

# Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen

***Eindrapportage 2<sup>e</sup> fase OBN Hoogvenen  
2004 - 2006***

Hilde Tomassen  
Fons Smolders  
Juuk Limpens  
Sake van der Schaaf  
Gert-Jan van Duinen  
Geert van Wirdum  
Hans Esselink †  
Jan Roelofs



WAGENINGEN UNIVERSITEIT  
OMGEVINGSWETENSCHAPPEN



Radboud Universiteit Nijmegen



Ministerie van Economische Zaken,  
Landbouw en Innovatie

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

Rapport nr. 2011/OBN151-NZ  
Den Haag, 2011

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap  
onder vermelding van code 2011/OBN151-NZ en het aantal exemplaren.

Oplage 50 exemplaren

Samenstelling H.B.M. Tomassen, A.J.P. Smolders, J. Limpens, S. van der  
Schaaf, G.A. van Duinen, G. van Wirdum, H. Esselink†,  
J.G.M. Roelofs

Druk Ministerie van EL&I, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

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

# Voorwoord

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

Bijna alle Nederlandse hoogvenen behoren tot het Natura 2000 netwerk. De Nederlandse en Noord Duitse hoogvenen zijn anders dan andere hoogvenen binnen Europa. Het zijn namelijk 'Atlantische lenshoogvenen' met een typische landschapsmorfologie. Uit het onderzoek blijkt dat vooral het herstel van gradiëntmilieus in hoogveenecosystemen is van belang voor veel diersoorten.

Het oppervlakte hoogvenen in Nederland is in het verleden sterk afgenomen door ontginning, turfwinning, boekweitbrandcultuur en verdroging. De restanten worden nu bedreigd door verdroging en een te hoge stikstofdepositie. Om dit bijzondere habitat voor Nederland te behouden is er veel onderzoek gedaan en zijn er diverse herstelmaatregelen uitgevoerd. De resultaten laten zien dat, ondanks de bedreigingen, herstel van hoogveen ook de lange termijn in Nederland mogelijk is.

Voor u ligt het OBN rapport met de resultaten van meer dan 10 jaar onderzoek naar hoogveenherstel. Dit rapport geeft een verslag van de verschillende empirische onderzoeken die in het hoogveen hebben plaatsgevonden. Het gaat onder andere over de hydrologie, de rol van CO<sub>2</sub>, vernatten en de introductie van hoogveensoorten.

Voor een samenvatting van het hoogveenonderzoek en handvatten voor de beheerder verwijs ik u naar het OBN rapport "Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland (OBN150-NZ)".

Daarnaast raadt ik u aan om het volgende rapport te lezen: "Evaluatie Hoogveengebieden in Nederland". Deze evaluatie is gezamenlijk uitgevoerd door Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Landschap Overijssel en het Ministerie van Defensie en in februari 2011 uitgebracht.

Ik wens u veel leesplezier.

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



# Dankwoord

Voor u ligt de eindrapportage van de tweede fase van het onderzoeksprogramma OBN-Hoogvenen (2004-2006). In 1998 is de eerste fase van dit project, getiteld 'Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen', gestart. De tweede fase van het project is per januari 2004 gestart. Het onderzoek werd uitgevoerd door een consortium gevormd door B-WARE Research Centre, Wageningen Universiteit (leerstoelgroep Natuurbeheer & Plantenecologie en leerstoelgroep Bodemnatuurkunde, Ecohydrologie & Grondwaterbeheer), Stichting Bargerveen, Nederlands Instituut voor Toegepaste Natuurwetenschappen (NITG-TNO) en Radboud Universiteit Nijmegen (leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Milieubiologie en afdeling Dierecologie). Het project werd uitgevoerd in opdracht van de Directie Kennis van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en begeleid door het OBN-deskundigenteam Hoogvenen.

In deze eindrapportage worden de belangrijkste resultaten van het onderzoeksprogramma gepresenteerd. Ook de resultaten van de OBN-proefmonitoring 'Plas-dras vernatting van zwartveenrestanten' zijn in deze eindrapportage opgenomen (hoofdstuk 4). De synthese en samenvatting van de resultaten van de eerste en tweede onderzoeksfase zijn samen met resultaten van vervolgonderzoek en andere projecten verwerkt tot een afzonderlijk rapport 'Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland – Samenvatting onderzoek en handleiding hoogveenherstel' dat in 2011 is gepubliceerd.

Allereerst danken we de medewerkers van Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Landschap Overijssel, Het Limburgs Landschap, Nigula nature reserve, Endla Nature Reserve en Soomaa National Park voor hun medewerking. In het bijzonder danken we de volgende personen voor hun geweldige hulp bij de voorbereiding en het inrichten van experimenten en het verzamelen van gegevens en monsters: Frans Germes, Piet Ursem, Bert Versluijs & Jans de Vries (Bargerveen), Gerrit Hankamp (Engbertsdijksvenen), Wim Cruysberg (Mariapeel) en Roy Dear (Haaksbergerveen). We danken 'Jans van de graafmachine' voor het inrichten van de experimenten in het Bargerveen. Nigula nature reserve bood onderdak en assistentie tijdens het veldwerk in Estland.

Koen Antonise, Peter Boer, Judith Bosman, Emiel Brouwer, Angela Breeuwer, Ankie Brock, Albert Dees, Marten Geertsma, Jeroen Graafland, Juhan Javoiš, Arie Kersbergen, Hein van Kleef, Léon van Kouwen, Rick Kuiperij, Jan Kuper, Sandra Lomans, Esther Lucassen, Sander Meijer, Mark van Mullekom, Marij Orbons, Erik van Olst, Monique Peeters, Theo Peeters, Bjorn Robroek, Maria Judith Sanabria, Hans-Bert Schikora, Susanne Sleenhoff, Michel Smits, Tarmo Timm, Peer Timmers, Wilco Verberk, Kim Vermonden, Francis Vogelpoel, Mara van der Weijden en Yan Zhuge hebben meegeholpen met het veldwerk, determinatiewerk, labexperimenten en de analyse van de verzamelde monsters en gegevens. De chemische analyses van de monsters verzameld

door onderzoekcentrum B-WARE en Stichting Bargerveen/Afd. Dierecologie-RU Nijmegen werden uitgevoerd bij de afdeling Gemeenschappelijk Instrumentarium van de Radboud Universiteit Nijmegen. We danken Jelle Eygensteyn en Rien van der Gaag voor hun hulp bij deze analyses.

Door de visie en gedreven inzet van Hans Esselink werd het hoogveenonderzoek het eerste OBN-onderzoeksproject waarin de fauna een integraal onderdeel vormde. Hans speelde een belangrijke rol in de kennisontwikkeling in dit project en veel andere OBN-projecten, de opschaling van standplaats naar landschapsschaal en bij advisering over uitvoering van herstelmaatregelen. Hans overleed op 30 augustus 2008.

*Het onderzoeksconsortium*

# Inhoudsopgave

<b>1</b>	<b>Algemene inleiding</b>	<b>7</b>
1.1	Resultaten van het onderzoek uit de eerste fase	7
1.2	Publicaties verschenen over het onderzoek van de eerste fase OBN-Hoogvenen	9
1.3	Een conceptuele benadering van de werking van een levend hoogveen	12
1.4	Positie van uitgevoerd onderzoek binnen het OBN-project	14
1.5	Aanvullend onderzoek 2004-2006 (2 jaar)	14
1.6	Onderzoeksconsortium	16
1.7	Deskundigenteam	17
1.8	Rapportage	17
1.9	Leeswijzer	18
<b>2</b>	<b>Relatie grondwaterstand en nutriëntenbeschikbaarheid</b>	<b>19</b>
2.1	Achtergrond	19
2.2	Uitvoering	19
2.3	Statistische analyse	21
2.4	Resultaten en discussie	23
2.5	Conclusies	29
<b>3</b>	<b>De rol van CO<sub>2</sub> in de successie van slenk- naar bultvormende veenmossoorten</b>	<b>31</b>
3.1	Achtergrond	31
3.2	Uitvoering	31
3.3	Resultaten	34
3.4	Conclusies	39
3.5	Consequenties voor beheersmaatregelen	39
<b>4</b>	<b>Plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat met introductie van hoogveenvormende veenmossen</b>	<b>41</b>
4.1	Achtergrond	41

4.2	Uitvoering proefmonitoring	42
4.3	Resultaten en discussie	48
4.4	Conclusies	57
<b>5</b>	<b>Introductie van restsubstraat in zwartveenputten met en zonder bekalking</b>	<b>59</b>
5.1	Achtergrond	59
5.2	Uitvoering	59
5.3	Resultaten en discussie	63
5.4	Conclusies	68
<b>6</b>	<b>De ontwikkeling van drijftillen op de langere termijn</b>	<b>69</b>
6.1	Achtergrond	69
6.2	Uitvoering	69
6.3	Samenvatting van de resultaten uit de eerste fase	71
6.4	Resultaten en discussie	73
6.5	Conclusies	74
<b>7</b>	<b>Introductie van hoogveen-vormende soorten (<i>S. magellanicum</i> en <i>S. papillosum</i>) op vegetaties die stagneren in het <i>S. fallax</i> of <i>S. cuspidatum</i> stadium</b>	<b>77</b>
7.1	Achtergrond	77
7.2	Uitvoering	77
7.3	Resultaten en discussie	78
7.4	Conclusies	88
7.5	Consequenties voor het herstelbeheer	88
<b>8</b>	<b>Ontwikkeling van de acrotelm op langere termijn: snelheid van herstel van de acrotelm</b>	<b>89</b>
8.1	Inleiding	89
8.2	Theorie	90
8.3	Uitvoering	93
8.4	Resultaten	94
8.5	Discussie en conclusies	101
<b>9</b>	<b>Hydrologische relaties van hoogveenrestanten met hun omgeving</b>	<b>103</b>
9.1	Inleiding	103
9.2	Theorie	105



9.3	Meetmethoden	115
9.4	Gebieden	117
9.5	Resultaten	118
9.6	Metingen en meetuitkomsten	118
9.7	Discussie en conclusies	127
9.8	Slotopmerking	128
<b>10</b>	<b>Start van aquatische voedselketens in hoogvenen en hoogveenrestanten</b>	<b>129</b>
10.1	Achtergrond	129
10.2	Uitvoering	130
10.3	Toelichting stabiele-isotopenmethode	131
10.4	Resultaten en discussie	131
10.5	Conclusie	136
<b>11</b>	<b>Kenmerken en beheer van waardevolle hoogveenwateren</b>	<b>137</b>
11.1	Achtergrond	137
11.2	Microfauna en kolonisatievermogen	138
11.3	Nutriëntenrijkdom en decompositie van organisch materiaal	144
11.4	Conclusie	154
<b>12</b>	<b>Vervolg enkele experimenten uit de 1<sup>e</sup> fase</b>	<b>155</b>
12.1	Herstel na brand op Clara Bog West	155
12.2	Effect vogeluitwerpselen op de ontwikkeling van <i>Pinus</i> -bomen op Clara Bog Oost	157
12.3	Beheersmaatregelen tegen Pijpenstrootje en Berk in het Pikmeeuwenwater	158
<b>13</b>	<b>Literatuur</b>	<b>161</b>



# 1 Algemene inleiding

Dit inleidende hoofdstuk geeft eerst een beknopt overzicht van resultaten van het onderzoeksprogramma uit de eerste fase, waarvan in 2003 de eindrapportage (Tomassen et al., 2003) is verschenen. Hierna volgt een overzicht van de publicaties die verschenen zijn over de eerste fase van het onderzoek. Om het onderzoek te kunnen plaatsen in het geheel van processen die zich in een hoogveenecosysteem afspelen, volgt daarna een sterk schematische benadering van de werking van een hoogveen. Ten slotte wordt ingegaan op de diverse deelprojecten van deze tweede onderzoeksfase, de samenstelling van het onderzoeksconsortium, het deskundigenteam en de rapportage. Aan het einde van dit hoofdstuk volgt een leeswijzer.

## 1.1 Resultaten van het onderzoek uit de eerste fase

### **Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop**

Verhoogde stikstofdepositie blijkt te leiden tot een hogere concentratie van stikstof in het weefsel van veenmossen, vooral in de vorm van stikstofrijke aminozuren. In *Sphagnum*-vegetaties treedt stikstofdoorslag op, waardoor ook het bodemvocht een verhoogde concentratie stikstofverbindingen bevat. In Nederlandse hoogvenen lijkt fosfaat limiterend geworden voor veenmosgroei. De overgang van N- naar P-limitatie lijkt al bij relatief lage deposities ( $< 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) plaats te vinden. Groei van hogere planten wordt of nog gelimiteerd door stikstof, of reeds door stikstof en fosfaat. Bij extra stikstofaanvoer kunnen de door stikstof gelimiteerde plantensoorten zich uitbreiden en veenmos steeds meer overschaduwden, waardoor de veenmosgroei af neemt. Dit proces kan uiteindelijk behalve tot verandering in de samenstelling van de vegetatie ook leiden tot hydrologische veranderingen.

### **Water- en substraatkwaliteit**

Bij drijftilvorming, het essentiële proces bij de start van hoogveenvorming in daartoe geïnundeerde delen van natuurreservaten, is methaan verreweg het belangrijkste drijfmiddel. Vooral de lignine/P-verhouding van het veen blijkt een goede maat voor de potentiële methaanproductie te zijn. Het substraat moet een grove structuur hebben voor het vasthouden van methaangasbellen. Een maat voor die structuur is droge massa per volume  $\rho_{bs}$  ('dry bulk density'). Bij een grove structuur is  $\rho_{bs}$  klein. Potentieel drijvend veen is dus grof, weinig gehumificeerd materiaal, waarin de methaanproductie hoog is. Een goede maat voor potentiële methaanproductie lijkt de verhouding van de pH van uitknijpvocht en  $\rho_{bs}$  te zijn. Dit zou een voor beheerders hanteerbare methode kunnen opleveren.

Door analyse van water uit de veenbasis op pH, bicarbonaat en calcium kan worden bepaald in hoeverre aan de veenbasis sprake is van buffering door

calcium(bi)carbonaat. De aanwezigheid van hoge concentraties CO<sub>2</sub> blijkt niet alleen een voorwaarde te zijn voor sterke groei van aquatische veenmossoorten, maar ook voor bultvorming, in elk geval door *Sphagnum magellanicum*. Indirect geldt dit ook voor methaan, omdat dit in de toplaag van het veen kan worden geoxideerd door methanotrofe bacteriën, waarna het gevormde CO<sub>2</sub> in beginsel beschikbaar is voor opname door veenmos. Hierdoor wordt ook de methaanemissie door hoogvenen gereduceerd, wat een belangrijke factor kan zijn in de broeikasgasdiscussie met betrekking tot de rol van hoogveen.

Van belang voor de ontwikkeling van een veenvormende vegetatie blijkt ook vermorsing van restveen. Op zowel zwart- als witveen levert plas-dras inundatie goede condities voor de vestiging en groei van veenmossoorten. Ondiepe inundatie van witveen levert gunstige omstandigheden voor veenmosontwikkeling, inundatie van zwartveen ongunstige. Veenmosontwikkeling op zwartveen is dus weliswaar mogelijk, maar is aanzienlijk gevoeliger voor hydrologische omstandigheden dan op witveen.

### **Waterkwantiteit**

Wegzijgingsverliezen in de onderzochte venen lijken gering te zijn als het om grote gebieden van tientallen hectares en een aanzienlijke veendikte gaat. In kleine veentjes van enkele hectare met een doorlatende minerale ondergrond lijken diepe grondwaterstanden in de omgeving echter een meetbare invloed op het grondwaterstandverloop in de venen te hebben. Het verticale verloop van de hoedanigheid van het substraat blijkt van grote invloed op de relatie tussen het niveau en de fluctuatie van de grondwaterstand. Grondwaterstandfluctuaties worden kleiner, naarmate de waterstand hoger is en minder gehumificeerd materiaal bij het oppervlak ligt. Het toenemende aandeel open water bij hogere waterstanden speelt hier uiteraard eenzelfde rol.

### **Fauna**

Het onderzoek heeft zich in eerste instantie gericht op het vergelijken van de watermacrofauna tussen verschillende typen wateren binnen de Nederlandse hoogveenrestanten en buitenlandse meer intacte hoogveensystemen en het vinden van correlatieve verbanden tussen soortensamenstelling en omgevingsvariabelen, die te maken hebben met intactheid, antropogene invloeden (vroeger landgebruik, ver-factoren) en herstelmaatregelen. De wateren die al lange tijd bestaan en overblijfselen zijn van het vroegere kleinschalige landgebruik (veenputjes, boekweitbrandcultuurgreppels, hoogveenvennen in Dwingelo) blijken in totaal meer faunasoorten te herbergen en verschillen onderling sterker in faunasamenstelling dan de wateren die recenter door vernatting zijn ontstaan. In deze wateren komen ook meer karakteristieke en zeldzame soorten voor dan in de wateren die door herstelmaatregelen zijn gecreëerd. Naast afmetingen, waterkwaliteit en vegetatiestructuur van waterlichamen, zijn de kwaliteit van het veesubstraat en opbouw- en afbraaksnelheden waarschijnlijk sturend in de dichtheid en soortensamenstelling van de macrofauna. De hoedanigheid van restveen is dan ook een belangrijke factor voor de ontwikkeling van de macrofauna na hervernatting. Voor het voortbestaan van populaties van karakteristieke en zeldzame faunasoorten zijn de schaal en intensiteit van vernattingsmaatregelen en het behoud van situaties met specifieke kwaliteiten waarschijnlijk van groot belang.

## **1.2 Publicaties verschenen over het onderzoek van de eerste fase OBN-Hoogvenen**

### ***Rapporten en Nederlandstalige artikelen***

- Duinen, G.A. van, H.H. van Kleef, M. Nijssen, C.A.M. van Turnhout, W.C.E.P. Verberk, J. Holtland & H. Esselink (2004) Schaal en intensiteit van herstelmaatregelen: Hoe reageert de fauna? In: G.A. van Duinen et al. (eds.) Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit – 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/305, Ede. pp. 189-240.
- Smolders, A.J.P. (red.) (1998) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen, werkplan. Katholieke Universiteit Nijmegen, Landbouwwuniversiteit Wageningen, Stichting Bargerveen & Staatsbosbeheer, 27 p.
- Smolders, A.J.P. (red.) (1998) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen, Tussentijdse rapportage 1998. Katholieke Universiteit Nijmegen, Landbouwwuniversiteit Wageningen, Stichting Bargerveen & Staatsbosbeheer, 33 p.
- Tomassen H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.A. van Duinen & S. van der Schaaf (2000) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Tussentijdse rapportage 1999. Katholieke Universiteit Nijmegen, Wageningen Universiteit & Stichting Bargerveen, 65 p.
- Tomassen H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.A. van Duinen, S. van der Schaaf & G. van Wirdum (2001) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Tussentijdse rapportage 2000. Katholieke Universiteit Nijmegen, Wageningen Universiteit, Stichting Bargerveen & NITG-TNO, 83 p.
- Tomassen, H.B.M, A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.A. van Duinen, S. van der Schaaf, J.G.M. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum (2003) Onderzoek herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. Expertisecentrum LNV, Wageningen. 186 pp. (Rapport EC-LNV nr. 2003/139).
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, J. Limpens, G.A. van Duinen, S. van der Schaaf & J.G.M. Roelofs (2004) Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. In: G.A. van Duinen et al. (eds.) Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit – 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/305, Ede, pp. 71-107.
- Tomassen, H.B.M. (2005) De wederopstanding van Nederlandse Sphagnum-venen: een aannemelijk vooruitzicht? De Levende Natuur 106: 28-29.

### ***Wetenschappelijke publicaties***

- Bragazza, L., T. Tahvanainen, L. Kutnar, H. Rydin, J. Limpens, M. Hájek, P. Grosvernier, T. Hájek, P. Hajkova, I. Hansen, P. Iacumin & R. Gerdol (2004) Nutritional constraints in ombrotrophic Sphagnum plants under increasing atmospheric nitrogen deposition in Europe. *New Phytologist* 163: 609-616.
- Bragazza, L. & J. Limpens (2004) Dissolved organic nitrogen dominates in European bogs under increasing atmospheric N deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 18 (4): GB4018.

- Bragazza, L., J. Limpens, R. Gerdol, P. Grosvernier, M. Hájek, T. Hájek, P. Hajkova, I. Hansen, P. Iacumin, L. Kutnar, H. Rydin & T. Tahvanainen (2005) Nitrogen concentration and  $\delta^{15}\text{N}$  signature of ombrotrophic Sphagnum mosses at different N deposition levels in Europe. *Global Change Biology* 11: 106–114.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, M.J.A. Smits, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2002) Important keys to successful restoration of characteristic aquatic macroinvertebrate fauna of raised bogs. In: Schmilewski, G. & L. Rochefort (eds.). *Proceedings of the International Peat Symposium – Peat in Horticulture – Quality and Environmental Changes*, pp. 292-302.
- Duinen G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, W.C.E.P. Verberk, Y. Zhuge & H. Esselink (2003) Restoration of degraded raised bogs: do aquatic invertebrates tell a different story? In: Järvet, A. & E. Lode (eds.). *Ecohydrological processes in northern wetlands, selected papers of the International Conference & Educational Workshop, Tallinn*, pp. 255-261.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, R.S.E.W. Leuven, T.M.J. Peeters, J.G.M. Roelofs, G. van der Velde, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2003) Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* 11 (6): 447-459.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2004) Do raised bog restoration measures rehabilitate aquatic fauna diversity? A comparative study between pristine, degraded, and rewetted raised bogs. In: Päivänen, J. (ed.) *Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress, 6-11 June 2004 Tampere, Finland*, pp. 399-405.
- Duinen, G.A. van, A.J. Dees & H. Esselink (2004) Importance of permanent and temporary water bodies for aquatic beetles in the raised bog remnant Wierdense Veld. *Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV)* 15: 15-20.
- Duinen, G.A. van, T. Timm, A.J.P. Smolders, A.M.T. Brock, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2006) Differential response of aquatic oligochaete species to increased nutrient availability – a comparative study between Estonian and Dutch raised bogs. *Hydrobiologia* 654: 143-155.
- Duinen, G.A. van, Y. Zhuge, W.C.E.P. Verberk, A.M.T. Brock, H.H. van Kleef, R.S.E.W. Leuven, G. van der Velde & H. Esselink (2006) Effects of rewetting measures in Dutch raised bog remnants on assemblages of aquatic Rotifera and microcrustaceans. *Hydrobiologia* 565:187–200.
- Heggeler, M.M.J. ten, M.J. van der Ploeg, S. van der Schaaf & S.H. Vuurens (2003) Subsidence on Clara Bog (Ireland) related to water level management in surrounding areas. In: Järvet A. & E. Lode (Eds.) *Ecohydrological Processes in Northern Wetlands, Selected Papers*, pp. 266-273, Tartu University Press.
- Kalkman, V.J., G.A. van Duinen, H. Esselink & J.T. Kuper (2002) New records of Odonata from Estonia, with a notes on breeding in the Baltic sea and on species assemblages of raised bog systems. *Notulae Odonatologicae* 5 (10): 120-125.
- Limpens, J. & F. Berendse (2003) How litter quality affects mass loss and N loss from decomposing Sphagnum. *Oikos* 103: 537-547.
- Limpens, J., F. Berendse & H. Klees (2003) N deposition affects N availability in interstitial water, growth of Sphagnum and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytologist* 157: 339-347.
- Limpens, J., J.T.A.G. Raymakers, J. Baar, F. Berendse & J.D. Zijlstra (2003). The interaction between epiphytic algae, a parasitic fungus and Sphagnum as affected by N and P. *Oikos* 103: 59-68.

- Limpens, J. & Berendse F. (2003) Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high nitrogen deposition: the role of amino acid nitrogen concentration. *Oecologia* 135: 339-345.
- Limpens, J., H.B.M. Tomassen & F. Berendse (2003) Expansion of *Sphagnum fallax* in bogs: striking the balance between N and P availability. *Journal of Bryology* 25:83-90.
- Limpens, J., F. Berendse & H. Klees (2004) How P availability affects the impact of N deposition on *Sphagnum* and vascular plants in bogs. *Ecosystems* 7: 793-804
- Ploeg, M.J. van der, M.M.A. ten Heggeler, S. van der Schaaf & S.H. Vuurens (2003) Acrotelm development on Raheenmore Bog (Ireland). In: Järvet A. & E. Lode (Eds.) *Ecohydrological Processes in Northern Wetlands, Selected Papers*, pp. 99-104, Tartu University Press.
- Raghoebarsing, A.A., A.J.P. Smolders, M.C. Schmid, W.I.C. Rijpstra, M. Wolters-Arts, J. Derksen, M.S.M. Jetten, S. Schouten, J.S. Sinninghe Damste, L.P.M. Lamers, J.G.M. Roelofs, H.J.M. Op den Camp & M. Strous (2005) Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436: 1153-1156.
- Schaaf, S. van der (2002) Acrotelm transmissivity as a parameter to assess ecological conditions and ecological potential in Irish Midland raised bogs. *Ann. Warsaw Agr. Univ. – SGGW, Land Recl.* 33:49-56.
- Schaaf, S. van der (2004) A single well pumping and recovery test to measure in situ acrotelm transmissivity in raised bogs. *J. Hydrology* 290:152-160.
- Smits, M.J.A., G.A. van Duinen, J.G. Bosman, A.M.T. Brock, J. Javois, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, M.A.J. Peeters & H. Esselink (2002) Species richness in a species poor system: aquatic macroinvertebrates of Nigula raba, an intact raised bog system in Estonia. In: Schmilewski, G. & L. Rochefort (eds.) *Proceedings of the International Peat Symposium – Peat in Horticulture – Quality and Environmental Changes*, pp. 283-291.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2000) Bog restoration by floating raft formation: the roles of methane, bicarbonate and sulphate. *Sustaining our Peatlands, proceedings of the 11th international peat congress* (eds. L. Rochefort & J.Y. Daigle). Quebec, Canada, pp. 898-906.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, H.W. Pijnappel, L.P.M. Lamers, & J.G.M. Roelofs (2001) Substrate-derived CO<sub>2</sub> is important in the development of *Sphagnum* spp. *New Phytologist* 152: 325-332.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, L.P.M. Lamers, B.P.M. Lomans & J.G.M. Roelofs (2002) Peat bog restoration by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391-401.
- Smolders, A.J.P., A. Raghoebarsing, H.J.M. op den Camp, M. Strous, L.P.M. Lamers, H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs (2002) The growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*: the importance of light and carbon dioxide availability. In: Schmilewski, G. & L. Rochefort (eds.) *Peat in Horticulture – Quality and Environmental Changes, Proceedings of the International Peat Symposium, Pärnu, Estonia, 3-6 September 2002*, International Peat Society, pp. 271-279.
- Smolders A.J.P., H.B.M. Tomassen, M. van Mullekom, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003) Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2000) Conservation of ombrotrophic bog vegetation: the effects of high atmospheric nitrogen deposition. In: *Sustaining our Peatlands, proceedings*

- of the 11th international peat congress (eds. L. Rochefort & J.Y. Daigle). Quebec, Canada, pp. 253-261.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J.M. van Herk, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003) Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: an experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science* 6: 141-152.
  - Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003) Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 91: 357-370.
  - Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2004) Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87.
  - Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2004) Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology* 41: 139-150.
  - Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2005) How bird droppings can affect the vegetation composition of ombrotrophic bogs. *Canadian Journal of Botany* 83: 1046-1056.

