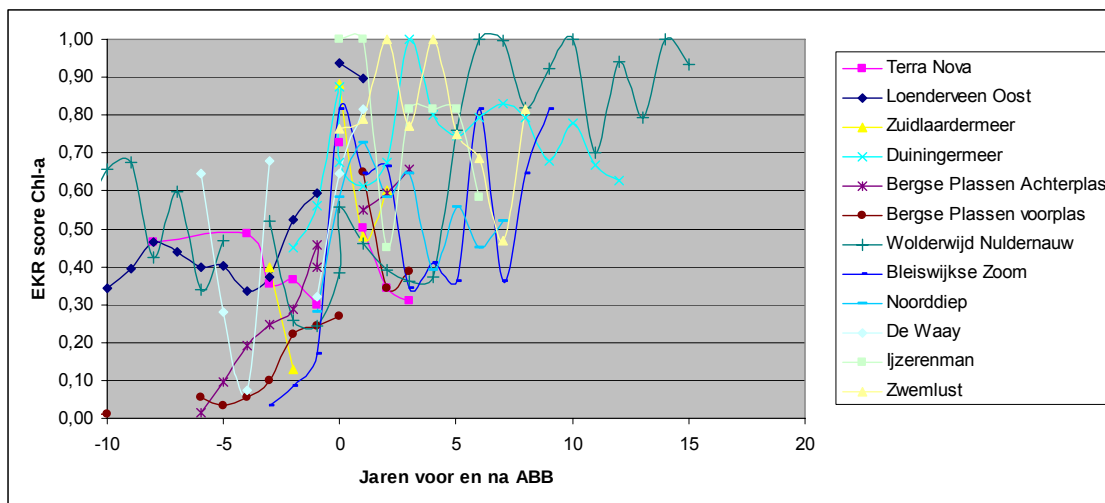


Figuur 10.15 Effect van ABB op een aantal systeemkenmerken. Weergegeven is de relatieve trend voor doorzicht, chlorofyl-a, totaal-P en totaal-N voor wateren waarin actief visstandbeheer is toegepast (rode symbolen en trendlijn), waarin alleen de externe P-belasting is gereduceerd (blauwe symbolen en trendlijn) en waarin geen maatregelen zijn genomen (referentieset van groene symbolen en trendlijn). Afbeelding uit Meijer & de Boois, 1998.

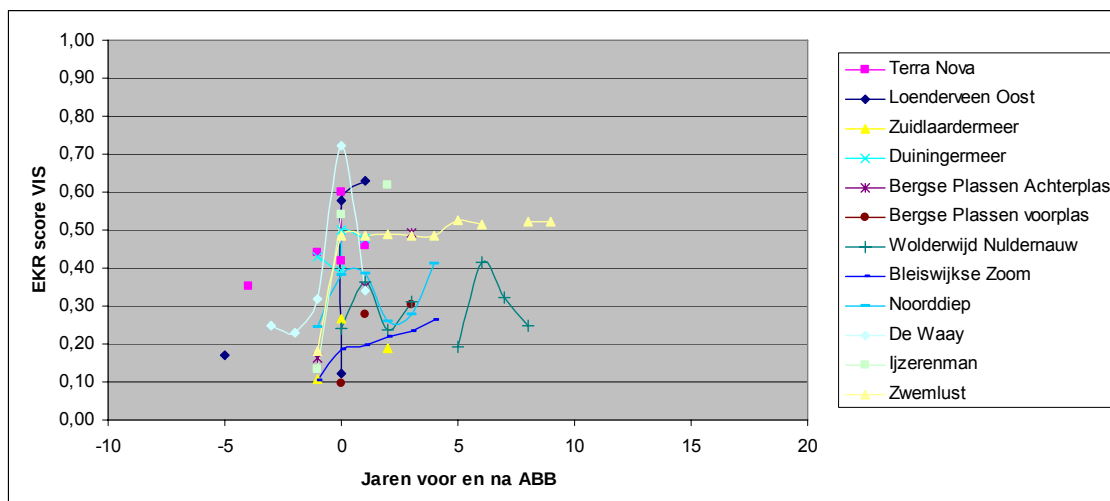
Tabel 10.6 Overzicht van wateren waarin klassiek ABB is uitgevoerd en waarvan data zijn verzameld ten behoeve van beoordeling van het effect op EKR-scores.

naam water	jaar van uitvoering ABB	bron
IJzeren Man	1989-1990	de Boois <i>et al.</i> , 1997
Noorddiep	1988	de Boois <i>et al.</i> , 1997
Bleiswijkse Zoom	1987-1988	de Boois <i>et al.</i> , 1997
Wolderwijd-Nulderneauw	1990-1991	de Boois <i>et al.</i> , 1997
De Waay	1994	de Boois <i>et al.</i> , 1997
Zwemlust	1987	de Boois <i>et al.</i> , 1997
Duinigermeer	1992-1993	de Boois <i>et al.</i> , 1997, Witteveen+Bos, 1995
Compartiment Zuidlaardermeer	1996	de Boois <i>et al.</i> , 1997 Witteveen+Bos, 1996, 1998, 2000
Terra Nova	2003-2004	AquaTerra, 2004
Loenderveen Oost	2004-2005	Vernooij & Kampen, 2005
Bergse Plassen Achterplas	2004-2005	data van Waternet Witteveen+Bos, 2005
Bergse Plassen Voorplas	2004-2005	data van Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard Witteveen+Bos, 2005

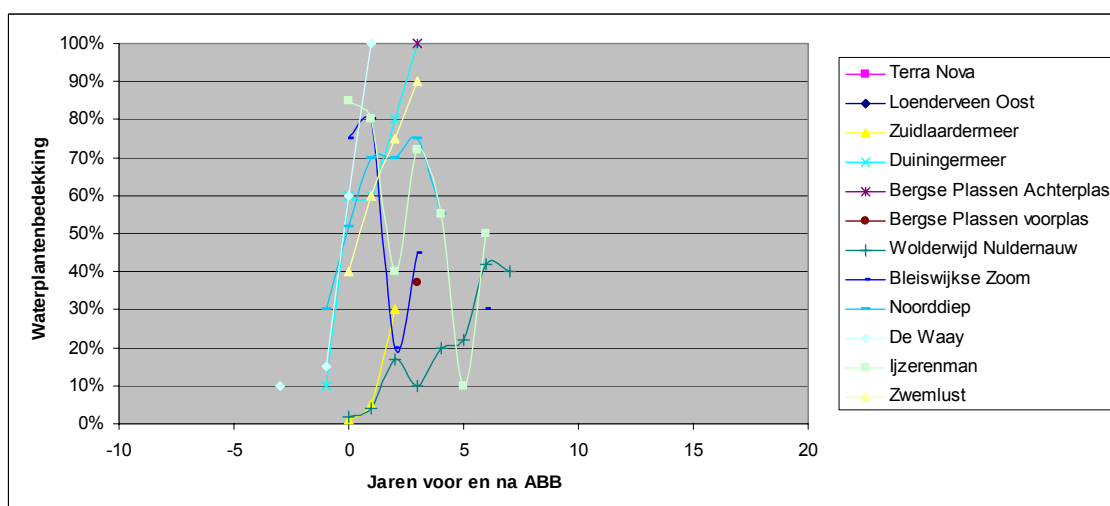
In Figuur 10.16 tot en met Figuur 10.18 is de ontwikkeling van de genoemde parameters voor en na het ABB in de verschillende wateren weergegeven. In bijlage III is de ontwikkeling van een aantal individuele wateren weergegeven.



Figuur 10.16 Verloop van de EKR-score voor chlorofyl-a. Jaar 0 is het jaar dat het ABB is uitgevoerd.



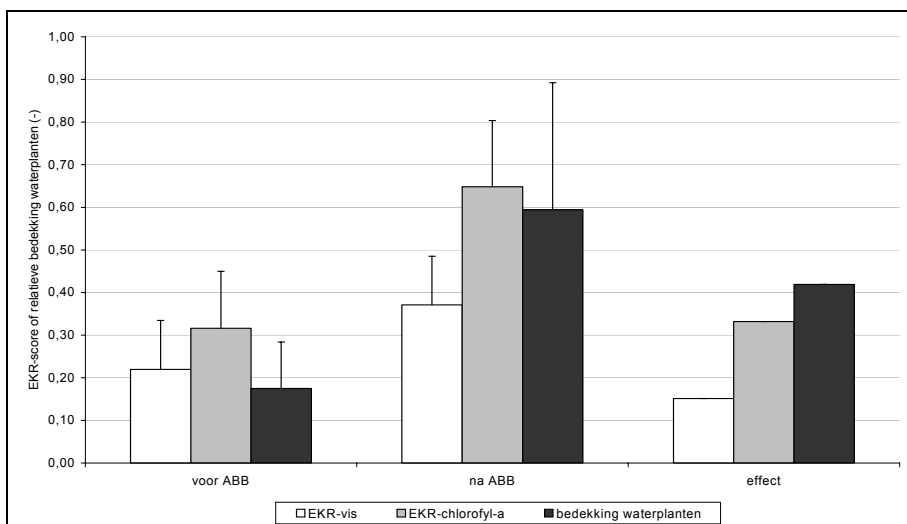
Figuur 10.17 Verloop van de EKR-score voor vissen.



Figuur 10.18 Verloop van de areaalbedekking met ondergedoken waterplanten.

Uit de afbeeldingen komt naar voren dat er veel variatie is tussen de wateren en dat ze allemaal weer net anders reageren op het beheer, maar dat in vrijwel alle gevallen duidelijke effecten zichtbaar zijn.

In Figuur 10.19 is het gemiddelde effect op de scores van alle wateren gezamenlijk weergegeven. Hierbij zijn alleen wateren gebruikt waarvan voor de betreffende parameter zowel voor als na de ingreep data beschikbaar waren. Visdata na de ingreep betreffen data vanaf het 4^e jaar na de ingreep, omdat de ingreep zelf de score beïnvloedt en de visstand tijd moet krijgen om van de ingreep te herstellen.



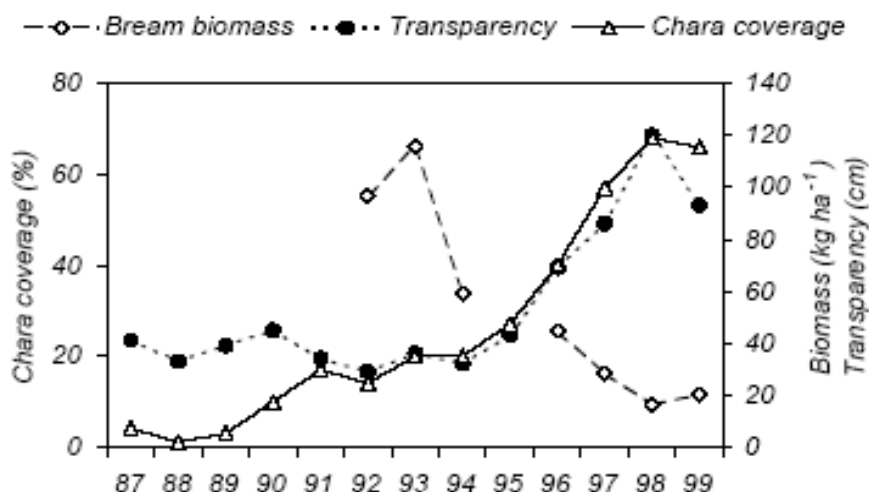
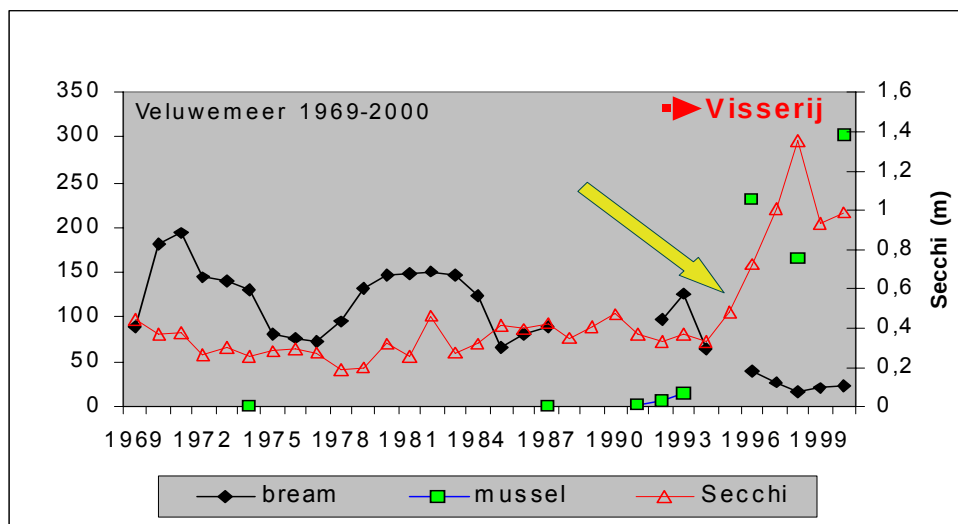
Figuur 10.19 Gemiddelde scores vóór uitvoering van ABB, na uitvoering van ABB en het netto effect. Aantal waarnemingen vóór ABB: 4 voor vis, 12 voor chlorofyl-a en 10 voor waterplanten. Aantal waarnemingen na ABB: 10 voor vis, 10 voor chlorofyl-a en 3 voor waterplanten.

Uit Figuur 10.19 komt naar voren dat ABB een substantieel effect op de scores voor de weergegeven parameters heeft. Daarbij behoren de volgende nuancerende opmerkingen:

- hoewel het effect van de ingreep in de afbeeldingen 3 tot en met 5 in het algemeen heel goed te zien is, kunnen ook andere factoren (belastingreductie etc.) hebben bijgedragen aan de waargenomen effecten. Zo laat een aantal wateren reeds voor de ingreep een trend van verbetering zien;
- de EKR-score voor de visstand reageert het minst op het beheer. Beseft moet echter worden dat de gebruikte maatlat een maatlat voor natuurlijke wateren is, terwijl alle wateren waarvan data gebruikt zijn sterk veranderde of kunstmatige wateren zijn. Zoals reeds aangegeven bestaat de maatlat voor natuurlijke wateren uit 5 deelmaatlaten:
 1. aantal soorten;
 2. biomassa aandeel plantminnende soorten;
 3. biomassa aandeel zuurstoftolerante soorten;
 4. biomassa aandeel brasem;
 5. biomassa aandeel blankvoorn en baars als percentage van het totaal aan eurytope soorten.

Het in Nederland veelal constante of tegennatuurlijke waterpeilverloop wordt vaak gezien als een onomkeerbare hydromorfologische verandering. Gecorrigeerd voor deze onomkeerbaarheid zal de score op met name de deelmaatlaten 2 en 3 sterk verbeteren. Een totaalscore van circa 0,4 op de natuurlijke maatlat kan gecorrigeerd best overeen komen met een score van 0,6 of zelfs hoger op de aangepaste maatlat, hetgeen zou betekenen dat met actief visstandbeheer het GEP gehaald wordt;

- bovenstaande opmerking voor vissen geldt ook voor de score voor chlorofyl-a en de bedekking met waterplanten: toegepast in aangepaste maatlaten voor sterk veranderde en kunstmatige wateren kunnen de effecten op de totaal-score voor de maatlaten voor fytoplankton en macrofyten hoger uitvallen.



Figuur 10.20 Ontwikkeling van de helderheid, de dichtheid aan driehoeksmosselen (bovenste afbeelding) en de areaalbedekking met kranswieren (Chara coverage) in relatie tot de brasembiomassa (Bream biomass) in het Veluwemeer-Drontermeer. Met een rode pijl is aangegeven (bovenste afbeelding) wanneer de commerciële visserijen zijn gestart. De gele pijl geeft het moment aan dat de helderheid sterk begon toe te nemen. Bovenste afbeelding afkomstig van Harry Hosper, onderste afbeelding van Eddy Lammens (uit Lammens et al., 2004).

Effecten van beheersvisserijen om het water helder te maken

De ervaringen met beheersvisserijen zijn zoals aangegeven nog beperkt. Onderstaand wordt ingegaan op enkele thans gedocumenteerde voorbeelden van situaties waar het water als gevolg van beheersvisserijen helder geworden is.

Veluwemeer-Drontermeer

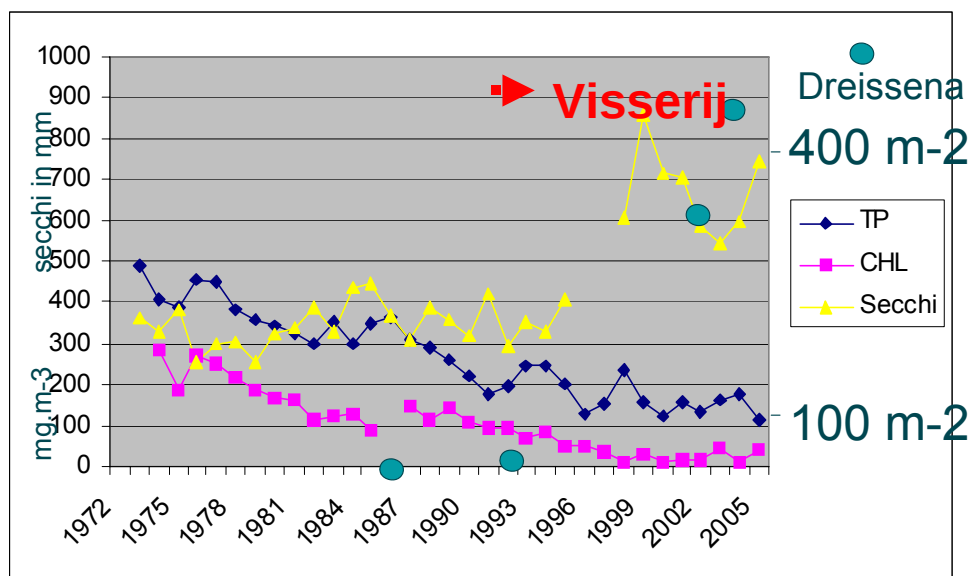
De best gedocumenteerde ervaring betreft het Veluwemeer-Drontermeer, waar in de jaren '90 en omslag plaatsvond naar helder en plantenrijk water. Een reconstructie van de ecologische ontwikkelingen en de uitgevoerde visserijen door de beroepsvisserij is uitgevoerd door de Waterdienst (Eddy Lammens en Harry Hosper).

In Figuur 10.20 is te zien hoe de helderheid, de areaalbedekking met kranswieren en de dichtheid aan driehoeksmosselen sterk toenamen nadat de brasembiomassa als gevolg van de commerciële visserijen tot minder dan 50 kg/ha was teruggebracht. Een analyse van de ontwikkelingen toonde aan dat:

- de commerciële visserij verantwoordelijk is geweest voor de afname van de brasemstand;
- de uitbreiding van kranswieren en driehoeksmosselen pas optrad na de start van de visserijen en dat de visserij dus de trigger moet zijn geweest.