### **Proefschriften**

- Limpens, J. (2003) Prospects for Sphagnum bogs subject to high nitrogen deposition. Proefschrift leerstoelgroep Natuurbeheer en Plantenecologie, Wageningen Universiteit.
- Tomassen, H.B.M. (2004) Revival of Dutch Sphagnum bogs: a reasonable perspective? Proefschrift leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen.

## **1.3 Een conceptuele benadering van de werking van een levend hoogveen**

Om te kunnen overzien, waar de onderzoeksonderwerpen aangrijpen in het ecosysteem hoogveen, is een conceptueel beeld van het functioneren ervan nuttig. In deze paragraaf wordt een poging gedaan, een dergelijk beeld in sterk geschematiseerde vorm te scheppen. Hierbij wordt gemakshalve uitgegaan van een levend, onaangetast hoogveen.

Een levend hoogveen functioneert dankzij een stelsel van terugkoppelingen. Deze kunnen zowel positief als negatief zijn. In het eerste geval hebben we te maken met zichzelf versterkende processen, in het tweede met stabilisatie. Op microschaal zijn bult-slenkpatronen een voorbeeld van beide. Een bult kan ontstaan, doordat zich op een zeer kleine verhoging bultvormende *Sphagna* vestigen die hun eigen leefomgeving creëren en zo steeds verder boven hun omgeving uitgroeien. Dit is een voorbeeld van positieve terugkoppeling. Als de bult een zekere hoogte bereikt heeft, stagneert echter de capillaire opstijging van water. De groei van de bult vertraagt, tot deze uiteindelijk een maximale hoogte boven de omliggende slenken bereikt, waarna de bovenkant van de bult gemiddeld even snel omhoog groeit als het niveau van de omringende slenken: een voorbeeld van negatieve terugkoppeling.

Een voorbeeld op mesoschaal is de waterhuishouding van de acrotelm, die cruciaal is in het bestaan en de verdere ontwikkeling van een hoogveen. Het

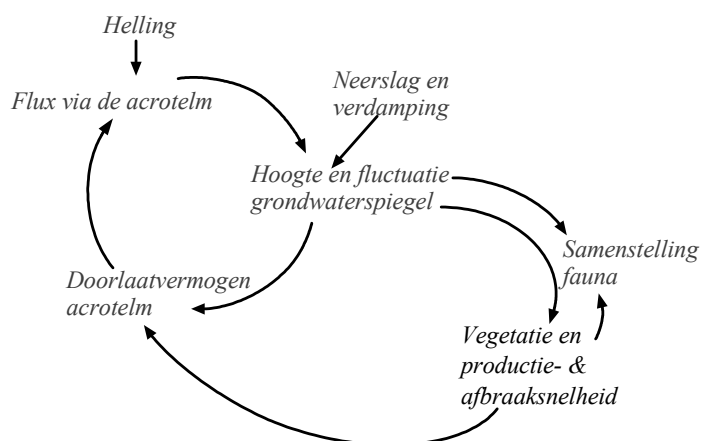


temporele afvoerpatroon en de terreinhelling bepalen het doorlaatvermogen van de acrotelm. Afvoerpatroon, doorlaatvermogen en bergingscoëfficiënt bepalen het (grond)waterstandsverloop in de tijd. Doorlaatvermogen en bergingscoëfficiënt worden bepaald door de poriëngrootteverdeling van het acrotelm materiaal. Ze zijn sterk positief gecorreleerd. Eenrichtingseffecten leveren terreinhelling, neerslag en evapotranspiratie (Figuur 1.1).



*Figuur 1.1: Terugkoppellus van de waterhuishouding van de acrotelm.*

Figuur 1.1 heeft betrekking op een korte periode -bijvoorbeeld een paar jaar- in het leven van een hoogveen. Voor langere perioden komen ook aard van de vegetatie en het snelheidsverschil tussen productie en afbraak aan de orde. Het (grond)waterstandsverloop in de tijd bepaalt zowel het verloop van het doorlaatvermogen van de acrotelm in de tijd als de snelheid van afbraakprocessen. Deze laatste bepalen grotendeels het verticale verloop van de poriëngrootteverdeling in het veenprofiel en daarmee de relatie van doorlaatvermogen en waterstand op langere termijn (Figuur 1.2). Op een tijdschaal van decennia of eeuwen ontkomt overigens ook de terreinhelling niet aan beïnvloeding door productie- en afbraakprocessen. Productie, afbraak en vegetatiesamenstelling bepalen in belangrijke mate de samenstelling van de fauna.



*Figuur 1.2: Uitbreiding van het schema van Figuur 1.1 met de aard van de vegetatie en de snelheid van productie en afbraak van organische stof en de faunasamenstelling.*

De lus van Figuur 1.2 kan verder worden uitgebreid met een lus waarin de beschikbaarheid van CO<sub>2</sub> een hoofdrol speelt, een eenrichtingseffect van N-depositie, enz., maar de basisfiguur blijft daarbij onaangetaast.

Een 'dood' hoogveen verkeert in een situatie waarbij terugkoppelings-systemen die in een levend hoogveen functioneren, door welke oorzaak dan ook onwerkzaam zijn geworden. Het volstaat daarbij over het algemeen niet om de oorzaak weg te nemen. Doordat de terugkoppellus is doorbroken, kan men voor het realiseren van randvoorwaarden voor herstel van levensgemeenschappen van hoogvenen niet volstaan met het repareren van één element in de reeks.

Ook is soms sprake van een lastig te doorbreken nieuwe terugkoppellus, zoals vestiging van *Molinia*, die tot gevolg heeft dat meer interceptieverdamping optreedt en verdampingsreductie bij lagere waterstanden veel langer uitblijft dan bij een veenmosbegroeiing, waardoor *Molinia* tenslotte zijn eigen fysische leefomstandigheden in stand houdt.

Bij het nemen van maatregelen om situaties, processen, of terugkoppel-mechanismen in hoogveenrestanten te herstellen, speelt momenteel mee dat gewerkt moet worden in een sterk antropogeen beïnvloed systeem, waarin karakteristieke en/of zeldzaam geworden planten- en diersoorten lokaal nog overleven. Deze locaties komen in bepaalde habitatkenmerken overeen met situaties in een meer intact hoogveensysteem, maar zijn met name wat betreft de fauna niet altijd op het eerste gezicht als bijzondere situaties herkenbaar.

## **1.4 Positie van uitgevoerd onderzoek binnen het OBN-project**

Het totnogtoe uitgevoerde onderzoek in het OBN-project heeft zich ingevolge prioritering met betrekking tot de in het preadvies 'Hoogveenherstel in Nederland' aangegeven onderzoeksvragen in belangrijke mate gericht op de in Figuur 1.2 toegevoegde lus en daarbinnen in het bijzonder op de vegetatie, oorzaken van achteruitgang en de voorwaarden waaraan voldaan moet worden om die weer aan de praat te krijgen. Daarbij heeft vooral de drijftilbenadering aandacht gekregen en in mindere mate regeneratie van veenvormende vegetaties op bestaand veensubstraat. Uiteindelijk vereist hoogveenherstel dat ook de lus van Figuur 1.1 werkend gekregen wordt. Daarbij is een startmechanisme onontbeerlijk. Zulke startmechanismen zijn bij het begin van de vorming van hoogvenen in het Holoceen veelvuldig opgetreden. Een voorbeeld is de geleidelijke overgang van laagveen naar hoogveen. De kennis van startmechanismen en al dan niet veronderstelde belemmeringen die zich onder de thans heersende omstandigheden kunnen voordoen, is tijdens de eerste fase van het project belangrijk toegenomen. Het onderzoek heeft zich daarbij in sterke mate gericht op de standplaatsschaal en het laboratoriumexperiment, met uitzondering van het beperkte kwantitatief hydrologisch onderzoek dat zich voornamelijk op een niveau tussen micro- en mesoschaal heeft bewogen.

## **1.5 Aanvullend onderzoek 2004-2006 (2 jaar)**

### **Algemeen**

Operationalisering van tot nu toe verkregen resultaten in het beheer van gebieden waar hoogveenherstel wordt nagestreefd, is in deze tweede fase van het onderzoek aan de orde gekomen. Hierbij is onder meer opschaling in

zowel ruimtelijke als temporele zin van belang. In de ruimtelijke zin gaat het om een vertaling van standplaats- naar mesoschaal, respectievelijk van meso- naar macroschaal. In temporele zin gaat het vooral om het langetermijnperspectief van drijftilvorming. Bij de fasering van maatregelen is zowel tijd als ruimte van belang. Nu het onderzoek naar vegetatie en water- en bodemkwaliteit toe is aan opschaling in ruimtelijke zin en het faunaonderzoek meer inzicht heeft opgeleverd in sleutelfactoren voor de faunasamenstelling in het aquatisch milieu, is integratie van de verschillende onderdelen van het hoogveenonderzoek belangrijk en ook goed mogelijk. Daarnaast zijn er processen die als gevolg van de eerder genoemde prioritering of andere oorzaken onvoldoende zijn belicht, dan wel waarvan tijdens de onderzoeksperiode 1998-2002 het belang is vastgesteld en die alsnog aan de orde zijn gekomen. De beschikbare tijd is echter niet toereikend om het volledige teruggekoppelde systeem als geschematiseerd weergegeven in Figuur 1.2 in beeld te krijgen. Wel kunnen ontwikkelde concepten geoperationaliseerd worden en wordt een begin gemaakt met het onderzoeken van de koppeling met processen in de lus van Figuur 1.1. Daarbij wordt geleidelijk van de afzonderlijke elementen in het onderzoek naar een landschapsecologische benadering toegewerkt, waaruit uiteindelijk aanbevelingen voor het beheer voortkomen. Tegelijkertijd is echter ook nog onderzoek nodig aan interne processen in hoogveensystemen en regeneratiegebieden.

De belangrijkste aanzetten voor benadering van hoogveenherstel op landschapschaal liggen voorshands in de hydrologische relaties tussen veengebieden en het omliggende landschap, relaties in de sfeer van de beïnvloeding van de nutriëntenhuishouding van hoogveengebieden vanuit het omliggende gebied en de betekenis van verschillende onderdelen van het landschap voor de faunistische diversiteit.

### **Onderzoeksonderwerpen**

De volgende onderwerpen zijn voorgesteld voor aanpak in de periode 2004-2006:

1. Nutriëntenbalansen van hoogvenen (afvoer van nutriënten via oppervlaktewater)
2. Relatie grondwaterstand en nutriëntenbeschikbaarheid
3. Berken en hoogveenontwikkeling
4. De invloed van het abiotisch milieu op de successie van slenk- naar bultbewonende veenmossoorten
5. Plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat met introductie van hoogveenvormende veenmossen
6. Introductie van restsubstraat in zwartveenputten met en zonder bekalking
7. De ontwikkeling van drijftillen op de langere termijn
8. Introductie van hoogveenvormende soorten (*S. magellanicum* en *S. papillosum*) op vegetaties die stagneren in *het S. fallax* of *S. cuspidatum* stadium
9. Acrotelmontwikkeling op lange termijn: snelheid van herstel van de acrotelm
10. Hydrologische relaties met de omgeving
11. Start van aquatische voedselketens in hoogvenen en hoogveenrestanten
12. Kenmerken en beheer van waardevolle hoogveenwateren
13. Onderzoek terrestrische fauna van hoogvenen

In de uiteindelijke toekenning van het project zijn de deelprojecten 1 (Nutriëntenbalansen van hoogvenen), 3 (Berken en hoogveenontwikkeling), 5 (Plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat met introductie van hoogveenvormende veenmossen) en 13 (Onderzoek terrestrische fauna van hoogvenen) niet meegenomen vanwege financiële beperkingen. Deelprojecten 2 (Relatie grondwaterstand en nutriëntenbeschikbaarheid), 4 (De invloed van het abiotisch milieu op de successie van slenk- naar bultbewonende veenmossoorten) en 12 (Kenmerken en beheer van waardevolle hoogveenwateren) zijn gedeeltelijk gefinancierd binnen dit project en waren gedeeltelijk afhankelijk van aanvullende financiering.

Vanuit OBN-proefmonitoring zijn de financiële middelen gekomen om deelproject 5 'Plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat met introductie van hoogveenvormende veenmossen' uit te voeren. Het project is gestart in mei 2004 en de resultaten hiervan zijn opgenomen in de rapportages van de tweede fase van het OBN-Hoogvenenonderzoek. Voor de andere deelprojecten (1, 3 & 13) is de aanvullende financiering in de onderzoeksperiode niet rond gekomen en deze deelprojecten zijn dan ook niet opgenomen in deze eindrapportage.

## 1.6 Onderzoeksconsortium

In januari 2004 is de tweede fase van het onderzoek in het kader van OBN-Hoogvenen van start gegaan. Het onderzoek werd uitgevoerd door een consortium van onderzoeksgroepen. In Tabel 1.1 staat een overzicht van de verschillende onderzoekslijnen met de uitvoerende onderzoeksgroepen.

*Tabel 1.1: Overzicht verschillende onderzoekslijnen met de uitvoerende onderzoeksgroep(en).*

Onderzoekslijnen	Uitvoerende onderzoeksgroepen
Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop	Natuurbeheer en Plantenecologie (np-wu)
Kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit	B-WARE Research Centre (ocbw) & Aquatische Ecologie en Milieubiologie (am-ru)
Kwantitatieve hydrologie	Bodemnatuurkunde, Ecohydrologie & Grondwaterbeheer (bg-wu)
Fauna	Stichting Bargerveen (st. bv) & Dierecologie (de-ru)
Ecohydrologische ondersteuning	Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (nitg-tno)

Hieronder volgt een overzicht van de instituten en personen die betrokken zijn bij het onderzoek in het kader van OBN-Hoogvenen.

### **B-WARE Research Centre (OCBW)**

*Fons Smolders  
Hilde Tomassen*

### **Radboud Universiteit Nijmegen**

Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Milieubiologie (AM-RU)  
*Jan Roelofs*

**Wageningen Universiteit**

Leerstoelgroep Natuurbeheer & Plantenecologie (NP-WU)

*Juul Limpens*

Leerstoelgroep Bodemnatuurkunde, Ecohydrologie & Grondwaterbeheer (BG-WU)

*Sake van der Schaaf*

**Stichting Bargerveen (ST. BV) & Afdeling Dierecologie, Radboud Universiteit (DE-RU)**

*Hans Esselink* (overleden in 2008)

*Gert-Jan van Duinen*

**Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (NITG-TNO)**

*Geert van Wirdum*

## 1.7 Deskundigenteam

Het deskundigenteam OBN-Hoogvenen onder leiding van Matthijs Schouten (in 2006 waargenomen door Ella de Hullu) is gedurende de onderzoeksperiode regelmatig bijeengekomen om de voortgang en de kwaliteit van het onderzoek te bewaken.

Hieronder volgt een overzicht van de leden van het deskundigenteam OBN-Hoogvenen:

*Gert Jan Baaijens*

*Henk Beijer (secretaris)*

*Frank Berendse*

*Hans Esselink*

*Ab Grootjans*

*Ella de Hullu (waarnemend voorzitter)*

*Geert Kooijman*

*Jan Roelofs*

*Sake van der Schaaf*

*Matthijs Schouten (voorzitter)*

*Jos Schouwenaars*

*Nicko Straathof*

*Jan Streefkerk*

*Bert Takman*

*Loekie van Tweel-Groot*

*Geert van Wirdum*

*Arjan van der Zee*

*Rijksuniversiteit Groningen*

*Directie Kennis LNV*

*Wageningen Universiteit*

*Stichting Bargerveen / Radboud*

*Universiteit Nijmegen*

*Rijksuniversiteit Groningen*

*Directie Kennis LNV*

*Staatsbosbeheer*

*Radboud Universiteit Nijmegen*

*Wageningen Universiteit*

*Staatsbosbeheer*

*Wetterskip Fryslân*

*Natuurmonumenten*

*Staatsbosbeheer*

*Staatsbosbeheer*

*Landschap Overijssel*

*NITG-TNO*

*Staatsbosbeheer*

## 1.8 Rapportage

In 2003 is het eindrapport van de eerste onderzoeksfase verschenen (Tomassen et al., 2003). Een aantal langdurige experimenten en een deel van het faunaonderzoek van de eerste fase werd voortgezet in deze tweede fase. In de tweede fase werd aanvullend onderzoek gedaan met name gericht op de

operationalisering van de ontwikkelde concepten. Hierbij was het opschalen van experimenten naar het veld van groot belang. Tevens kwamen een aantal zaken die in het oorspronkelijke preadvies geen prioriteit hebben gekregen alsnog aan bod. De tweede fase vormde een noodzakelijke voortzetting van het onderzoek uit de eerste fase die het mogelijk moet maken een aanzet te doen voor het formuleren van praktijkrijpe maatregelen.

## **1.9 Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 t/m 11 worden de resultaten van de deelprojecten die daadwerkelijk zijn uitgevoerd uitgebreid besproken. In hoofdstuk 12 worden de resultaten gepresenteerd van een aantal onderzoeken die al langer geleden zijn gestart (o.a. uit de 1<sup>e</sup> fase OBN Hoogvenen), maar geen deel uitmaken van deze 2e onderzoeksfase. De gebruikte literatuur is opgenomen in hoofdstuk 13. De synthese en samenvatting van de resultaten van de 1<sup>e</sup> en 2<sup>e</sup> onderzoeksfase zijn samen met resultaten van vervolgonderzoek en andere projecten verwerkt tot een afzonderlijk OBN-rapport 'Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland – Samenvatting onderzoek en handleiding hoogveenherstel' dat in 2011 is gepubliceerd.

## 2 Relatie grondwaterstand en nutriëntenbeschikbaarheid

Juul Limpens

### 2.1 Achtergrond

Uit veldonderzoek in de eerste fase is gebleken dat stikstof de groei van hogere planten stimuleert en zo de groei van (hoogveen)veenmos negatief beïnvloedt. Verder is uit een kasexperiment gebleken dat bij een hoge, constante waterstand de stimulans in de groei van met name *Molinia* grotendeels achterwege bleef. In het veld bleek bovendien dat op de locaties met een sterk schommelende, dan wel lage zomer-waterstand, de gemeten effecten van stikstof duidelijker naar voren kwamen dan op de locaties met een meer constant waterpeil.

Het is mogelijk dat het negatieve effect van stikstof op hoogveenvegetaties deels kan worden ondervangen met hydrologische maatregelen. Onderzoek naar de effecten van waterstand op de stikstofkringloop is nodig om hier meer opheldering in te verschaffen. Door gebruik te maken van de stabiele (niet-radioactieve) stikstofisotoop <sup>15</sup>N is het mogelijk na te gaan in hoeverre de waterstand het gedrag van stikstof in bodem en vegetatie bepaalt.

### 2.2 Uitvoering

#### Opzet

In mei 2003 werden in een zuid Zweeds veen 15 intacte kernen (doorsnede 0.5 m, diepte 0.4 m) gestoken op de grens tussen bult en slenk. Het vegetatietype van de verzamelde kernen was een mix tussen een *Sphagno Rhynchosporetum albae* en een *Erico Sphagnetum magellanici*, met een vrij hoge bedekking van Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*), enkele pollen Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) en lage dichtheden van Lavendelheide (*Andromeda polifolia*), Struikheide (*Calluna vulgaris*), Dopheide (*Erica tetralix*) en Kleine veenbes (*Vaccinium oxycoccus*). De dominante veenmossoorten waren Hoogveenveenmos (*Sphagnum magellanicum*), Wrattig veenmos (*S. papillosum*), Teer veenmos (*S. tenellum*) en Waterveenmos (*S. cuspidatum*). Het veen werd in bakken vervoerd naar Nederland en vervolgens in Wageningen in grotere bakken (doorsnede 1 m, diepte 0.5 m) geplaatst die met een kunstmatige regenwateroplossing (Garrels & Christ, 1965) waren gevuld en voorzien van een overloop op -5 cm onder het gemiddelde mosoppervlak (Figuur 2.1). De binnenbak stond in contact met de buitenbak door middel van enkele flinke gaten in de bodem. Het open water tussen binnen- en buitenbak werd afgesloten met een

passende houten deksel. De waterstand werd elke week gecontroleerd en, indien nodig, op peil gebracht door water toe te voegen.



*Figuur 2.1: Detail van de opzet van het waterstandsexperiment in Wageningen. Foto: Bjorn Robroek.*

De veenvegetatie werd blootgesteld aan drie waterstandsbehandelingen: -5, -5 tot -15 en -5 tot -30 cm onder het gemiddelde veenmosoppervlak (de behandelingen worden in het vervolg aangeduid met -5, -15 en -30 cm). Elke behandeling kende 5 replica's. In de -5 cm behandeling schommelde de waterstand ongeveer 2 cm rond -5 cm met sporadische uitschieters tot 0 cm en -9 cm gedurende perioden van flinke regenval respectievelijk extreem hoge verdamping. In de -15 cm behandeling schommelde de waterstand rond -5 cm in de wintermaanden en rond -12 in de zomermaanden met enkele uitschieters tot -15 cm. In de -30 cm behandeling schommelde de waterstand rond -5 cm in de winter en daalde langzaam tot -15 cm in de zomermaanden met uitschieters tot -22 cm.

#### **Uitvoering en analyse stabiele isotopen**

Op 21 juli 2005 werd aan alle bakken  $^{15}\text{N}$  gelabeld ammoniumsulfaat (99.25 atom% Campro-scientific, Veenendaal) op 8 cm diepte in de bodem ingebracht. Hiertoe werd eerst de tracer opgelost in gedemineraliseerd water en vervolgens werd telkens 5 ml oplossing via een spuit met een 8 cm lange naald op 63 punten per bak ingespoten. De inbrengpunten werden bepaald door een grid van 5 bij 5 cm over de veenvegetatie te plaatsen; bij elk intercept van het grid werd traceroplossing ingebracht. In totaal werd slechts  $0.021 \text{ g } ^{15}\text{N m}^{-2}$  ingebracht om enig bemestingseffect te voorkomen; de concentratie van de traceroplossing bedroeg  $0.01 \text{ g N per liter}$  (ter vergelijking, de gemiddelde concentratie  $\text{NH}_4\text{-N}$  in Iers veenwater bedraagt zo'n  $0.08 \text{ N g per liter}$ ). De weersomstandigheden tijdens het uitvoeren van de labelling waren relatief constant; het was bewolkt tot halfbewolkt met af en toe wat motregen. De temperatuur schommelde tussen de 15 en de 20 graden, afhankelijk van de bewolking. De nacht na het labellen vielen enkele buien. Op 15 september 2005 werd per soort alle bovengrondse biomassa net boven het veenmos afgeknipt en gedroogd (48 uur bij  $70 \text{ }^\circ\text{C}$ ). De volgende dag werd in het midden van iedere bak een kolom veen gestoken van 10.5 cm



doorsnede en 30 cm diep met een scherp mes. De kolommen werden in plastic zakken in de diepvries op -20 °C bewaard tot verdere verwerking. De diepgevroren kolommen werden in schijven van 5 cm gezaagd en, nog steeds in gevroren toestand, terug in de diepvries gelegd. Tussen december 2005 en maart 2006 werden de schijven uitgeplozen en verdeeld in de volgende fracties: winterknoppen van *Rhynchospora alba*, veenmos (alleen de bovenste schijf), de levende stengelresten van *Eriophorum vaginatum*, wortels van heideachtigen, wortels van grasachtigen en rest(veen). De uit de schijven gehaalde *Eriophorum* fractie werd bij de bovengrondse biomassa van *Eriophorum* geteld.

Alle bovengrondse en ondergrondse fracties werden gemalen en een fractie van elk mengsel werd verder gemalen tot poeder op een kogelmaler. De verpoederde monsters werden geanalyseerd op de totale N concentraties en de <sup>15</sup>N concentraties met behulp van IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometrie) waarbij een elemental analyser (Carlo Erba NA 1500) via een Finnigan ConFlo III interface gekoppeld is aan een massaspectrometer (ThermoFinnigan DeltaPlus). In de resultaten werd gekozen de stabiele isotopen gegevens op twee manieren weer te geven: de <sup>15</sup>N abundantie van elke fractie en de allocatie van <sup>15</sup>N over de fracties. De <sup>15</sup>N abundantie is een maat voor de efficiëntie waarmee de fractie stikstof uit de bovenste bodemlaag opneemt. De allocatie geeft een goed beeld van de verdeling van al het stikstof uit de bovenste bodemlaag over de fracties. De <sup>15</sup>N abundantie en allocatie van de verschillende fracties werden als volgt berekend:

<sup>15</sup>N abundantie = A

$$A = \frac{^{15}\text{Nconcentratie} * 100}{\text{concentratie}^{15}\text{N} + \text{concentratie}^{14}\text{N}}$$

De som van <sup>15</sup>N en <sup>14</sup>N is de totale N concentratie in het monster. De <sup>15</sup>N abundantie wordt uitgedrukt in atom%

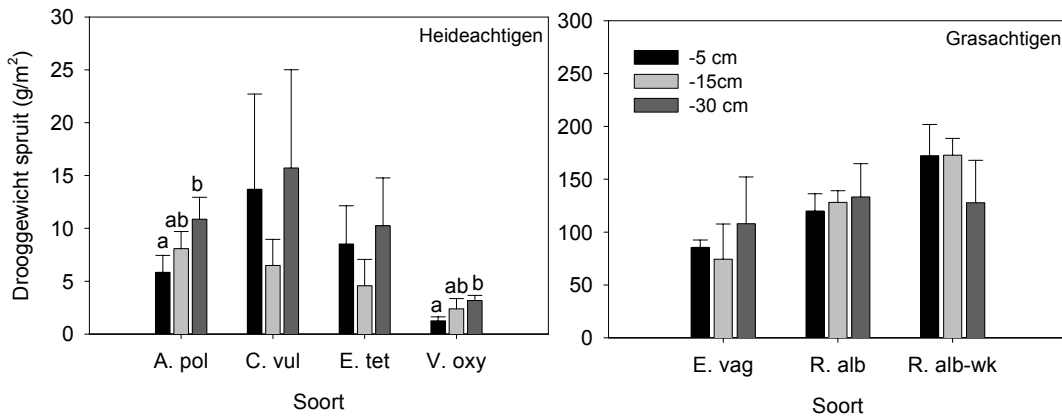
<sup>15</sup>N allocatie = Y

$$Y_i = \frac{Ax_i * Bx_i * 100}{\sum_{i=1}^n Ax_i * Bx_i}$$

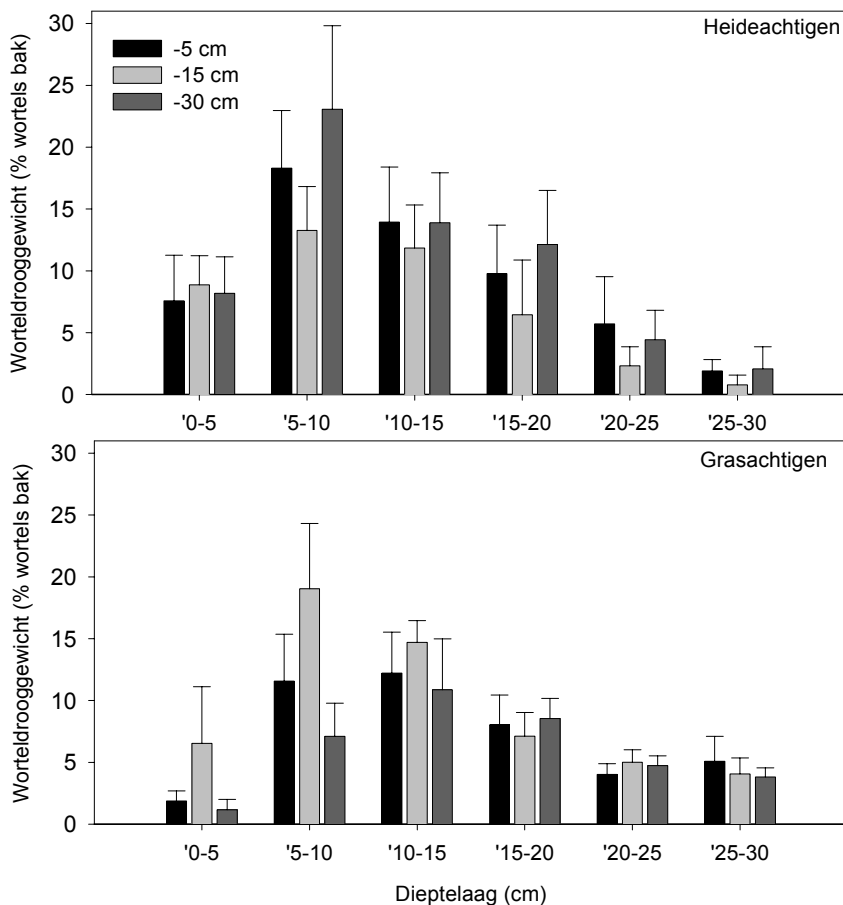
Waarbij Y<sub>i</sub> = <sup>15</sup>N allocatie van fractie x<sub>i</sub>, A = <sup>15</sup>N abundantie fractie x<sub>i</sub>, B = droge massa fractie x<sub>i</sub>. De noemer is de som van alle producten van de abundantie en droge massa van de fracties x<sub>i</sub> t/m x<sub>n</sub>.

## 2.3 Statistische analyse

De data werd getest op normaliteit en gelijkheid van de variantie, en waar nodig ln getransformeerd. De meeste gegevens werden getoetst met een 'nested ANOVA'. Waterstandsbehandeling en compartiment of ecosysteemfractie (vegetatietype, diepte bodemlaag, soort) werden opgevoerd als verklarende factoren met compartiment genest binnen de bak. Dit komt erop neer dat het effect van waterstand getoetst werd tussen de bakken en de verschillen tussen de compartimenten getoetst werden binnen de bakken. Er werd gebruikt gemaakt van het statistisch programma Genstat (versie 7.1 voor Windows XP).



Figuur 2.2: Biomassa van alle heideachtigen (*Andromeda polifolia*, *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* en *Vaccinium oxycoccus*) en grasachtigen (*Eriophorum vaginatum* en *Rhynchospora alba*), inclusief de biomassa van de winterknoppen van *Rhynchospora*, in het waterstandsexperiment na de oogst in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Verschillende kleine letters geven significante effecten van de waterstand binnen de soorten aan (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).



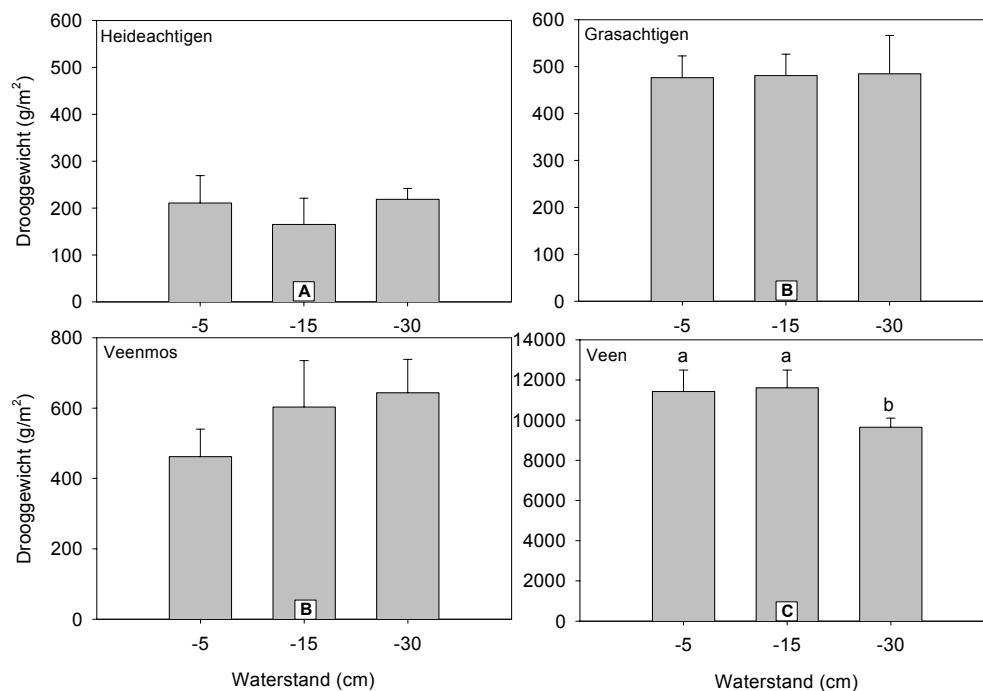
Figuur 2.3: Hoeveelheid wortels van heideachtigen en grasachtigen per dieptelaag in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Het drooggewicht van de wortels is uitgedrukt als percentage van de totale hoeveelheid aangetroffen wortels in de hele bak.

## 2.4 Resultaten en discussie

### Vegetatie

Lagere waterstanden in de zomer leidden tot kleine verschuivingen in de vegetatiesamenstelling (Figuur 2.2). Naarmate de waterstand dieper kon wegzakken in de zomer, breidden karakteristieke soorten van bultvegetaties (alle heideachtigen) en *Sphagnum magellanicum* zich uit (data Bjorn Robroek en Angela Breeuwer), terwijl er bij de grasachtigen een lichte verschuiving leek plaats te vinden naar minder *Rhynchospora alba* en meer *Eriophorum vaginatum*. Dit laatste was, hoewel niet statistisch significant door de grote spreiding, het duidelijkste te zien aan de lagere biomassa winterknoppen van *Rhynchospora* bij de laagste waterstand (Figuur 2.2).

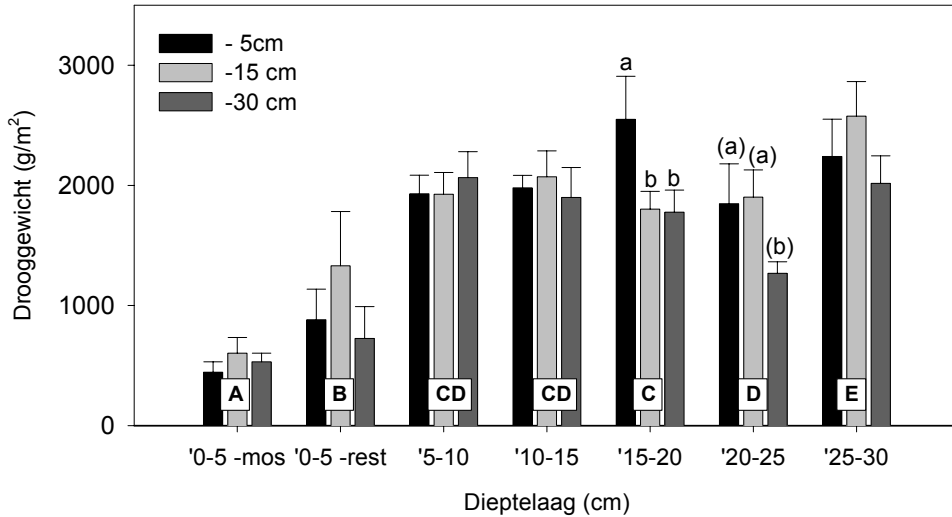
Hoewel lagere zomerwaterstanden geen effect hadden op de totale hoeveelheid aangetroffen wortels, of op de verhouding tussen heide- en graswortels, hadden ze wel een verschuiving in de doorworteling van het veen door de grasachtigen tot gevolg (Figuur 2.3). Voor de grasachtigen werden bij de laagste zomerwaterstand de grootste hoeveelheid wortels gevonden op 10-15 cm diepte in plaats van op de gebruikelijke 5-10 cm diepte. Deze verschuiving in maximale doorwortelingsdiepte was waarschijnlijk een weerspiegeling van het stijgende aandeel *Eriophorum vaginatum*, een diep wortelende soort, in de vegetatie.



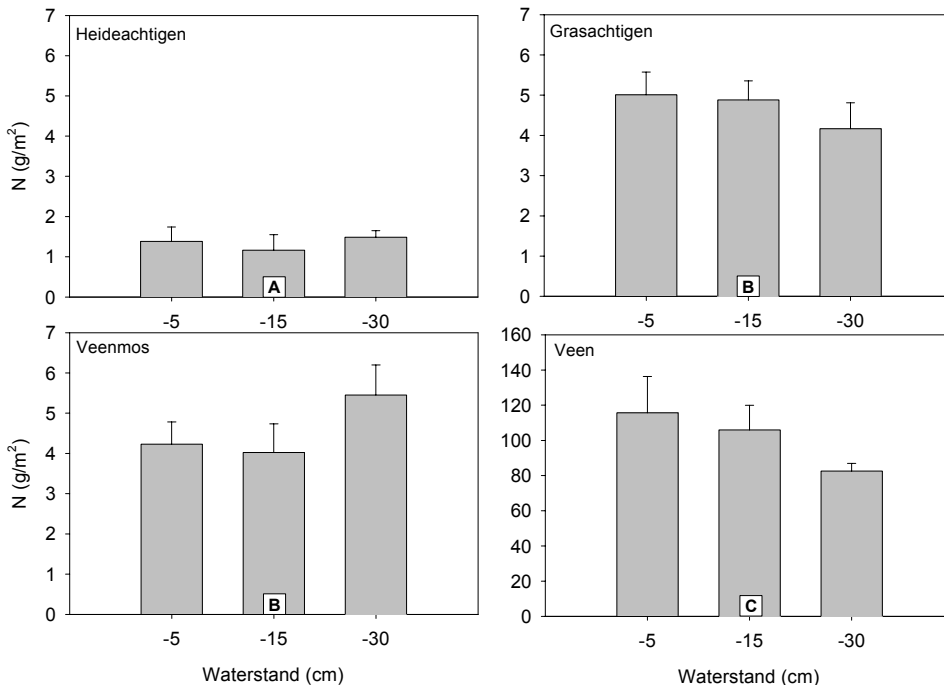
**Figuur 2.4:** Droggegewicht van de verschillende fracties in het waterstandsexperiment na de oogst in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer, terwijl verschillende kleine letters significante effecten van waterstand binnen de fracties aangeven (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).

De verschuivingen in vegetatiesamenstelling hadden nauwelijks gevolgen voor de totale biomassa (wortel en spruit) van heideachtigen of grasachtigen, maar wel voor de hoeveelheid levend veenmos en de totale massa veen (Figuur 2.4). De hogere biomassa veenmos was waarschijnlijk een gevolg van het grotere percentage bultvormende soorten bij lagere waterstand. De kleinere

veenmassa bij de laagste waterstand werd vooral veroorzaakt door lagere veenmassa's in de 15-20 cm en 20-25 cm fracties (Figuur 2.5), veenafbraak als gevolg van toegenomen bodemaeratie tijdens waterstandsdeling suggererend.



**Figuur 2.5:** Drooggewicht van de verschillende veenlagen in het waterstandsexperiment na oogst in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer, terwijl verschillende kleine letters significante effecten van waterstand binnen de fracties aangeven (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).



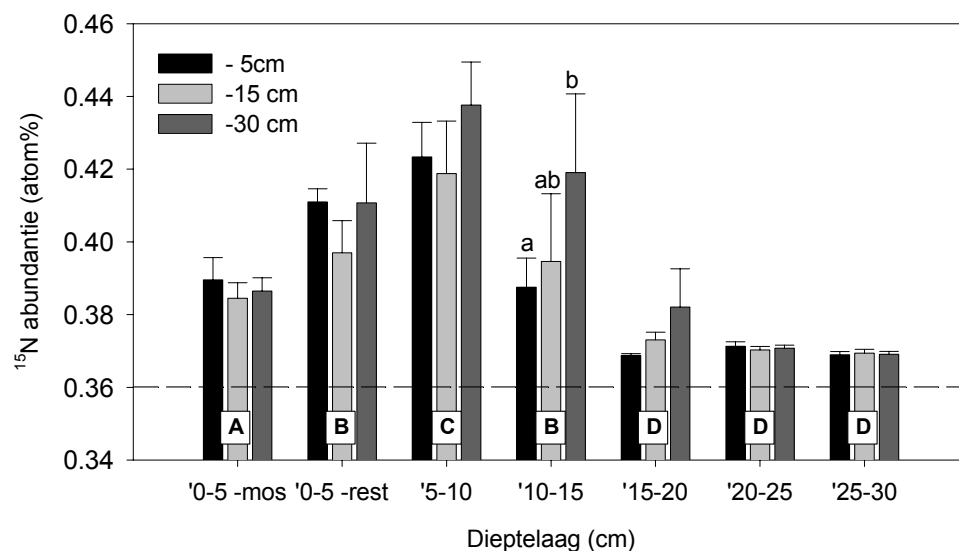
**Figuur 2.6:** Totale hoeveelheid stikstof per fractie in het waterstandsexperiment na de oogst in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer terwijl verschillende kleine letters significante effecten van waterstand binnen de fracties aangeven (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).

## Stikstof

De totale hoeveelheid gelabeld stikstof die in de verschillende fracties werd teruggevonden was vooral een functie van de biomassa van deze fracties; het meeste stikstof in het veenecosysteem bevond zich in het dode veen, gevolgd door grasachtigen en veenmos (Figuur 2.6). Het minste stikstof bevond zich in de fractie van de heideachtigen. Hoewel waterstand wel een effect leek te hebben op de hoeveelheid aangetroffen stikstof binnen de fracties, waren deze effecten door de hoge spreiding niet significant. Lagere zomerwaterstanden leken een lichte afname van de hoeveelheid stikstof in grasachtigen en veen en een toename in de hoeveelheid stikstof in veenmos tot gevolg te hebben. Vreemd genoeg werd de stikstofafname in het veen niet gecompenseerd door een evenredige toename in de hoeveelheid stikstof die in de overige fracties lag opgeslagen. Mogelijk is een deel van het stikstof in de 30 bakken of niet bemonsterd en/of is het door de meer frequente waterstandsschommelingen via denitrificatie aan de bakken ontweken.

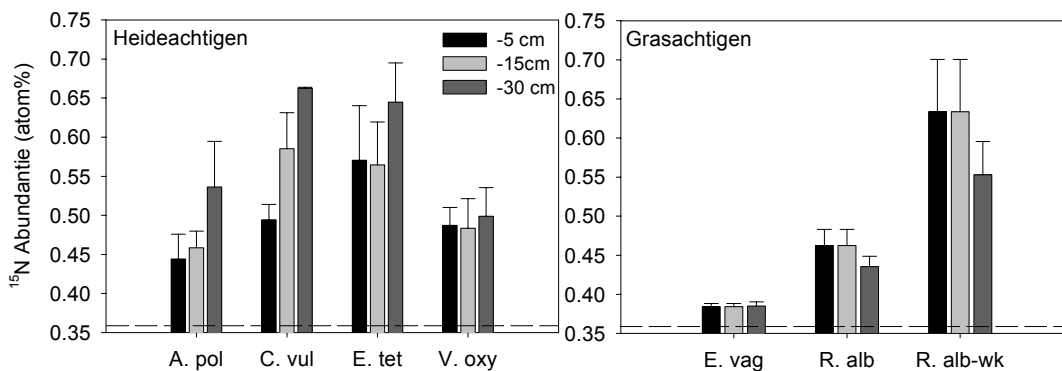
## Stikstofopname

Twee maanden na inbrengen van  $^{15}\text{N}$  op 8 cm diepte was de 5-10 cm bodemlaag het meest verrijkt (Figuur 2.7), met ongeveer gelijke hoeveelheden  $^{15}\text{N}$  in de bodemlagen erboven (0-5 cm) en eronder (10-15 cm). Vanaf 15 cm diepte werd beduidend minder  $^{15}\text{N}$  in de bodem gemeten, hoewel de  $^{15}\text{N}$  abundantie nog wel boven die van onverrijkte monsters lag (0.36 atom%). Op de meeste diepten hadden de waterstandsbehandelingen geen invloed op de hoeveelheid teruggevonden  $^{15}\text{N}$ . Op 10-15 cm echter, en in mindere mate op 15-20 cm, zorgde een lagere zomerwaterstand voor een hogere verrijking van de bodem. Waarschijnlijk is een deel van het toegediende  $^{15}\text{N}$ , geholpen door de regenbuien in de nacht na toediening, dieper het veen ingedrongen. Dat er überhaupt  $^{15}\text{N}$  werd aangetroffen in het veen, duidt op opname door in het veen levende micro-organismen en/of op een dussdanige adsorptie van stikstof aan het dode veen dat het niet meteen beschikbaar is voor hogere planten.



Figuur 2.7:  $^{15}\text{N}$  abundantie per veenlaag in het waterstandsexperiment, 2 maanden na labelen, in september 2005 (gemiddelde  $1 \pm 1\text{SE}$ ). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ). De onderbroken lijn geeft de abundantie weer voor niet verrijkte monsters (0.36 atom%)

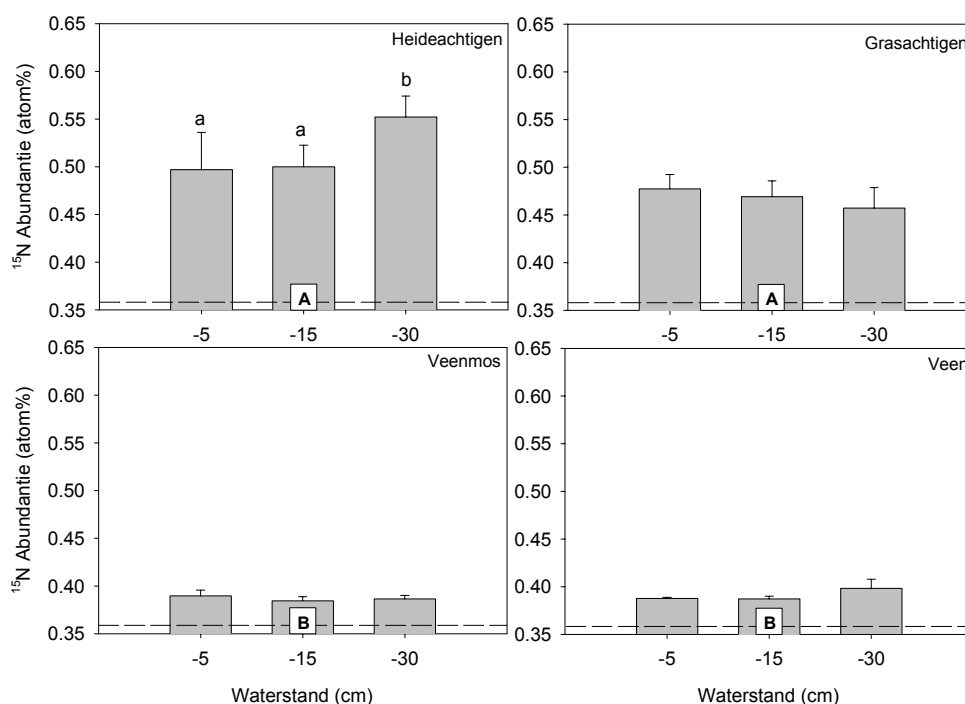
De aanwezigheid van  $^{15}\text{N}$  in levend veenmos (0-5 cm) duidt erop dat veenmos in elk geval in staat is stikstof op te nemen uit de bodem, waarschijnlijk via opwaartse, door verdamping gedreven, waterbeweging. De mate waarin veenmos bodemstikstof heeft opgenomen bleek echter onafhankelijk van de zomerwaterstand in het experiment. Waarschijnlijk blijft de verdamping van het veenmosoppervlak, en daarmee de opwaartse stroom water, vrij constant zolang het mos niet uitdroogt. Gezien de afwezigheid van langdurige zomerdroogte tussen het toedienen van  $^{15}\text{N}$  half juli en de oogst van het experiment half september is het waarschijnlijk dat het veenmosoppervlak gedurende de gehele tijd bij alle waterstanden vochtig is gebleven, en dus geen verschil is opgetreden tussen het netto waterverlies via het veenmos tussen de behandelingen.



Figuur 2.8:  $^{15}\text{N}$  abundantie per soort van de heideachtigen (*Andromeda polifolia*, *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* en *Vaccinium oxycoccus*) en grasachtigen (*Eriophorum vaginatum*, *Rhynchospora alba* en de winterknoppen van *Rhynchospora*) 2 maanden na labelen, in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). De onderbroken lijn geeft de abundantie weer voor niet verrijkte monsters (0.36 atom%).

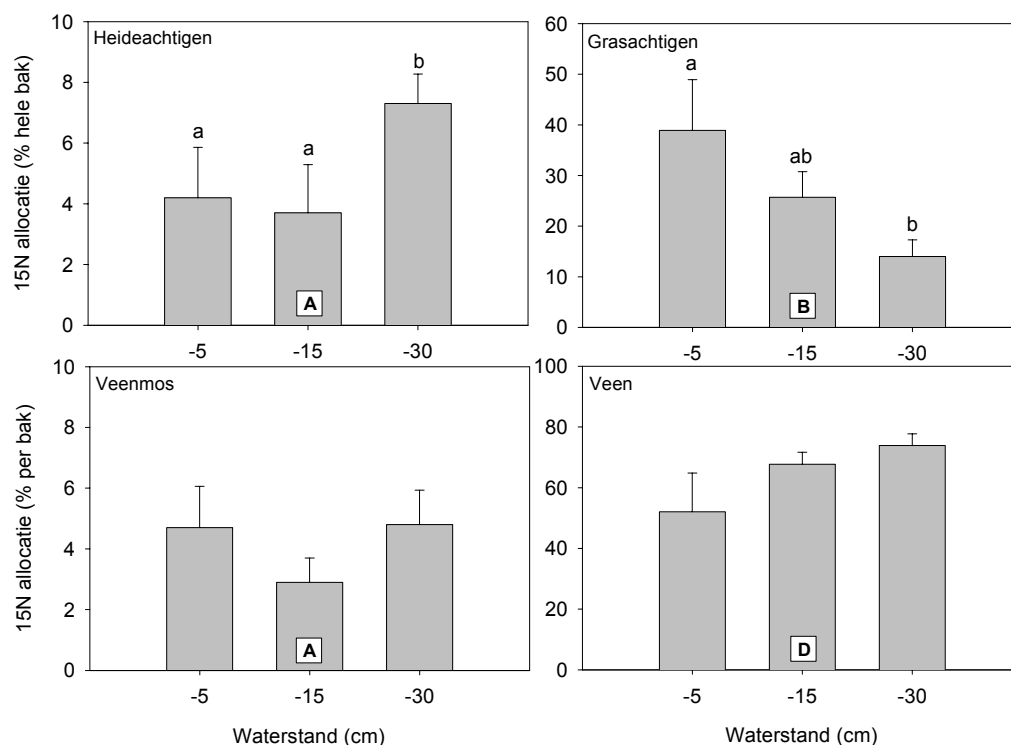
Een lage zomerwaterstand leek de stikstofopname door alle soorten heideachtigen te stimuleren (Figuur 2.8). Verder viel op dat *Calluna* en *Erica* meer stikstof uit de gelabelde 5-10 cm bodemlaag opnamen dan *Andromeda* en *Vaccinium*. De opname van stikstof door heideachtigen werd, afhankelijk van de waterstand, voor een deel verklaard door hun aandeel wortels in de betreffende bodemlaag (Figuur 2.9). Bij een hoge zomerwaterstand (-5 cm) werd geen verband gevonden tussen het aandeel heidewortels en de  $^{15}\text{N}$  abundantie in de spruit, terwijl voor lage zomerwaterstand (-30 cm) een positief verband werd gevonden. Het bovenstaande suggereert een tweeledig effect van waterstand op de opname van stikstof door heideachtigen: bij lage zomerwaterstand zijn er relatief minder concurrerende graswortels in de bovenste bodemlaag en is de opname efficiëntie van stikstof hoger.

De stikstofopname door grasachtigen en hun respons op waterstand varieerde tussen de soorten (Figuur 2.8). *Eriophorum vaginatum* nam nauwelijks stikstof op uit de bovenste bodemlaag en reageerde niet op een lagere zomerwaterstand. De lage  $^{15}\text{N}$  abundantie van *Eriophorum* weerspiegelt waarschijnlijk de lage doorworteling van bovenste bodemlagen door deze diep wortelende soort. *Rhynchospora*, veel ondieper wortelend, nam veel meer stikstof op uit de gelabelde 5-10 cm bodemlaag dan *Eriophorum* en reageerde op een lagere zomerwaterstand door een daling van zijn stikstofopname. Het meeste stikstof werd bij deze soort teruggevonden in de winterknoppen.



**Figuur 2.9:**  $^{15}\text{N}$  abundantie per fractie in het waterstandsexperiment 2 maanden na labelen, in september 2005 (gemiddelde  $\pm$  1SE). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer terwijl verschillende kleine letters significante effecten van waterstand binnen de fracties aangeven (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ). De onderbroken lijn geeft de abundantie weer voor niet verrijkte monsters (0.36 atom%).

Wanneer we de stikstofopname van de verschillende fracties met elkaar vergelijken (Figuur 2.9), zien we dat de heideachtigen per eenheid gewicht ongeveer evenveel stikstof uit de 5-10 cm bodemlaag hebben opgenomen dan de grasachtigen, gevolgd door het veenmos samen met het veen. De relatief lage  $^{15}\text{N}$  abundanties in deze laatste twee fracties suggereren een overheersend fysische en niet biologische karakter van de stikstofopname door restveen en het stikstoftransport naar het veenmos. Verder leken lagere zomerwaterstanden een zelfde stimulerend effect op de stikstofopname door heideachtigen te hebben gehad als op de spruitbiomassa. Voor *Eriophorum* en *Rhynchospora* leek de  $^{15}\text{N}$  abundantie ook eenzelfde patroon als de spruitbiomassa te vertonen: stikstofopname door *Eriophorum* werd niet beïnvloed door de waterstand, terwijl stikstofopname door *Rhynchospora* afnam.



**Figuur 2.10:** <sup>15</sup>N allocatie over de fracties in het waterstandsexperiment 2 maanden na labelen, in september 2005 (gemiddelde ± 1SE). De allocatie is uitgedrukt als percentage van alle gevonden <sup>15</sup>N per bak min de hoeveelheid die er van nature aanwezig is (uitgaande van een natuurlijke abundantie van 0.36 atom%). Verschillende hoofdletters per fractie geven statistisch significante verschillen tussen de fracties weer terwijl verschillende kleine letters significante effecten van waterstand binnen de fracties aangeven (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).