Zwarte Meer

Een soortgelijke ontwikkeling als in het Veluwemeer-Drontermeer is waargenomen in het Zwarte Meer (Figuur 10.21). In dit meer is al lange tijd sprake van een trend van geleidelijk dalende fosfaat en chlorofyl gehalten. Pas na de start van een commerciële brasemvisserij in de jaren '90 is hier echter een sterke verbetering van de helderheid opgetreden. Net als in het Veluwemeer-Drontermeer lijkt deze trend versterkt te worden door de opkomst van driehoeksmosselen na de start van de visserijen.



Figuur 10.21 Ontwikkeling van de gehalten aan totaal-P, chlorofyl-a, de helderheid en de dichtheid aan driehoeksmosselen in relatie tot de start van commerciële brasemvisserijen (met rode pijl aangegeven). Afbeelding verkregen van Harry Hosper.

Loenderveen Oost

In Loenderveen Oost is in 2004-2005 met succes klassiek actief biologisch beheer uitgevoerd. Echter, bij de uitdunning bleek in dit water vrijwel alleen grote, benthivore brasem aanwezig te zijn; bij de uitdunning werd ruim 100 kg/ha benthivore vis (waarvan 94 kg/ha brasem >25 cm) en maar 2 kg/ha planktivore vis <15 cm aangetroffen (Vernooij & Kampen, 2005). Hierdoor is dit project feitelijk een goed voorbeeld gebleken van een effectieve beheersvisserij om het water helder en plantenrijk te maken.

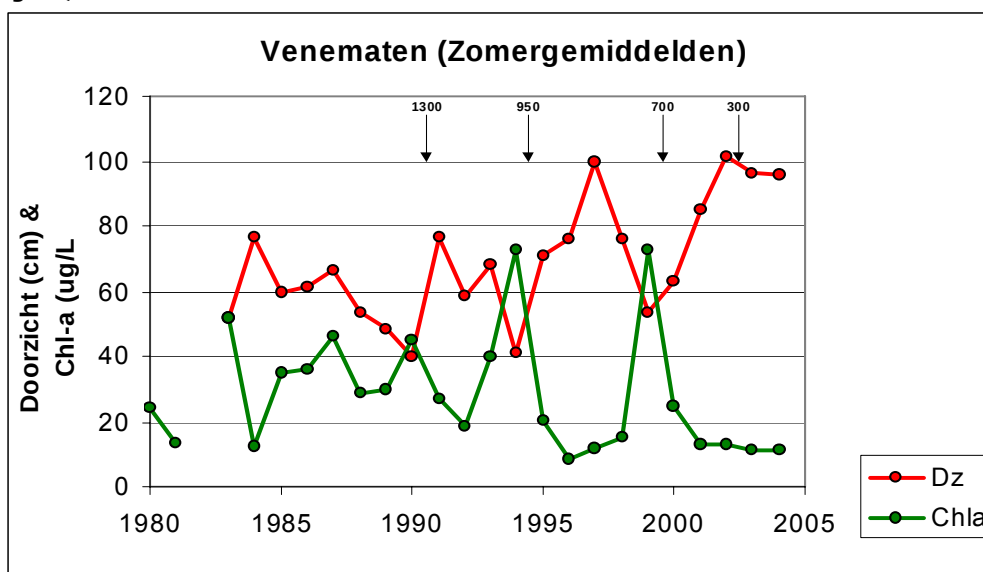
Effecten van beheersvisserijen om het water helder te houden

Een recent verkregen voorbeeld van beheersvisserijen om het water helder te houden is afkomstig uit de Venematen gelegen in Noordwest-Overijssel. Dr. R. Riegman van Waterschap Reest en Wieden ontdekte in dit water een meerjarige fluctuatie in de helderheid, welke veroorzaakt wordt door fluctuaties in de algendichtheid (uitgedrukt als het chlorofyl-a gehalte). Navraag bij de lokale beroepsvisserij (firma Lok en firma Piek) leerde dat zij regelmatig dit water 's winters bevissen met een zegen, waarbij voornamelijk brasem gevangen wordt. In Figuur 10.22 zijn de brasemvangsten weergegeven in een afbeelding dat de meerjarige fluctuatie in helderheid en chlorofyl-a laat zien.

Uit de afbeelding komt naar voren dat verbeteringen van de waterkwaliteit (in de zomerhalvjaar van 1991, 1995 en 2000) telkens gepaard gaan met een brasemvangst

in de voorafgaande winter. De Venematen hebben een oppervlak van circa 30 hectare (brasemvangsten variëren in deze jaren derhalve van ruim 20 tot ruim 40 kg/ha). De Venematen staan in open verbinding met de rest van Noordwest-Overijssel (Wieden en Weerribben gebied), waardoor gemakkelijk immigratie van brasem vanuit aanliggende wateren kan plaatsvinden.

De vissers geven aan dat zij de aanwezigheid van brasem aflezen aan een teruglopende helderheid en areaalbedekking met ondergedoken waterplanten in de zomer. Dit is voor hen het signaal om 's winters weer te gaan vissen. In de winter van 2002/2003 visten ze een keer terwijl het water gedurende de voorafgaande zomer helder was gebleven. In deze winter waren de vangsten ook het laagst (300 kg, 10 kg/ha).



Figuur 10.22 Meerjarige fluctuatie in de zichtdiepte en het gehalte chlorofyl-a (zomergemiddelde waarden) van de Venematen, alsmede de commerciële brasemvangsten (in kilogram) in de winter in dit meer (me zware pijlen aangegeven). Data verkregen van Waterschap Reest en Wieden en van de firma Lok.

10.3.4 Evaluatie inzetbaarheid actief visstandbeheer

Inleiding

Actief visstandbeheer is vrijwel nooit los te zien van andere typen maatregelen.

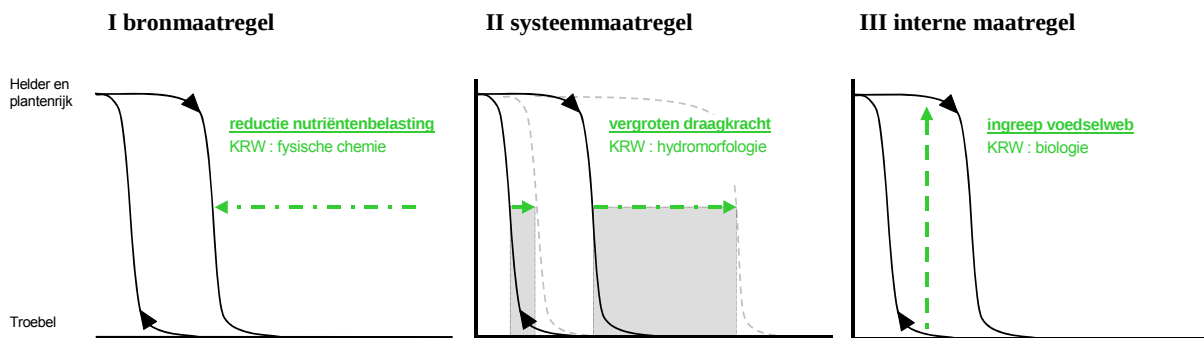
Redenen:

- actief visstandbeheer is geen wondermiddel. Veel wateren kampen met problemen van slibophoping, degradatie van oevers door vaste peilen en ongunstig landgebruik etc. Dergelijke problemen worden niet opgelost met actief visstandbeheer;
- hoe hoger de nutriëntenbelasting, hoe lager het doelbereik en hoe sterker de bijwerkingen;
- samenhangend met de voorgaande punten: actief visstandbeheer uitvoeren als enige maatregel (terwijl de andere problemen niet aangepakt worden) kan naar verwachting veel maatschappelijke weerstand opleveren.

De volgende strategie met de verschillende typen maatregelen wordt aanbevolen (zie Figuur 10.23):

- eerst wordt gekeken of de belasting met bronmaatregelen (type I) teruggebracht kan worden;
- vervolgens wordt bekeken of de kritische belasting van het systeem vergroot kan worden met type II maatregelen, die tevens de inrichting van het water optimaliseren;

- vervolgens worden, afhankelijk van de resterende nutriëntenbelasting ten opzichte van de kritische belastinggrenzen, beoordeeld of actief visstandbeheer wenselijk c.q. noodzakelijk is.



Figuur 10.23 Typen maatregelen in relatie tot de nutriëntenbelasting en kritische grenzen.

Veel waterbeheerders volgen reeds een dergelijke strategie en zien actief visstandbeheer als een aanvullende maatregel.

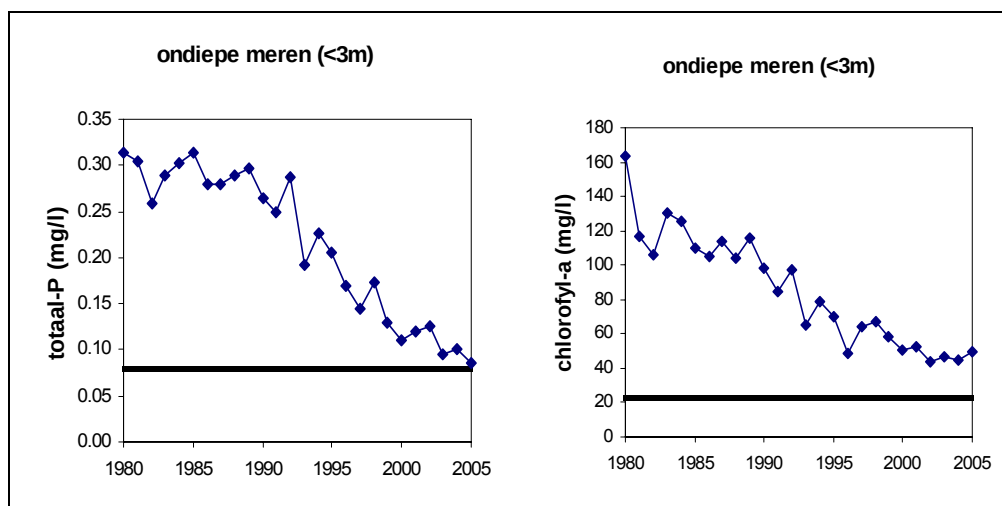
Teneinde de inzetbaarheid van actief visstandbeheer nader te onderzoeken is gekeken naar:

- trends in de ontwikkeling van gehalten van nutriënten en chlorofyl-a in ons oppervlaktewater;
- informatie van de huidige nutriëntenbelasting van ten opzichte van de kritische grenzen.

In de navolgende twee paragrafen wordt nader op deze twee onderdelen ingegaan.

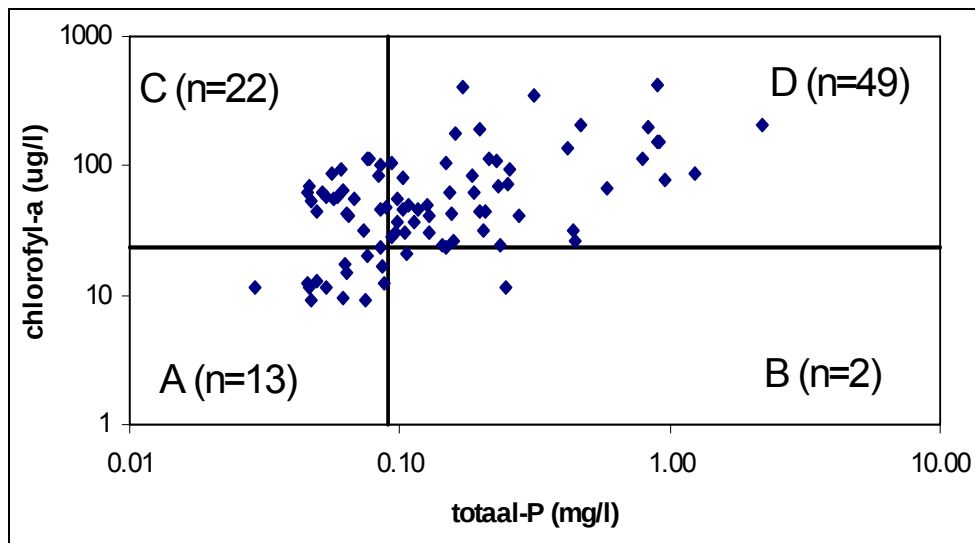
Trends in de ontwikkeling van gehalten van nutriënten en chlorofyl-a

De navolgende gegevens zijn verkregen van Harry Hosper van de Waterdienst van Rijkswaterstaat. In Figuur 10.24 wordt de ontwikkeling van totaal-P en chlorofyl-a in ondiepe meren en plassen verschillende watertypen gegeven.



Figuur 10.24 Ontwikkeling van het gehalte aan totaal-P en chlorofyl-a in Nederlandse ondiepe meren en plassen. Gemiddelde waarden van 80-120 regionale wateren en rijkswateren. Data afkomstig uit het databestand Water in Beeld van Rijkswaterstaat. In de grafieken is tevens de GET-waarde weergegeven.

Uit de afbeelding komt naar voren dat de eutrofiëringstoestand de laatste decennia reeds sterk verbeterd is. Het gemiddelde totaal-P gehalte benadert reeds de GET-waarde, bij chlorofyl-a blijft dit nog wat achter.



Figuur 10.25 Huidige gehalten aan totaal-P en chlorofyl-a in ondiepe meren en plassen. Data afkomstig uit het databestand Water in Beeld van Rijkswaterstaat.

In Figuur 10.25 zijn het huidige totaal-P en chlorofyl-a gehalte van individuele meren en plassen weergegeven. Hieruit komt het volgende naar voren:

- in 35 (A+C) van de 86 meren ligt het totaal-P gehalte onder de GET waarde. Verondersteld kan worden dat in deze meren de nutriëntenbelasting ver genoeg is teruggebracht (belasting tussen de kritische grenzen);
- in 13 meren (kwadrant A) ligt ook het chlorofyl-a gehalte onder de GET-waarde. Deze meren zijn kennelijk helder en hier is geen actief visstandbeheer nodig;
- in 22 van deze meren (25 %, zie kwadrant C) ligt het chlorofyl-a echter nog boven de GET-waarde. Deze meren verkeren kennelijk nog in de troebele toestand. Actief visstandbeheer zou in deze meren een voor de hand liggende maatregel kunnen zijn;
- in de meren in kwadrant D is zowel het totaal-P als het chlorofyl-a gehalte nog hoger dan de GET waarde. In deze meren ligt het voor de hand om eerst andere (type I en type II) maatregelen te nemen alvorens actief visstandbeheer te overwegen. Actief visstandbeheer heeft echter in de meeste gevallen een reducerend effect op het totaal-P gehalte (zie Figuur 10.15), doordat de reductie van benthivore vis en vegetatieontwikkeling de sedimentatie versterkt en de opwerveling van bodemmateriaal doet afnemen. Hierdoor kan actief visstandbeheer in kwadrant D ervoor zorgen dat het water in kwadrant A terecht komt, zeker wanneer het totaal-P gehalte reeds dicht bij de GET-waarde ligt.

Conclusie

Op grond van de waarneembare trends van verbetering van de gehalten aan nutriënten en chlorofyl-a lijkt de toepassing van actief visstandbeheer op dit moment in ruim 25 % van de ondiepe meren een kansrijke maatregel. In het grootste deel van de wateren is de totaal-P concentratie echter nog te hoog en is eerst uitvoering van type I en/of type II maatregelen wenselijk.

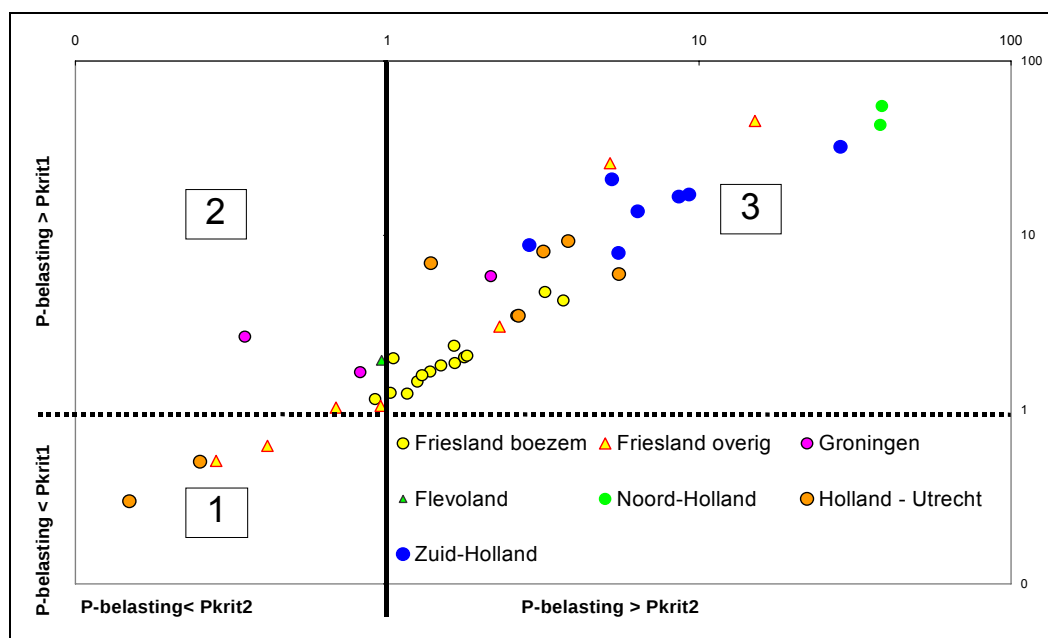
Huidige nutriëntenbelasting van meren en plassen ten opzichte van de kritische grenzen

Goede gegevens van de nutriëntenbelasting van meren en plassen zijn momenteel schaars. De meeste waterbeheerders werken in het operationeel waterbeheer niet met waterbalansen en vrachten van stoffen, maar beheren op basis van waterpeilen en gemeten concentraties van stoffen. Een landsdekkende analyse van de huidige belasting van wateren in relatie tot de kritische belastingen is daarom op dit moment nog niet mogelijk.

Tabel 10.7 Meren en plassen waarvan data gebruikt zijn voor de analyse.

Wijde Ee/Pikmeer	Paterswoldemeer
Brandemeer en andere	Leekstermeer
Slotermeer	Oostvaardersplassen
Oudegaaster brekken en andere	Amstelmeer
Bergumermeer	Alkmaardermeer
Koevordermeer	Slotersplas
Wijde Ee/Pikmeer en andere	Naardermeer
Grote Brekken	Hollands Ankeveen
De Leijen	Loosdrecht
Langweerderwielen	Vinkeveensche plassen
Heegermeer en Fluessen	Westeinderplas
Alde Faenen	Nieuwkoopse plassen
Groote Wielen	Kagerplassen & zweiland
Rottige Meenthe	Braasemermeer
De Deelen	Reeuwijksche plassen
Nanneveld	Rotte meren
Groene Ster	Kralingsche plas
Groote Gaastmeer/Zandmeer en andere	Langerijsche plassen
Sneekmeer en andere	Nanneveld
Zwarte/Witte Brekken en andere	Bergse voor- en achterplas
Schildmeer	

Toch is een poging gedaan een indicatieve analyse te maken. Hiervoor zijn data gebruikt verkregen van het MNP, alsmede eigen data, van fosfaatconcentraties en systeemkenmerken (wateroppervlak, diepte, oppervlak moeras, strijklengte, bodemtype) van een aantal Nederlandse meren. De gebruikte meren zijn gegeven in Tabel 10.4. Deze data zijn gebruikt om de huidige externe P-belasting te schatten (met behulp van de formule van Vollenweider) en de kritische belastingen te schatten (met behulp van het metamodel van PCLake dat beschikbaar is op de site van het MNP (www.mnp.nl) (Figuur 10.26).