### Allocatie van uit de bodem opgenomen stikstof

Een vergelijking van de <sup>15</sup>N allocatie over de fracties levert een iets ander beeld op (Figuur 2.10). De <sup>15</sup>N allocatie wordt niet alleen door de concentratie <sup>15</sup>N van de fractie bepaald, maar ook door het relatieve aandeel van de fractie in de totale biomassa. De verschillen in patroon met de <sup>15</sup>N abundantie van de fracties wordt dan ook vooral door (bio)massa verschillen tussen de fracties bepaald. Zo is te zien dat het meeste stikstof uit de gelabelde 5-10 cm bodemlaag uiteindelijk gebonden wordt aan of opgenomen wordt door de restveenfractie, gevolgd door de grasachtigen. Het minste stikstof komt terecht in de heideachtigen en in het levende veenmos. Een verlaging van de zomerwaterstand leidde tot een verschuiving in de <sup>15</sup>N allocatie van grasachtigen (in het bijzonder *Rhynchospora*) richting heideachtigen, maar had geen effect op de allocatie van N richting veenmos. Verder leek de <sup>15</sup>N allocatie richting veen toe te nemen met een verlaging van de zomerwaterstand; waarschijnlijk heeft dit laatste te maken de vergroting van het contactoppervlak tussen label en veen.



## 2.5 Conclusies

Het experiment werd opgezet om te kijken of een constant hoge waterstand de beschikbaarheid van stikstof in de bodem voor de hogere planten kon beperken, en daarmee de stimulerende invloed van stikstofdepositie op hogere planten kon remmen. De resultaten laten zien dat een verlaging van de zomerwaterstand leidt tot een lagere veenmassa (Figuur 2.2) en daarmee tot een afname van de totale hoeveelheid stikstof die in veen ligt opgeslagen (Figuur 2.6). Ondanks de vermoedelijke stimulering van veenafbraak en denitrificatie bij grotere peilfluctuaties had de hoogte van de zomerwaterstand nauwelijks gevolg voor de totale hoeveelheid stikstof die door de vegetatie werd opgenomen. Het enige dat veranderde onder invloed van de waterstand was de soort of het soorttype dat de stikstof opnam. In overeenkomst met de natuurlijke successie van slenk naar bult was dit *Rhynchospora* bij hoge zomerwaterstand en waren het de heideachtigen bij lage waterstand.

Voor het beheer van hoogvenen betekent dit dat de effecten van stikstofdepositie op de dichtheid van hogere planten in een veenmosvegetatie niet verminderd kunnen worden door een extra verhoging van de zomerwaterstand tot boven -30 cm. Om extra veenafbraak te voorkomen is het wel aan te raden de peilfluctuatie in de zomer zo laag mogelijk te houden.



# 3 De rol van CO<sub>2</sub> in de successie van slenk- naar bultvormende veenmossoorten

Juul Limpens

## 3.1 Achtergrond

Dankzij onderzoek uit de eerste fase is een betere grip verkregen op herstel mogelijkheden van vroege successiestadia van veen. Vegetatietypen gedomineerd door *S. cuspidatum* en/of *S. fallax* lijken via initiatie van drijftilvorming op gang gebracht te kunnen worden. Echter, zoals ook onder punt 8 wordt gesteld, kolonisatie van deze stadia door bultvormende veenmossen als *S. papillosum* en *S. magellanicum* blijft vaak uit. De successie stagneert. Welke (a)biotische factoren hiervoor verantwoordelijk zijn is nog niet duidelijk. Vestiging is een mogelijke bottle-neck (zie hoofdstuk 7), competitie tussen soorten ook.

De hoeveelheid CO<sub>2</sub> in bodem(vocht) lijkt een belangrijke rol spelen in de vestiging van *S. magellanicum* en *S. papillosum* in een *S. cuspidatum* dek (onderzoek 1e fase). Een competitie-experiment met en zonder CO<sub>2</sub>-toevoer werd opgezet om de rol van CO<sub>2</sub> in de uitbreiding van *S. magellanicum* in *S. cuspidatum* nader te onderzoeken.

## 3.2 Uitvoering

### Opzet

In augustus 2005 werden in een veen in zuid Zweden met behulp van een scherp mes kleine kolommen *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum cuspidatum* gesneden en in potjes geschoven (diameter 10 cm, diepte 10 cm). De soorten werden op hooguit enkele meters afstand van elkaar verzameld op plekken met een hoge waterstand (rond -5 cm onder het veenmosoppervlak) en een lage bedekking hogere planten (< 5%). Het veenmos werd naar Wageningen vervoerd en hier gedurende een maand bij 1 °C in de koeling in het donker bewaard. Begin september 2005 werden de veenmossen verdeeld over vier behandelingen, 2 mixverhoudingen en 2 CO<sub>2</sub>-concentraties, en werd aan 5 potjes per soort de beginsituatie vastgelegd. Bij de verdeling van de behandelingen over het veenmos werd als volgt te werk gegaan. Eerst werden de veenmossen in 2 verschillende mixverhoudingen over 20 aquaria (oppervlakte 9.5 x 9.5 cm, hoogte 25 cm) verdeeld. De ene helft van de aquaria werd gevuld met een oppervlakteverhouding van 75% *S. cuspidatum* en 25% *S. magellanicum*, de andere helft met 50% *S. cuspidatum* en 50% *S. magellanicum*. Vervolgens werden de aquaria verdeeld over 2 CO<sub>2</sub>-behandelingen: 1 behandeling met extra CO<sub>2</sub> en 1 behandeling

zonder extra CO<sub>2</sub>. De aquaria werden in 5 groepen (blokken) van 4 aquaria (1 aquarium per behandeling) in de kas gerangschikt. Voor de kasinstellingen zie onderstaande tabel (Tabel 3.1). De waterstand in de aquaria bevond zich aan het begin van het experiment op 5 cm onder het gemiddelde veenmosoppervlak en werd niet bijgesteld gedurende het experiment. Dit leidde ertoe dat naarmate het veenmos groeide het, in overeenstemming met de veldsituatie, ook verder van de waterstand af raakte.

Het CO<sub>2</sub> werd via een superverzadigde wateroplossing aan de aquaria toegevoerd met behulp van een doorstroomsysteem (Figuur 3.1), analoog aan de opstelling gebruikt door Smolders et al. (2001). Het CO<sub>2</sub> werd door 5 voorraadvaten geleid die waren gevuld met gedemineraliseerd water, dat vervolgens met behulp van een slangenpomp met 10 pompkoppen richting de aquaria werd gepompt. De aquaria zonder CO<sub>2</sub> kregen op eenzelfde manier gedemineraliseerd water zonder CO<sub>2</sub> toegediend. De aquaria met dezelfde CO<sub>2</sub>-behandeling waren per blok op 1 pompkop aangesloten en kregen water uit hetzelfde voorraadvat toegediend.

*Tabel 3.1: Kasinstellingen en details van CO<sub>2</sub>-experiment.*

<b>Details</b>	
Relatieve luchtvochtigheid	70%
Belichting	3 SON-T lampen per 5m <sup>2</sup>
Lichtperiode	12 uur per etmaal
Dagtemperatuur	25°C (8:00 – 20:00h)
Nachttemperatuur	15°C
Duur experiment	180 dagen, september 2005 – maart 2006

De doorstroomsnelheid van het water over de aquariumparen werd 4 keer per week gecontroleerd, en waar nodig bijgesteld door de toevoerslangen dicht te knijpen of een van de aquaria binnen een paar enkele mm te verhogen. De dagen dat er geen doorstroom plaats vond, bijvoorbeeld door verstopt geraakte of versleten slangen, werden genoteerd; het aantal dagen zonder doorstroom verschilde niet tussen de behandelingen (Figuur 3.2). Een keer per week werd een regenbui van 15 mm per aquarium gesimuleerd door de veenmossen te bedruppelen met een kunstmatige regenwateroplossing (Garrels & Christ, 1965). Omgerekend bedroeg de neerslag 750 mm per jaar. Van de instelling van de CO<sub>2</sub>-doorstroom tot de oogst liep het experiment 6 maanden van 29 september 2005 tot 27 maart 2006.



*Figuur 3.1: Overzicht experimentele opstelling CO<sub>2</sub>-experiment. Links is de CO<sub>2</sub>-fles met de voorraadcontainers te zien en de slangenpomp, rechts de aquaria met veenmos. Foto: Juul Limpens.*

## Metingen

Een keer per maand werd op 8 punten per aquarium de hoogtegroei van het veenmos bepaald door de afstand van het veenmosoppervlak tot aan de top van de aquaria te meten. Op dezelfde dag werd ook een digitale foto van het veenmosoppervlak genomen om de oppervlakte per veenmossoort te kunnen bepalen. De foto's werden geanalyseerd met behulp van het gratis grafische programma Image J (versie 1.34s, Wayne Rasband National Institutes of Health, USA).

De totale concentratie opgelost anorganisch koolstof (C) in de aquaria werd tegelijkertijd met de pH eens in de 1-2 maanden colorimetrisch geanalyseerd. Aangezien de pH in de meeste gevallen onder de 4.2 bleef, werd aangenomen dat al het opgeloste C in de vorm van CO<sub>2</sub> aanwezig was.

Na oogst van het experiment werden de soorten per aquaria gescheiden en de capitula geteld. Vervolgens werd van 15 tot 27 exemplaren per aquaria per soort het capitulum (bovenste 0-1 cm) en het stuk stengel daaronder (1-3 cm) afgesneden met een scalpel. De capitula en de stengelfracties werden in van tevoren gedroogde en gewogen papieren zakjes gedaan en in plastic zakjes in de koelkast gelegd. De capitulum-bevattende papieren zakjes werden in van tevoren gewogen plastic zip-lock zakjes ingesloten, de stengelfracties werden in gewone plastic zakjes gedaan. De volgende dag werd het veenmos, na bepaling van het versgewicht, in de papieren zakjes 48 uur op 70°C in de stoof gedroogd alvorens het drooggewicht te bepalen. De stengelfracties werden gelijktijdig met de capitulumfracties in de stoof gelegd. Als maat voor het watergehalte van de capitula werd, na aftrekken van de zakjesgewichten, de verhouding tussen het versgewicht en het drooggewicht van de capitula berekend.

De veenmosproductie (g/m<sup>2</sup>/jaar) per soort, P, werd als volgt berekend.

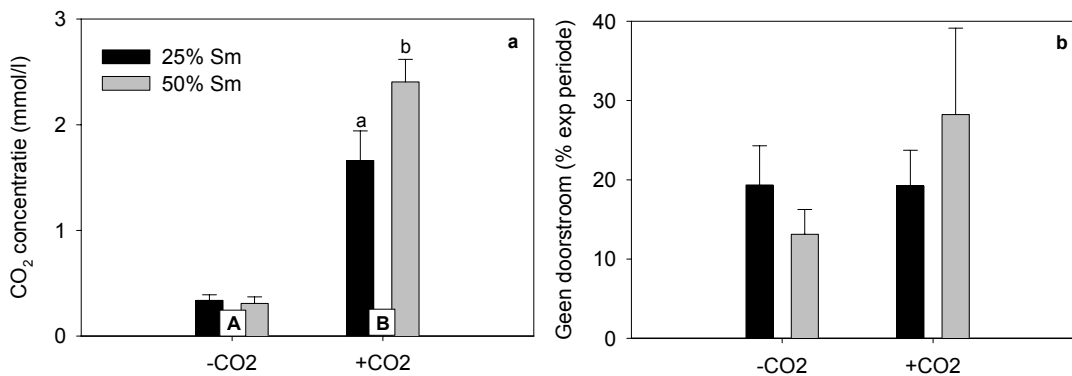
$$P = (S_{t_x} * D_{t_x} * G_{t(0-x)}) + (C_{t_x} * D_{t_x} - C_{t_0} * D_{t_0})$$

Waarbij:

S = stengeldrooggewicht (g/cm stengel)  
C = capitulumdrooggewicht (g/capitulum)  
D = aantal capitula per (m<sup>2</sup>)  
G = hoogtegroei (cm/jaar)  
t<sub>0</sub> = start experiment  
t<sub>x</sub> = eind experiment

## Statistische analyse

De data werd getest op normaliteit en gelijkheid van de variantie, en waar nodig ln getransformeerd. De meeste gegevens werden getoetst met een 'nested ANOVA'. CO<sub>2</sub>-behandeling, mixverhouding en soort werden opgevoerd als verklarende factoren met CO<sub>2</sub>-behandeling genest binnen blok en soort binnen aquaria. Dit komt erop neer dat het effect van CO<sub>2</sub> getoetst werd binnen de blokken en de verschillen tussen de soorten werden getoetst binnen de aquaria. Relaties tussen factoren werden getoetst met behulp van simpele lineaire regressie. Er werd gebruikt gemaakt van het statistisch programma Genstat (versie 7.1 voor Windows XP).



Figuur 3.2: a De CO<sub>2</sub>-concentratie in het veenwater per behandeling gedurende de experimentele periode (gemiddelde + 1SE, n = 5). Per aquarium werd het gemiddelde van 6 metingen genomen. Verschillende hoofdletters per CO<sub>2</sub>-behandeling geven statistisch significante verschillen tussen de CO<sub>2</sub>-behandelingen weer, terwijl verschillende kleine letters significante effecten van mixverhouding binnen de CO<sub>2</sub>-behandeling aangeven (geneste ANOVA, p < 0.05). b Het aantal dagen tijdens het experiment waarop er geen doorstroom plaats vond door de aquaria (gemiddelde + 1SE). Er waren geen statistische verschillen tussen de behandelingen.

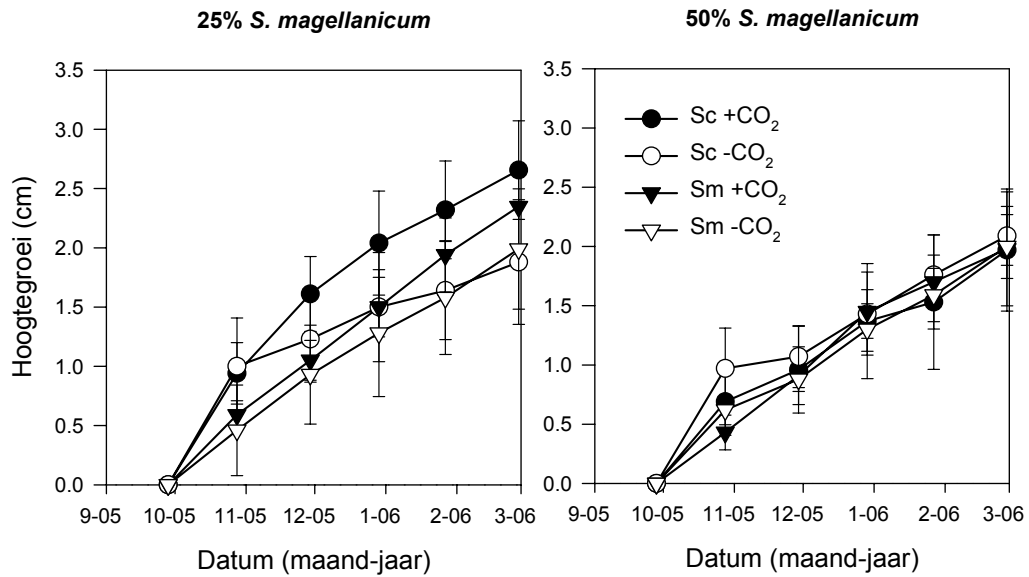
### 3.3 Resultaten

#### CO<sub>2</sub>-concentratie

De twee CO<sub>2</sub>-behandelingen leidden tot duidelijk verschillende CO<sub>2</sub>-concentraties in de aquaria. De CO<sub>2</sub>-concentratie in het veenvocht van de aquaria met CO<sub>2</sub>-aanvoer lag ver boven 1 mmol per liter (Figuur 3.2a), de grensconcentratie voor goede groei van veenmos bij (zeer) hoge waterstand (Smolders et al., 2001). De CO<sub>2</sub>-concentratie in de aquaria zonder CO<sub>2</sub>-aanvoer lag een stuk onder deze grens, rond 0.4 mM. Verder viel op dat de mixverhouding tussen *S. magellanicum* en *S. cuspidatum* van invloed was op de CO<sub>2</sub>-concentratie; meer *S. magellanicum* leidde tot een hogere CO<sub>2</sub>-concentratie in de aquaria met CO<sub>2</sub>-aanvoer. Dit mixeffect was consistent gedurende het hele experiment. Gezien de afwezigheid van eenzelfde effect bij de aquaria zonder CO<sub>2</sub>-aanvoer, kon dit niet verklaard worden door een relatief hogere veenafbraak in het *S. magellanicum* veen. Verschillen in doorstroom tussen de behandelingen konden dit patroon eveneens niet verklaren; het aantal dagen zonder doorstroom was gelijk verdeeld over de behandelingen (Figuur 3.2b). Een mogelijke verklaring voor de verschillen in CO<sub>2</sub>-concentratie is dat het gebruikte *S. magellanicum* veen beter CO<sub>2</sub> kon vasthouden dan het *S. cuspidatum* veen.

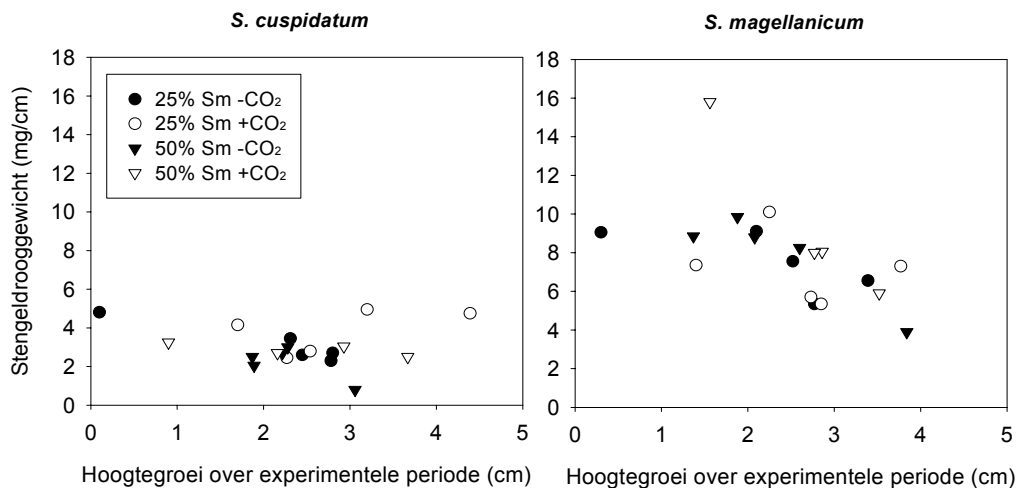
#### Veenmosgroei

De eerste maand na het inzetten van het experiment begon *S. cuspidatum* meteen te groeien, terwijl *S. magellanicum* veel langzamer op gang kwam (Figuur 3.3). CO<sub>2</sub> leek geen tot een licht positief effect te hebben op de hoogtegroeï van het veenmos, afhankelijk van de mixverhouding tussen de veenmossen. Bij dominantie van *S. cuspidatum* (25% *S. magellanicum*) leek de hoogtegroeï van beide soorten, en *S. cuspidatum* in het bijzonder, te worden gestimuleerd door CO<sub>2</sub> terwijl dit effect bij gelijke mixverhouding (50% *S. magellanicum*) afwezig was.

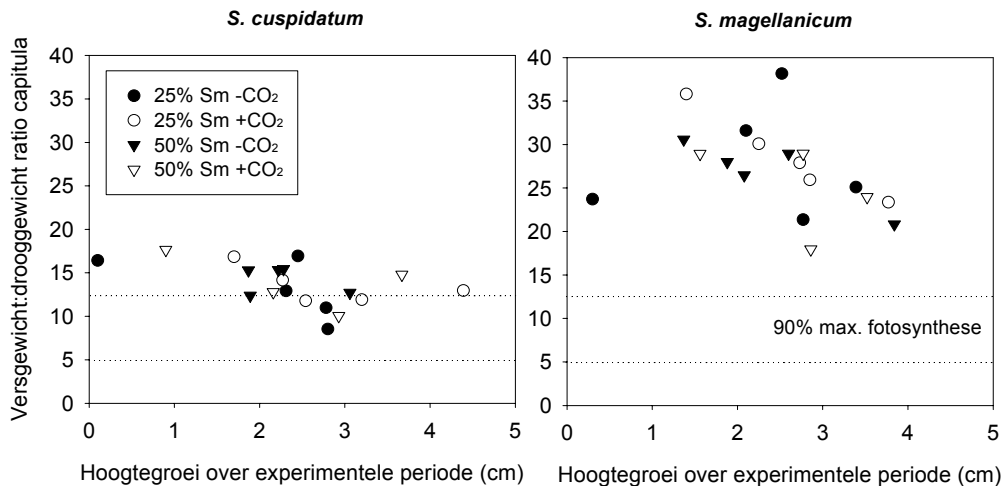


*Figuur 3.3: Veenmoshoogtegroei per CO<sub>2</sub>-behandeling per soort gedurende de experimentele periode (gemiddelde ± 1SE) voor 25% S. magellanicum (links) en 50% S. magellanicum (rechts). Er waren geen statistisch significante verschillen tussen de behandelingen.*

Tijdens de oogst viel op dat *S. magellanicum* een veel ijlere groeiwijze had in de aquaria met hoge groei, terwijl de groeiwijze van *S. cuspidatum* niet op deze manier werd beïnvloed. Dit verschil in morfologie was terug te vinden in de relatie tussen hoogtegroei en het stengeldrooggewicht (Figuur 3.4). Het stengelgewicht van *S. magellanicum* nam bij alle behandelingen lineair af met de hoogtegroei, terwijl het stengelgewicht van *S. cuspidatum* niet werd beïnvloed. Het verband tussen hoogtegroei en stengeldrooggewicht wijst erop dat *S. magellanicum* last had van competitie door de sneller groeiende *S. cuspidatum* en in respons strekkingsgroei vertoonde om niet overgroeid te raken.



*Figuur 3.4: De relatie tussen de hoogtegroei en het stengeldrooggewicht tijdens het experiment voor S. cuspidatum (links) en S. magellanicum (rechts). Het verband voor S. magellanicum was statistisch significant ( $R^2_{sm} = 0.24$ ,  $p_{sm} = 0.016$ ; Lineaire regressie).*



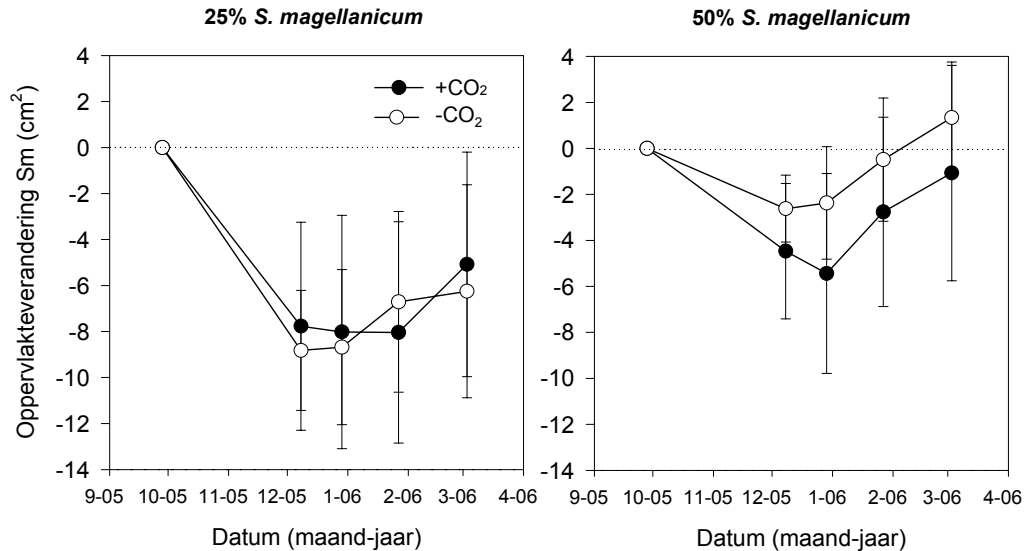
Figuur 3.5: De relatie tussen de hoogtegroei en het capitulumwatergehalte aan het einde van het experiment voor *S. cuspidatum* (links) en *S. magellanicum* (rechts). Het verband voor was voor beide soorten statistisch significant ( $R_{2sc} = 0.23$ ,  $p_{sc} = 0.021$ ;  $R_{2sm} = 0.16$ ,  $p_{sm} = 0.043$ ; Lineaire regressie). Een hoogtegroei van 0 cm komt overeen met een waterstand van 5 cm onder het gemiddelde veenmosoppervlak. De ruimte tussen de stippellijnen geeft de capitulumwatergehalten aan waarbij de fotosynthese nog 90% van het maximum bedraagt voor de meeste veenmossoorten (Titus et al., 1983, Silvola & Aaltonen, 1984, Schipperges & Rydin, 1998).

De snelle groei van *S. cuspidatum* zo hoog boven het water (5.0-9.5 cm) is opvallend en zal waarschijnlijk te maken hebben met de voor deze soort relatief gunstige waterbeschikbaarheid tijdens het experiment; het capitulumwatergehalte zat voor *S. cuspidatum* dicht tegen het optimum (versgewicht:drooggewicht 5-12.5) aan. Voor *S. magellanicum* was de waterbeschikbaarheid superoptimaal en lag het watergehalte van het capitulum nog te hoog voor optimale fotosynthese en groei (Figuur 3.5). In het experiment was te zien dat het capitulumwatergehalte van *S. cuspidatum* en *S. magellanicum* ongeveer gelijk afnam met de hoogtegroei, en dus de afstand tot de waterspiegel (Figuur 3.5). Gezien het van nature al lagere capitulumwatergehalte van *S. cuspidatum*, zal deze soort veel sneller dan *S. magellanicum* het kritieke watergehalte bereiken waaronder de fotosynthese, en daarmee de groei, snel afneemt. Dit punt, na 5 cm hoogtegroei (c. 10 cm boven water), valt ongeveer samen met het punt waarop *S. magellanicum* juist zijn optimum watergehalte bereikt. In het veld zal de beschikbaarheid van water over de tijd waarschijnlijk meer variëren waardoor de relatie tussen capitulumwatergehalte en hoogtegroei waarschijnlijk steiler zal lopen, en het omslagpunt dicht bij de waterspiegel ligt.