Figuur 10.26 Geschatte huidige externe P-belasting van meren en plassen in relatie tot de kritische belastingen. In kwadrant 1 liggen wateren waarvan de externe belasting onder de onderste kritische grens ligt. In kwadrant 2 liggen wateren waarvan de belasting tussen de kritische grenzen ligt, in kwadrant 3 ligt de externe belasting boven de bovenste kritische grens.

Uit Figuur 10.26 komt het volgende naar voren:

- het beeld dat uit de afbeelding naar voren komt is algemeen wat minder rooskleurig dan het beeld dat uit de analyse van de fosfaat- en chlorofyl-a concentraties (Figuur 10.25) naar voren komt:
 - circa 10 % van de meren ligt in kwadrant 1, tegen 15 % in kwadrant A van Figuur 10.25;
 - circa 15 % van de meren ligt in kwadrant 2, tegen 25 % in kwadrant C van Figuur 10.25;
 - De oorzaken van de verschillen rond de concentraties en de belastingen zijn vooralsnog onduidelijk. Nader onderzoek hiernaar wordt aanbevolen;
- het overgrote deel van de meren en plassen ligt momenteel in kwadrant 3, dat wil zeggen dat de geschatte huidige externe belasting hoger ligt dan de bovenste kritische grens. In deze meren is het wenselijk eerst de belasting te verlagen (type I maatregelen) en/of de kritische belasting te verhogen (type II maatregelen) alvorens actief visstandbeheer te overwegen;
- zoals de afbeelding laat zien ligt een behoorlijk aantal meren niet ver boven de bovenste kritische grens. Prognoses van de ontwikkeling van de nutriëntenbelasting van meren en plassen in Nederland laten een reductie van de P-belasting zien van ruim 15 % in de regiovariant 2015 (data verkregen van het MNP). Hiermee stijgt het percentage meren in kwadrant 2 van 15 % naar circa 25 %;
- het is zeer wel denkbaar dat het in een groot aantal gevallen niet zal lukken (technisch niet en/of maatschappelijk/financieel niet) om de belasting tot beneden de bovenste kritische grens te verlagen. Doelverlaging ligt dan voor de hand;
- in sommige gevallen kan het ondanks een te hoge nutriëntenbelasting toch wenselijk zijn om actief visstandbeheer te gaan toepassen. Bijvoorbeeld in geval het water in een Natura2000 gebied ligt met instandhoudingsdoelen die plantenrijk water vereisen. Een voorbeeld hiervan is het IJperveld, een hoogbelast laagveengebied in Noord-Holland waar de Natura2000 doelen herstel van helder water met kranswieren vereisen. Een periodiek herhaald actief visstandbeheer wordt in dit water overwogen. Een ander mogelijk voorbeeld is het Volkerak-Zoommeer. Hier wordt veel overlast en maatschappelijke schade ondervonden van blauwalgenbloei. Een herhaald actief visstandbeheer ter bestrijding van de blauwalgen kan in deze situatie een kosteneffectieve maatregel zijn.

10.4 Effecten van begrazing op de vestiging en uitbreiding van waterplanten

Het voorkomen en de vestigingskansen voor waterplanten worden bepaald door de interactie van abiotische en biotische factoren. De belangrijkste abiotische factoren zijn nutriënten- en licht beschikbaarheid, de biotische de verspreidingsmogelijkheden van de planten en begrazing. Er moeten voldoende nutriënten beschikbaar zijn voor de groei van de planten, maar niet te veel. Te veel nutriënten kan leiden tot toxische effecten op de groei van de plant, en ook tot algenbloei waardoor er te weinig licht voor de planten beschikbaar is. Binnen deze abiotische grenzen wordt het daadwerkelijk voorkomen van de planten bepaald door hun verspreidingsmogelijkheden (e.g. kunnen ze er komen, zie Hoofdstuk 8) en de mate van begrazing (e.g. als ze er kunnen komen, worden ze dan niet opgegeten). In dit gedeelte wordt ingegaan op het effect van begrazing als beperkende factor voor het vestigen en voorkomen van oeverplanten en ondergedoken waterplanten.

10.4.1 Het effect van begrazing door Grauwe ganzen op de uitbreiding van Waterriet en Smalle lisdodde

Helofyten kunnen in laagveengebieden het startpunt vormen voor verlanding. Ook vormen ze een belangrijk habitat voor moerasvogels, met name waterriet. De uitbreiding van deze helofyten zones treedt in veel gebieden nauwelijks op (Ostendorp, 1989; Van der Putten, 1997). Grauwe ganzen begrazing kan een sterk effect hebben op helofyten. 's Winters eten ze de ondergrondse delen van de planten,

waardoor ze hele velden volledig kunnen laten verdwijnen. Dit is met name het geval in de kustgebieden, waar Grauwe ganzen graag Heen (*Scirpus maritima*) eten (Esselink *et al.*, 1997), maar ook andere soorten zoals Riet (*Phragmites australis*) (Tosserams *et al.*, 1999). 's Zomers eten ze de bovengrondse delen, met name tijdens de rui periode in mei en juni (Van Eerden *et al.*, 1998; Van den Wyngaert *et al.*, 2003). Gedurende de laatste tien jaar is de broedpopulatie van de Grauwe gans spectaculair toegenomen van 8000-9000 paar in 2000 tot 25.000 paar in 2005 (Van der Jeugd *et al.*, 2006). De vraag is nu of het gebrek aan uitbreiding van een helofyten zone, met name met Waterriet, in laagveengebieden ook te wijten is aan de vraat door Grauwe ganzen, of dat abiotische omstandigheden de limiterende factor zijn.

Tabel 10.8 Eigenschappen van de onderzochte meren. De meren liggen tegen elkaar aan, gescheiden door een dijk. Het inlaat water wordt gedefosfateerd. De metingen geven het gemiddelde van vijf monsters ($\pm$ SE).

Site	Terra Nova	Loenderveen-Oost	Waterleidingplas
Grootte (ha)	85	300	130
Sediment	Veen	Veen	Zand
Water			
Totaal-P ¹ mg/L	0.12 $\pm$ 0.02	0.04 $\pm$ 0.01	0.02 $\pm$ 0.01
Totaal-N ¹ mg/L	1.35 $\pm$ 0.34	0.49 $\pm$ 0.15	1.12 $\pm$ 0.17
Optische dichtheid ^{1,2} 750 nm	0.129 $\pm$ 0.003	0.051 $\pm$ 0.001	0.002 $\pm$ 0.001

¹Gemeten op 17 juli 2007, ²Maat voor doorzicht, een hogere optische dichtheid betekent minder doorzicht.

In maart 2006 werden exclusures gebouwd in de Waterleidingplas en Terra Nova (gelegen tussen Loenen en Loosdrecht, 52°12'38N, 5°02'41E) om het effect van Grauwe ganzenvraat op de uitbreiding van helofyten te meten. De Waterleidingplas is een oligotrofe plas met een zandige bodem, Terra Nova is eutroof met een veenbodem (zie 10.5 voor de karakteristieken van de gebieden). De exclusures (netten met maaswijdte van 2.5 cm opgehangen tussen palen) waren 2 meter breed, 2 m hoog (liepen door tot op het sediment) en staken 6 m het open water in vanaf de overstaande rietkraag (Figuur 10.27). Naast elke exclusure werd een controle gemarkeerd. In 6 proefvakken binnen exclusures en controles werd jaarlijks het aantal stengels van helofyten geteld. Riet en Smalle lisdodde (*Typha angustifolia*) waren de dominante soorten, Mattenbies (*Scirpus lacustris*) kwam slechts sporadisch voor en wordt verder niet meegenomen in de analyses. De waterdiepte was gemiddeld 45 cm aan de oeverkant van de exclusures en controles tot 1.2 m diep aan de open water kant.



Figuur 10.27 Helofyten exclusures in Terra Nova (links) en de Waterleidingplas (rechts). In juni 2006, vier maanden na het plaatsen van de exclusures, heeft het Riet zich in de Waterleidingplas al flink uitgebreid, terwijl op Terra Nova geen uitbreiding van Riet of Smalle lisdodde te zien is.

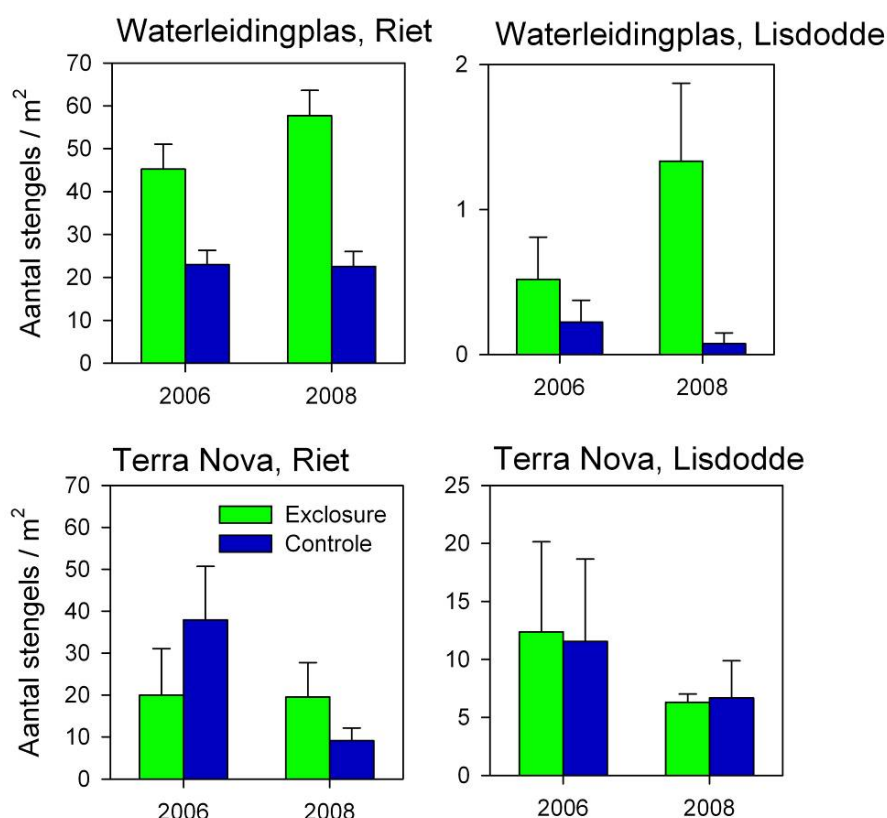
Effect van vraat op de stengeldichtheid

In de Waterleidingplas was het effect van begrazing in juni, vier maanden na de plaatsing van de exclusures, al goed te zien (Figuur 10.27): binnen de exclusures stond een hoge rietvegetatie, daarbuiten waren alle stengels afgegraasd. Na de ruitijd van

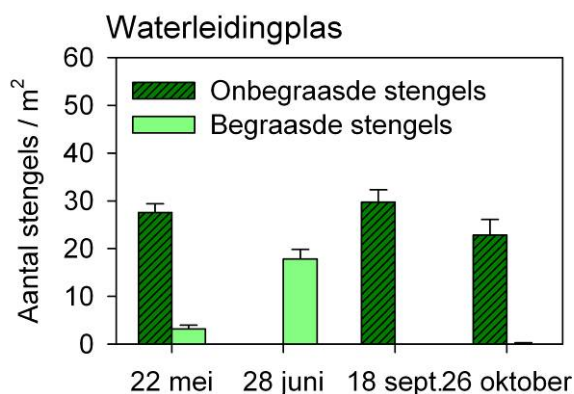
de Grauwe ganzen vond in juli hergroei plaats van het begraasde riet, maar de dichtheid en ook de hoogte bleven lager dan binnen de exclusie. Dit patroon herhaalde zich elk jaar en drie jaar na plaatsing was de gemiddelde dichtheid van het riet nog hetzelfde in de controles, maar meer dan verdubbeld in de exclusies (Figuur 10.28). Smalle lisdodde kwam hier weinig voor, de effecten waren vergelijkbaar met het riet (Figuur 10.28).

Op Terra Nova waren de resultaten heel anders. Er was geen verschil in de hoeveelheid rietstengels binnen en buiten de exclusies, niet in het eerste en niet in het derde jaar (Figuur 10.27). Smalle lisdodde was hier co-dominant met Riet, maar ook voor deze soort was er geen effect van het uitsluiten van Grauwe ganzen op de stengeldichtheid. In het algemeen was de dichtheid van Riet en Lisdodde afgenomen in het derde jaar ten opzichte van het eerste, zowel in de controles als de exclusies.

De piek van de ganzenvraat viel samen met de ruiperiode van de Grauwe ganzen eind mei en juni (Figuur 10.29). In de Waterleidingplas waren in deze periode alle stengels tot aan het wateroppervlak afgegrasd zowel in 2006 als 2008. In Terra Nova werden nauwelijks begraasde stengels gemeten, in juni 2006 was minder dan 5% begraasd, in 2008 waren er helemaal geen begraasde stengels evenals in de rest van het jaar 2006. Twee-wekelijks tellingen in 2007 lieten zien dat het maximum aantal Grauwe ganzen in de Waterleidingplas 880 was (begin juni) en 550 op Terra Nova (eind augustus).



Figuur 10.28 De gemiddelde dichtheid ($\pm$ SE) van stengels van Riet en Smalle lisdodde in de exclusies en controle vakken in de Waterleidingplas en op Terra Nova in oktober. Let op de verschillende schaal van het aantal stengels gebruikt voor Riet en Smalle lisdodde. Begrazing verminderde de dichtheid Riet stengels in de Waterleidingplas significant in beide jaren ($p < 0.012$). In Terra Nova lijkt wel een afname te zijn in de controle maar dit effect is niet significant doordat er veel variatie was tussen de plots ($p > 0.28$). Er waren minder stengels van Smalle lisdodde onder begrazing in de Waterleidingplas, dit effect was net niet significant door het lage aantal stengels in totaal ($p = 0.06$ in 2008). In Terra Nova was geen verschil in het aantal stengels tussen begraasde en onbegraasde plots ($p > 0.75$).



Figuur 10.29 Aantal (on)begraasde stengels in de controle plots in de Waterleidingplas in 2006 waar Grauwe ganzen toegang hadden. Gedurende de ruiperiode van de Grauwe ganzen in juni waren alle stengels afgegraasd.

10.4.2 Het effect van begrazing door Grauwe ganzen op de vestiging van oeverplanten achter vooroevers

Met beheersmaatregelen wordt geprobeerd het laagveen habitat geschikt te maken voor de hernieuwde vestiging van helofyten vegetaties. Er liggen echter nog veel vragen over de effecten van deze maatregelen. In dit project werd getest of het afschermen van de oever tegen golven leidt tot succesvolle ontwikkeling van nieuwe helofyten vegetaties en of de vestiging van jonge (kiem)planten belemmerd wordt door Grauwe ganzen.

Om de golfwerking op de oevers te verminderen, en daarmee een geschikter klimaat te creëren voor de vestiging van oeverplanten, zijn in 2006 langs vier legakkers in Terra Nova houten vooroevers geplaatst, ongeveer 2 m van de oever vandaan (Figuur 10.30). Daarnaast is in de lente van 2006 de boomopslag van deze oevers verwijderd. Op vier kale stukken oever werden 14 Riet planten aangeplant. Om zeven planten werd een net gespannen (2x 2 m, maasgrootte: 2.5 cm). De helft van het net bevond zich op de oever, terwijl de andere helft zich in het water bevond. Om vraat door duikende Meerkoeten tegen te gaan werd het net ook onder water aangebracht.



Figuur 10.30 Net aangelegde vooroever op Terra Nova. Duidelijk is te zien dat binnen de vooroever minder golfwerking is dan daarbuiten.

Bij de start en gedurende de drie opvolgende jaren (eind augustus) werd een vegetatieopname gemaakt en het aantal rietstengels per m² op de oever en in het water van de plots geteld. Met behulp van een repeated measures analyse in SPSS 16.0 is getest of de verschillende plots (met en zonder net) van elkaar verschilden. De jaren werden in deze analyse beschouwd als de repeats en de behandeling als 'between-subjects' factor.

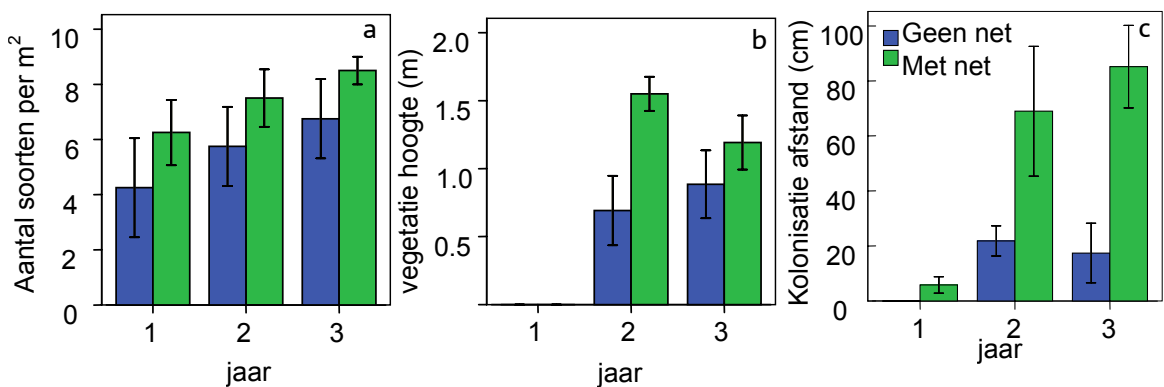
Vegetatieontwikkeling en vraat

Na het eerste groeiseizoen hadden gemiddeld 4-6 soorten de plots gekoloniseerd, en dit aantal nam iets toe gedurende de volgende jaren, maar deze toename was niet significant. Ook na drie jaar was er geen significant verschil in soorten aantal tussen de plots met en zonder net (Figuur 10.31a). Opvallend was wel dat na het eerste groeiseizoen de planten binnen de netten volwassen waren, terwijl er zich in de plots zonder netten slechts kiemplanten bevonden. Dit kan ervoor gezorgd hebben dat de gemiddelde vegetatiehoogte significant hoger was binnen de netten ($p=0.06$; Figuur 10.31b).

Het geplante riet vertoonde soortgelijke trends. Het ontwikkelde zich beter binnen de netten, waar het hoger ($p=0.001$) werd en meer stengels per m^2 ($p=0.00$) had.

Na het eerste jaar werd er alleen binnen de netten kolonisatie van het water gevonden (Figuur 10.31c). Na 3 jaar was de kolonisatieafstand het water in binnen de netten ongeveer 80 cm, van de soorten *Typha* species (1 keer) en *Phragmites* (4 keer). Ook buiten de netten trad na 3 jaar enige vorming (<50cm) van helofyten zones op (Figuur 10.31c). De ontwikkeling binnen de netten was significant beter ($p=0.001$). Overige soorten die ook het water in groeiden waren *Epilobium hirsutum*, *Solanum dulcamara*, *Rubus fruticosus* en *Lycopus europaeus*.

Al met al kan vraat dus een belangrijke belemmering vormen voor het ontstaan van waterriet vegetaties achter een vooroever.



Figuur 10.31 aantal soorten (a) en gemiddelde vegetatie hoogte (b) van de behandelingen met en zonder net achter de vooroevers. ($n=4$) ($\pm S.E.$)

10.4.3 Het effect van begrazing op de hoeveelheid ondergedoken waterplanten en de soortensamenstelling

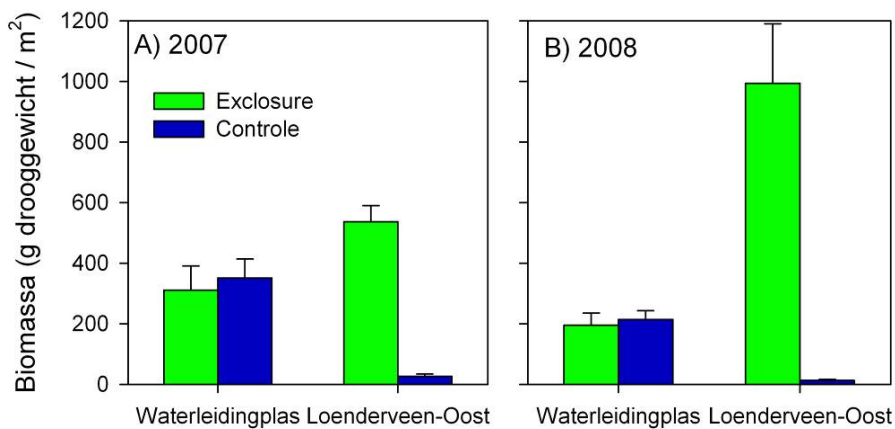
Vogels en vissen kunnen een groot effect hebben op de hoeveelheid en soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten, maar de effecten variëren sterk per meer: in sommige meren wordt helemaal geen effect gevonden, terwijl in andere bijna alle planten worden weggegrasd (Marklund *et al.*, 2002). Om het effect van begrazing op ondergedoken waterplanten in laagveenmeren te meten werden drie aaneengesloten meren geselecteerd: Terra Nova, Loenderveen-Oost en de Waterleidingplas (een voormalig veenmeer waar het veen uitgegraven is, 10.5). In de drie meren werden elk tien exclusies geplaatst in maart 2007 (door netten van 2 x 2 x 2 m en een maaswijdte van 2.5 cm op te hangen tussen lange palen, de bovenkant is dichtgemaakt met grof gaas, diepte 0.8-1.2 m) met daarnaast gelegen controles waar grazers vrij toegang hadden. De netten liggen op het sediment met een verzwaarde loodlijn aan de onderkant en steken boven water uit (Figuur 10.32). Gedurende twee jaar werd in de laatste week van augustus of de eerste van september uit alle exclusies en controles een rond plot bemonsterd met een doorsnede van 50 cm ($0.2 m^2$). De planten werden op soort gesorteerd en gedroogd.



Figuur 10.32 Exclosures op Loenderveen-Oost. De netten sluiten vogels en vissen buiten.

Effect van vraat op biomassa van ondergedoken waterplanten

Op Terra Nova waren geen planten aanwezig binnen of buiten de exclosures in beide jaren. Waarschijnlijk was het water te troebel aangezien in beide jaren een sterke algenbloei optrad in de zomer met doorzicht van zo'n 40 cm (10.5). Op Loenderveen-Oost was de vegetatie onder water goed ontwikkeld en hadden grazers een zeer groot effect op de hoeveelheid ondergedoken waterplanten in augustus in beide jaren. In 2007 verwijderden ze 95% van de biomassa, in 2008 99% (Figuur 10.33). In de Waterleidingplas daarentegen werd geen effect van begrazing op de plantenbiomassa gemeten (Figuur 10.33).



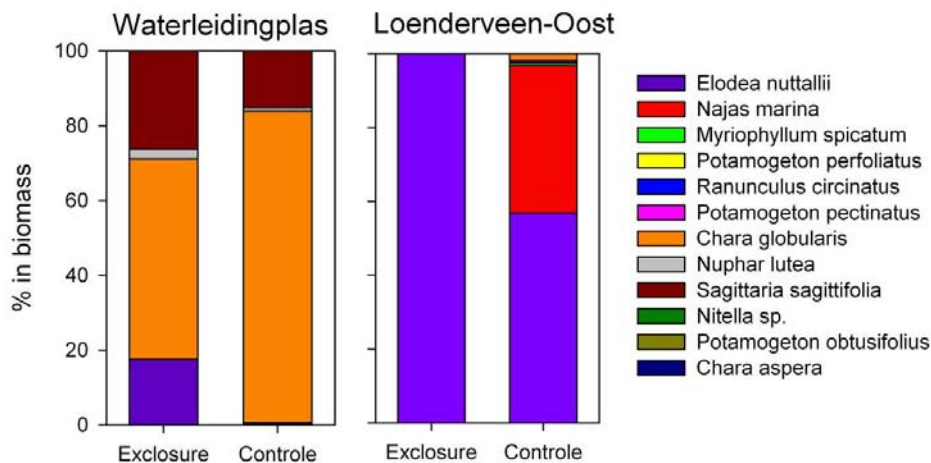
Figuur 10.33 Biomassa van ondergedoken waterplanten op de Waterleidingplas en Loenderveen-Oost in exclosures en controles in 2007 (A) en 2008 (B). De staven geven de gemiddelde biomassa van 10 exclosures of controles $\pm$ SE. Begrazing verminderde de biomassa sterk in Loenderveen-Oost ($p < 0.001$ in beide jaren), maar had geen significant effect in de Waterleidingplas ($p = 0.53$ en $p = 0.75$ voor 2007 en 2008 respectievelijk).

Effect van vraat op de soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten

Op de Waterleidingplas was Breekbaar kransblad (*Chara globularis*) de dominante soort. Deze werd niet gegeten, maar de andere soorten werden er tussenuit gegeten (Figuur 11.4.8), wat resulteerde in een sterke domine van Kransblad onder begrazing. Bij het uitsluiten van grazers binnen de exclosures namen andere soorten toe, met name Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*), hoewel binnen de onderzoeksperiode Breekbaar kransblad dominant bleef.

De vegetatie op Loenderveen-Oost werd gedomineerd door Smalle waterpest, waarvan zeer veel gegeten werd. Doordat het Waterpest weggegrasd werd werden andere

soorten relatief algemener in de aanwezigheid van grazers, met name Groot nimfkruid (*Najas marina*). Daarbij moet echter opgemerkt worden dat het hier om zeer kleine absolute hoeveelheden gaat (zie Figuur 10.33). Binnen de exclusures was Smalle waterpest dominant (Figuur 10.34).



*Figuur 10.34 Soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten vegetatie op de Waterleidingplas en Loenderveen-Oost in exclusures en controles eind augustus 2008. Het aandeel per soort is gegeven als het percentage van die soort van de totale biomassa (drooggewicht) per plot (zie Figuur 10.33). De totale absolute hoeveelheid biomassa verschilt sterk per behandeling; in de controles waar begrazing plaatsvindt op Loenderveen-Oost is de hoeveelheid biomassa heel laag (Figuur 10.33). De vegetatie op de Waterleidingplas is gedomineerd door Breekbaar kransblad (*Chara globularis*), op Loenderveen-Oost door Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*).*

10.4.4 Conclusies voor beheer

Grauwe ganzen hadden een sterk effect op de uitbreiding van zones met Waterriet en Smalle lisdodde in de Waterleidingplas en ook op de nieuwe vestiging van helofyten achter beschermde vooroevers langs legakkers op Terra Nova. De al bestaande helofytenzone op Terra Nova met Riet en Smalle lisdodde ging gedurende de onderzoeksperiode langzaam achteruit. Dit gebrek aan uitbreiding en zelfs teruggang op Terra Nova kwam echter niet door Grauwe ganzen. Het experiment met de beschutte vooroevers laat zien dat te veel windwerking op de kragge een probleem zou kunnen zijn; in de beschutte ondiepte achter de vooroever vestigden zich wel helofyten, maar daar was bescherming tegen vraat door de ganzen juist wel belangrijk. Andere factoren, zoals bijvoorbeeld het losse sediment en zomerse algenbloei kunnen ook redenen zijn van een gebrek aan uitbreiding.

Deze algenbloei zorgde er waarschijnlijk ook voor dat de ondergedoken waterplanten op Terra Nova zich slecht ontwikkelden en geheel afwezig waren eind augustus. Op Loenderveen-Oost en de Waterleidingplas waren wel veel ondergedoken waterplanten aanwezig. Op Loenderveen-Oost zorgden grazers voor een afname van de biomassa van 95-99%, terwijl ze op de Waterleidingplas geen meetbaar effect hadden. Dit kan komen door de dominante plantensoort in beide meren. Op Loenderveen-Oost was Smalle waterpest dominant, wat massaal gegeten werd waardoor grazers een positief effect hadden op het relatieve aandeel van de andere soorten (hoewel de totale biomassa zeer laag was). Op de Waterleidingplas was Breekbaar kransblad dominant, wat niet gegeten werd en werden de andere soorten er selectief tussenuit gegraasd. Hierdoor hadden grazers een negatief effect op de andere soorten in deze plas. Uit dit onderzoek blijkt dat ook als grazers geen effect hebben op de biomassa van de planten, ze wel effect kunnen hebben op de soortensamenstelling. Ondanks de enorm hoge graasdruk op de planten in Loenderveen-Oost kwamen ze het volgend jaar weer massaal op, dus de grazers hadden wel veel effect op de biomassa binnen een jaar, maar dit leek geen negatieve gevolgen te hebben voor het jaar daarna.

11 Literatuur

- Akhurst D., Jones G. B. & McConchie D. M., 2004. The application of sediment capping agents on phosphorus speciation and mobility in a sub-tropical dunal lake. *Marine and Freshwater Research* 55: 715-725.
- Anoniem, 2007. *Onderzoek naar een duurzaam beheer van het Wormer- en Jisperveld. Projectplan*. Onderzoekcentrum B-Ware, Radboud Universiteit Nijmegen, Witteveen en Bos, Alterra.
- Antheunisse A.M., Verberk W.C.E.P., Schouwenaars J.M., Limpens J. & Verhoeven J.T.A., 2008. *OBN Onderzoek: Preadvies laagveen- en zeekleilandschap - een systeemanalyse op landschapsniveau*. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis. 131 pp.
- 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.
- Bachmann R.W., Hoyer M.V. & Canfield D.E., 1999. The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states. *Hydrobiologia* 394: 219-232.
- Bal D., Beijer H.M., Fellingier M., Haveman R., Van Opstal A.J.F.M. & Van Zadelhoff F.J., 2001. *Handboek Natuurdoeltypen: Tweede, geheel herziene versie*. Expertisecentrum LNV, 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 IJperveld en de polder Westbroek*. Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Barkman J.J., Doing H. & Segal S., 1964. Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419.
- Barko J.W. & Smart R.M., 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submerged macrophytes. *Ecology* 67: 1328-1340.
- Beijerinck W., 1926. Over verspreiding en periodiciteit van zoetwaterwieren in Drentse heideplassen. *Verhandeling Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen*, Afdeling Natuurkunde, Tweede Sectie 25(2): 5-211.
- Beltman B., Van den Broek T. & Bloemen S., 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., van den Broek T., Van Maanen K. & Vaneveld K., 1996. Measures to develop a rich-fen wetland landscape with a full range of successional stages. *Ecological Engineering* 7: 299-313.
- Beltman B., Rouwenhorst T.G., Van Kerkhoven M.B., Van der Krift T. & Verhoeven J.T.A., 2000. Internal eutrophication in peat soils through competition between chloride and sulphate with phosphate for binding sites. *Biogeochemistry* 50: 183-194.
- Beltman B., Weijs W. A. & Sarneel J. M., 2008. Werken de KRW- en Natura 2000-criteria voor sloten en veenplassen? *H₂O* 8: 25-27.
- Bijkerk R., Berg G.J. & Bultstra C.A., 2003. *Biologische monitoring Waterschap Hunze en Aa's 2001. Ecologische beoordeling van vennen en plassen in de deelgebieden West en Oost, meetjaar 2001*. Rapport 2002-10. Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van het Waterschap Hunze en Aa's.
- Bijkerk R., Berk G.J. & Joosten A.M.T., 2004b. *Drentse vennen door de jaren heen. Onderzoek naar de ecologische veranderingen in Drentse vennen tot 2003*. Rapport 2004-32. Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van Provincie Drenthe Productgroep Landelijk Gebied.

- **Bijkerk R., G.H. Bonhof, G. Mulderij, R. Torenbeek & G. Wolters, 2009.** *Bestrijding blauwalgoverlast recreatiegebied Borgerswold te Veendam*. Rapport 2009-004. Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van het Waterschap Hunze en Aa's.
- **Bijkerk R., Van Dam H., Bultstra C.A. & Meesters J., 2004a.** *Stuurbaarheid van sialgalen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sialalggemeenschappen als doelvariabelen in de Kaderrichtlijn Water*. Rapport 2004-113. Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
- **Boedeltje G., 2005.** *The role of dispersal, propagule banks and abiotic conditions in the establishment of aquatic vegetation*. Proefschrift Radboud Universiteit, Nijmegen
- **Boers P.C.M., 1986.** Studying the phosphorus release from the Loosdrecht Lakes sediments, using a continuous flow system. *Aquatic Ecology* 20: 51-60.
- **Boers P.C.M., Van Raaphorst W., Van der Molen D.T., 1998.** Phosphorus retention in sediments. *Water Science and Technology* 37: 31-39.
- **Bontes B.M., Verschoor, A.M., Dionisio Pires, L.M., Van Donk, E. & Ibelings, B.W., 2007.** Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of cyanobacteria, differing in concentration, size and toxicity. *Hydrobiologia* 584: 191-204.
- **Boström, B., Jansson M. & Forsberg C., 1982.** Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 18: 5-59.
- **Brettum P., 1989.** *Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer*. Planteplankton. NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- **Briers R. & Biggs, J., 2003.** Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 323-330.
- **Brönmark C. & Hansson L.-A., 2005.** *The biology of lakes and ponds*. Oxford University Press. 285 pp.
- **Brouwer E., Soontjens J., Bobbink R. & Roelofs J.G.M., 1999.** Sulphate and bicarbonate as key factors in sediment degradation and restoration of Lake Banen. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 121-132.
- **Bruinderink G., Bijlsma R., Bleeker M., Esselink H., op Akkerhuis G., Lammertsma D., Ottburg F., Stumpel A., Verberk W. & Weeda E., 2007.** *Pilot Leefgebiedplan Laagveenmoeras*.
- **Buijsman, E., 2007.** *De depositie van fosfor in Nederland*. Informele notitie met vermelding van grote, doch onbekende, onzekerheid van de depositiegetallen, Milieu- en Natuurplanbureau.
- **Buskirk R.E. & Sherman K.J., 1985.** The influence of larval ecology on oviposition and mating strategies in Odonata. *Florida Entomologist* 68: 39.
- **Capel W. & Hunink, J., 2008.** *Technisch rapport modellering Noorderparkgebied*. Tauw, projectnummer 4537310.
- **Caraco N.F., Cole, J.J. & Likens, G.E., 1989.** Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316-318.
- **Carpenter S.R. & Lathrop R.C., 2008.** Probabilistic estimate of a threshold for eutrophication. *Ecosystems* 11: 601-613.
- **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.
- **Coesel P.F.M. & Meesters J., 2007.** *Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands*. KNNV Publishing, Zeist. 352 pp.
- **Coesel P.F.M., 1998.** *Sialgalen en natuurwaarden*. Wetenschappelijke Mededeling KNNV 224, Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht. 56 pp.
- **Coesel P.F.M., 2001a.** Spectaculaire sialgalen in petgaten bij Ankeveen. *De Levende Natuur* 102(3): 123-129.
- **Coesel P.F.M., 2001b.** A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* 10: 177-187.
- **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.
- **Cusell C., Kooijman A.M., Lamers L.P.M. & Van Wirdum G., 2009.** *Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen*. Tussentijdse rapportage OBN-onderzoek maart 2009. In opdracht van DK-LNV.

- **De Boer C.N., 1997.** *Grondwatermodellering voor het waterbeheer van het natuurgebied De Deelen*. Afstudeerscriptie, Wetterskip Fryslân, Landbouwniversiteit Wageningen, Leeuwarden.
- **De Groot, T., 1999.** De libellen van vijf laagveenmoerassen. *De Levende Natuur* 100: 112-117.
- **De Hullu, E., 2007.** Nota verbreding OBN. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit -Directie Kennis, Ede.
- **Didderen K., 2007.** *Dispersie*. Alterra-rapport 1564.
- **Didderen K., 2009.** *Dispersie van macrofauna door duikers*. Alterra-rapport 1834.
- **Dionisio Pires L.M., Bontes, B.M., Samchyshyna, L., Jong, J., Van Donk, E. & Ibelings, B.W., 2007.** Grazing on microcystin-producing and microcystin-free phytoplankters by different filter-feeders: implications for lake restoration. *Aquatic Sciences* 69: 534-543.
- **Dionisio Pires L.M., Ibelings, B.W., Elger, A., Gons, H., Lammens, E., Nolet, B., Noordhuis, R., Portielje, R. & Vijverberg, J., 2004.** *Re-oligotrophication: effects on carrying capacity and biodiversity: state-of-the-art knowledge for shallow lakes in the Netherlands*. NIOO-KNAW rapport in opdracht van en samenwerking met RIZA.
- **Douglas G.D., J.A. Adeney & L.R. Zappia, 2000.** *Sediment remediation project: 1998/9 laboratory trial report*. CSIRO Land and Water Technical report no. 6/00. CSIRO, Clayton South, Australia.
- **DWR, 2002.** *Watergebiedsplan Noordelijke Vechtplassen*. Achtergrondrapport behorende bij het ontwerp.
- **EC, 2000.** *Europese Kaderrichtlijn Water*. Richtlijn 2000/60/eg van het Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen nr. L327, 22 december 2000.
- **Elbersen J.W.H., Verdonschot P.F.M., Roels B. & Hartholt J.G., 2003.** *Definitiestudie Kaderrichtlijn Water I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren*. Alterra rapport 669.
- **Esselink P., Helder, G.J.F., Aerts, B.A. & Gerdes, K., 1997.** The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55: 261-279.
- **Firsching F.H., 1992.** Solubility products of the trivalent rare earth arsenates. *Journal of Chemical and Engineering Data* 37: 497-499.
- **Geurts J.J.M., 2010.** *Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach*. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen. ISBN/EAN 978-90-9025243-8.
- **Geurts J., Sarneel J., Dionisio Pires M., Milder-Mulderij G., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Van der Wielen S., Jaarsma N., Verberk W., Esselink H., Ibelings B., Van Donk E., Roelofs J. & Lamers L., 2008.** *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren*. Tussentijdse OBN-rapportage (Fase 2, tweede onderzoeksjaar April 2008). In opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- **Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., Van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & Lamers L.P.M., in press.** The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research*.
- **Geurts J.J.M., Sarneel J.M., Willers B.J.C., Roelofs J.G.M., Verhoeven J.T.A. & Lamers L.P.M., 2009.** Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 157: 2072-2081.
- **Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Verhoeven J.T.A., Roelofs J.G.M. & Lamers L.P.M., 2008.** Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.
- **Golterman H.L., 1998.** The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364 (1): 75-81.
- **Graf M. & Rochefort L., 2009.** Examining the peat-accumulating potential of fen vegetation in the context of fen restoration of harvested peatlands. *Ecoscience* 16: 158-166.
- **Grootjans A. & Van Diggelen R., 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.