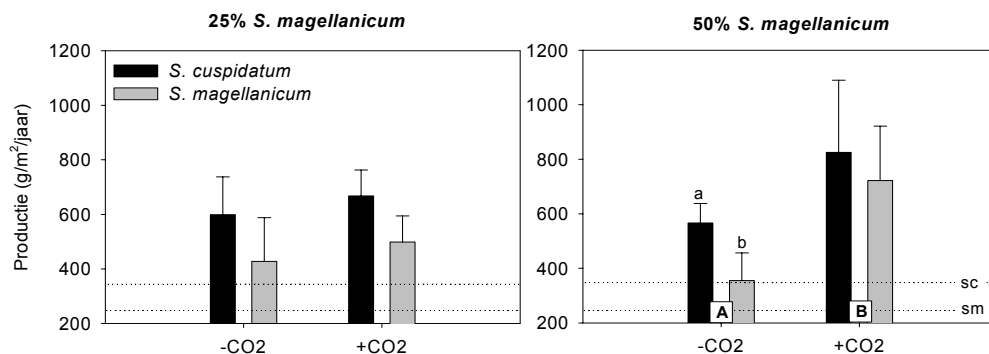
In de eerste helft van het experiment leidde de snellere groei van *S. cuspidatum*, ondanks de strekkingsgroei van *S. magellanicum*, ertoe dat *S. magellanicum* werd overgroeid (Figuur 3.6). In de tweede helft van het experiment leek *S. magellanicum* zich geleidelijk te herstellen, wat ertoe leidde dat de oppervlakte van *S. magellanicum* aan het einde van het experiment niet statistisch verschilde van de oppervlakte in het begin. Het competitieve voordeel van *S. cuspidatum* ten opzichte van *S. magellanicum* was het duidelijkst voor de aquaria met een dominantie van *S. cuspidatum*: *S. magellanicum* werd bij de 25%Sm:75%Sc mixverhouding bijna 2 keer zo snel overgroeid als bij de 50%Sm:50%Sc mixverhouding. Dit laatste heeft waarschijnlijk te maken met het grotere contactoppervlak tussen beide



soorten bij de 25%Sm:75%Sc mixverhouding. Verder leek *S. magellanicum* zich in de tweede helft van het experiment bij dominantie van *S. cuspidatum* ook veel minder snel te herstellen dan bij de gelijke mixverhouding. Aanvoer van CO<sub>2</sub> leek het overgroeien van *S. magellanicum* niet te beïnvloeden of te versnellen, afhankelijk van de mixverhouding. Bij een dominantie van *S. cuspidatum* (25% *S. magellanicum*) maakte aanvoer van CO<sub>2</sub> niks uit, terwijl CO<sub>2</sub> bij gelijke mixverhouding (50% *S. magellanicum*) het overgroeien leek te versnellen.



Figuur 3.6: De oppervlakteverandering van *S. magellanicum* gedurende het experiment per CO<sub>2</sub>-behandeling per mixverhouding (gemiddelde  $\pm$  1SE). De gestippelde 0-lijn geeft geen verandering ten opzichte het startoppervlak weer. Aan het einde van het experiment verschilden de oppervlakteveranderingen niet statistisch significant van elkaar (geneste ANOVA,  $p > 0.05$ ).

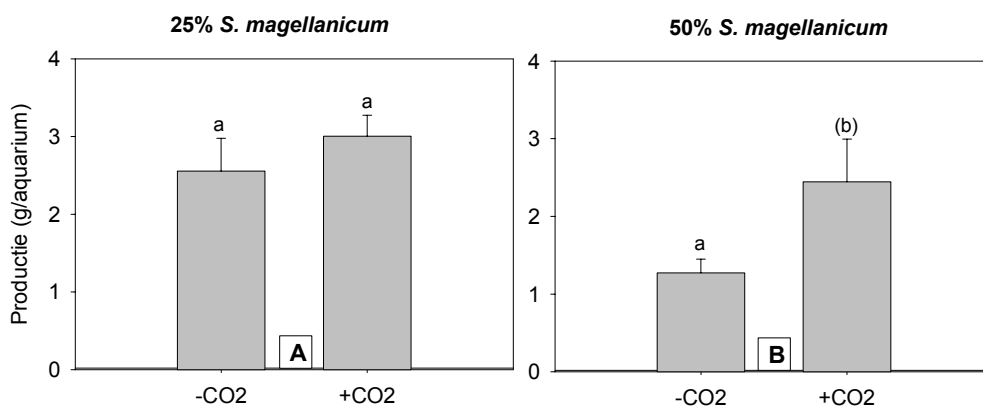


Figuur 3.7: De veenmosproductie per CO<sub>2</sub>-behandeling per soort (gemiddelde  $\pm$  1SE) voor 25% *S. magellanicum* (links) en 50% *S. magellanicum* (rechts). Verschillende hoofdletters per CO<sub>2</sub>-behandeling geven statistisch significante verschillen tussen de CO<sub>2</sub>-behandelingen weer (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ). Verschillende kleine letters geven statistisch significante verschillen tussen soorten binnen een CO<sub>2</sub>-behandeling weer. De bovenste stippenlijn geeft de gemiddelde productie van *S. cuspidatum* en de onderste lijn de gemiddelde productie van *S. magellanicum* in het veld weer (respectievelijk 13 en 56 waarnemingen, Gunnarsson, 2005).

## Veenmosproductie

De productie van *S. cuspidatum* lag over alle behandelingen gezien gemiddeld hoger dan die van *S. magellanicum* in het bijzonder in de behandeling zonder CO<sub>2</sub> met 50% *S. magellanicum* (Figuur 3.7). Dit soortverschil komt overeen met de situatie die in het veld wordt gevonden. Aanvoer van CO<sub>2</sub> leek de productie van beide soorten te stimuleren, met name bij gelijke mixverhouding (50% *magellanicum*). Op het eerste gezicht leek de productie van de soorten tijdens het experiment extreem hoog ten opzichte van de productie in het veld: de productie was zeker twee keer zo hoog als de gemiddelde productie van de soorten in het veld. Voor een deel komt de hoge productie door de gunstige groeiomstandigheden in de kas, maar het overgrote deel wordt waarschijnlijk bepaald door de omrekening van de halfjaarlijkse productie in het experiment tot een productie per jaar. In het veld bestaat de jaarlijkse productie uit de som van een lage productie gedurende een winter en een hoge productie gedurende de zomerperiode. In het experiment werd de productie per jaar berekend door de productie gedurende het experiment te vermenigvuldigen met 2, wat in praktijk de som van de productie gedurende twee zomerseizoenen betekent. Wanneer we met deze omrekening rekening houden, komt de productie in het experiment alsnog redelijk overeen met die in het veld.

De productie per aquarium laat de verschillen tussen de behandelingen duidelijk naar voren komen (Figuur 3.8). De veenmosproductie per pot was gemiddeld het hoogst bij dominantie van de hoger productieve *S. cuspidatum* (25% *S. magellanicum*). Aanvoer van CO<sub>2</sub> stimuleerde de productie licht, maar het effect was niet statistisch significant. Bij gelijke mixverhouding (50% *S. magellanicum*), en dus een hoger aandeel van de iets minder productieve *S. magellanicum*, was de veenmosproductie per pot aanmerkelijk lager, tenzij CO<sub>2</sub> werd aangevoerd. De aanvoer van CO<sub>2</sub> stimuleerde de veenmosproductie bij gelijke mixverhouding sterk door een toename in het stengel- en capitulumdrooggewicht en een toename in het aantal capitula (data niet opgenomen).



Figuur 3.8: De totale veenmosproductie per pot gedurende het experiment weergegeven per CO<sub>2</sub>-behandeling (gemiddelde  $\pm$  1SE) voor 25% *S. magellanicum* (links) en 50% *S. magellanicum* (rechts). Verschillende kleine letters geven statistisch significante verschillen tussen de CO<sub>2</sub>-behandelingen binnen een mixverhouding weer. Verschillende hoofdletters per grafiek geven statistisch significante verschillen tussen mixverhoudingen weer (geneste ANOVA,  $p < 0.05$ ).

### 3.4 Conclusies

Een (te) lage CO<sub>2</sub>-concentratie is niet verantwoordelijk voor de stagnatie van de successie in slenkvegetaties. Mogelijk zijn de slenkvegetaties nog te productief en worden de paar bultvormers die als diaspore op de vegetatie terecht komen gewoonweg overgroeid.

Een verhoogde CO<sub>2</sub>-concentratie in de waterlaag lijkt niet zozeer de uitkomst van de competitie tussen soorten te bepalen maar eerder de snelheid waarmee de eerste stadia van de successie worden doorlopen. Zowel *S. magellanicum* als *S. cuspidatum* reageerden positief op extra CO<sub>2</sub>, al was de manier waarop dit tot uitdrukking kwam verschillend voor de mixverhoudingen. Bij een dominantie van *S. cuspidatum* stimuleerde CO<sub>2</sub> de lengtegroei van de soorten (Figuur 3.3) en minder de productie (Figuur 3.7). Bij gelijke mixverhouding echter, had CO<sub>2</sub> geen noemenswaardig effect (meer) op de lengtegroei, maar stimuleerde wel de productie (Figuur 3.7), door een toename in het stengel- en capitulumdrooggewicht en een toename in het aantal capitula van met name *S. magellanicum* (data niet opgenomen). De hogere CO<sub>2</sub>-concentraties die gemeten werden in de 50% Sm bakken (Figuur 3.2a) lijken geen gevolg van deze morfologische veranderingen aangezien het mixeffect zich niet ontwikkelde gedurende het experiment maar juist constant was gedurende de tijd.

Door de hoogtegroei van veenmos in de eerste successiestadia te stimuleren, leidt een hogere CO<sub>2</sub>-concentratie ertoe dat het punt eerder bereikt wordt waarop de groei van *S. cuspidatum* zal gaan afnemen door een suboptimaal capitulum watergehalte, en *S. magellanicum* het stokje van *S. cuspidatum* kan overnemen.

### 3.5 Consequenties voor beheersmaatregelen

Een hoge CO<sub>2</sub>-concentratie in de waterlaag is niet noodzakelijk voor de overgang van slenk- naar bultvormende vegetatie, maar kan het proces wel versnellen. Bij het introduceren van bultvormende veenmossen in *S. cuspidatum* vegetatie is het aan te raden grotere oppervlakten te transplanteren; anders loopt men het risico dat een groot deel van de bultvormende mossen wordt overgroeid. Indien mogelijk kan de waterstand na introductie iets worden verlaagd om het competitief voordeel van de bultvormende soorten te verhogen.

Een hoge CO<sub>2</sub>-concentratie in de waterlaag stimuleert in de latere successiestadia de veenmosproductie, en daarmee de hoeveelheid atmosferisch stikstof dat in veenmos wordt opgenomen en in veen vastgelegd. Door via een verhoging van de veenmosproductie de hoeveelheid atmosferisch stikstof dat ter beschikking komt van vaatplanten te verminderen, kan een hoge CO<sub>2</sub>-concentratie in de waterlaag de negatieve effecten van stikstofdepositie op hoogveenvegetatie verminderen.



## 4 Plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat met introductie van hoogveenvormende veenmossen

Hilde Tomassen, Sake van der Schaaf, Gert-Jan van Duinen & Fons Smolders

### 4.1 Achtergrond

In het kader van herstelbeheer in hoogveenrestanten zijn grote oppervlakten zwartveen geïnundeerd. Op geïnundeerd zwartveen komt veenmosontwikkeling echter slecht tot niet op gang. Uit onderzoek in de eerste fase van OBN-Hoogvenen blijkt dat gebrek aan kooldioxide (CO<sub>2</sub>) en licht een belangrijke rol kan spelen bij de slechte groei van Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) onder water. Alleen in water met slechts een geringe humuszuurkleuring kan Waterveenmos onder water groeien en dan nog slechts wanneer de CO<sub>2</sub>-nalevering uit het geïnundeerde veen voldoende is (Smolders et al., 2003). Wat de fauna betreft, is tijdens de eerste onderzoeksfase van OBN-Hoogvenen gebleken dat tot nu toe een zeer beperkt aantal karakteristieke macrofaunasoorten zich in de gecreëerde wateren gevestigd heeft en dat de soortensamenstelling in de verschillende wateren die door inundatie zijn gecreëerd overwegend hetzelfde is. Veel watermacrofaunasoorten die karakteristiek zijn voor hoogvenen zijn tot nu toe alleen aangetroffen in veenputten en greppels die al lange tijd bestaan en waar geen grootschalige, plotselinge veranderingen hebben plaatsgevonden. Veel karakteristieke soorten komen met name voor in tijdelijke, vaak kleine wateren.

Uit laboratoriumexperimenten in de eerste fase van het OBN-hoogveenonderzoek is gebleken dat hoogveenvormende veenmossen uitstekend gedijen op plas-dras vernat zwartveen (waterpeil rond maaiveld). Dat bij de plas-dras vernatting van zwartveen veenmossoorten zich over het algemeen goed kunnen uitbreiden, voornamelijk sleutelsoorten als *S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum*, komt doordat bij plas-dras vernatting de veenmossen kooldioxide uit de atmosfeer kunnen opnemen. Weliswaar bereiken de veenmossen hierbij aanvankelijk niet een zodanig sterke groei als het geval is wanneer ze ook bentisch CO<sub>2</sub> (kooldioxide dat wordt nageleverd uit de waterbodem) kunnen opnemen. De resultaten van het laboratoriumexperiment laten echter zien dat de veenmossen zich goed kunnen uitbreiden en dat na verloop van tijd zelfs een begin van bultvorming optreedt. Pollen van Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) kunnen de bultvorming ondersteunen en bieden daarnaast bescherming in droge perioden (Sliva & Pfadenhauer, 1999). Aangezien op zwartveen de hoogveenvormende veenmossoorten veelal afwezig zijn, zal het bijna altijd nodig zijn om deze soorten te introduceren.

Door plas-dras vernatting zullen kleine, tijdelijke plassen gecreëerd worden. Aangezien veel karakteristieke watermacrofaunasoorten voorkomen in kleine, tijdelijke wateren, levert plas-dras vernatting potentieel een geschikte leefomgeving op voor een relatief groot aantal karakteristieke macrofaunasoorten. Voor de bodembewonende fauna (spinnen, loopkevers, sprinkhanen, mieren) levert plas-dras vernatting een permanent vochtige, veenmosrijke leefomgeving op. Wanneer naast plassen en drassige veen(mos)bodem hogere veenmosbulten en/of pollen aanwezig zijn, die nooit onder water komen, kan de bodembewonende fauna zich op droge plaatsen terugtrekken gedurende het natte seizoen. Daarmee is aan een belangrijke voorwaarde voldaan voor het kunnen voorkomen van karakteristieke bewoners van bulten-en-slenken in intacte hoogvenen.

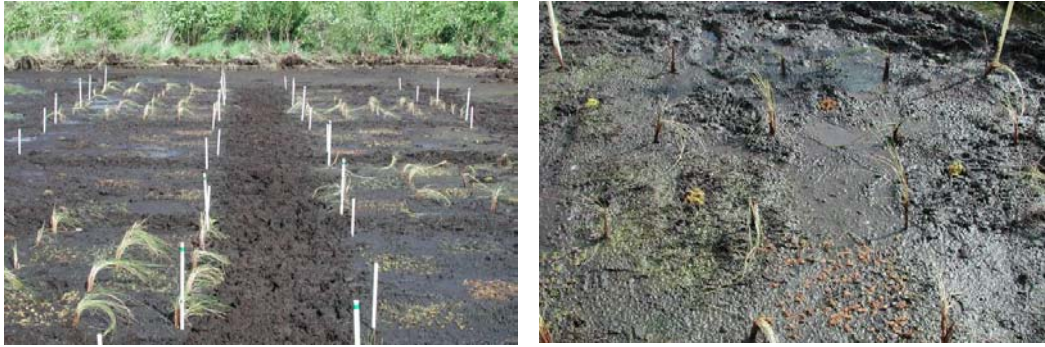
Plas-dras vernatting van zwartveen lijkt dus goede kansen te bieden voor het herstel van een veenvormende vegetatie en karakteristieke fauna. In zwartveenrestanten is de fluctuatie van de waterspiegel echter vaak te groot. In de zomer zakt het waterpeil te ver weg, waardoor veenmosontwikkeling meestal niet op gang komt. Als er al vestiging van veenmos plaatsvindt, komt de ontwikkeling gedurende tijdelijke droogte stil te liggen. De veenmossen kunnen droogval wel tijdelijk doorstaan, maar bij langdurige en frequente verdroging stagneert de veenmosontwikkeling. Wanneer 's winters onvoldoende waterafvoer mogelijk is, kan te diepe inundatie plaatsvinden, wat ongunstig kan zijn voor veenmossen en vooral voor bodemfauna. Een geringe fluctuatie van de waterstand rond het maaiveld lijkt dus een belangrijke randvoorwaarde voor een goede ontwikkeling van veenmossen en bodemfauna op zwartveen. Bij wijze van proef heeft Staatsbosbeheer in het Bargerveen (Schoonebeekerveld) en de Engbertsdijksvenen maatregelen uitgevoerd waarbij enkele compartimenten jaarrond plas-dras vernat worden, totdat de ontwikkeling zover gevorderd is dat de veenmoslaag 's zomers voldoende water kan vasthouden. Om het waterpeil gedurende de zomer in het maaiveld te houden, wordt tijdens droge perioden in de proefcompartimenten water ingelaten vanuit nabijgelegen compartimenten met dezelfde waterkwaliteit en een relatief stabiel hoog waterpeil. Om vast te stellen of deze hydrologische maatregelen en de introductie van bultvormende veenmossen daadwerkelijk leiden tot de gewenste ontwikkeling van vegetatie en fauna, worden de proeven uitvoerig gevolgd.

## 4.2 Uitvoering proefmonitoring

In mei 2004 zijn de financiële middelen voor dit deelonderzoek verkregen via OBN-proefmonitoring van de Directie Kennis van LNV. In het Bargerveen en de Engbertsdijksvenen werd het effect van plas-dras vernatting van zwartveen experimenteel onderzocht.

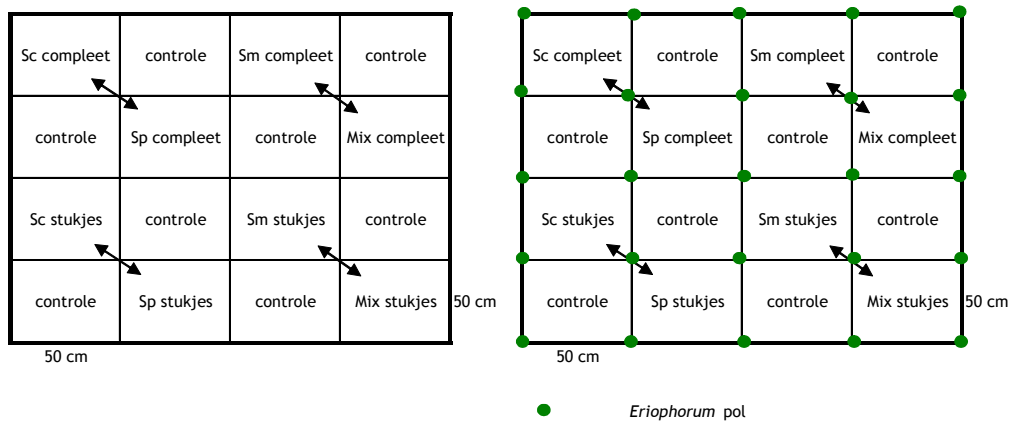
### **Bargerveen**

In het najaar van 2004, na afloop van het broedseizoen, is in het Bargerveen (Schoonebeekerveld; vak 1063) de onderzoekslocatie ( $\pm 25 \times 100$  m) geplagd om de verruigde vegetatie (voornamelijk Pitrus, Berk en Pijpenstrootje) te verwijderen en het oppervlak te egaliseren. Vanwege te hoge waterstanden (zie Figuur 4.6) is eind mei 2005 pas het experiment gestart. De inrichting is uitgevoerd volgens het werkplan.



Figuur 4.1: Overzichtsfoto van het plas-dras experiment (links) en een detailfoto van een Eriophorum-plot (rechts) in het Bargerveen (mei 2005).

In mei 2005 werden 12 proefvlakken (2 x 2 m) ingericht (Figuur 4.1) op de geplagde locatie in het Schoonebeekerveld (266.734 - 521.292). Ieder proefvlak werd onderverdeeld in 16 subproefvlakken van 0,5 bij 0,5 meter (Figuur 4.2). *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* werden verzameld in het Meerstalblok en *S. cuspidatum* en *Eriophorum vaginatum* nabij de plas-dras locatie. *E. vaginatum* werd verkregen door grote pollen te scheuren in kleine pollen van ongeveer gelijke grootte. Bij 6 proefvlakken werd op de hoekpunten van de subvlakken een kleine pol Eenarig wollegras ( $5,12 \pm 0,66$  g drooggewicht;  $n = 8$ ) geplant. In ieder proefvlak werd in 8 van de subvlakken *Sphagnum* geïntroduceerd. De andere 8 vlakken waren controlevlakken. De verdeling van de proefvlakken werd gewisseld (Figuur 4.2) om de invloed van randeffecten te beperken. Per subplotje werden 39 *Sphagnum*-planten van 10 cm lengte geïntroduceerd (*S. cuspidatum*  $2,14 \pm 0,13$  gram ( $n = 5$ ), *S. papillosum*  $3,08 \pm 0,27$  gram ( $n = 5$ ) & *S. magellanicum*  $3,27 \pm 0,43$  gram drooggewicht ( $n = 5$ )). De drie veenmossoorten werden ieder apart geïntroduceerd en in een gemengde behandeling waarbij 13 planten van iedere soort werden geïntroduceerd.



Figuur 4.2: Overzicht van de opzet van het plas-dras experiment in het Bargerveen (Schoonebeekerveld). Twaalf proefvlakken (2 x 2 m) werden ieder opgedeeld in 16 subproefvlakken (0,5 x 0,5 m). In 6 van de proefvlakken werd *Eriophorum vaginatum* (rechts) geplant (25 pollen) als bescherming. De indeling van de helft van de proefvlakken is zoals hierboven aangegeven. Bij andere helft van de proefvlakken werd de indeling van de subproefvlakken gewisseld zoals aangegeven met de pijlen. *Sphagnum* (Sc = *S. cuspidatum*, Sm = *S. magellanicum* & Sp = *S. papillosum*) werd compleet en in stukjes van 1 cm lengte geïntroduceerd. Bij de mixbehandeling werden de drie *Sphagnum*-soorten in gelijke verhouding gemengd.

Fluctuaties van de waterstand in het proefcompartiment werden gevolgd met behulp van peilbuizen met Divers<sup>®</sup>. In het proefcompartiment werd omstreeks de start van de proef twee Divers<sup>®</sup> geïnstalleerd, één in een peilbuis met filter in het veen en één in een peilbuis met filter in de zandondergrond direct onder het veen. Beide werden verankerd in de zandondergrond. Daarmee werd tegengegaan dat de referentiepunten van beide buizen ten opzichte van elkaar zouden bewegen. Nabij het proefcompartiment werd bovendien een registrerende regenmeter geïnstalleerd. De metingen in het Schoonebeekerveld werden 15 februari 2005 gestart.

De belangrijkste doelstellingen hierbij waren:

- het volgen van de grondwaterstand om te kunnen vaststellen, in hoeverre de plas-dras situatie gedurende de proefperiode werd benaderd
- controleren of eventueel als gevolg van de instelling van het peil ongewenste kwel uit omliggende compartimenten zou optreden.

De ontwikkeling van de vegetatie en de oppervlakte- en veenwaterchemie in de verschillende proefvakken werden gevolgd. Veenwater uit de toplaag van het zwartveen (0-10 cm) werd bemonsterd met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars (n = 12). De concentraties van de belangrijkste nutriënten (o.a. stikstof, fosfor, koolstof en kalium) in het oppervlakte- en veenwater werden bepaald en de chemische eigenschappen van het zwartveen (potentiële kooldioxide- en methaanproductie en chemische samenstelling) werd bepaald.

### **Engbertsdijksvenen**

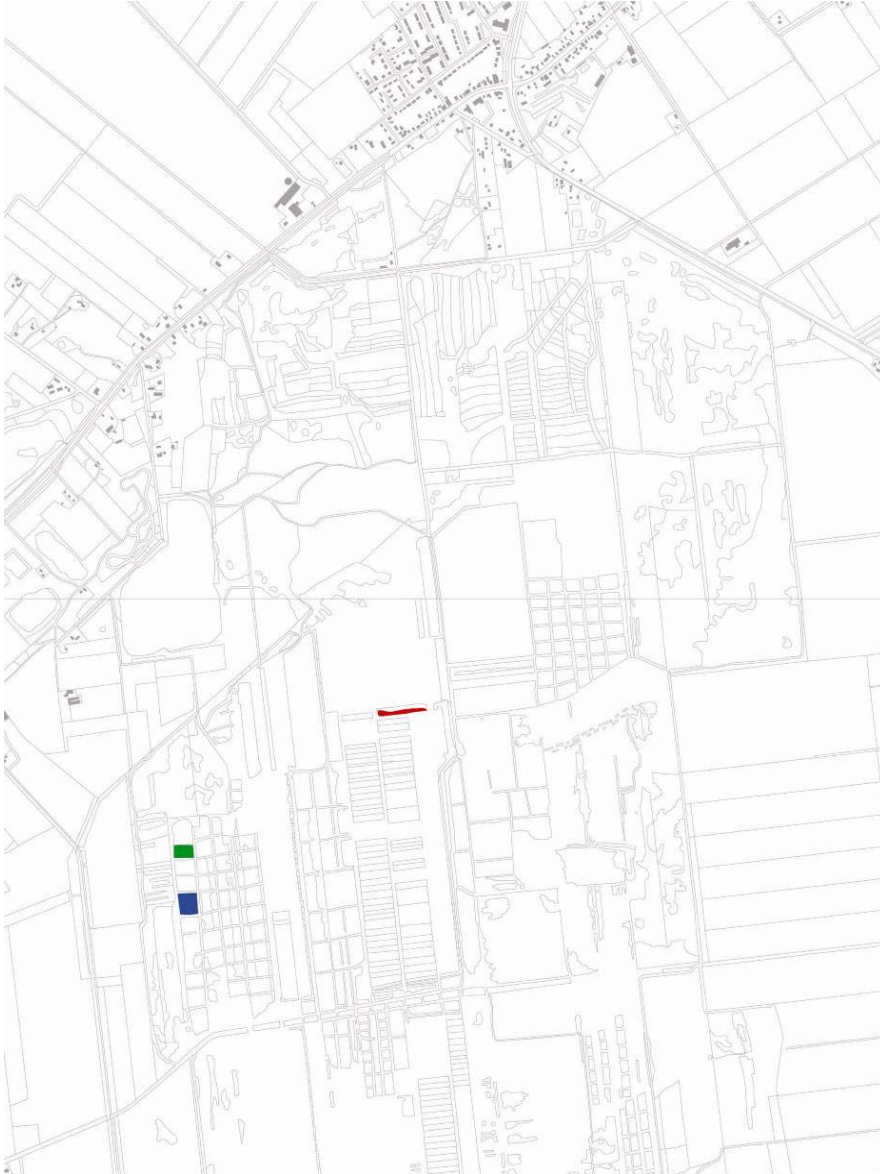
In de Engbertsdijksvenen werd een geïnundeerd compartiment aan de westrand van het natuurreservaat geselecteerd (241.153 - 499.040; met blauw aangegeven in Figuur 4.3). Met behulp van een potentiaalsonde is tevoren nagegaan waar langs deze gebiedsrand kwel en wegzijging optrad. Het compartiment ligt in de wegzijgingszone. Daar werd in augustus 2004 een afvoersysteem aangelegd om het peil tot het gewenste niveau te kunnen verlagen. Bij watertekorten kan uit aangrenzende compartimenten water worden ingelaten. Volgens informatie van Staatsbosbeheer hebben de compartimenten permanent open water, zodat een redelijke zekerheid bestaat dat de plas-dras situatie in het geselecteerde compartiment te handhaven is.

Omdat niet op voorhand duidelijk was of na de noodzakelijke peilverlaging met ongeveer 25 cm, waarbij het centrale deel van het compartiment juist droogvalt, permanent wegzijging zal optreden, werd een set Divers<sup>®</sup> geïnstalleerd voor het volgen van de stijghoogte, respectievelijk waterstand onder en boven het restveen. Beide peilbuizen zijn verankerd in de zandondergrond, waarmee werd tegengegaan dat de referentiepunten van beide buizen ten opzichte van elkaar zouden bewegen. Voor de neerslaghoeveelheden werd aanvankelijk gebruik gemaakt van de registrerende regenmeter in het Wierdense Veld op circa 6 km afstand. In maart 2006 is die regenmeter verplaatst naar een positie op circa 200 m van de proef omdat toen het meetnet in het Wierdense Veld is opgeheven. Het begin van de hydrologische metingen in de Engbertsdijksvenen was op 2 september 2004.

Het afvoersysteem bleek onvoldoende water af te kunnen laten voor een peilverlaging van ongeveer 25 cm (zie Figuur 4.8). De dammen tussen de compartimenten bleken bij hoge waterstanden onvoldoende waterkerend, waardoor een te groot gebied ontwaterd werd. Vanwege nog te hoge waterstanden in het vroege voorjaar kon begin juni 2005 het experiment pas



ingericht worden. Op dat moment was het compartiment nog niet plas-dras vernat en was er nog een dikke laag (20 cm) van veenmodder en Vensikkelmos (*Drepanocladus fluitans*) aanwezig. Het experiment werd daarom in beperkte vorm ingezet (twijfels over slagingskans). Daarnaast werd een extra introductie-experiment gestart in een nabij gelegen compartiment waarbij uit metingen met de potentiaalsonde blijkt dat er kwel optrad (in groen aangegeven in Figuur 4.3). De vegetatie op deze locatie werd gedomineerd door *S. cuspidatum* en Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*).



*Figuur 4.3: Kaart van de Engbertsdijkswateren waarop de locaties van de experimenten zijn aangegeven. Het plas-dras experiment is weergegeven in blauw, het extra Sphagnum introductie-experiment (zie tekst) in groen en het uitgebreide Sphagnum introductie-experiment (hoofdstuk 7) in rood.*

In het plas-dras gebied werden 20 proefvlakken (0,5 x 0,5 m) ingericht op het hoogst gelegen deel in het centrum van het compartiment (Figuur 4.4). In de proefvlakken werd *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* geïntroduceerd in een dichtheid van 160 planten per m<sup>2</sup>. Het *Sphagnum* werd verzameld in de oude veenkern van de Engbertsdijkswateren. *Sphagnum* werd

geïntroduceerd als complete planten van 10 cm lengte en geknipt in stukjes van 1 cm lengte. Per plotje werden 40 *Sphagnum*-planten geïntroduceerd (*S. papillosum*  $2,93 \pm 0,16$  gram ( $n = 5$ ) & *S. magellanicum*  $1,96 \pm 0,17$  gram drooggewicht ( $n = 5$ )). Iedere behandeling werd in viervoud uitgevoerd, inclusief controles. Tweemaandelijks werd tijdens het groeiseizoen de oppervlakte- en veenwaterchemie gevolgd. Veenwater werd verzameld met behulp van ceramische cups ( $n = 4$ ). In november 2005, 5 maanden na de start van het experiment, werd de vegetatie uitvoerig beschreven (aantal *Sphagnum*-kopjes en spontane vegetatieontwikkeling).

In een nabijgelegen kwelcompartiment, gedomineerd door *S. cuspidatum* en Veenpluis werd een vergelijkbare introductie ingezet. De introductie van *S. magellanicum* en *S. papillosum* werd uitgevoerd zoals hierboven beschreven. Tweemaandelijks werden tijdens het groeiseizoen oppervlaktewatermonsters verzameld. In november 2005, 5 maanden na de start van het experiment, werd de vegetatie uitvoerig beschreven (aantal *S. magellanicum* en *S. papillosum* kopjes en bedekking door Veenpluis).



Figuur 4.4: Overzicht van de plas-dras locatie (links) en de inrichting van het experiment (rechts) in de Engbertsdijksvenen in juni 2005. Vanwege het te hoge waterpeil kon het experiment niet ingezet worden zoals gepland.

### Fauna

Nadat de plas-dras-situatie in de proefcompartimenten is gecreëerd, zal enige tijd verstrijken voordat diersoorten zich vestigen. Deze tijdsduur is mede afhankelijk van de vegetatieontwikkeling, met name voor de fauna die op de bodem en in de vegetatie leeft. Naar verwachting zal de watermacrofauna die kenmerkend is voor tijdelijke wateren sneller de nieuw ontstane situaties kunnen bevolken. Daarom wordt op beide proeflocaties de watermacrofauna bemonsterd vanaf een jaar na de start van het experiment. In mei 2006 is de eerste bemonstering van watermacrofauna uitgevoerd in de proefcompartimenten in de Engbertsdijksvenen en het Bargerveen. Voor de afronding van deze rapportage zijn de verzamelde waterkevers gedetermineerd. Voor de monitoring van de terrestrische fauna is het nuttig de faunasamenstelling vast te stellen na verloop van tenminste twee of drie jaren, afhankelijk van de snelheid van de vegetatieontwikkeling.

Om de ontwikkeling van de aquatische en terrestrische fauna op de proeflocaties te kunnen beoordelen, is het noodzakelijk een verwachting op te stellen voor de faunasamenstelling. Daarom zijn in het kader van deze eerste twee jaren van de proefmonitoring referentiegegevens verzameld door van vier terreindelen die al lange tijd plas-dras zijn de faunasamenstelling vast te stellen. Om deze referentiegegevens te verzamelen is van half april tot en met half november 2005 op de volgende locaties bodemactieve fauna bemonsterd met behulp van vijf potvallen per locatie (Figuur 4.5):

- Fochteloërveen 1: natte heide met hoogveenbulten en pollen van Eenarig wollegras, vernat eind '90-er jaren
- Fochteloërveen 2: plas-dras zone met submers en emers Waterveenmos, gedomineerd door pollen van Eenarig wollegras en Pijpenstrootje, vernat eind '90-er jaren
- Haaksbergerveen 1: drijftil met goede ontwikkeling van hoogveenbulten en natte oeverzone, vernat rond 1980
- Haaksbergerveen 2: plas-dras zone met submers en emers Waterveenmos, gedomineerd door pollen van Eenarig wollegras, vernat in 1992

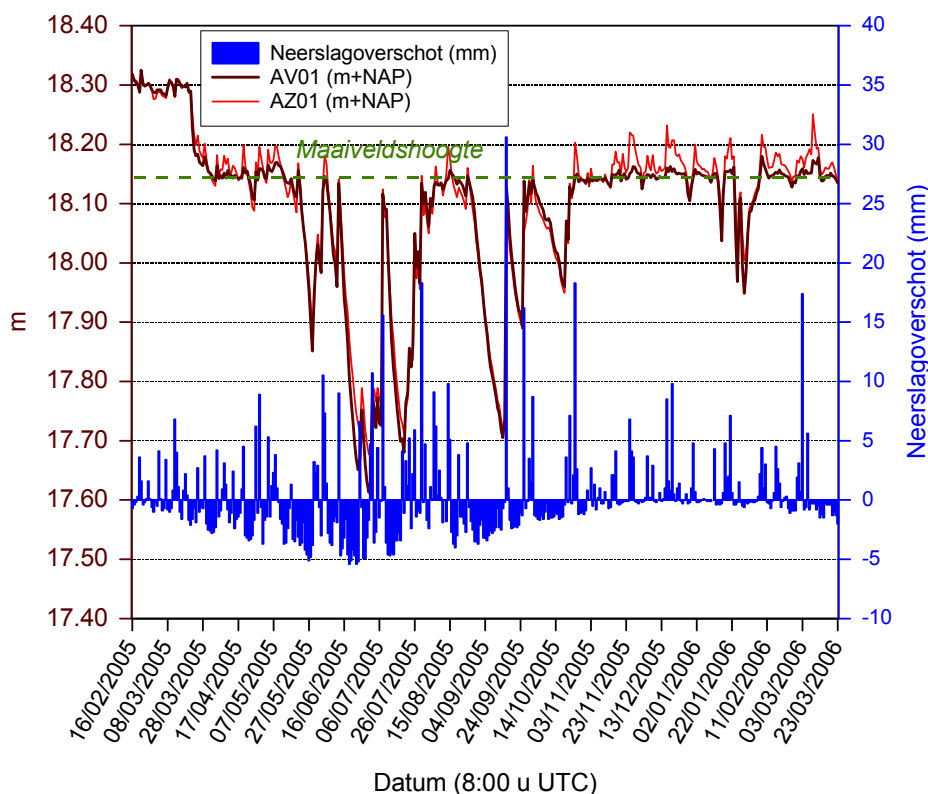


*Figuur 4.5: Overzicht en detailopnamen van onderzoekslocaties voor het verzamelen van referentiegegevens voor fauna in plas-dras situaties. Van boven naar beneden: Fochteloërveen 1 en 2 en Haaksbergerveen 1 en 2.*

## 4.3 Resultaten en discussie

### Bargerveen

Het verloop in de tijd van de stijghoogten in veen en zandondergrond en het neerslagoverschot is weergegeven in Figuur 4.6. Het neerslagoverschot is bepaald als het verschil tussen ter plaatse gevallen neerslag met het KNMI-station Schoonebeek als controle en de referentieverdamping van het KNMI-station Hoogeveen. De grafiek is gebaseerd op 24 uur waarden, geregistreerd om 8:00 uur UTC. In het Schoonebeekerveld was een NAP-hoogte beschikbaar die kon worden afgelezen van een dichtbij gelegen peilschaal van Staatsbosbeheer.



Figuur 4.6: Verloop van neerslagoverschot en stijghoogten in de zandondergrond (AZ01) en het veen (AV01) in het plas-dras proefvak in het Schoonebeekerveld.

De stijghoogte in het zand volgt de waterstand in het veen vrij goed, zij het dat de stijghoogte in het zand hier gemiddeld iets hoger lijkt te zijn. Bij berekening blijkt dit inderdaad het geval. Het gemiddelde verschil bedraagt bijna 11 mm, zodat hier sprake is van een zeer geringe kwel. Deze wordt vrijwel zeker veroorzaakt door het feit dat de waterstand in het proefvak ten opzichte van zijn omgeving met ongeveer 15 cm is verlaagd. De verlaging die omstreeks half maart 2005 is uitgevoerd is goed zichtbaar in Figuur 4.6 en het betreffende deel van de grafiek lijkt te bevestigen dat de verlaging iets meer ten koste van de waterstand in het veen dan van de stijghoogte in de zandondergrond is gegaan.

Omdat direct naast het proefvak de verticale weerstand van de veenlaag is bepaald op circa 3000 dagen (meetpunt AK01; Figuur 9.14), is de gemiddelde kwel in de orde van grootte van ruim 1.3 mm per jaar, zodat voor de duur

van de proef niet hoeft te worden gevreesd, dat eventueel kwelwater de wortelzone zal bereiken.

De fluctuatie van de waterstand is wat groter dan bij de proef in de Engbertsdijksvelden (zie volgende paragraaf). Inundatie treedt echter nauwelijks op en meestal staat het vak inderdaad plas-dras. Wel zakt in de zomer van 2005 de waterstand in het veen af en toe weg tot ongeveer 45 cm beneden maaiveld. Als gevolg van de geringe bergingscoëfficiënt in het veen is relatief weinig neerslag nodig om de waterstand weer aan maaiveld te brengen. De gemiddelde bergingscoëfficiënt bij waterstanden onder maaiveld is op basis van de stijging van de waterstand na neerslag (buien van 5 mm of meer) berekend op circa  $0.08 \pm 0.015$  (5% tweezijdig betrouwbaarheidsinterval), wat voor veen laag is. Er is geen duidelijke relatie met de waterdiepte gevonden. Het zal dan ook lastig zijn, de waterstand in de buurt van het maaiveld te handhaven in langere droge zomerperioden. Het inlaten van water uit een nabijgelegen voorraadcompartiment is dan noodzakelijk.

Direct na de introductie van het *Sphagnum* (eind mei 2005) volgde een relatief droge juni maand (Figuur 4.6). Het waterpeil in het zwartveen is hierdoor relatief ver gedaald (25 cm onder maaiveld). De maanden juli en augustus waren vrij nat zodat aan het einde van de zomer op een deel van de proefvlakken ongeveer 5 cm water stond. De verdeling van de behandelingen over de proefvlakken was willekeurig bepaald en de natte proefvlakken blijken gelijk over de behandelingen verdeeld te zijn (3 PQ's zonder *Eriophorum* en 3 PQ's met *Eriophorum*). Uit introductie-experimenten in Canada blijkt dat bij ondiepe inundatie het vochtgehalte van het veen en de duur en intensiteit van overstroming de groei van de geïntroduceerde veenmossen sterk bepaalt (Campeau et al., 2004). Het optimale hydrologische regime op kaal veen (zonder functionerende acrotelm) bestaat uit relatief hoge waterstanden in de zomer, beperkte waterstandschommelingen en beperkte inundatie in de lente en herfst (Campeau et al., 2004).

De concentraties van de belangrijkste nutriënten in het geïntroduceerde veenmos, Eenarig wollegras en zwartveen staan gegeven in Tabel 4.1. *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* waren verzameld in het Meerstalblok en *S. cuspidatum* en *E. vaginatum* nabij de locatie van het plas-dras experiment. De concentratie P in het zwartveen op de locatie van het experiment is relatief hoog en daarmee ook de P-concentratie in *S. cuspidatum* en *E. vaginatum* (Tabel 4.1). Op basis van de N/P-ratio blijkt de groei van *S. cuspidatum* en *E. vaginatum* door stikstof gelimiteerd te worden (N/P-ratio < 14; Koerselman & Meuleman, 1996) en de groei van *S. magellanicum* en *S. papillosum* in het Meerstalblok door fosfor (N/P-ratio > 16). Als gevolg van de hoge atmosferische stikstofdepositie wordt in Nederlandse hoogvenen de productie grotendeels gelimiteerd door fosfor (Aerts et al., 1992), op de plas-dras locatie is de fosfaatbeschikbaarheid echter zo groot dat stikstof nog de groei limiteert. Het zwartveen heeft een lage kaliumconcentratie en de groei van *S. cuspidatum* ter plekke wordt co-gelimiteerd door kalium (N/K-ratio > 1.4; Hoosbeek et al., 2002).

De hoge P-beschikbaarheid in het veen resulteert in hoge fosfaatconcentraties in de waterlaag (Tabel 4.2). Op de geplagde locatie blijkt de hoge fosfaatbeschikbaarheid door de uitgebreide vestiging van Pitrus (*Juncus effusus*), Veenpluis, Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Knolrus (*Juncus bulbosus*), Schapezuring (*Rumex acetosella*) en algen, ook in de proefvlakken. *E. angustifolium* is veelal afgevreten door konijnen en de plas-dras locatie wordt duidelijk bemest via konijnnuitwerpselen. De massale vestiging van Pitrus zal de effecten van *E. vaginatum* beïnvloeden, gezien het feit dat Pitrus

ook een ondersteunende functie kan hebben (Smolders et al., 2003). De hoge kooldioxideconcentraties in het veenvocht (Tabel 4.2) kunnen een gunstig effect hebben op de veenmosontwikkeling (Smolders et al., 2001).

Tabel 4.1: Chemische samenstelling van het geïntroduceerde *Sphagnum*, *Eriophorum vaginatum* en het aanwezige zwartveen bij de start van het plas-dras experiment in het Bargerveen. Ter vergelijking staat de samenstelling van het witveen dat in de veenputten is geïntroduceerd (deelproject 6) gegeven.

Locatie	Materiaal		N	P	K	N/P-ratio	N/K-ratio
			$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\text{g g}^{-1}$	$\text{g g}^{-1}$
Bargerveen Plas-dras	<i>S. cuspidatum</i>	n=5	783±29	60.9±1.1	158.8±2.9	6±0	1.8±0.0
	<i>S. papillosum</i>	n=5	923±12	17.5±0.5	77.2±3.0	24±1	4.3±0.2
	<i>S. magellanicum</i>	n=5	938±38	16.9±0.8	85.2±4.3	25±2	4.0±0.2
	<i>E. vaginatum</i>	n=5	1370±24	70.5±0.6	224.8±1.9	9±0	2.2±0.0
	Zwartveen	n=3	815±26	16.0±1.0	5.0±0.9	23±2	60.9±7.4
Bargerveen veenputten	Witveen	n=3	586±36	7.0±1.5	2.8±2.4	41±8	126.5±77.9

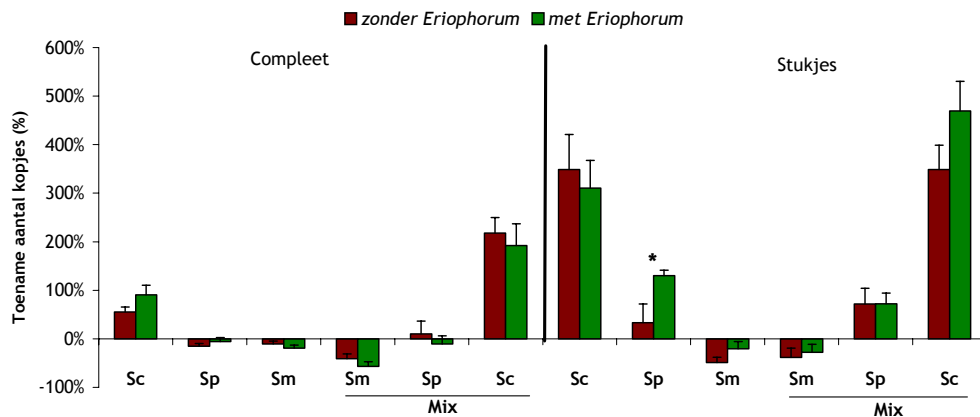
Tabel 4.2: Chemische samenstelling van het bodemvocht en oppervlaktewater van het plas-dras experiment in het Bargerveen in november 2005. De belangrijkste nutriënten verschillen niet tussen de PQ's zonder en met *Eriophorum vaginatum* ( $t$ -test  $p > 0.05$ ).

	pH	CO <sub>2</sub> $\mu\text{mol l}^{-1}$	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> $\mu\text{mol l}^{-1}$	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> $\mu\text{mol l}^{-1}$	K <sup>+</sup> $\mu\text{mol l}^{-1}$
<b>Bodemvocht:</b>					
zonder <i>Eriophorum</i> (n = 6)	3.87 ± 0.07	1466 ± 131	12.7 ± 2.6	4.5 ± 1.3	15.9 ± 7.2
met <i>Eriophorum</i> (n = 6)	3.91 ± 0.10	927 ± 37	20.8 ± 5.3	2.4 ± 0.5	21.2 ± 11.3
<b>Oppervlaktewater</b> (n = 1)	3.89	37	4.3	2.1	9.8

In het algemeen blijkt dat het geïntroduceerde *Sphagnum* zich redelijk heeft weten te handhaven (maximale reductie van het aantal kopjes met 50%) en soms heeft uitgebreid (Figuur 4.7). Behalve bij de introductie van *S. papillosum* in stukjes verschilt het aantal kopjes tussen de proefvlakken met en zonder *E. vaginatum* niet. De introductiemethode heeft wel een sterke invloed op de ontwikkeling van het geïntroduceerde *Sphagnum* ( $p < 0.001$ ; 2-weg ANOVA). De introductie van stukjes *Sphagnum* resulteert in een sterkere toename van het aantal *Sphagnum*-kopjes (Figuur 4.7). Bij de introductie van stukjes heeft *S. papillosum* zich sterker uitgebreid dan *S. magellanicum*, bij de introductie van complete planten is dit verschil minder groot.

De sterke toename van het aantal *S. cuspidatum* kopjes moet met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden aangezien op de experimentele locatie spontane ontwikkeling van *S. cuspidatum* waargenomen werd. In november 2005 was ongeveer 70% van de geplagde locatie ondiep (< 10 cm) tot diep (> 10 cm) geïnundeerd. De diepe delen werden voor ongeveer 30% bedekt door submers *S. cuspidatum*. De groeivorm van het *S. cuspidatum* was zeer ijl vanwege de lage kooldioxideconcentratie in de waterlaag (Tabel 4.2). Kooldioxideconcentraties in de waterlaag moeten relatief hoog zijn ( $\geq 500 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) om submerse groei van veenmossen mogelijk te maken (Paffen & Roelofs, 1991). De ondiep geïnundeerde delen werden voor ongeveer 80% bedekt met *S. cuspidatum*. Doordat de proefvlakken gedeeltelijk geïnundeerd waren, is een deel van het geïntroduceerde *Sphagnum* weggespoeld. Het aantal kopjes in de proefvlakken wordt daardoor onderschat. Op de gehele

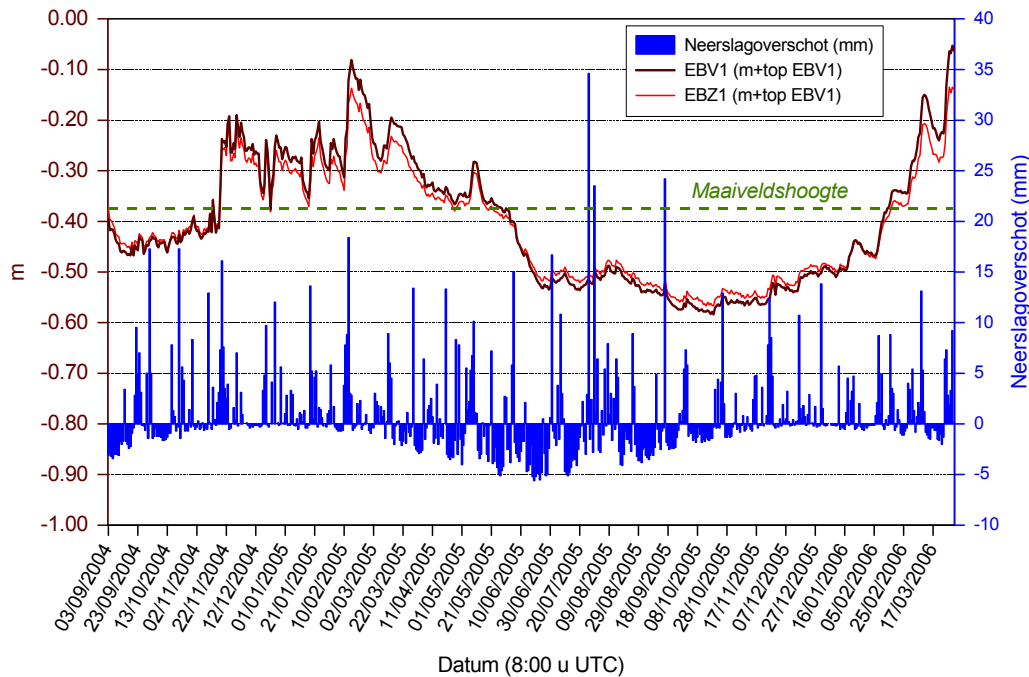
onderzoekslocatie werden, in november 2005, op de drogere delen kopjes van *S. magellanicum* en *S. papillosum* waargenomen.



Figuur 4.7: Toename van het aantal geïntroduceerde kopjes van *S. cuspidatum* (Sc), *S. papillosum* (Sp) en *S. magellanicum* (Sm) en een mix van deze drie soorten in het plas-dras experiment in het Bargerveen. Sphagnum werd geïntroduceerd als complete planten van 10 cm en als stukjes van 1 cm grootte. Vegetatieopname van november 2005 (5 maanden na de start van het experiment). Een toename van 0% betekent dat alle geïntroduceerde kopjes nog aanwezig waren. Significantie: \*  $p < 0.05$  (t-test).

Half april 2006, één jaar na het inzetten van het experiment, werden op de onderzoekslocatie diverse karakteristieke soorten waterkevers aangetroffen: *Enochrus affinis*, *Hydroporus obscurus*, *Hydroporus pubescens*, *Hydroporus tristis* en *Hydroporus umbrosus*. Geen van deze soorten bleek uit het onderzoek in de eerste fase beperkt te zijn tot relict-wateren. Tussen het veenmos werden veel larven van Langpootmuggen (Tipulidae) waargenomen, terwijl in het meer open en half-open water larven en poppen van Steekmuggen (Culicidae) voorkwamen. Grotere waterkeverlarven, de waterkever *Berosus signaticollis* en duikerwantsen werden vooral aangetroffen tussen het wat ijlere Waterveenmos, waar zowel prooidieren (algenetende dansmuglarven en microfauna) zijn als ruimte om te zwemmen. Kleinere kevers van de genera *Hydroporus* en *Enochrus* en keverlarven van de Hydroporinae bevonden zich vooral langs de rand van het geplagde vak en vrijwel niet tussen het ijle veenmos in het geplagde vak. Dit heeft vermoedelijk te maken met de beschikbaarheid van prooidieren aan de rand, waar afbrekend dood bladmateriaal voeding biedt aan detritivoren, die vervolgens door predatoren zoals de kleine waterroofkevers worden gegeten.

Het zwartveen dat door het plaggen is blootgelegd en het groeiende Waterveenmos bieden detritivoren daarentegen geen voedsel. Alleen algeneters kunnen hier voedsel vinden. Het op grote schaal creëren van zwartveenvlakten als uitgangssituatie voor veenmosgroei is vanuit dit oogpunt dus niet aan te bevelen. Kleinere vlakken in een mozaïekpatroon bieden voor de fauna een gunstiger situatie en dat geldt wellicht ook voor de veenmosontwikkeling, omdat windwerking en het wegdrijven van veenmossen beperkt worden en afbraak van dood bladmateriaal voor een hogere beschikbaarheid van kooldioxide kan zorgen.



Figuur 4.8: Verloop van neerslagoverschot en stijghoogten in de zandondergrond (EBZ1) en het veen (EBV1) in het plas-dras proefvak in de Engbertsdijksvenen.

### Engbertsdijksvenen

Het verloop in de tijd van de stijghoogten in veen en zandondergrond en het neerslagoverschot is weergegeven in Figuur 4.8. Het getoonde neerslagoverschot is het verschil tussen gemeten neerslag en de referentieverdamping van het KNMI-station Twenthe. De grafiek is gebaseerd op 24 uur waarden, geregistreerd om 8:00 uur UTC. Voor zeven data rondom de jaarwisseling 2004/2005 waarop de regenmeter niet goed werkte, is gebruik gemaakt van regencijfers van het KNMI-station Almelo. In de figuur zijn dezelfde schalen aangehouden als in Figuur 4.6, met dien verstande dat in de Engbertsdijksvenen geen NAP-hoogte beschikbaar was.

De grafiek toont een vrij grote fluctuatie in de waterstand die voor een belangrijk deel is veroorzaakt doordat de gelegde afvoerbuis af en toe gedeeltelijk verstopt raakte en soms doordat aan de benedenstroomse zijde de waterstand zo hoog werd, dat de afvoer geen gelijke tred hield met de aanvoer. Het compartiment was wel rondom afgesloten voor aanvoer van oppervlaktewater. De hoge pieken bij al geïnundeerd zwartveen doen echter het vermoeden rijzen dat de zaak toch niet zo waterdicht is als alles er op het eerste gezicht uitziet. Vermoedelijk treedt toch af en toe overloop op uit een of meer aangrenzende compartimenten. Het verdient daarom wellicht aanbeveling, een tweede afvoerbuis te leggen.

De piek in maart 2006, rechts in de grafiek was van korte duur. 14 dagen later was de waterstand alweer vrijwel gelijk aan maaiveld. Dit laatste stukje van de tijdstijghoogtelijnen is niet opgenomen omdat de verdampingscijfers van Twenthe op het moment van schrijven van dit rapport nog niet beschikbaar waren.