- Grootjans A.P., Adema E.B., Bleuten W., Joosten H., Madaras M. & Janakova M., 2006. Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science* 9: 175-184.
- Gulati R.D. & Van Donk E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106.
- Haaijer S.C.M., 2007. *Microbial mediators of the sulfur, nitrogen and iron cycles in freshwater ecosystems*. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Haidekker A. & Hering D., 2007. Relationship between benthic insects (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Coleoptera*, *Trichoptera*) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology* 42, 463-481.
- Hendriks R.F.A., Kruijne, R. Roelsma J., Oostindie K., Oosterom H.P. & Schoumans O.F., 2004. *Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Analyse van de bronnen*. Alterra Rapport 408, 140 pp.
- Higler B. & Semmekrot S., 1999. *Verkennde studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren*. Werkdocument / DLO Natuurplanbureau-onderzoek 1999/05.
- Higler B., 2000. *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren*. Rapport AS-07 EC-LNV.
- Higler L.W.G., 1977. Macrofauna-cenoses on *Stratiotes* plants in Dutch broads. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam. Verhandeling 11, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Hogan D.M., Jordan T.E. & Walbridge M.R., 2004. Phosphorus retention and soil organic carbon in restored and natural freshwater wetlands. *Wetlands* 24: 573-585.
- Hogg R.H. & Wein R.W., 1988. The contribution of *Typha* components to floating mat buoyancy. *Ecology* 69: 1025-1031.
- Hosper S.H., Meijer M.-L. & Walker P.A. (Eds.), 1992. *Handleiding actief biologisch beheer - Beoordeling van de mogelijkheden van visstandbeheer bij het herstel van meren en plassen*. RIZA & OVB, Lelystad, Nieuwegein.
- IWACO, 1990. *Onderzoek naar de waterbalans en beheersalternatieven voor De Deelen*. IWACO, Groningen.
- Jaarsma N., Klinge M. & Lamers L., 2008. *Van helder naar troebel.... en weer terug*. STOWA rapport 2008-04. STOWA, Utrecht.
- Janse J.H., 2005. *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Janse J.H., Domis, L., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M., 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia* 38(3-4): 203-219.
- Jauhiainen S., Laiho R. & Vasander H., 2002. Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici* 39: 185-199.
- Jensen H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A., 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Pedersen L.J. & Jensen L., 1997. Top-down control in freshwater lakes with special emphasis on the role of fish, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342-345: 151-164.
- Jones C.G., Lawton J. H., & Shachak M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Joosten A.M.T., 1996. *Documentatie van desmidiaceeën uit Nederlandse binnenwateren*. Rapport 1996-01/B Koeman en Bijkerk bv, Haren.
- Keizer-Vlek H. & Verdonchot P., 2008. *Abiotische randvoorwaarden en natuurdoelen in kunstmatige wateren*. Alterra-rapport 1716.
- Ketelaar, R., Ruiter E., Uilhoorn, H., Manger R. & De Boer E., 2007. Habitatkeuze voor de Noordse winterjuffer (*Sympecma paedisca*) in Nederland. In: *Brachytron*, pp. 21-33.
- Klijn F., Van Meurs G., Haasnoot M., Vastenburg E., Van den Akker J., Sas H., Zwolsman G., Vis R. & Van Eekelen S., 2006. *Herinrichting van het IJsselmeergebied? Fase 1 Haalbaarheidstudie Probleemanalyse en oplossingsrichtingen vanuit geo-ecologisch perspectief*. Delft Cluster & Leven met Water. CT 04.41.11 – 001 & Q3917.10/Q3923.

- Klimkowska A., Van Diggelen R., Bakker J.P. & Grootjans A.P., 2007. Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318-328.
- Klinge M., 1995. *Eindrapport integrale eutrofiëringsbestrijding in Noordwest-Overijssel. Actief biologisch beheer in het Duinigermeer*. Witteveen + Bos, Zuiveringschap West-Overijssel, Deventer
- Klinge M., 1998. *Evaluatie Actief Biologisch Beheersprojecten. Notitie met betrekking tot de manipulatie van de visstand*. 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. & Verhoeven J., 1993. Eutrofiëring van laagvenen: interne of externe oorzaken? *Landschap* 10: 31-44.
- Kooijman A.M., 1993. *Changes in the bryophyte layer of rich fens as controlled by acidification and eutrophication*. Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Kooijman A.M., Lamers L.P.M. & Van Wirdum G. 2008. Projectplan OBN-onderzoek “Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen”.
- Körner S. & Dugdale T., 2004. Is roach herbivory preventing re-colonization of submerged macrophytes in a shallow lake? *Hydrobiologia* 506-509: 497-501.
- Kozerski H.-P., Behrendt H. & Köhler J., 1999. The N and P budget of the shallow, flushed lake Müggelsee: retention, external and internal load. *Hydrobiologia* 408-409: 159-166.
- Lamers L., Lucassen E., Smolders F. & Roelofs J., 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H₂O* 17: 28-30.
- Lamers L.P.M., 2001. *Tackling biogeochemical problems in peatlands*. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen. 161 pp.
- Lamers L., Geurts J., Bontes B., Sarneel J., Pijnappel H., Boonstra H., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Ibelings B., Van Donk E., Verberk W., Kuijper B., Esselink H. & Roelofs J., 2006. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren*. Eindrapportage 2003-2006. Rapport DK-LNV nr. 2006/057-O, Ede.
- Lamers L., Klinge M., & Verhoeven J., 2001. *OBN-Preadvies Laagveenwateren*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen
- Lamers L.P.M., Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M., 2002. 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., Farhoush C., Van Groenendaal J.M.M. & Roelofs J.G.M., 1999. Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal Ecology* 87: 639-648.
- Lamers L.P.M., Tomassen H.B.M. & Roelofs J.G.M., 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32(2): 199-205.
- Lamers L.P.M., Verberk W.C.E.P., Schouwenaars J., Klinge M., Rip W.J., Verhoeven J.T.A & Kooijman G., 2009. Laagveenherstel: soorten turven of het landschap boetsen? *De Levende Natuur* 110: 153-157.
- Large A.R.G., Mayes W. M., Newson M.D. & Parkin G., 2007. Using long-term monitoring of fen hydrology and vegetation to underpin restoration strategies. *Applied Vegetation Science* 10: 417-428.
- Lauridsen T.L., Pedersen L.J., Jeppesen E. & Søndergaard M., 1996. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. *Journal of Plankton Research* 18: 2283-2294.
- Loeb R., Verdonschot P., Van den Hoorn M., Nijboer R. & Bleeker M., 2008. *Sleutelfactoren en ecosysteemfunctioneren*. Alterra-rapport 1751.
- Loeb R. & Verdonschot P., 2008. *Effecten van herinrichtingsmaatregelen in laagveensloten*. Alterra-rapport 1774.
- Loeb R., Van Dalen E., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., 2007. How sediment type and water quality influence vegetation development in riverine wetlands. *Biogeochemistry* 85: 289-302.

- **Lofgren S. & Boström B., 1989.** Interstitial water concentrations of phosphorus, iron and manganese in a shallow, eutrophic Swedish lake-Implications for phosphorus cycling. *Water Research* 23(9): 1115-1125.
- **Lucassen E.C.H.E.T. & Roelofs J.G.M., 2005.** Vernatten met beleid: lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch Maandblad* 94: 211-215.
- **Lucassen E.C.H.E.T., 2004.** *Biochemical constraints for restoration of sulphate-rich fens*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- **Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Smolders A.J.P., Van der Ven P.J.M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., 2002.** Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology* 165: 45-52.
- **Marklund O., Sandsten H., Hansson L.A. & Blindow I., 2002.** Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 47: 2049-2059.
- **Martynova, M.V., 2008.** Impact of the chemical composition of bottom sediments on internal phosphorus load. *Water Resources* 35(3): 339-345.
- **Meijer M.-L. & Hosper H., 1997.** Effect of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. *Hydrobiologia* 342/343: 335-349.
- **Meijer M.-L., 2000.** *Biomanipulation in the Netherlands – 15 years of experience*. Proefschrift Wageningen Universiteit. 208 pp.
- **Meijer M.L. & De Booïs I., 1998.** **Actief biologisch beheer in Nederland. Evaluatie projecten 1987-1996.** RIZA, Lelystad.
- **Menetrey N., Sager L., Oertli B. & Lachavanne J., 2005.** Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 653-664.
- **Michielsen B., Lamers L. & Smolders F., 2007.** Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H₂O* 8: 51-54.
- **Middleton B., Van Diggelen R. & Jensen K., 2006.** Seed dispersal in fens. *Applied Vegetation Science* 9: 279-284.
- **Molen D.T. van der, & Boers P.C.M., 1994.** Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.
- **Moorman, J.H.N. & Olsthoorn, T.N., 1996.** *MER voor de ontgraving en inrichting van de Loenderveense Plas*. Bijlage III: Aspectstudie Hydrologische Modelling. Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- **Moorman J.H.N., 2001.** *Waterbalans Noorderpark e.o.* Berekening kwel/infiltratie per peilvak(-deel). Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- **Mortimer C.H., 1941.** The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, Part I. *Journal of Ecology* 29: 280-329.
- **Mortimer C.H., 1942.** The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, Part II. *Journal of Ecology* 30: 147-201.
- **Mulderij G., Ibelings B.W. & Bijkerk R., 2007.** *Sieralgen en biodiversiteit: bijdrage, functioneren en beheer*. State-of-the-Art rapportage. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Rapport DK nr. 2007/081-O.
- **Mulderij G., Bijkerk R., Van Donk E. & Ibelings B.W. & 20010.** *Sieralgen en biodiversiteit Maatregel-effect rapportage*. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Rapport DK nr. 2007/081-O.
- **Nienhuis P., Bakker J.P., Grootjans A.P., Gulati R.D. & De Jonge V.N., 2002.** The state of the art of aquatic and semi-aquatic ecological restoration projects in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 219-233.
- **Nijboer R.C. & Verdonschot P.F.M. (red), 2001.** *Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren*. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19, pp. 77.
- **Olsen S. R., Cole C. V., Watanabe F. S. & Dean L. A., 1954.** *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. U.S. Dept. of Agriculture, Washington DC.
- **Ostendorp W., 1989.** Dieback of reeds in Europe - a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26.
- **Ponnamperuma F.N., 1984.** Effects of flooding on soils. In: Kozlowski, T.T. (ed.), *Flooding and plant growth*. Academic Press, Orlando.
- **Provincie Utrecht, WL/Delft Hydraulics, 2002.** *Monitoringplan Noorderpark e.o.*

- **Rijkens B., Claassen T., Thannhauser-Douma M. & Leuven R., 2008.** Waterplanten om van troebel helder water te maken. *H₂O* 41 (22): 46-49.
- **Rip W.J., 2007.** *Cyclic state shifts in a restored shallow lake*. Proefschrift Wageningen Universiteit. 216 pp.
- **Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G. & Adeney J., 2003.** Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* V494: 237-243.
- **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.
- **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.
- **Sarneel J., Dionisio Pires M., Christianen M., Geurts J., Mulderij G., Bakker L., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J. Verberk W., Esselink H., Ibelings B., Van Donk E., Roelofs J. & Lamers L., 2007.** *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren*. Tussentijdse rapportage (Fase 2, eerste onderzoeksjaar April 2007). In opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- **Schaminée J.H.J., Weeda E.J. & Westhoff V., 1995.** *De vegetatie van Nederland 2; wateren, moerassen, natte heiden*. Opulus Press, Uppsala, leiden.
- **Scheffer M., 1998.** *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall. 357 pp.
- **Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker B.R., Paterson M.J., Beaty K.G., Lyng M., Kasian S.E.M., 2008.** Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11254-11258.
- **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.
- **Shapiro J., Lamarra V. & Lynch M., 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.
- **Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M., 1993.** Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- **Smolders A.J.P., 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: 559-567.
- **Smolders A.J.P., Den Hartog C., Van Gestel C.B.L. & Roelofs J.G.M., 1996.** The effects of ammonium on growth, accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorus deficient stratiotes aloides plants. *Aquatic Botany* 53(1-2): 85-96.
- **Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., Van der Aalst M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., 2008.** Decreasing the abundance of *Juncus effusus* on former agricultural lands with noncalcareous sandy soils: possible effects of liming and soil removal. *Restoration Ecology* 16: 240-248.
- **Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M., 2001.** Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- **Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T. & Roelofs J.G.M. (2006).** Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93-111.
- **Smolders A.J.P. Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Roelofs J.G.M. & Lamers L.P.M., 2010.** How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* ().
- **Soons M.B. (2006).** Wind dispersal in freshwater wetlands: Knowledge for conservation and restoration. *Applied Veg. Science* 9: 271-278.
- **Stocker R. & Imberger J., 2003.** Horizontal transport and dispersion in the surface layer of a medium-sized lake. *Limnology and Oceanography* 48: 971-982.
- **STOWA (in voorbereiding).** *Handboek Hydrobiologie*. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

- **Ter Heerdt G. & Hootsmans M., 2007.** Why biomanipulation can be effective in peaty lakes. *Hydrobiologia* 584: 305-316.
- **Ter Heerdt G., 2009.** IJzersuppletie in laagveenplassen als mitigerende maatregel ter vervanging van verdwenen ijzerrijke kwel. Projectplan, Waternet.
- **Tosserams M., Vulink J.T. & Coops H., 1999.** *Perspectief voor oeverplanten in het Volkerak-Zoommeer*. Eindrapportage "Planten in de Peiling". RIZA-rapport 99.031.
- **Tyrrell M. & Hornbach D.J., 1998.** Selective predation by muskrats on freshwater mussels in 2 Minnesota rivers. *Journal of the North American Benthological Society* 17: 301-310.
- **Van Belle J., Barendregt A., Schot P.P. & Wassen M.J., 2006.** The effects of groundwater discharge, mowing and eutrophication on fen vegetation evaluated over half a century. *Applied Vegetation Science* 9: 195-204.
- **Van den Berg M.S. & Pot R. (Red.), 2007.** *Achtergronddocument referenties en maatlatten fytoplankton ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water*. Expertgroep Micro- en Macrofyten.
- **Van den Hoek T. & Verdonschot P.F.M., 2001.** *De invloed van veranderingen in temperatuur op beekmacrofauna*. Alterra-rapport 228.
- **Van den Wyngaert I.J.J., Wienk L.D., Sollie S., Bobbink R. & Verhoeven J.T.A., 2003.** Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. *Aquatic Botany* 75: 229-248.
- **Van der Jeugd H., Voslamber B., Turnhout C., Sierdsema H., Feige N., Nienhuis J. & Koffijberg K., 2006.** *Overzomerende ganzen in Nederland: grenzen aan de groei?* SOVON-onderzoeksrapport 2006/02, pp. 136.
- **Van der Meijden R., 2005.** *Heukels' Flora van Nederland*. Drieëntwintigste Druk. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- **Van den Akker J.J.H., Hendriks R.F.A. & Mulder J.R., 2008.** Invloed van infiltratiewater via onderwaterdrains op de afbraak van veengrond. Alterra rapport 1597.
- **Van der Molen D.T. & Boers P.C.M., 1994.** Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.
- **Van der Molen D.T. & Pot R. (Eds.), 2007.** *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water*. Utrecht, STOWA.
- **Van der Putten W.H., 1997.** Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-Back and Progression (1993-1994). *Aquatic Botany* 59: 263-257.
- **Van der Welle M.E.W., 2007.** *Detoxifying toxicants. The effects of sulphur and nitrogen biogeochemistry on metal uptake and toxicity in freshwater wetlands*. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- **Van der Welle M.E.W., Niggebrugge K., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., 2007.** Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulphidic environments. *Environmental Pollution* 147: 222-230.
- **Van Diggelen R., Middleton B., Bakker J., Grootjans A.B., Wassen M., 2006.** Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Applied Vegetation Science* 9: 157-162.
- **Van Diggelen J., Geurts J., Smolders A. & Lamers L., 2007.** *Onderzoek Veenweidegebied HDSR*. Eindrapportage november 2007. In opdracht van Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden. Rapportnr. 2007.08b, B-WARE Research Centre, Nijmegen.
- **Van Dijk G.M., 1991.** *Light climate and its impact on Potamogeton pectinatus L. in a shallow eutrophic lake*. Proefschrift Wageningen Universiteit. 125 pp.
- **Van Duinen G.A., van Kleef H.H., Nijssen M., van Turnhout C.A.M., Verberk W.C.E.P., Holtland J. & Esselink H., 2004.** Schaal en intensiteit van herstelmaatregelen: Hoe reageert de fauna? In: G.A. van Duinen et al. (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, Ede. Pag. 189-240.
- **Van Duinen G.A., Verberk W.C.E.P. & Esselink H., 2007.** Persistence and recolonisation determine success of bog restoration for aquatic invertebrates: a comment on Mazerolle et al. (2006). *Freshwater Biology* 52: 381-382.