De waterstand in het veen is in de zomer van 2005 niet dieper weggezakt dan 20 cm onder maaiveld. De stijghoogte in de zandondergrond is bij hoge waterstanden lager en bij lage waterstanden hoger dan die in het veen.



Gemiddeld over de volle meetperiode stond de peilbuis in de zandondergrond bijna 6 mm lager dan die in het veen, zodat sprake was van een nagenoeg verwaarloosbare wegzijging en in elk geval geen netto kwel. Als gevolg van de af en toe gestoorde afvoer was het niet mogelijk een bergingscoëfficiënt van het restveen in te schatten.

De introductie van *Sphagnum* bij het plas-dras experiment is niet, zoals eerder beschreven, volgens het werkplan ingezet vanwege de te hoge waterstanden aan het einde van het voorjaar (Figuur 4.8). Daarnaast is in een nabijgelegen compartiment waar toestroom van kwelwater is, een extra introductie-experiment ingezet. Op basis van de nutriëntenconcentraties van het geïntroduceerde veenmos (Tabel 4.3) blijkt dat de groei van zowel *S. papillosum* als *S. magellanicum* in de hoogveenkernel van de Engbertsdijksvenen door fosfor (N/P-ratio > 16; Koerselman & Meuleman, 1996) wordt gelimiteerd.

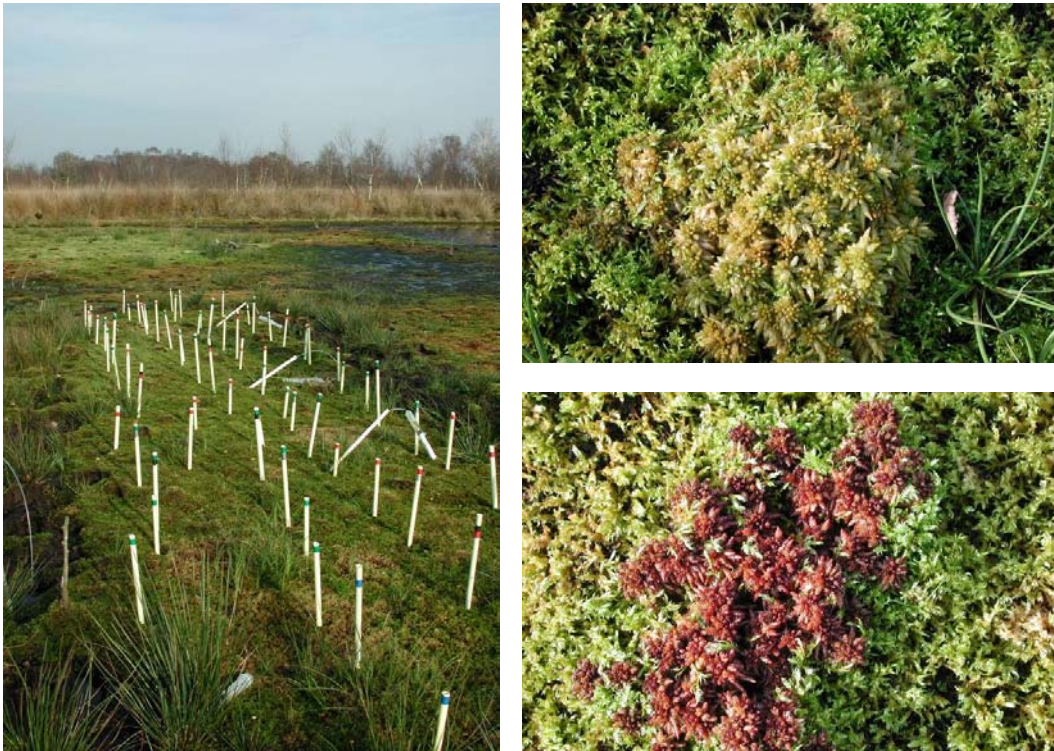
Op basis van de ammonium- en fosfaatconcentraties in het veenvocht blijkt dat de plas-dras locatie relatief nutriëntenrijk is (Tabel 4.4). Uit de vegetatieopname van november 2005 blijkt dat de proefvlakken voor bijna 100% bedekt worden met Vensikkelmos. Daarnaast vestigen Pitrus, Veenpluis en *S. cuspidatum* zich in de proefvlakken (Figuur 4.9). De ontwikkeling van het geïntroduceerde veenmos verloopt zeer goed (Figuur 4.9 & Figuur 4.10). De vraag is of de ontwikkeling van de veenmossen op de langere termijn in gevaar komt door de concurrentie met snelgroeiende vaatplanten bij een hoog nutriëntenniveau.

Tabel 4.3: Nutriëntenconcentraties van het geïntroduceerde *S. papillosum* en *S. magellanicum* bij het plas-dras experiment en het extra introductie-experiment in de Engbertsdijksvenen, in juni 2005. Het veenmos werd verzameld in de hoogveenkernel van het gebied.

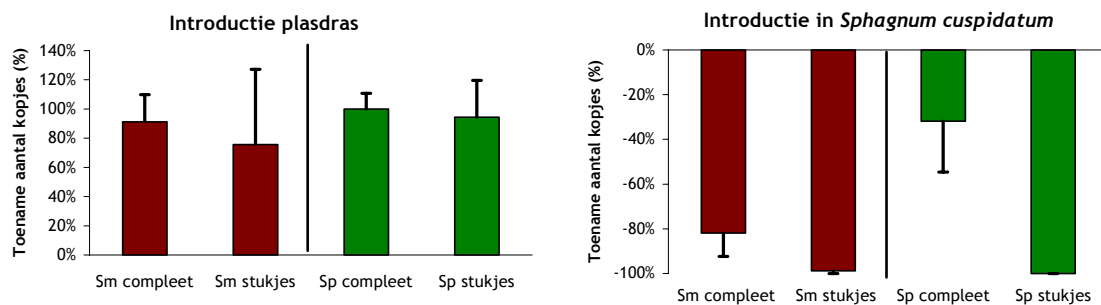
<b>Sphagnum-soort</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>N/P-ratio</b>	<b>N/K-ratio</b>
	$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\text{g g}^{-1}$	$\text{g g}^{-1}$
<i>S. papillosum</i> n=5	1098±26	23.6±1.0	140.3±11.5	21±1	2.9±0.2
<i>S. magellanicum</i> n=5	1004±30	19.6±1.3	134.2±8.4	23±1	2.7±0.1

Tabel 4.4: Chemische samenstelling van het bodemvocht en oppervlaktewater van het plas-dras experiment en het oppervlaktewater van het extra introductie-experiment in de Engbertsdijksvenen, in november 2005.

	<b>pH</b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	<b>K<sup>+</sup></b>
		$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$
<b>Plas-dras experiment</b>					
Bodemvocht (n = 4)	4.06 ± 0.04	333 ± 72	125 ± 7	2.5 ± 0.7	15 ± 1
Oppervlaktewater (n = 1)	4.04	33	23	0.4	6
<b>Extra introductie-experiment</b>					
Oppervlaktewater (n = 4)	3.38 ± 0.02	208 ± 18	12 ± 6	2.2 ± 0.2	44 ± 9



Figuur 4.9: Overzichtsfoto van het plas-dras experiment in de Engbertsdijkswateren (links). De ontwikkeling van geïntroduceerde complete planten van *S. papillosum* (rechtsboven) en van *S. magellanicum* (rechtsonder) in een vegetatie gedomineerd door Vensikkelmos (*Drepanocladus fluitans*) ziet er veelbelovend uit.



Figuur 4.10: Toename van het aantal geïntroduceerde kopjes van *S. magellanicum* (Sm) en *S. papillosum* (Sp) in het plas-dras experiment (links) en het extra introductie-experiment (rechts) in de Engbertsdijkswateren. *Sphagnum* werd geïntroduceerd als complete planten van 10 cm en als stukjes van 1 cm grootte. Vegetatieopname gemaakt in november 2005 (5 maanden na de start van het experiment). Een toename van 0% betekent dat alle geïntroduceerde kopjes nog aanwezig waren.

Het aantal geïntroduceerde kopjes van zowel *S. magellanicum* als *S. papillosum* heeft zich ongeveer verdubbeld in 5 maanden tijd. De introductiemethode heeft geen effect op de overleving en de beide soorten ontwikkelen zich vergelijkbaar (Figuur 4.10). De introductie in een nabijgelegen compartiment in een *S. cuspidatum* vegetatie is minder succesvol verlopen. De geïntroduceerde stukjes van zowel *S. magellanicum* als *S. papillosum* zijn vrijwel geheel verdwenen (Figuur 4.10). De compleet

geïntroduceerde planten zijn met 30% (*S. papillosum*) en 80% (*S. magellanicum*) afgenomen. Een verklaring hiervoor is waarschijnlijk dat de locatie te nat was voor bultbewonende soorten. Het sterk uitbreidende *S. cuspidatum* kan dan eenvoudig het, onder water geraakte, geïntroduceerde veenmos overgroeien.

In mei 2006, circa één jaar na het inzetten van het experiment, werd in het proefvak een hoge dichtheid aan watervlooien waargenomen. De afgeworpen larvenhuidjes wezen op vrij hoge dichtheden van larven van eendagsvliegen (waarschijnlijk *Leptophlebia vespertina*). De stengels van Pitrus werden gebruikt door uitsluitende libellen en waterjuffers. Adulten van waterroofkevers werden niet aangetroffen, maar wel adulten van *Helochares punctatus*, *Enochrus affinis* en *Enochrus ochropterus* en larven van het genus *Acilius*. Larven van dansmuggen waren nauwelijks aanwezig tussen het Vensikkelmos, maar wel larven van knutten en nymfen van duikerwantsen. Over het geheel genomen was de diversiteit van de watermacrofauna erg laag en ook lager dan op de proeflocatie in het Bargerveen.

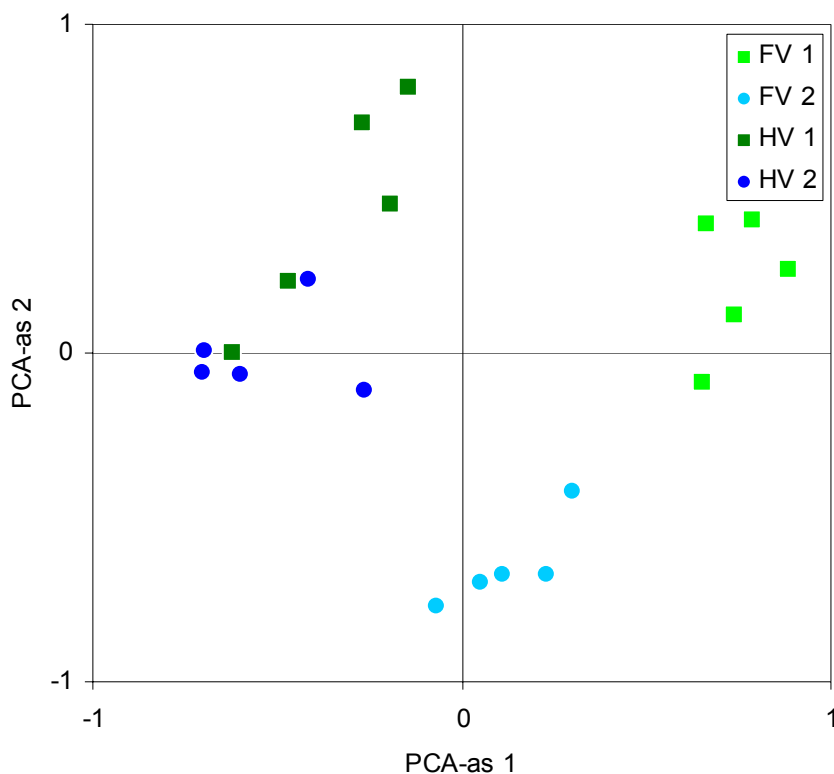
### **Fauna van plas-dras referentiesituaties**

Op de vier referentielocaties in het Fochteloërveen en Haaksbergerveen die al meer dan tien jaar plas-dras zijn, zijn totaal 7 soorten mieren, 13 loopkeversoorten en 88 spinnensoorten gevangen met de potvallen. De hoogste aantallen mieren werden gevangen op de drijftil in het Haaksbergerveen (serie HV 1), vooral op de drogere, onbeschutte veenmosbulten, waarin mieren vaak hun nest bouwen. In deze serie was de Moerassteekmier (*Myrmica scabrinodis*) verreweg dominant (Tabel 4.5). In de andere series werd deze soort weinig aangetroffen. In de natte heide (FV 1) werden de meeste soorten mieren aangetroffen en was de Gewone Steekmier (*Myrmica rubra*) het meest talrijk, maar de aantallen gevangen individuen waren veel lager dan op locatie HV 1. De voor hoogvenen karakteristieke Veenmier (*Formica transkaukasica*) is niet aangetroffen. Loopkevers werden op de beide locaties in het Haaksbergerveen nauwelijks gevangen: 9 individuen van 3 soorten. In het Fochteloërveen werden 97 loopkevers gevangen van 12 soorten. *Pterostichus* cf. *rhaeticus* was met 40 individuen het meest talrijk en werd vooral in de natte heide (FV 1) aangetroffen. Op en tussen de pollen van Eenarig wollegras en Pijpenstrootje was *Agonum gracile* dominant (15 van de 25 loopkevers in FV 2; 2 van de 2 loopkevers in HV 2). Deze soort is typisch voor hoogvenen (Turin, 2000). De overige soorten zijn vrij tot zeer algemeen en meestal vochtminnend. De voor hoogvenen karakteristieke *Agonum ericeti* is niet aangetroffen.

Bij de spinnen was de Veenmoswolfspin (*Pardosa sphagnicola*) verreweg de meest talrijke soort. Deze soort werd vooral op de beide locaties in het Haaksbergerveen aangetroffen en was daar de dominante soort (41 en 45 % van de aantallen gevangen spinnen). In de bult-slenkcomplexen van intacte Scandinavische hoogvenen is de Veenmoswolfspin een van de dominante soorten (Schikora, 2002). De meest dominante soort in intacte hoogveenkernen in Scandinavië is het Moeraskamstaartje (*Antistea elegans*). Deze soort werd alleen in het Haaksbergerveen aangetroffen (10 % van de aantallen spinnen in beide series). Het web van het Moeraskamstaartje is een klein matje tussen mos of andere lage vegetatie (Roberts, 1998). Op de beide onderzoekslocaties in het Fochteloërveen was het aandeel van open veenmosvegetatie veel kleiner dan op beide locaties in het Haaksbergerveen.

Enkele spinnensoorten die in Scandinavische hoogveenkernen veel voorkomen, werden niet of nauwelijks in het Fochteloërveen en Haaksbergerveen aangetroffen, hoewel enkele van deze soorten wel

algemeen zijn in Nederland. Dit betreft onder andere de Gewone Panterspin (*Alopecosa pulverulenta*). Vermoedelijk komt deze soort meer voor op bulten met een dichtere begroeiing van heide, gezien de voorkeur van deze soort voor een rijke kruidlaag (cf. Roberts, 1998). Spinnen reageren sterk op de variatie in vegetatiestructuur, licht en vochtigheid (Schikora, 2002). In de principale componenten analyse van de soortensamenstelling van de spinnen in de twintig potvallen komt dit ook naar voren (Figuur 4.11). In de serie Haaksbergerveen 1 is een duidelijke gradiënt gevonden van de droge en onbeschutte hoogveenbulten naar de natte slenken en drijftilrand. De soortensamenstelling in de potvallen op de nattere standplaatsen in de drijftil komen meer overeen met de soortensamenstelling in de vochtige vegetatie met pollen Eenarig Wollegras (HV 2). De vochtige heide van Fochteloërveen 1, met een hoge bedekking van heidestruiken, verschilt in spinnensamenstelling het meest van de drie andere locaties, die een meer open vegetatie hebben. Een meer systematische analyse van eigenschappen en biotoopvoorkeuren van de voorkomende en ontbrekende soorten is nodig om tot duidelijker hypothesen en conclusies te komen.



*Figuur 4.11: Plot van principale componenten analyse (PCA) van de soortensamenstelling van spinnen in vier plas-dras situaties in het Fochteloërveen (FV) en het Haaksbergerveen (HV). Elke punt in de plot stelt een potval voor en de punten van eenzelfde kleur vormen een serie van vijf potvallen.*

Opvallend is dat de potvallen in het Haaksbergerveen in de linker helft van de PCA-plot staan en de potvallen in het Fochteloërveen in de rechter helft. Ook de series 2 van Fochteloërveen en Haaksbergerveen worden duidelijk gescheiden op de spinnensamenstelling, terwijl ze beide in redelijk vergelijkbare vochtige situatie stonden die gedomineerd werd door pollen van Eenarig Wollegras. Het is mogelijk dat de wat hogere dichtheid van Pijpenstrootje op de locatie Fochteloërveen 2 de spinnenfauna beïnvloedt,

maar mogelijk speelt hier ook een rol welke soorten in het terrein in de afgelopen decennia voorkwamen en als eerste de gecreëerde plas-dras situatie konden koloniseren, zoals dat ook gevonden is bij de aquatische microfauna (zie paragraaf 11). Spinnen zijn net als radardieren en watervlooien in principe goede verspreiders, doordat jonge spinnen vele kilometers ver door de lucht verplaatst kunnen worden door middel van 'ballooning' (Roberts, 1998). Gegevens over de fauna in de situatie voor vernatting van de vier referentielocaties of van vergelijkbare situaties elders in de hoogveenrestanten ontbreken.

Goed vergelijkbare gegevens over de terrestrische entomofauna in de verschillende vegetatietypen van meer en minder gedegradeerde hoogveenrestanten en verschillen tussen wel en niet vernatte situaties zijn nog nauwelijks voorhanden. Voor spinnen en enkele andere diergroepen zijn wel gegevens beschikbaar van buitenlands intacte hoogvenen, waarmee een referentie voor de Nederlandse hoogveenrestanten gevormd kan worden. Deze gegevens uit Nederlandse en buitenlandse hoogvenen zijn nodig om te kunnen vaststellen in hoeverre plas-dras vernatting een positieve bijdrage levert aan het herstel van de fauna van hoogvenen. De nu verzamelde referentiegegevens van al langere tijd plas-dras vernatte situaties duiden erop dat wanneer zich een veenmosrijke plas-dras situatie ontwikkelt deze binnen enkele decennia gekoloniseerd kan worden door diverse min of meer typische soorten loopkevers, spinnen en mieren. Hierbij zijn het vochtigheidsregime en de vegetatiestructuur sturend in de soortensamenstelling. Daarnaast speelt het verspreidingsvermogen van soorten een rol. Spinnen kunnen in principe goed verspreiden, maar diverse soorten loopkevers kunnen niet vliegen. Voor de laatste groep van soorten is het voorkomen van relictpopulaties belangrijk, zoals dat in de eerste onderzoeksfase is vastgesteld voor watermacrofauna.

## 4.4 Conclusies

Op basis van de onderzoeksresultaten van het eerste jaar biedt plas-dras vernatting zwartveen goede groeiomstandigheden voor veenmossen. De lage bergingscoëfficiënt van zwartveen maakt het moeilijk jaarrond plas-dras situaties te handhaven, zodat de neerslaghoeveelheden een belangrijke invloed hebben op de veenmosontwikkeling. Indien tijdens het groeiseizoen het water te diep wegzakt, is inlaat van water uit een voorraadcompartiment essentieel voor de overleving van de veenmosvegetatie. Op basis van de eerste resultaten van zowel de vegetatie- als de faunaontwikkeling wordt geadviseerd vergraste zwartveenrestanten niet grootschalig van gras te ontdoen, maar in een kleinschaliger mozaïekpatroon. Windwerking en het wegdrijven van veenmossen worden dan beperkt en afbraak van dood bladmateriaal kan dan zorgen voor een hogere beschikbaarheid van kooldioxide voor veenmossen en voor een groter aanbod van geschikt detritus voor de detritivore fauna.

Hoewel gegevens over de terrestrische entomofauna in meer en minder gedegradeerde en al dan niet vernatte hoogveenrestanten nog nauwelijks voorhanden zijn, kan voorlopig geconcludeerd worden dat een veenmosrijke plas-dras situatie binnen enkele decennia gekoloniseerd kan worden door diverse min of meer typische soorten loopkevers, spinnen en mieren. De vochtigheid, vegetatiestructuur, het kolonisatievermogen van soorten en het voorkomen van relict-populaties van slecht verspreidende soorten zijn sturend in de soortensamenstelling.

Tabel 4.5: Aantallen individuen en soorten loopkevers, mieren en spinnen bemonsterd met 5 potvallen per locatie in de periode half april – half november 2005. Van de spinnen zijn alleen de soorten weergegeven die met 10 of meer individuen zijn gevangen.

	HV 1	HV 2	FV 1	FV 2
<b>Loopkevers</b>				
<i>Pterostichus cf. rhaeticus</i>	5		37	3
<i>Agonum gracile</i>	1	2		15
<i>Agonum fuliginosum</i>			10	
<i>Pterostichus diligens</i>			9	
<i>Pterostichus minor</i>			9	
<i>Oodes helopioides</i>			2	6
<i>Amara plebeja</i>			1	
<i>Cychrus caraboides</i>			1	
<i>Cicindela campestris</i>	1			
<i>Nebria brevicollis</i>			1	
<i>Paradromius linearis</i>				1
<i>Poecilus versicolor</i>			1	
<i>Trichocellus placidus</i>			1	
<b>Mieren</b>				
<i>Myrmica scabrinodis</i>	4471	1	17	5
<i>Myrmica rubra</i>	3		133	3
<i>Lasius platythorax</i>	4	58	3	19
<i>Myrmica ruginodis</i>			42	
<i>Formica picea</i>			33	
<i>Lasius mixtus</i>			2	
<i>Lasius umbratus</i>	1			
<b>Spinnen</b>				
<i>Pardosa sphagnicola</i>	259	225	83	64
<i>Pirata piscatorius</i>	38	22	84	44
<i>Pirata hygrophilus</i>	26	6	104	10
<i>Pirata uliginosus</i>	71	2	50	3
<i>Pirata tenuitarsis</i>	34	72	1	9
<i>Antistea elegans</i>	59	53		
<i>Oedothorax gibbosus</i>			17	45
<i>Bathypantes gracilis</i>	3	4	10	39
<i>Trochosa terricola</i>	1		49	1
<i>Taranucnus setosus</i>	2	11	20	12
<i>Pirata piraticus</i>			2	37
<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>	4	3	25	2
<i>Walckenaeria vigilax</i>			12	19
<i>Walckenaeria kochi</i>		1	2	26
<i>Zora spinimana</i>		8	14	3
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	4	2	17	1
<i>Erigonella ignobilis</i>	1	21		
<i>Aphileta misera</i>	5	4	5	7
<i>Trochosa spinipalpis</i>	17		4	
<i>Carorita paludosa</i>	3	15		
<i>Pocadicnemis pumila</i>	4	1	13	
<i>Lophomma punctatum</i>	1	6		10
<i>Tallusia experta</i>	1	2	8	6
<i>Metopobactrus prominulus</i>	16			
<i>Clubiona subtilis</i>	4	2	3	6
<i>Pardosa nigriceps</i>	4		9	1
<i>Ozyptila trux</i>			11	1
<i>Euophrys frontalis</i>			11	
<i>Clubiona stagnatilis</i>	1	3	3	3
<i>Micrargus herbigradus</i>	2		6	2
<i>Palliduphantes ericaeus</i>	4	3	3	
Overige spinnen # individuen	29	12	33	10
Overige spinnen # soorten	17	7	24	9
<b>Totaal aantal individuen</b>				
Loopkevers totaal # individuen	7	2	72	25
Mieren totaal # individuen	4479	59	230	27
Spinnen totaal # individuen	634	498	612	373
<b>Totaal aantal soorten</b>				
Loopkevers totaal # soorten	3	1	10	4
Mieren totaal # soorten	4	2	6	3

# 5 Introductie van restsubstraat in zwartveenputten met en zonder bekalking

*Hilde Tomassen, Gert-Jan van Duinen & Fons Smolders*

## 5.1 Achtergrond

Uit onderzoek in de eerste fase is gebleken dat het al dan niet opdrijven van restveen in geïnundeerde hoogveenrestanten sterk afhangt van de eigenschappen van het restveen. De mate waarin het veen nog afbreekbaar materiaal bevat, blijkt hierbij een belangrijke rol te spelen. Afbraakprocessen in het veen leiden tot het vrijkomen van organische zuren die door methanogene bacteriën in methaan kunnen worden omgezet. Methaangas dat zich ophoopt in het veen blijkt weer voor het benodigde drijfvermogen te zorgen (Smolders et al., 2002; Tomassen et al., 2004). Wanneer alleen nog zeer sterk gehumificeerd zwartveen aanwezig is, is de kans dat dit komt opdrijven dan ook gering. Dit betekent in de praktijk dat hoogveenverlandings in zwartveenputten zeer traag zal verlopen. Introductie van organisch substraat, dat over de juiste eigenschappen beschikt, kan leiden tot het ontstaan van drijftillen waarop zich veenmossen kunnen vestigen (Tomassen et al., 2003a).

Bij het plaggen van veenheiden, etc. komen vaak grote hoeveelheden plagsel vrij, dat in principe geschikt kan zijn voor introductie in slecht verlandende zwartveenputten (het plagsel bestaat deels uit weinig gehumificeerd materiaal). Uit experimenten in de eerste fase is gebleken dat door kalk te vermengen met het te introduceren substraat (zuurbuffering) de decompositie en dus ook de methaanproductie van het substraat kan worden bevorderd. Door een aantal eenvoudige analyses kan worden vastgesteld of het materiaal potentie heeft om te komen opdrijven na introductie en bovendien of en hoeveel kalk moet worden bijgemengd.

## 5.2 Uitvoering

### **Bargerveen**

In het oorspronkelijke werkplan werd aangegeven dat in een aantal slecht verlandende veenputten restsubstraat zou worden geïntroduceerd. Tijdens de opstartfase van het onderzoek werd duidelijk dat het niet eenvoudig is om zwartveenputten met een hanteerbare afmeting te vinden voor de experimentele introductie van witveen. Uit een inventarisatie in het Bargerveen bleek dat de putten óf op een locatie liggen die onbereikbaar is voor een graafmachine óf dat de putten van een te grote afmeting zijn. Op basis hiervan is besloten om nieuwe zwartveenputten voor het experiment te

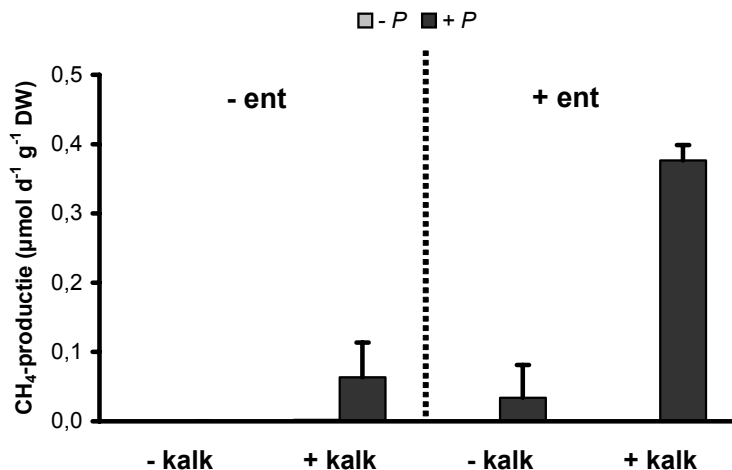
graven in het Meerstalblok nabij de Duitse grens (met rood aangegeven in Figuur 5.1; vak 1025). Het nabijgelegen perceel (vak 1024) waar nog witveen aanwezig is werd gebruikt als donorsite voor het witveen (met geel aangegeven in Figuur 5.1). Voor de start van het experiment is de potentiële methaanproductie van het witveen bepaald door anaërobe incubatie van het veen.