- **Van Duuren L., Eggink G.J., Kalkhoven J., Notenboom J., van Strien A.J. & Wortelboer R. (Red.), 2003.** *Natuurcompendium 2003*. Centraal Bureau voor de Statistiek/Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. 494 pp.
- **Van Eerden M.R., Loonen M.J.J.E. & Zijlstra M., 1998.** Moulting Greylag Geese *Anser anser* defoliating a reed marsh *Phragmites australis*: seasonal constraints versus long-term commensalism between plants and herbivores. In: Van Eerden, M.R. (Ed.), *Patchwork: patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands*, pp 239-264.
- **Van Kleef H.H., Verberk W.C.E.P., Leuven R.S.E.W., Esselink H., Van der Velde G. & Van Duinen G.A., 2006.** Biological traits successfully predict the effects of restoration management on macroinvertebrates in shallow softwater lakes. *Hydrobiologia* 565(1): 201-216.
- **Van Wirdum G., Den Held A.J. & Schmitz M., 1992.** *Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands*. In: J.T.A. Verhoeven (Ed.), *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 323-360.
- **Verberk W.C.E.P. & Esselink H., 2007.** Onderzoeksmonitoring effecten van baggeren in laagveenwateren op watermacrofauna. OBN Eindrapportage, nr. 2007/082-O. DK-LNV.
- **Verberk W., Kuper J., Lamers L., Christianen M. & Esselink H., 2007.** Restoring fen water bodies by removing accumulated organic sludge: what are the effects for aquatic macroinvertebrates? In: *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society* 18: 115-124.
- **Verberk W.C.E.P., 2009.** Overlevingsstrategieën koppelen soorten aan hun landschap. *Entomologische Berichten* 69: 122-128.
- **Verberk W.C.E.P., Kuper J.T., Van Duinen G.A. & Esselink H., 2006.** Changes in macroinvertebrate richness and diversity following large scale rewetting measures in a heterogeneous bog landscape. *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society* 17: 27-36.
- **Verhoeven J.T.A. & Bobbink R., 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.
- **Vidyavati 1985.** Environmental control of cell morphology in desmids. *Proceedings Indian Academy of Science (Plant Science)* 95(3): 193-198.
- **Waternet 2009.** *Chloridemeetpunten Wijde Blik, Het Hol, en Westbroek* (respectievelijk 1107, PKH020, PMW026).
- **Weber E., 2005.** Population size and structure of three mussel species (*Bivalvia: Unionidae*) in a northeastern German river with special regard to influences of environmental factors. *Hydrobiologia* 537: 169-183.
- **Westhof V., Bakker P.A., van Leeuwen C.G. & Van der Voo E.E, 1971.** *Wilde Planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden*. Deel 2. Natuurmonumenten, Amsterdam.
- **Wetzel R.G., 2001.** *Limnology – Lake and River ecosystems*, 3rd edition. Academic Press. 1006 pp.
- **Witteveen+Bos, 2008a.** *Samenvatting regionale hydrologie Het Hol*.
- **Witteveen+Bos, 2008b.** *Samenvatting regionale hydrologie Westbroekse Zodden*.
- **Witteveen+Bos, 2008c.** *Samenvatting regionale hydrologie De Deelen*.
- **Witteveen+Bos, 2010.** *OBN onderzoeken Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans? En Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeeklei- en laagveenland-schap: kansen voor kleimeren, Fase 1*.
- **Yang Z., Van den Heuvel M. R. & Stuthridge T., 2004.** *Assessment of the performance of nutrient reduction treatments for the Rotorua Lakes*. Report. New Zealand Forest Research Institute. Environment Bay of Plenty, Whakatane, New Zealand.
- **Young E.O. & Ross D.S., 2001.** Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. *Journal of Environmental Quality* 30: 91-101.
- **Zak D., Gelbrecht J. & Steinberg C.E.W., 2004.** Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70(3): 359-370.

Bijlage 1 Een overzicht van (mogelijke) indicatoren binnen laagveenwateren

(samenstelling uit Higler, 2000; Bal et al., 2001; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2008).

Taxa	Soortnaam	indicator [1]	doelsoort [2]	3	4	5	6	7	8	9.11	9.14	9.20	9.25	9.27	9.28
Acaridae	<i>Arrenurus albator</i>	4.12							-1.5		k			k	
Acaridae	<i>Arrenurus batillifer</i>	4.7							-1.5				k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus bicuspidator</i>	4.7		B					-1.5		pd		pd	pd	
Acaridae	<i>Arrenurus bifidicodulus</i>					1.00			-1.5	pd	pd			pd	
Acaridae	<i>Arrenurus biscissus</i>	4.11							-1.5					k	
Acaridae	<i>Arrenurus bruzelii</i>						ja		-1.5					k	
Acaridae	<i>Arrenurus buccinator</i>					2			-1.5	k				k	
Acaridae	<i>Arrenurus claviger</i>	4.7							-1.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	4.5							-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus cuspidator</i>					1			-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus fimbriatus</i>	4.4				2			-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus forcipatus</i>	4.7							-1.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus globator</i>			C		1			-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus integrator</i>					2			-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus knauthi</i>	4.3; 4.8; 4.12				2			-1.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus latus</i>								-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus maculator</i>	4.7							-1.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus muelleri</i>						ja		-1.5	k					
Acaridae	<i>Arrenurus nodosus</i>						ja		-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus nymph</i>								-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus perforatus</i>	4.8		C					-1.5		k		k	k	k
Acaridae	<i>Arrenurus pugionifer</i>	4.8							-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus radiatus</i>								-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus robustus</i>						ja		-1.5					pd	
Acaridae	<i>Arrenurus schreuderi</i>	4.3							-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus sculptus</i>								-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus securiformis</i>	4.8				2			-1.5				k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus sinuator</i>			B					-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus stecki</i>	4.3			2E	3			-1.5						
Acaridae	<i>Arrenurus tricuspidator</i>	4.8							-1.5		k		k	k	k
Acaridae	<i>Arrenurus truncatellus</i>	4.9; 4.10							-1.5				k	k	
Acaridae	<i>Arrenurus virens</i>	4.7							-1.5				k	k	
Acaridae	<i>Brachypoda versicolor</i>			A											
Acaridae	<i>Hydrachna cruenta</i>								0			k			
Acaridae	<i>Hydrachna globosa</i>						ja		0		k		k		
Acaridae	<i>Hydrodroma despicens/pilosa</i>	4.12							0.5		pd			pd	
Acaridae	<i>Hydryphantes dispar</i>			C			ja		-0.5					k	
Acaridae	<i>Atractides ovalis</i>	4.7						B	-0.75		k		k	k	k
Acaridae	<i>Atractides spec</i>								-0.75						
Acaridae	<i>Limnesia connata</i>					3			-0.25					k	
Acaridae	<i>Limnesia fulgida</i>								-0.25						
Acaridae	<i>Limnesia maculata</i>			B					-0.25		k	k		k	k
Acaridae	<i>Limnesia nymph</i>			B					-0.25						
Acaridae	<i>Limnesia polonica</i>	4.7; 4.8		B					-0.25		k		k	k	
Acaridae	<i>Limnesia undulata/undulatoides</i>								-0.25						
Acaridae	<i>Limnochares aquatica</i>	4.9; 4.10							-0.25		k		k	k	
Acaridae	<i>Midea orbiculata</i>	4.9; 4.10		C	-1E 0Z	5							k	k	
Acaridae	<i>Mideopsis orbicularis</i>								-0.75		k				
Acaridae	<i>Frontipoda musculus</i>						ja		-1.5		k			k	
Acaridae	<i>Piona neumani</i>	4.7							-0.5	k			k		
Acaridae	<i>Pionopsis lutescens</i>						ja		-0.5	k					
Acaridae	<i>Tiphys ornatus</i>	4.9; 4.10				3			-0.5	k			k		
Acaridae	<i>Forelia brevipes</i>	4.6							-0.5						
Acaridae	<i>Forelia variegator</i>			B					-0.5		k			k	k
Acaridae	<i>Hydrochoreutes krameri</i>						ja		-0.5		k			k	k
Acaridae	<i>Piona alpicola</i>	4.5							-0.5		k				
Acaridae	<i>Piona carnea</i>	4.3				1			-0.5	k					
Acaridae	<i>Piona coccinea</i>			C					-0.5						
Acaridae	<i>Piona longipalpis</i>	4.7		B					-0.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Piona nodata</i>					2			-0.5	pd	pd		pd		
Acaridae	<i>Piona paucipora</i>	4.8							-0.5		k	k	k	k	k
Acaridae	<i>Piona pussila</i>	4.6							-0.5						
Acaridae	<i>Piona stjoerdalensis</i>	4.8							-0.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Piona variabilis</i>			B					-0.5						
Acaridae	<i>Tiphys pistillifer</i>						ja		-0.5						
Acaridae	<i>Neumania vernalis</i>						ja		0.5	k	k			k	
Acaridae	<i>Unionicola aculeata</i>	4.6							0.5						
Acaridae	<i>Unionicola gracilpalpis</i>	4.8		B					0.5		k		k	k	
Acaridae	<i>Unionicola intermedia</i>								0.5						
Acaridae	<i>Unionicola minor/crass/graci</i>						ja		0.5		k		k		k
Acaridae	<i>Unionicola minor/crassipes</i>								0.5				k		k
Acaridae	<i>Unionicola parvipora</i>	4.7							€ 0.50		k		k	k	
Anisoptera	<i>Aeshna affinis</i>	4.9; 4.10							-1.75				k		
Anisoptera	<i>Aeshna cyanea</i>	4.8							-1.75				k	k	
Anisoptera	<i>Aeshna grandis</i>	4.9; 4.10							-1.75				k		
Anisoptera	<i>Aeshna isocetes</i>		14; 15; 17-19; 24; 25; 28						-1.75	k			k	k	
Anisoptera	<i>Aeshna juncea</i>	4.8							-1.75				k	k	
Anisoptera	<i>Aeshna mixta</i>	4.9; 4.10							-1.75	k			k		
Anisoptera	<i>Aeshna viridis</i>	4.9; 4.10	15; 17; 19; 24; 25; 28						-1.75				k	k	
Anisoptera	<i>Anaciaesha isosceles</i>		15						-1.75		k				

Anisoptera	<i>Anax imperator</i>			B				-1.75	k					
Anisoptera	<i>Brachytron pratense</i>		14; 15; 17-19; 24; 25; 28	B				-1.75	k	k		k	k	
Anisoptera	<i>Cordulia aenea</i>	4.2						-0.5	k	k		k	k	
Anisoptera	<i>Somatochlora flavamaculata</i>		15; 24					-0.5						
Anisoptera	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		14; 15; 17; 18; 24; 25; 28	C				-0.5		pd		k	k	pd
Anisoptera	<i>Libellula fulva</i>		8; 14; 15; 17-19; 24-25; 28					-0.5	k	k			k	
Anisoptera	<i>Libellula quadrimaculata</i>							-0.5	k			k		
Anisoptera	<i>Orthetrum cancellatum</i>			C				-0.5	nd	nd		nd	nd	k
Anisoptera	<i>Sympetrum vulgatum</i>					ja		-0.5						
Arachnida	<i>Argyroneta aquatica</i>	4.2; 4.3; 4.5			3			0		k		k	k	
Arachnida	<i>Dolomedes fimbriatus</i>		15; 17; 18; 24; 25											
Bivalvia	<i>Musculium lacustre</i>					ja		-1.5						
Bivalvia	<i>Unio tumidus</i>	4.6												
Chironomidae	<i>Ablabesmyia longistyla</i>				4		A	0						
Chironomidae	<i>Ablabesmyia monilis</i>	4.4			2	ja		0	k	k	k	k	k	k
Chironomidae	<i>Ablabesmyia monilis</i> agg.							0		k				
Chironomidae	<i>Ablabesmyia phatta</i>	4.2			2	ja		0	k		k	k		k
Chironomidae	<i>Acricotopus lucens</i>					ja		0						
Chironomidae	<i>Anatopynia plumipes</i>	4.4			4			0				k		
Chironomidae	<i>Caulochironomus caulicola</i>	4.11		C				0						
Chironomidae	<i>C. muncunianus/viridis</i>							0						
Chironomidae	<i>Chironomini</i> indet.							0						
Chironomidae	<i>Chironomus annularius</i> agg.					ja		0	nd		nd		nd	
Chironomidae	<i>Chironomus commutatus</i>					ja		0	nd		nd		nd	
Chironomidae	<i>Chironomus gr. halophilus</i>	4.5						0	nd		nd		nd	
Chironomidae	<i>Chironomus luridus</i> agg.					ja		0	nd		nd		nd	
Chironomidae	<i>Chironomus riparius</i> agg.					ja		0	nd		nd		nd	
Chironomidae	<i>Cladopelma bicarinata</i>					ja		0						
Chironomidae	<i>Cladopelma gr. lateralis</i>	4.9; 4.10						0	k			k	k	k
Chironomidae	<i>Cladotanytarsus atridorsum</i>	4.11						0		pd			pd	
Chironomidae	<i>Cladotanytarsus nigrovittatus</i>	4.11						0					pd	
Chironomidae	<i>Clinotanytarsus nervosus</i>	4.4		C	1			0				k	k	
Chironomidae	<i>Corynoneura scutellata</i> agg.							0	k	k		k	k	k
Chironomidae	<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus</i>	4.7						0		k	k	k	k	
Chironomidae	<i>Cricotopus gr. obnixus</i>					ja		0						
Chironomidae	<i>Cricotopus gr. sylvestris</i>					ja		0		nd	nd	nd	nd	nd
Chironomidae	<i>Cricotopus holsatus</i>	4.8						0				k	k	
Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp.			C				0						
Chironomidae	<i>Cricotopus sylvestris</i> agg.			C				0						
Chironomidae	<i>Cryptochironomus vulneratus</i>	4.11						0	k			k	k	k
Chironomidae	<i>Dicrotendipes gr. notatus</i>	4.4						0						
Chironomidae	<i>Dicrotendipes lobiger</i>				3	ja		0	k			k	k	k
Chironomidae	<i>Dicrotendipes modestus</i>			C				0	k	k		k	k	k
Chironomidae	<i>Dicrotendipes tritonus</i>	4.12		A				0	k					
Chironomidae	<i>Einfeldia dissidens</i>	4.12						0		pd		pd	pd	
Chironomidae	<i>Endochironomus albipennis</i>							0		pd	pd	pd		pd
Chironomidae	<i>Endochironomus gr. dispar</i>							0				k		
Chironomidae	<i>Endochironomus lepidus</i>							0						
Chironomidae	<i>Endochironomus spec.</i>			C				0						
Chironomidae	<i>Endochironomus tendens</i>			-1H -1M	4			0						
Chironomidae	<i>Glyptotendipes caulicola</i>				2			0	k	k		k	k	
Chironomidae	<i>Glyptotendipes gr. barbipes</i>	4.5						0						
Chironomidae	<i>Glyptotendipes gr. signatus</i>	4.6						0						
Chironomidae	<i>Glyptotendipes gripekoveni</i>			B		ja		0	k			k		
Chironomidae	<i>Glyptotendipes pallens</i>	4.12						0						
Chironomidae	<i>Glyptotendipes paripes</i>	4.12						0	pd					
Chironomidae	<i>Guttipelopia guttipennis</i>			1E -3V	5			0	k			k	k	
Chironomidae	<i>Halocladius varians</i>	4.5						0						
Chironomidae	<i>Labrundia longipalpis</i>							0					k	
Chironomidae	<i>Lauterborniella agrayloides</i>	4.7						0	k	k		k	k	
Chironomidae	<i>Limnophyes</i> sp.					B		0						
Chironomidae	<i>Metriocnemis hirticollis</i>	4.6						0						
Chironomidae	<i>Microchironomus deribae</i>	4.5						0						
Chironomidae	<i>Microtendipes chloris</i> agg.			A				0	pd	pd	pd	pd	pd	pd
Chironomidae	<i>Microtendipes gr. chloris</i>							0						
Chironomidae	<i>Monopelopia tenuicalcar</i>							0	k			k		
Chironomidae	<i>Nanocladius bicolor</i> agg.	4.3			2	ja		0		k	k	k	k	k
Chironomidae	<i>Orthocladius consobrinus</i>	4.11						0		k	k		k	k
Chironomidae	<i>Orthocladius holsatus</i>			C				0						
Chironomidae	<i>Parachironomus gr. arcuatus</i>							0						
Chironomidae	<i>Paramerina cingulata</i>			C				0	k			k	k	k
Chironomidae	<i>Paratanytarsus cf. intricatus</i>							0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus grimmii</i>					ja		0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus intricatus</i>			C				0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus lauterbornii</i>							0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus lauterbornii/tenuis</i> agg.							0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus tenellus/intricatus</i>	4.11		B				0						
Chironomidae	<i>Paratanytarsus tenuis</i> agg.			C				0						
Chironomidae	<i>Paratendipes nudisquama</i>			C				0						
Chironomidae	<i>Polypedilum albicorne</i>					A		0						
Chironomidae	<i>Polypedilum cultellatum</i>					ja		0						
Chironomidae	<i>Polypedilum nubeculosum</i>							0	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Chironomidae	<i>Polypedilum sordens</i>							0	k	k		k	k	k
Chironomidae	<i>Polypedilum uncinatum</i>	4.2; 4.11						0		pd			pd	

Chironomidae	<i>Potthastia longimanus</i>	4.11					A	0									
Chironomidae	<i>Procladius s.l.</i>	4.2						0									nd
Chironomidae	<i>Psectrocladius dilatatus</i>	4.8						0									
Chironomidae	<i>Psectrocladius gr. psilopterus</i>	4.8						0						k	k	k	
Chironomidae	<i>P. gr. sordidellus/limbatellus (1)</i>	4.12						0	k	k	k	k	k	k	k	k	
Chironomidae	<i>P. gr. sordidellus/limbatellus (2)</i>	4.12		C				0	k	k	k	k	k	k	k	k	
Chironomidae	<i>P. gr. sordidellus/limbatellus (3)</i>	4.12						0	k	k	k	k	k	k	k	k	
Chironomidae	<i>Psectrocladius platypus</i>							0									
Chironomidae	<i>Psectrotanypus varius</i>							0	nd	nd	nd		nd				
Chironomidae	<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	4.11						0	pd	k	k		pd				
Chironomidae	<i>Schineriella schineri</i>						ja	0									
Chironomidae	<i>Stempellinella minor</i>	4.11						0		k			k				
Chironomidae	<i>Stictochironomus sp.</i>	4.11; 4.12					A	0						k	k		
Chironomidae	<i>Tanypus kraatzii</i>						A	0	nd								
Chironomidae	<i>Tanypus vilipennis</i>			C			ja	0									
Chironomidae	<i>Tanytarsus gr verrali</i>						ja	0	pd		pd	pd	pd	pd	pd	pd	
Chironomidae	<i>Thienemanniella sp.</i>	4.11						0									
Chironomidae	<i>Tribelos intextus</i>	4.4				5		0		k	k		k	k			
Chironomidae	<i>Zavreliella marmorata</i>							0	k	k		k	k				
Coleoptera	<i>Dryops luridus</i>	4.4				1											
Coleoptera	<i>Agabus conspersus</i>	4.5						-0.25									
Coleoptera	<i>Agabus sturmii</i>	4.4				0		-0.25									
Coleoptera	<i>Agabus undulatus</i>	4.4				3		-0.25	k			k					
Coleoptera	<i>Coelambus parallelogrammus</i>	4.5						-0.25									
Coleoptera	<i>Cybister lateralis marginalis</i>						ja	-0.25									
Coleoptera	<i>Dytiscus circumflexus</i>	4.5				4		-0.25									
Coleoptera	<i>Graphoderus bilineatus</i>	4.7		17; 18				-0.25	k			k	k				
Coleoptera	<i>Graptodytes pictus</i>				1E -3H -3M	4		-0.25									
Coleoptera	<i>Hydroporus angustatus</i>					1		-0.25									
Coleoptera	<i>Hydrovatus cuspidatus</i>						ja	-0.25									
Coleoptera	<i>Hygrotus decoratus</i>					3		-0.25	k			k					
Coleoptera	<i>Hygrotus inaequalis</i>				-3E -3H -3M			-0.25									
Coleoptera	<i>Hygrotus inaequalis</i>					4		-0.25									
Coleoptera	<i>Hygrotus versicolor</i>						ja	-0.25									
Coleoptera	<i>Ilybius ater</i>						ja	-0.25									
Coleoptera	<i>Laccophilus hyalinus</i>	4.4				3		-0.25									
Coleoptera	<i>Laccophilus minutus</i>	4.4			-3E	4		-0.25									
Coleoptera	<i>Porhydrus lineatus</i>				-1E	5		-0.25				k	k				
Coleoptera	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	4.6															
Coleoptera	<i>Gyrinus marinus</i>				-1M	5		0.25		k		k	k				
Coleoptera	<i>Gyrinus suffriani</i>	4.11						0.25		k			k				
Coleoptera	<i>Haliphus apicalis</i>	4.5						-1.5									
Coleoptera	<i>Haliphus obliquus</i>					3		-1.5	k			k	k	k			
Coleoptera	<i>Pelodytes caesus</i>	4.4				3		-1.5									
Coleoptera	<i>Ochthebius marinus</i>	4.5															
Coleoptera	<i>Anacaena limbata</i>	4.4				0		-1									
Coleoptera	<i>Enochrus bicolor</i>	4.5						-1									
Coleoptera	<i>Enochrus halophilus</i>	4.5						-1									
Coleoptera	<i>Enochrus testaceus</i>					3		-1									
Coleoptera	<i>Helochares obscurus</i>					2		-1									
Coleoptera	<i>Helochares punctatus</i>						ja	-1									
Coleoptera	<i>Helophorus aequalis</i>						ja	-1									
Coleoptera	<i>Helophorus brevipalpis</i>	4.5						-1									
Coleoptera	<i>Hydrochara caraboides</i>					5		-1	k			k	k				
Coleoptera	<i>Hydrochus carinatus</i>						ja	-1	k			k					
Coleoptera	<i>Hydrochus elongatus</i>						ja	-1	k			k					
Coleoptera	<i>Hydrophilus piceus</i>				-1E	5	ja	-1	k	k		k	k				
Coleoptera	<i>Laccobius biguttatus</i>	4.4				0		-1									
Coleoptera	<i>Laccobius colon</i>					1		-1	k		k						
Coleoptera	<i>Hygrobia hermanni</i>	4.4				3											
Crustacea	<i>Argulus foliaceus</i>						ja										
Crustacea	<i>Proasellus coxalis</i>	4.5					ja	-1.5				k					
Crustacea	<i>Proasellus meridianus</i>	4.5						-1.5		k	k	k	k				
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	4.5							nd				nd	nd	nd	nd	
Crustacea	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	4.6															
Crustacea	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>						ja										
Crustacea	<i>Gammarus duebeni</i>	4.5						-1									
Crustacea	<i>Gammarus pulex</i>					3		-1		pd	pd	pd	pd	pd	pd	pd	
Crustacea	<i>Gammarus tigrinus</i>	4.5					A	-1									
Crustacea	<i>Gammarus zadachi</i>	4.5						-1									
Crustacea	<i>Neomysis integer</i>	4.5						1.5									
Crustacea	<i>Branchiura sowerbyi</i>	4.6						-0.5									
Culicidae	<i>Anopheles maculipennis</i>	4.5															
Ephemeroptera	<i>Baetis tracheatus</i>			8; 18; 19				-1.5		k							
Ephemeroptera	<i>Centroptilum luteolum</i>	4.11						-1.5		k	k		k	k			
Ephemeroptera	<i>Cloeon dipterum</i>	4.4; 4.5				4		-1.5	pd	pd		pd	pd	pd	pd	pd	
Ephemeroptera	<i>Cloeon simile</i>	4.12						-1.5	pd	pd	pd	pd	pd	pd	pd	pd	
Ephemeroptera	<i>Caenis horaria</i>	4.4				3		-2		pd	pd	pd	pd	pd	pd	pd	
Ephemeroptera	<i>Caenis lactea</i>			4.7 - 4.12; 17; 18				-2		k	k					k	
Ephemeroptera	<i>Caenis luctuosa</i>	4.6; 4.11						-2	pd	pd		pd	pd				
Ephemeroptera	<i>Caenis robusta</i>	4.4			√	3		-2									
Ephemeroptera	<i>Ephemerella glaucops</i>	4.12		18						k	k						

Ephemeroptera	<i>Ephemera vulgata</i>		4.11; 8; 18							k	k			
Ephemeroptera	<i>Leptophlebia vespertina</i>	4.2; 4.3; 4.8			4				pd	pd		pd	pd	
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>						-0.5							
Gastropoda	<i>Bithynia leachii</i>						-2							
Gastropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>						-2							
Gastropoda	<i>Hydrobia ventrosa</i>	4.5					-0.5							
Gastropoda	<i>Lythoglyphus naticoides</i>	4.6					-0.5							
Gastropoda	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	4.5					-0.5							
Gastropoda	<i>Lymnaea stagnalis</i>				-3E		-2							
Gastropoda	<i>Myxas glutinosa</i>	4.7					-2		k	k		k	k	k
Gastropoda	<i>Radix auricularia</i>			B			-2							
Gastropoda	<i>Radix ovata</i>			C		ja	-2	nd		nd	nd	nd	nd	
Gastropoda	<i>Radix peregra</i>					ja	-2							
Gastropoda	<i>Stagnicola corvus</i>					ja	-2							
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>					ja	-2		nd		nd	nd		
Gastropoda	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	4.11								k	k			
Gastropoda	<i>Physa fontinalis</i>			B	-3E -3H -3M		-0.5	pd	pd			pd	pd	
Gastropoda	<i>Physella acuta</i>						-0.5							
Gastropoda	<i>Anisus spirorbis</i>	4.8					-2.25							
Gastropoda	<i>Anisus vortex</i>						-2.25		pd			pd		
Gastropoda	<i>Anisus vorticulus</i>	4.3				2	-2.25		k			k	k	
Gastropoda	<i>Bathymphalus contortus</i>					3	-2.25							
Gastropoda	<i>Ferrissia wautieri</i>						-2.25							
Gastropoda	<i>Gyraulus albus</i>			B	-3H -3M	4	-2.25	k	k	k	k	k	k	
Gastropoda	<i>Gyraulus crista</i>			B			-2.25		pd			pd		
Gastropoda	<i>Gyraulus riparius</i>	4.3				4	-2.25		k			k		
Gastropoda	<i>Hippeutis complanatus</i>					3	-2.25							
Gastropoda	<i>Planorbis corneus</i>				-3E		-2.25							
Gastropoda	<i>Planorbis carinatus</i>	4.3		B	-3E	3	-2.25							
Gastropoda	<i>Planorbis planorbis</i>						-2.25							
Gastropoda	<i>Segmentina nitida</i>				-2E	5	-2.25							
Gastropoda	<i>Valvata cristata</i>			A			-0.75							
Gastropoda	<i>Valvata macrostoma</i>	4.7		C			-0.75					k	k	
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>			B	-3E -3H -3M		-0.75	nd	nd	nd		nd	nd	
Gastropoda	<i>Viviparus contectus</i>	4.3				2						k	k	
Gastropoda	<i>Viviparus viviparus</i>	4.9; 4.10		B										
Hemiptera	<i>Paracorixa concinna</i>	4.5					-1							
Hemiptera	<i>Sigara stagnalis</i>	4.5					-1							
Hemiptera	<i>Aquarius paludulum</i>	4.11					-0.5		k	k		k		
Hemiptera	<i>Gerris thoracicus</i>					4	-0.5							
Hemiptera	<i>Naucoris maculatus</i>					ja	B	-2						
Hemiptera	<i>Velia caprai</i>	4.11												
Hemiptera opp	<i>Gerris argentatus</i>			B			-0.5							
Hemiptera opp	<i>Gerris odontogaster</i>						-0.5	k				k		
Hemiptera opp	<i>Gerris sp.</i>	4.5					-0.5							
Hemiptera opp	<i>Hydrometra gracilenta</i>					ja	-0.5		k					
Hemiptera opp	<i>Mesovelia furcata</i>			A			-1.5		pd			pd		
Hemiptera opp	<i>Mesoveliidae</i>			A			-1.5							
Hemiptera opp	<i>Microvelia reticulata</i>						-1.5							
Hemiptera opp	<i>Microvelia umbricola</i>						-1.5							
Hemiptera aq.	<i>Corixa punctata</i>			B			-1							
Hemiptera aq.	<i>Cymatia bonndorffi</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Cymatia coleoptrata</i>	4.4				3	-1							
Hemiptera aq.	<i>Hesperocorixa castanea</i>			C			-1							
Hemiptera aq.	<i>Hesperocorixa linnei</i>			C			-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara distincta</i>	4.8					-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara distincta/falleni</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara falleni</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara fossarum/scotti</i>	4.2; 4.3				4	-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara scotti</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara semistriata</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara striata</i>	4.4			-3E -3H -3M	4	-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara striata/cf falleni</i>						-1							
Hemiptera aq.	<i>Sigara striata/dorsalis</i>	4.11		C			-1							
Hemiptera aq.	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	4.4		B		3	-2							
Hemiptera aq.	<i>Nepa cinerea</i>					3	0							
Hemiptera aq.	<i>Ranatra linearis</i>			B			0							
Hemiptera aq.	<i>Notonecta glauca</i>					3	-2							
Hemiptera aq.	<i>Notonecta lutea</i>	4.3				4	-2							
Hemiptera aq.	<i>Notonecta viridis</i>						-2							
Hemiptera aq.	<i>Plea minutissima</i>	4.3		B	-3E 0Z	5	-2							
Hirudinea	<i>Erpobdella nigricollis</i>	4.9; 4.10					-1.75					k		
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i>	4.3			-2E	4	-1.75							
Hirudinea	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>				-3E	4	-0.5							
Hirudinea	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>					ja	-0.5							
Hirudinea	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	4.4					-0.5							
Hirudinea	<i>Haementeria costata</i>	4.7					-0.5		k	k	k	k		
Hirudinea	<i>Helobdella stagnalis</i>	4.4; 4.5			-3E	4	-0.5							
Hirudinea	<i>Hemiclepsis marginata</i>	4.4			-3E	3	-0.5							
Hirudinea	<i>Hemiclepsis marginata</i>					4	-0.5							
Hirudinea	<i>Piscicola geometra</i>					3	-0.75		k	k	k	k	k	
Hirudinea	<i>Theromyzon tessulatum</i>	4.3; 4.5					-0.75							
Lepidoptera	<i>Acentria ephemerella</i>	4.4				2								
Lepidoptera	<i>Cataclysta lemnata</i>	4.5												

Lepidoptera	<i>Pyrgus malvae</i>		24; 29																	
Lepidoptera	<i>Thymelicus sylvestris</i>																			
Lepidoptera	<i>Lycaena dispar</i>		24; 25; 27-29																	
Lepidoptera	<i>Lycaena hippothoe</i>		25; 29																	
Lepidoptera	<i>Lycaena tityrus</i>		25; 29																	
Lepidoptera	<i>Boloria selene</i>		24; 25; 27-29																	
Lepidoptera	<i>Euphydryas aurinia</i>		29																	
Lepidoptera	<i>Elophila nymphaeata</i>				ja	-1.25														
Lepidoptera	<i>Nymphula stagnata</i>	4.9; 4.10				-1.25														
Lepidoptera	<i>Paraponyx stratiotata</i>	4.9; 4.10				-1.25												k		
Nematocera	<i>Chaoborus flavicans</i>	4.12				2														
Oligochaeta	<i>Ripistes parasita</i>	4.7				-0.25														
Oligochaeta	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	4.6			A	-0.5														
Oligochaeta	<i>Pelosclex sp.</i>	4.4			B	-0.5														
Oligochaeta	<i>Potamothrix bedoti</i>	4.6				-0.5														
Oligochaeta	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	4.12			A	-0.5														
Oligochaeta	<i>Rhynchelmis tetratheca</i>				ja	-1														
Oligochaeta	<i>Dero digitata</i>				ja	-0.25	nd									nd	nd			
Oligochaeta	<i>Dero obtusa</i>				ja	-0.25														
Oligochaeta	<i>Slavina appendiculata</i>				ja	-0.25	pd									pd	pd			
Oligochaeta	<i>Stylaria lacustris</i>	4.4			3	-0.25	pd	pd								pd	pd	pd		
Oligochaeta	<i>Ophidonais serpentina</i>				ja	-0.25														
Oligochaeta	<i>Aulodrilus japonicus</i>				ja	-0.5														
Oligochaeta	<i>Limnodrilus clappareianus</i>	4.12			A	-0.5	nd	nd	nd							nd	nd			
Oligochaeta	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4.4			1	-0.5	nd	nd	nd							nd	nd			
Oligochaeta	<i>Limnodrilus profundicola</i>				ja	-0.5														
Oligochaeta	<i>Spirosperma ferox</i>				1	A	-0.5									k				k
Orthoptera	<i>Chorthippus montanus</i>		28; 29																	
Orthoptera	<i>Chrysocraon dispar</i>		24; 25; 28																	
Orthoptera	<i>Locusta migratoria</i>		24; 25																	
Orthoptera	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>		24																	
Prostigmata	<i>Eylais tantilla</i>				4	-1														
Prostigmata	<i>Hydryphantes ruber</i>				ja	-0.5														
Prostigmata	<i>Hygrobatas nigromaculatus</i>	4.6				-0.75							k					k		
Prostigmata	<i>Hygrobatas trigonicus</i>	4.11; 4.12				-0.75							k							k
Prostigmata	<i>Oxus ovalis</i>				ja	-1.5												k		
Prostigmata	<i>Neumania deltoidea</i>				ja	0.5														
Prostigmata	<i>Neumania limosa</i>				ja	0.5												k		k
Prostigmata	<i>Unionicola crassipes</i>				ja	0.5							pd			pd	pd			
Pterygota	<i>Leuctra fusca</i>		4.11; 4.12; 8													k	k		k	
Pterygota	<i>Sialis lutaria</i>	4.4			-3E	4	C	-1.75												
Pterygota	<i>Sisyr fuscata</i>	4.8																k	k	k
Sciomyzidae	<i>Sepedon spegea</i>				ja															
Trichoptera	<i>Ecnomus tenellus</i>					-1.25								k	k		k	k	k	k
Trichoptera	<i>Agraylea multipunctata</i>					-1.5								k	k		k	k	k	k
Trichoptera	<i>Agraylea sexmaculata</i>				ja	-1.5								k	k		k			
Trichoptera	<i>Hydroptila pulchricornis</i>		4.8; 4.11; 8; 18			-1.5								k	k		k	k		k
Trichoptera	<i>Hydroptila tineoides</i>		4.11; 18			-1.5								k	k		k			
Trichoptera	<i>Tricholeiochiton fagesii</i>	4.4; 4.9; 4.10			1E 1V 0Z	4		-1.5									k	k		
Trichoptera	<i>Athripsodes aterrimus</i>			C	√	4		-2					k	k	k	k	k			k
Trichoptera	<i>Athripsodes cinereus</i>					-2														
Trichoptera	<i>Erotesis baltica</i>	4.7				-2								k			k	k		
Trichoptera	<i>Leptocerus tineiformis</i>	4.3	4.3; 4.4; 4.9; 4.10; 4.12	A	1E 1Z	5		-2					k	k		k	k			
Trichoptera	<i>Mystacides azurea</i>					-2														k
Trichoptera	<i>Mystacides longicornis</i>					-2							k				k			
Trichoptera	<i>Mystacides nigra</i>	4.12				-2							k			k	k			k
Trichoptera	<i>Mystacides nigra/longicornis</i>			A		-2											k			
Trichoptera	<i>Oecetis furva</i>	4.4		C		3		-2					k	k		k	k			k
Trichoptera	<i>Paroecetis struckii</i>	4.3	4.3		2E 2V 0Z	5		-2									k			
Trichoptera	<i>Triaenodes bicolor</i>			A	-3E	4		-2					pd	pd				pd		
Trichoptera	<i>Triaenodes reuteri</i>		13			-2														
Trichoptera	<i>Anabolia brevipennis</i>	4.7	4.8; 4.11; 18			0								k				k		
Trichoptera	<i>Anabolia nervosa</i>	4.3				2		0						k	k					k
Trichoptera	<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>		14; 24			0														
Trichoptera	<i>Limnephilus affinis</i>	4.5				0														
Trichoptera	<i>Limnephilus binotatus</i>	4.8	4.2; 4.3; 4.7; 15; 17; 28			0											k	k		
Trichoptera	<i>Limnephilus cf rhombicus</i>					0														
Trichoptera	<i>Limnephilus decipiens</i>					0								k				k		
Trichoptera	<i>Limnephilus flavicornis</i>	4.9; 4.10				0							k	k		k	k			
Trichoptera	<i>Limnephilus marmoratus</i>		4.3; 4.4; 4.6 - 4.12			0							k	k		k	k			
Trichoptera	<i>Limnephilus nigriceps</i>					0								k				k		
Trichoptera	<i>Limnephilus politus</i>				ja	0								k				k		
Trichoptera	<i>Limnephilus rhombicus</i>					0								k			k	k		
Trichoptera	<i>Limnephilus stigma</i>	4.4		A		3		0												
Trichoptera	<i>Molanna albicans</i>		18																	
Trichoptera	<i>Molanna angustata</i>	4.11															k	k	k	k
Trichoptera	<i>Agrypnia pagetana</i>					-1.25							k	k	k		k	k		
Trichoptera	<i>Agrypnia varia</i>			A		-1.25							k							
Trichoptera	<i>Hagenella clathrata</i>		14; 24			-1.25														
Trichoptera	<i>Phryganea bipunctata</i>					-1.25												k		k
Trichoptera	<i>Phryganea grandis</i>			B		2		-1.25										k		k
Trichoptera	<i>Holocentropus dubius</i>	4.2; 4.3; 4.9; 4.10	4.2	A	-1Z	4		0.75					k	k		k	k			
Trichoptera	<i>Holocentropus picicornis</i>	4.4			√	5		0.75					k	k		k	k			
Trichoptera	<i>Polycentropodidae</i>			A				0.75												

Trichoptera	<i>Cynurus crenaticornis</i>	✓	4.4			4		0.75	k	k		k	k	k
Trichoptera	<i>Cynurus flavidus</i>	✓	4.4		C	2		0.75						
Trichoptera	<i>Cynurus insolitus</i>		4.9; 4.10		B	1E	5	0.75		k		k	k	
Trichoptera	<i>Lype phaeopa</i>	✓	4.11	4.11; 18	A					k	k		k	k
Trichoptera	<i>Tinodes waeneri</i>		4.6; 4.11							k	k		k	k
Tricladia	<i>Dendrocoelum lacteum</i>								k	k		k	k	k
Tricladia	<i>Polycelis nigra</i>	✓	4.3				ja							
Tricladia	<i>Polycelis tenuis</i>						ja							
Tricladia	<i>Dugesia lugubris</i>		4.4; 4.5			3								
Tricladia	<i>Dugesia polychroa</i>				B		ja							
Tricladia	<i>Dugesia tigrina</i>					4								
Turbellaria	<i>Bdellocephala punctata</i>	✓	4.7	4.7; 4.8; 4.11; 17; 18								k	k	k
Turbellaria	<i>Planaria torva</i>	✓	4.3	4.6 - 4.12						k	k	k	k	k
Zygoptera	<i>Coenagrion armatum</i>			14; 15				-1.5						
Zygoptera	<i>Coenagrion cf puella/pulchellum</i>							-1.5	k		k	k	k	k
Zygoptera	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	✓	4.7			2	ja	-1.5	k		k	k	k	k
Zygoptera	<i>Enallagma cyathigerum</i>							-1.5			k			k
Zygoptera	<i>Erythromma najas</i>	✓	4.12		B	✓	4	-1.5	k	k	k	k	k	k
Zygoptera	<i>Erythromma viridulum</i>						ja	-1.5						
Zygoptera	<i>Ischnura elegans</i>	✓	4.5					-1.5	nd	nd	k	nd	nd	
Zygoptera	<i>Pyrhosoma nymphula</i>							-1.5	k	k			k	
Zygoptera	<i>Lestes sponsa</i>						ja							
Zygoptera	<i>Lestes viridis</i>								k			k		
Zygoptera	<i>Sympecma paedisca</i>			14; 17-19; 24; 25; 28; 29					k					

- [1] Indicatorsoorten (Higler, 2000).
- zure oligotrofe slootjes 4.2
 - oligotrofe - mesotrofe sloten 4.3
 - mesotrofe - eutrofe sloten 4.4
 - brakke sloten 4.5
 - vaarten en kanalen 4.6
 - mesotrofe petgaten** 4.7
 - mesotrofe plasjes** 4.8
 - voedselrijke petgaten** 4.9
 - voedselrijke plasjes** 4.10
 - voedselarme plassen en meren 4.11
 - voedselrijke plassen en meren 4.12
- ** De verschillen in indicatorsoorten tussen mesotrofe en eutrofe plasjes en petgaten zijn niet geheel duidelijk; er is overlap tussen indicatoren.
- [2] Doelsoorten (Bal et al., 2001; Higler, 2000)
- Soorten die doelsoort zijn van (bijna) alle typen zijn weggelaten. Zoals *Planaria torva* en enkele kokerjuffers (*Leptocerus tineiformis* & *Limnephilus spec.*)
- Natuurdoeltypen van half-natuurlijke landschappen (naar Bal et al., 2001. Voor overige afkortingen zie hierboven: Higler, 2000)
- langzaam stromend rivertje 8
 - brak stilstaand water 13
 - gebufferde poel en wiel 14
 - gebufferde sloot 15
 - geïsoleerde meander en petgat 17
 - gebufferd meer 18
 - kanaal en vaart 19
 - moeras 24
 - natte strooiselruigte 25
 - trilveen 27
 - veenmosrietland 28
 - nat schraalgrasland 29
- [3] Soorten met zwaartepunt in gebied met
- A) goede waterkwaliteit
 - B) zwaartepunt middelmatige waterkwaliteit
 - C) zwaartepunt matige waterkwaliteit
- [4] Stressoren en indicatoren (Didden, 2006) geen indicatie of onbekend
- E= eutrofiëring
 - M= morfologische verstoring
 - H= hydrologische verstoring
 - V= verzuring
 - Z= verzilting
- 3: verdwijnt Opbouw van de deelcriteria voor de score (p. 119)
- 2: neemt sterk af
- 1: neemt af
- 0: tolerant.
- 1 neemt toe
- 2 neemt sterk toe
- 3 neemt explosief toe
- √: geen indicatie of onbekend
- [5] Criteria (Didden, 2006). De mate van geschiktheid als indicator voor veensloten (en enkele voor brakke sloten) zoals getest aan criteria.
- 1: minimumscore
 - 1 tot 3: als ongeschikte indicator beschouwd
 - 8: maximumscore
- | | | min | max |
|----------------------|------------------------|-----|------|
| Kenniss | 1. Stressor | 0 | 1 |
| | 2. Referentie | 0 | 1 |
| Ecosysteemrelevantie | 1. Zeldzaamheid | -1 | 1 |
| | 2. Kenmerkendheid | 0 | 1 |
| Beleidsrelevantie | 1. AS-soort | 0 | 0.67 |
| | 2. Rode lijst soort | 0 | 0.67 |
| | 3. Doelsoort | 0 | 0.67 |
| Meetbaarheid | 1. Determineerbaarheid | 0 | 1 |
| | 2. Betrouwbaarheid | 0 | 1 |
| Totaal | | -1 | 8 |
- [6] 'Mogelijke' nieuwe indicatoren (Keizer-Vlek, 2008) exclusief soorten uit het AS (Higler, 2000)
- [7] Gevoeligheid voor opwarming (Hoek, 2001). Van veel soorten geen data
- A) afname of verdwijning verwacht
 - B) 'nieuwe' soort voor Nederland
 - C) geen verandering
- [8] Dispersie (Didden, 2009). Dispersie voor macrofauna families, afgerond per 0.25.
- 3: langzame dispersie
 - 3: snelle dispersie

[9] KRW indicatoren (Van der Molen, 2004).

[] Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 90.

Negatief dominante indicatoren: taxa die bij slechte omstandigheden meestal dominant kunnen voorkomen

Positief dominante indicatoren: taxa die bij goede omstandigheden meestal dominant kunnen voorkomen.

Kenmerkende indicatoren: taxa specifiek voor het watertype onder 'natuurlijke' omstandigheden.

Van Der Molen, 2004: "Voor de taxonlijsten van de indicatoren is uitgegaan van de aquatisch supplementen op het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) en vervolgens van bewerkingen van verschillende gegevensbestanden, auto-ecologische informatie van de soorten, overige (historische) literatuurgegevens en expert-judgement."

Beschreven types

M11: kleine ondiepe gebufferde plassen, in laagveen ontstaan doordat stukken van smalle legakkers door wind en water weggeslagen zijn

M14: ondiepe (matig grote) gebufferde plassen (bodem <50% organisch en verlanding slechts op beperkte schaal)

M20: matig grote diepe gebufferde meren (bijvoorbeeld dieper uitgegraven veenontginningsplassen)

M25: ondiepe laagveenplassen (veenvormende systemen in lage delen van het landschap)

M27: matig grote ondiepe laagveenplassen (veenvormende systemen in lage delen van het landschap)

M28: diepe laagveenmeren (afslag van legakkers of dijkdoorbraken)

k: kenmerkend

pd: positief dominant

nd: negatief dominant

Bijlage 2 Aanwezigheid van indicatorsoorten

Aanwezigheid van indicatorsoorten (en de bijbehorende hoofdgroep) in monsterpunten van de gebieden Deelen, Hol, Molenpolder, Wieden and Weerribben met goed, matig en/of slecht waterkwaliteit. De waterkwaliteit van de Westbroekse Zodden is niet meegenomen.

Indicatorsoort	Hoofdgroep	goed	matig	slecht
<i>Arrenurus claviger</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus fimbriatus</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus forpicatus</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus maculator</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus perforatus</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus robustus</i>	Acaridae	x		
<i>Frontipoda musculus</i>	Acaridae	x		
<i>Tiphys pistillifer</i>	Acaridae	x		
<i>Arrenurus albator</i>	Acaridae	x	x	
<i>Arrenurus bicuspidator</i>	Acaridae	x	x	
<i>Hydrochoreutes krameri</i>	Acaridae	x	x	
<i>Hydrodroma despicens despicens/pilosa</i>	Acaridae	x	x	
<i>Hydryphantes dispar</i>	Acaridae	x	x	
<i>Limnesia polonica</i>	Acaridae	x	x	
<i>Neumania vernalis</i>	Acaridae	x	x	
<i>Piona longipalpis</i>	Acaridae	x	x	
<i>Unionicola gracilpalpis</i>	Acaridae	x	x	
<i>Limnochares aquatica</i>	Acaridae	x	x	x
<i>Unionicola minor/crass/graci</i>	Acaridae	x	x	x
<i>Arrenurus tricuspidator</i>	Acaridae		x	
<i>Piona stjoerdalensis</i>	Acaridae		x	
<i>Midea orbiculata</i>	Acaridae		x	x
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	Acaridae			x
<i>Aeshna grandis</i>	Anisoptera	x		
<i>Aeshna viridis</i>	Anisoptera	x	x	
<i>Chironomus annularius agg</i>	Chironomidae	x		
<i>Cricotopus gr obnixus</i>	Chironomidae	x		
<i>Paratanytarsus tenellus/intricatus</i>	Chironomidae	x		
<i>Polypedium cullellum</i>	Chironomidae	x		
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	Chironomidae	x		
<i>Ablabesmyia monilis</i>	Chironomidae	x	x	
<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus</i>	Chironomidae	x	x	
<i>Dicoretendipes lobiger</i>	Chironomidae	x	x	
<i>Lauterborniella agrayloides</i>	Chironomidae	x	x	
<i>Ablabesmyia phatta</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Acricotopus lucens</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Clinotanytus nervosus</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Glyptotendipes paripes</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Polypedium uncinatum</i>	Chironomidae	x	x	x
<i>Chironomus commutatus</i>	Chironomidae	x		x
<i>Einfeldia dissidens</i>	Chironomidae	x		x
<i>Caulochironomus caulicola</i>	Chironomidae		x	
<i>Nanocladius bicolor agg</i>	Chironomidae		x	
<i>Schineriella schineri</i>	Chironomidae		x	
<i>Anatopynia plumipes</i>	Chironomidae		x	x
<i>Dicoretendipes tritonus</i>	Chironomidae			x
<i>Laccophilus minutus</i>	Coleoptera	x	x	x
<i>Laccophilus hyalinus</i>	Coleoptera	x		x
<i>Anacaena limbata</i>	Coleoptera		x	
<i>Gyrinus suffriani</i>	Coleoptera		x	
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>	Coleoptera		x	
<i>Graphoderus bilineatus</i>	Coleoptera		x	x
<i>Peltodytes caesus</i>	Coleoptera		x	x
<i>Agabus sturmii</i>	Coleoptera			x
<i>Cybister lateralmarginalis</i>	Coleoptera			x
<i>Hygrotrus versicolor</i>	Coleoptera			x
<i>Caenis robusta</i>	Ephemeroptera	x		
<i>Myxas glutinosa</i>	Gastropoda	x		
<i>Radix peregra</i>	Gastropoda	x	x	
<i>Gyraulus riparius</i>	Gastropoda	x	x	x
<i>Planorbis carinatus</i>	Gastropoda	x	x	x
<i>Radix ovata</i>	Gastropoda	x	x	x
<i>Stagnicola palustris</i>	Gastropoda	x	x	x
<i>Valvata macrostoma</i>	Gastropoda	x	x	x
<i>Hydrometra gracilentia</i>	miptera oppervla	x	x	
<i>Cymatia coleoptrata</i>	Hemiptera water	x	x	x
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	Hemiptera water	x	x	x
<i>Plea minutissima</i>	Hemiptera water	x	x	x
<i>Sigara striata</i>	Hemiptera water	x	x	x
<i>Anabolia nervosa</i>	Trichoptera	x		
<i>Limnephilus stigma</i>	Trichoptera	x		
<i>Lype phaeopa</i>	Trichoptera	x		
<i>Agraylea sexmaculata</i>	Trichoptera	x	x	
<i>Cyrnus insolutus</i>	Trichoptera	x	x	
<i>Holocentropus dubius</i>	Trichoptera	x	x	
<i>Cyrnus crenaticornis</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Cyrnus flavidus</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Holocentropus picicornis</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Leptocerus tineiformis</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Mystacides nigra</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Oecetis furva</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Tricholeiochiton fagesii</i>	Trichoptera	x	x	x
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	Zygoptera	x	x	x
<i>Erythromma najas</i>	Zygoptera	x	x	x
<i>Ischnura elegans</i>	Zygoptera	x	x	x

Bijlage 3 Matrix van soorten laagveenmoeras en beheermaatregelen

Matrix van soorten laagveenmoeras en beheermaatregelen geordend volgens tabel 4.2. Geel: maatregel nodig om knelpunt op te lossen. Groen: soort profiteert van maatregel. Rood: soort loopt risico door maatregel. De nummers in de cellen verwijzen naar knelpunten toegelicht in de Achtergronddocumenten (www.alterra.wur.nl, rapportnummer 1548, Achtergronddocumenten) en het Voetnootdocument. Uit: Bruinderink, 2007. Pilot leefgebiedenplan laagveenmoeras.

[illegible]

Bijlage 4 Karakteristieken van soorten die zwaartepunten hebben in recentelijk gebaggerde of ongebaggerde gebieden.

Chironomidae		Kolonisatie vermogen		Competitie	
Zwaartepunt in	Soort	voltinisme	mobiliteit	aantal eieren	lichaamsgrootte
gebaggerde SW	<i>Corynoneura cf. scutellata agg.</i>	>1 gen/jaar	goede vlieger	<100 (weinig)	3,5 mm (klein)
	<i>Dicrotendipes nervosus</i>	>1 gen/jaar	goede vlieger	350 (veel)	8 mm (medium klein)
	<i>Glyptotendipes paripes</i>	>1 gen/jaar	goede vlieger	1400 (veel)	? mm (medium)
	<i>Microtendipes chloris agg.</i>	2 gen/jaar	goede vlieger	?	medium (probably)
Coleoptera		Dieet			
Zwaartepunt in	Soort	carnivoor	herbivoor		
ongebaggerd SW	<i>Haliplus ruficollis</i>	x	x		
	<i>Helochaetes punctatus</i>		x		
	<i>Hygrotus decoratus</i>	x			
	<i>Noterus crassicornis</i>	x	?		
gebaggerd SW	<i>Hygrotus spec.</i>	x			

Dankwoord

Dit OBN rapport kon alleen maar tot stand komen dankzij de inzet van vele BSc en MSc studenten, analisten, technici en onderzoekers. We willen hen hartelijk bedanken hun inzet, niet alleen voor hun veld- en laboratoriumwerk, maar zeker ook voor alle discussies die ons scherp hielden: Paul van de Ven, Gerrit Rouwenhorst, Boudewijn Beltman, Roderick groen, Anneke Buijze, Sandy McGroarty, Chris Savage, Marieke Nijzink, Aline Paalman, Dirk van der Goes, Hein Pijnappel (UU); Martin Versteeg, Germa Verheggen, Roy Peters, Jelle Eygensteyn, Rien van der Gaag, Leon van den Berg, Bart-Jan Vreman, Paul van der Wouw, Sarah Faye Harpenslager, Bart Willers, Kim Kobes, Bas Bierens, Jan van de Graaf, Piet-Jan Westendorp, Karina Vink, Erik Luckers, Marlies van der Welle, Marij Orbons, Peter Spierenburg, Gerard van der Velde, Gerard van der Weerden (RU); Artur Banach (RU/Katholieke Universiteit Lublin, Polen); Emiel Brouwer, José van Diggelen, Rick Kuiperij, Jeroen Graafland, Judith Vos, Atheer Al Kaisi, Kim Phuong Nguyen (Onderzoekcentrum B-Ware); Wojciech Peczula (Katholieke Universiteit Lublin, Polen); Sjoerd de Beer, Jacco Jong, Thijs de Boer, Peter de Vries, Koos Swart, Hans Hoogveld, Klaas Siewertsen, Roel Pel, Irene van der Stap, Lisette de Senerpont Domis (NIOO-CL); Arjenne Bak, Gerwin Bonhof (Bureau Waardenburg); Joke Kampen (Aqua Terra); Harry Boonstra, Ankie Brock, Gijs Broens, Albert Dees, Marten Geertsma, Frank Kimenai, Jan Kuper, Theo Peeters, Douwe Schut, Jelle Tienstra, Stef Waasdorp, Cindy ten Broeke, Marijke Beris, Rink Wiggers (Stichting Bargerveen/RU); Bernhard van Vondel; Bas van der Wal (STOWA); Marcel van den Berg (RIZA).

De kracht van OBN is de sterke interactie tussen onderzoek en beheer. We danken alle natuur- en waterbeheerders dan ook voor hun betrokkenheid, kennisoverdracht en interesse bij het onderzoeksprogramma Laagveenwateren, onder andere Joop Hellinga, Nico Minnema (Alde Feanen); Sytze de Vries, Emile Nat (Botshol), Harry Woesthuis (De Bruuk), Alexander Rozema, S. Molderink, Willem Molenaar (De Deelen); Jeroen Bredenbeek (De Weerribben); Bart de Haan, Ronald Messemaker, Wessel Fokkema (De Wieden); Winnie Rip, Gerard ter Heerdt, Johan Ellen, Bart Spekken, Kirsten Vendrig (Waternet); Andre Abbink (Geldersch Landschap); Peter Heuts (Hoogheemraadschap Stichtse Rijnlanden); Roland Manten, Eric de Haan, Ron van Overeem (Het Hol); Hans Roodzand, Gert van Ee, Martin Meirink (HHR Hollands Noorderkwartier); Ron van 't Veer, Niels Hogeweg, Nico Dekker (Ilperveld); Annemieke Boosten, Nicko Straathof (Natuurmonumenten); Martijn van Schie (Nieuwkoopse plassen); John van Gemeren, Brigit van Vliet (Reeuwijkse plassen); 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); Fam. Van Putten (Molenpolder); Theo Claassen, Meindert Smit, Froukje Grijpstra, Mattie de Vries (Wetterskip Fryslân); Jan van der Geld (Wormer-Jisperveld). Bert Knol, Alberta Groteboer (Waterschap Regge en Dinkel), Brenda Arends (Waterschap Aa en Maas), Jeffrey Samuels, Francien Lambregts-Van de Clundert, Jaap Oosthoek (Waterschap Brabantse Delta), Mark Scheepens, Janneke Snijders (Waterschap De Dommel), Dolf Venema (Waterschap Groot Salland), Robert Boonstra, Roelof Dilling (Waterschap Hunze en Aa's), John Lenssen, Merel Lammertink (Waterschap Rijn en IJssel), Jan de Rooij, Roel Boerma (Waterschap Rivierenland), Bert Pex (Waterschap Roer en Overmaas), Toon Basten, Jeroen van Mil (Waterschap Peel en Maasvallei), Arina Nikkels, Ienke Bogerd-Spijkerboer (Waterschap Veluwe), Yvonne van Scheppingen, Karel van Goethem (Waterschap Zeeuws-Vlaanderen), Anne Fortuin (Waterschap Zeeuwse Eilanden), Michiel Oudendijk (Waterschap Zuiderzeeland), Bart Schaub, Frank van Schaik, Lucienne Vuister (Hoogheemraadschap van Rijnland), Jilke Zuidervaart (Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard), Jeroen Huisman, Grietje Kuiper-Wiersma (Waterschap Noorderzijlvest), Dwight de Vries, Matthijs Jansen, Johan Schadenberg (Waterschap Reest en Wieden), Johan Oosterbaan (Hoogheemraadschap van Delfland), en Jeroen Postema, Rob Portielje, Gerda Borgertman, Raymond Hoenjet (Rijkswaterstaat Waterdienst).

We willen dit rapport graag opdragen aan Hans Esselink, die een zeer belangrijke bijdrage heeft geleverd aan dit specifieke onderzoeksprogramma en aan het natuurbeheer in Nederland in het algemeen. Hans, we missen je luidruchtige aanwezigheid zeer.

Het onderzoeksconsortium OBN-laagveenwateren

Directie Kennis en Innovatie