*Figuur 5.1: Kaart van het Bargerveen waarop de locaties van de experimenten is weergegeven. De veenputten zijn aangegeven in rood, de donorlocatie van het witveen in geel, het plas-dras experiment in groen en de Sphagnum introductie-experimenten in blauw.*

De methaanproductiesnelheid van het veen was zeer laag (Figuur 5.2), zelfs na toevoeging van kalk en methanogene bacteriën (ent). Kalk werd toegevoegd omdat de pH van witveen dat gedurende lange tijd heeft droog gelegen sterk verlaagd kan zijn door verzurende oxidatieprocessen. Het enten met methanogene bacteriën (methaanproducerende bacteriën) werd uitgevoerd door een kleine hoeveelheid veen van een drijfteil toe te voegen waarin veel van deze bacteriën aanwezig waren. De populatie methanogene bacteriën kan erg laag zijn in uitgedroogd veen en de methaanproductie komt dan zeer langzaam op gang omdat de populatie methanogenen zich eerst moet opbouwen. Analyse van het witveen geeft aan dat de P-concentratie van het veen erg laag is (Tabel 5.1) en de methaanproductie waarschijnlijk remt. Toevoeging van fosfaat aan het veen resulteerde in een hogere methaanproductie (Figuur 5.2). Aangezien het praktisch gezien onmogelijk was om witveen van een andere locatie te gebruiken is besloten om een fosfaatbehandeling aan het experiment toe te voegen. Tegen de tijd dat het veen komt opdrijven zal duidelijk worden welk effect de hogere beschikbaarheid van fosfaat op de ontwikkeling van de (veenmos)vegetatie zal hebben.





*Figuur 5.2: Methaanproductie ( $\mu\text{mol CH}_4$  per dag per gram droog veen) van witveen uit het Meerstalblok dat vooraf getest is op geschiktheid voor introductie in de zwartveenputten. Methaanproductie is bepaald door middel van anaërobe incubaties in duplo. De volgende behandelingen zijn uitgevoerd: 2 g kalk per kg veen, 50 g ent per kg veen en 100  $\mu\text{mol PO}_4$  per kg vers veen. Ent bestond uit veen van een drijftil uit het Haaksbergerveen waarin veel methanogene bacteriën aanwezig waren.*

In februari 2004 werden vijf nieuwe zwartveenputten gegraven (5 x 10 meter; 2 meter diep; Figuur 5.3). De randen van de putten zijn langzaam aflopend gemaakt omdat dit gunstig kan zijn voor de veenmosontwikkeling en te water geraakte dieren een kans geeft de put te verlaten. De toestroom van water naar de veenputten was erg traag en de putten werden daarom in juni 2004 volgepompt door Staatsbosbeheer met water vanuit een nabijgelegen compartiment (vak 1024). In september 2004 werd 60 m<sup>3</sup> witveen verzameld met behulp van een graafmachine en rupsdumper. Het veen werd gemengd waarna vervolgens in vier van de vijf veenputten 15 m<sup>3</sup> (30 cm) witveen werd ingebracht (Tabel 5.2). Van het witveen was 10 m<sup>3</sup> (20 cm) behandeld met kalk (dolokal) en/of fosfaat (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>). Het behandelde veen werd afgedekt met 5 m<sup>3</sup> (10 cm) onbehandeld witveen om oplossen van fosfaat en kalk in de waterlaag te beperken. Het was praktisch gezien onmogelijk om entmateriaal met methanoge bacteriën toe te voegen. Eén veenput diende als controle om de spontane ontwikkeling van vegetatie en fauna te kunnen volgen. Het geïntroduceerde witveen werd chemisch gekarakteriseerd (o.a. N- en P-concentratie). Verder werd de potentiële methaanproductie van het daadwerkelijk geïntroduceerde witveen bij de verschillende kalk- en fosfaatbehandelingen bepaald. In iedere veenput werden 4 ceramische cups in de toplaag van het veen (0 – 10 cm) geplaatst om monsternamen van het veenvocht mogelijk te maken. Iedere twee maanden werden monsters genomen van het oppervlaktewater en veenvocht. De kolonisatie van de putten door watermacrofauna wordt gevolgd. In mei 2004 werden kwalitatieve monsters genomen om het voorkomen van snelle kolonistoren vast te stellen. In november 2005, één jaar na de introductie van witveen, en in april 2006 werden de putten semi-kwantitatief bemonsterd.

Tabel 5.1: Een aantal chemische eigenschappen van het witveen uit het Bargerveen in vergelijking met referentiewaarden voor drijvend veen (volgens Tomassen et al., 2004). Variabelen waarbij het witveen uit het Bargerveen niet voldoet aan de referentie voor drijvend veen zijn in vet weergegeven.

Chemische eigenschappen	Drijvend veen	Witveen Bargerveen
P ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	$\geq 10$	6.0
C/P-ratio ( $\text{g g}^{-1}$ )	$\leq 3000$	2628
N/P-ratio ( $\text{g g}^{-1}$ )	$\leq 75$	47
Hemicellulose ( $\text{mg g}^{-1}$ DW)	$\geq 220$	326
Lignine ( $\text{mg g}^{-1}$ DW)	$\leq 300$	143
Lignine/P-ratio ( $\text{g g}^{-1}$ )	$\leq 1000$	798
Lignine/N-ratio ( $\text{g g}^{-1}$ )	$\leq 20$	17



Figuur 5.3: In februari 2004 zijn in het Meerstalblok (Bargerveen) vijf zwartveenputten gegraven van 5 bij 10 meter (links) waar in september 2004 witveen is ingebracht (rechts).

Wanneer het geïntroduceerde witveen komt opdrijven worden verschillende *Sphagnum*-soorten geïntroduceerd op een deel van het opdrijvende substraat. Vestiging van *Sphagnum* is waarschijnlijk van groot belang voor de ontwikkeling van de drijfteil, omdat hierdoor nieuw organisch materiaal wordt gevormd, zodat er ook op de langere termijn voldoende substraat voor de methaanvormende bacteriën beschikbaar blijft en de drijfteil kan blijven drijven. Op een deel van de drijfteil zullen geen veenmossen worden geïntroduceerd. Spontane vestiging wordt hier echter niet tegengegaan. Het introduceren van niet bekalkt en bekalkt materiaal biedt de mogelijkheid om na te gaan in hoeverre bekalking invloed heeft op de vestiging en groei van geïntroduceerd *Sphagnum*. De effecten van fosfaatadditie op de groei van geïntroduceerd *Sphagnum* wordt duidelijk door de wel en niet met fosfaat bemeste substraten te vergelijken.

Tabel 5.2: Overzicht van de behandelingen van de vijf zwartveenputten in het Amsterdamse Veld. In iedere veenput is 10 m<sup>3</sup> behandeld witveen ingebracht dat afgedekt is met 5 m<sup>3</sup> onbehandeld witveen. Fosfaat = 100 µmol KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> per kg vers veen; kalk = 2 g dolokal per kg vers veen.

Veenput	Behandeling
1	Controle (geen witveen)
2	Witveen
3	Witveen + fosfaat
4	Witveen + kalk
5	Witveen + fosfaat + kalk

### Engbertsdijksvenen

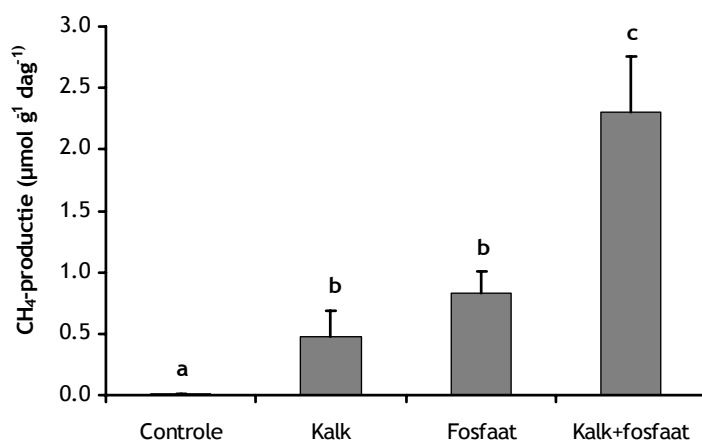
In tegenstelling tot wat vermeld stond in de tussenrapportage (Tomassen et al., 2005a) is er geen toestemming verleend om een witveenintroductie-experiment in de Engbertsdijksvenen uit te voeren.

## 5.3 Resultaten en discussie

### Bargerveen

Ruim twee maanden na het graven van de veenputten werden diverse soorten watermacrofauna aangetroffen: vrij hoge dichtheid van watervlooien, larven en adulten van het waterroofkevergeslacht *Acilius*, nymfen van Bootsmannetjes (*Notonecta spec.*) en Schaatsenrijders (*Gerris spec.*), adulten van Duikerwantsen en vrij veel larven van dansmuggen. Het betreft in alle gevallen mobiele soorten die al in de nabijgelegen plassen voorkwamen. Uit het voorkomen van larven en nymfen blijkt dat een aantal van deze soorten al eieren heeft afgezet in de putten.

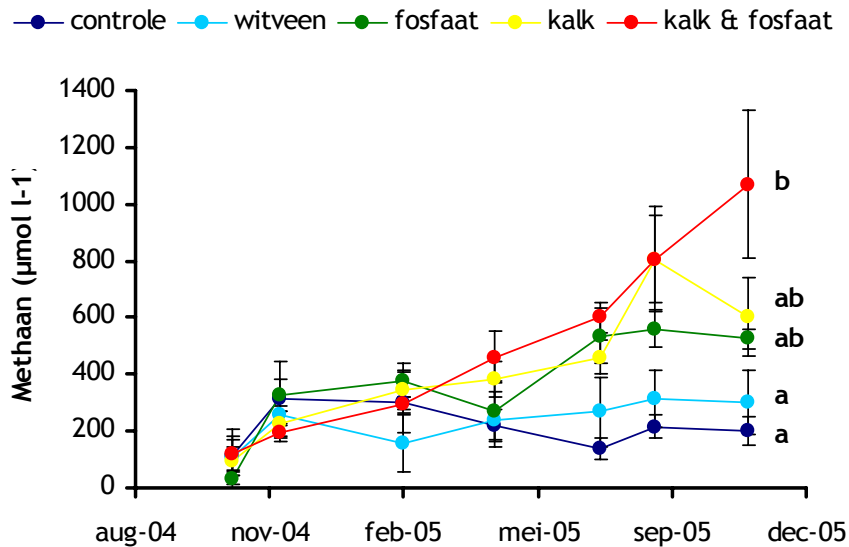
De methaanproductie van het witveen dat daadwerkelijk in de veenputten is geïntroduceerd werd bepaald door middel van anaërobe incubatie. Aan het witveen werd een gelijke hoeveelheid kalk en/of fosfaat toegevoegd als in de veenputten (zie Tabel 5.2). De incubaties geven aan dat de potentiële methaanproductie van onbehandeld witveen zeer laag is (Figuur 5.4). Additie van zowel kalk als fosfaat stimuleert de methaanproductie sterk. In het veen waaraan zowel kalk als fosfaat is toegevoegd werd de hoogste methaanproductie gemeten (Figuur 5.4). In het experiment is geen gebruik gemaakt van entveen en de methaanproductie van het daadwerkelijk geïntroduceerde veen ligt hoger dan dat van het vooraf uitgeteste veen (vergelijk Figuur 5.2 & Figuur 5.4). Toedienen van zowel kalk als fosfaat resulteerde in een methaanproductie van 0,06 µmol in het vooraf geteste veen ten opzichte van 2,3 µmol per gram drooggewicht per dag in het daadwerkelijk geïntroduceerde witveen.



*Figuur 5.4: Methaanproductie ( $\mu\text{mol CH}_4$  per dag per gram droog veen) van witveen uit het Meerstalblok dat daadwerkelijk gebruikt is voor introductie in de zwartveenputten. Methaanproductie is bepaald door middel van anaërobe incubaties in duplo. De volgende behandelingen zijn uitgevoerd: 2 g kalk per kg veen, 100  $\mu\text{mol}$  fosfaat ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) per kg vers veen en de combinatie van beide behandelingen. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen behandelingen ( $p < 0.05$ ; eenweg ANOVA).*

De methaanconcentratie in het veenwater neemt vanaf de introductie in september 2004 langzaam toe (Figuur 5.5). De methaanconcentratie in het veenvocht verschilt tussen de controlebehandeling en de witveen controlebehandeling niet en is relatief laag ( $< 300 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). Additie van zowel fosfaat als kalk stimuleert de methaanproductie sterk en concentraties in het veenvocht lopen op tot ongeveer  $600 \mu\text{mol l}^{-1}$ . Afhankelijk van de soortelijke massa van het veen kan een methaanconcentratie boven  $500 \mu\text{mol l}^{-1}$  opdrijven van het veen mogelijk maken (Tomassen et al., 2004). Op basis van de methaanconcentraties werd verwacht dat het veen afgelopen groeiseizoen zou komen opdrijven, dit is echter niet gebeurt. Kalk en fosfaat zorgen voor een vergelijkbare stimulatie van de methaanproductie. De methaanconcentratie bij de witveenbehandeling met een gecombineerde kalk- en fosfaatadditie is gestegen tot boven  $1000 \mu\text{mol l}^{-1}$  (Figuur 5.5).

In het voorjaar van 2006 (april) waren de methaanconcentraties in het veenvocht vergelijkbaar met de concentraties gemeten voor de winter van 2005-2006 (data niet weergegeven). Alleen de concentratie bij de kalkbehandeling is verder gestegen tot waarden boven  $1000 \mu\text{mol CH}_4 \text{l}^{-1}$ .

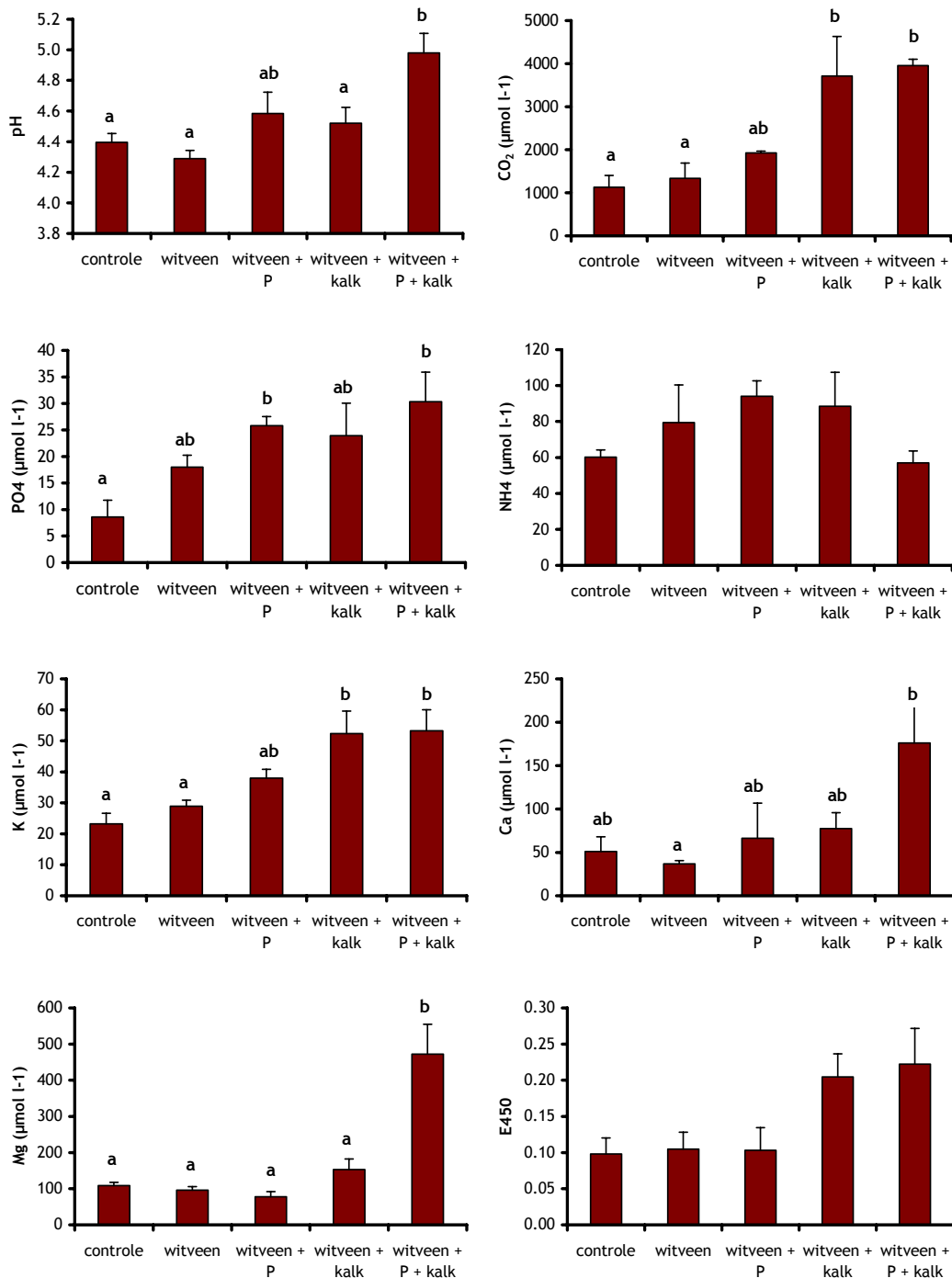


Figuur 5.5: Methaanconcentratie in het veenvocht bij verschillende kalk- en/of fosfaatbehandelingen bij het witveenintroductie-experiment in het Bargerveen tussen oktober 2004 en november 2005. Zowel de witveenbehandeling ( $p < 0.01$ ) als de tijd ( $p < 0.01$ ) hebben een significant effect op de methaanconcentratie (GLM voor herhaalde waarnemingen). Het verloop van de methaanconcentratie (sterkte van de stijging in concentratie) in de tijd wordt beïnvloed door de behandeling (de interactie is significant;  $p < 0.01$ ). Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de behandelingen ( $p < 0.05$ ).

Tussen oktober 2004 en november 2005 werd zeven maal watermonsters verzameld in de veenputten. In Figuur 5.6 worden alleen de concentraties in het veenwater van de belangrijkste variabelen in november 2005 gegeven. Voor een hoge methaanproductie is een pH boven 4.5 gunstig (Tomassen et al., 2004). De pH van het veen bij de twee controlebehandelingen is lager dan 4.5 en de methaanproductie is dan ook laag (Figuur 5.5). Alleen de pH van het veenwater in de gecombineerde fosfaat-kalk behandeling is significant hoger. Het oplossen van kalk resulteert in hogere kooldioxideconcentraties in het veenwater (Figuur 5.6). De kooldioxideconcentratie in het veenwater is significant hoger in het bekalkte veen. Hoge kooldioxideconcentraties in de toplaag van het veen zijn gunstig voor de ontwikkeling van veenmossen (Smolders et al., 2001). De fosfaatconcentraties in de toplaag van het witveen zijn zeer hoog ( $18 - 30 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). Fosfaatconcentraties in het witveen zijn hoger dan in het zwartveen (controle):  $8 \mu\text{mol l}^{-1}$  ten opzichte van  $18 \mu\text{mol l}^{-1}$ . Fosfaatadditie leidt tot significant hogere fosfaatconcentraties in het veenwater (Figuur 5.6). De vraag is nu of deze hoge fosfaatconcentraties de latere vegetatieontwikkeling belemmerd. In Canada wordt bijvoorbeeld een fosfaatbemesting uitgevoerd bij hoogveenrestauratie omdat hierdoor de groei van ondersteunende soorten (waaronder *Polytrichum* en *Eriophorum*) gestimuleerd wordt en hiermee de kolonisatie van het kale veen door *Sphagnum* en andere typische hoogveensoorten (Rochefort et al., 2003). Additie van witveen, kalk en fosfaat heeft geen effect op de ammoniumconcentratie van het veenwater (Figuur 5.6).

Naast de effecten op de pH, methaan- en kooldioxideconcentraties heeft kalkadditie een significant effect op de alkaliniteit, kalium-, chloride-, calcium-, magnesium- en zwavelconcentratie in het veenwater ( $p < 0.05$ ; 2-weg ANOVA). De hogere kaliumconcentraties zijn te verklaren doordat het toegevoegde calcium (en magnesium) kalium kan verdringen van het

bodemadsorptiecomplex. Fosfaatadditie heeft, naast de pH en methaanconcentratie, een significant effect op de veenwater alkaliniteit, magnesium-, zwavel- en aluminiumconcentratie ( $p < 0.05$ ; 2-weg ANOVA).



Figuur 5.6: De pH, concentratie van de belangrijkste nutriënten en de kleuring (E450) in het veenwater gemiddelde (+ standaardfout;  $n = 4$ ) van het witveenintroductie-experiment in het Bargerveen, in november 2005. Verschillende letters geven significante verschillen weer ( $p < 0.05$ ; eenweg ANOVA).

De effecten van de addities op het oppervlaktewater zijn beperkt. Het toevoegen van zuur controle witveen verlaagt de pH van het oppervlaktewater en verhoogt de fosfaat- en kaliumconcentratie (Tabel 5.3). De levering van kalk en fosfaat vanuit het veen naar het oppervlaktewater is laag. Fosfaatadditie heeft geen duidelijk effect op de fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater (Tabel 5.3). De fosfaatconcentratie in de waterlaag bij de fosfaatbehandelingen is niet hoger dan bij de introductie van alleen witveen ( $\pm 7 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). De fosfaatconcentratie is bij de kalkbehandeling het laagst door de binding van fosfaat aan calcium. De calcium- en magnesiumconcentratie in de waterlaag zijn hoger bij de kalkbehandelingen (Tabel 5.3).

Uit de monsters van de watermacrofauna komen nog geen duidelijke verschillen in de soortensamenstelling naar voren tussen de behandelingen. Wanneer de levering van fosfaat vanuit het veen naar het oppervlaktewater laag blijft, zullen naar verwachting geen verschillen in algenontwikkeling optreden en zullen geen verschillen in de algivore fauna ontstaan. Verwacht wordt dat de aan- of afwezigheid en mate van decompositie van het witveen leidt tot verschillen in het voorkomen van detritivore diersoorten. Deze verschillen zullen zich pas voordoen wanneer het veen gaat opdrijven. In het veen op de bodem van de putten is nauwelijks fauna aanwezig. Verdere monitoring moet duidelijk maken wat de effecten van de verhoogde calcium- en magnesiumconcentratie zijn op de ontwikkeling van de vegetatie en de watermacrofauna.

Tabel 5.3: Chemische samenstelling van het oppervlaktewater bij verschillende behandelingen in het veenputtenexperiment, in november 2005.

Behandeling	pH	CO <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
		$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$
controle	4.01	88	5.4	4.8	6.8	61	109
witveen	3.90	47	7.1	4.4	22.6	54	125
witveen + P	4.50	48	6.7	2.1	12.5	69	129
witveen + kalk	4.49	70	3.6	3.9	23.5	123	237
witveen + P + kalk	4.39	58	7.0	3.8	23.1	104	198

De vegetatieontwikkeling gedurende de onderzoeksperiode in de veenputten was zeer beperkt. Vanuit de oever groeien Vensikkelmos (*Drepanocladus fluitans*), Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*), Knolrus, Pitrus en Pijpenstrootje het water in. De ontwikkeling van submers *S. cuspidatum* is minimaal. In drie van de vijf veenputten (controle, witveen + fosfaat & witveen + fosfaat + kalk) werd een ijle groei van *S. cuspidatum* waargenomen. De kooldioxideconcentratie in de waterlaag is dan ook zeer laag ( $< 90 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) en de putten zijn relatief diep (2 meter). Voor een uitbundige *S. cuspidatum* ontwikkeling zijn hoge kooldioxideconcentraties in de waterlaag en een voldoende hoge lichtbeschikbaarheid (ondiepe inundatie) een voorwaarde (Smolders et al., 2003).

Ondanks het feit dat er geen drijvend veen is waargenomen zijn de perspectieven goed. De methaanconcentraties zijn afgelopen groeiseizoen sterk toegenomen en de verwachting is dat volgend groeiseizoen (2006) in ieder geval het met kalk en fosfaatbehandelde veen komt opdrijven. Het geïntroduceerde witveen heeft gedurende lange tijd droog gelegen en de opbouw van een populatie methanogene bacteriën verloopt langzaam. Het is daarom zinvol het experiment over een lange periode extensief te blijven volgen.

## 5.4 Conclusies

Door de introductie van witveen in zwartveenputten wordt de methaanproductie daadwerkelijk gestimuleerd. Het toevoegen van kalk en/of fosfaat blijkt wel noodzakelijk te zijn. Bij de additie van zowel kalk als fosfaat is de methaanproductie in de toplaag van het veen het hoogst.

Methaanconcentraties zijn voldoende hoog ( $> 1000 \mu\text{mol l}^{-1}$ ) om te zorgen voor het opdrijven van het geïntroduceerde witveen. De effecten op de waterlaag zijn beperkt. Calcium- en magnesiumconcentraties in het oppervlaktewater zijn hoger bij de kalkbehandelingen en de effecten hiervan op de vegetatie- en watermacrofaunaontwikkeling is nog niet duidelijk. Het experiment moet langer gevolgd worden om een duidelijker beeld te krijgen van de effecten.



# 6 De ontwikkeling van drijftillen op de langere termijn

Hilde Tomassen & Fons Smolders

## 6.1 Achtergrond

In de eerste fase van het OBN hoogveenonderzoek is een experiment ingezet waarbij veensubstraten van vier hoogveengebieden werden geïntroduceerd in mesocosms gevuld met zwartveen uit het Amsterdamse Veld. Aan het veen werd kalk in vier verschillende concentraties toegevoegd. In dit experiment is dus de introductie van substraat op een kleine schaal nagebootst. Een groot deel van het geïntroduceerde veen is komen opdrijven. Bekalking blijkt via een verhoging van de pH te leiden tot een hogere methaanproductie en hierdoor het opdrijven van het substraat te bevorderen. Met name in de zomermaanden is de methaanproductie hoog. De vraag is of het substraat ook in de winter blijft drijven en bovendien of het op de langere termijn zal blijven drijven. Verder is het belangrijk te weten of *Sphagnum* zich vestigt op de ontstane drijftillen en of dit nog wordt beïnvloed door de toegevoegde kalkconcentraties. Verwacht wordt dat op de langere termijn drijftillen alleen blijven drijven wanneer er zich weer een nieuwe *Sphagnum* vegetatie ontwikkelt. Uit de decompositie van dood *Sphagnum* komt zo weer voldoende methaan vrij om de drijftil drijvende te houden.

## 6.2 Uitvoering

In februari 2001 werden in 16 vijverbakken ( $\phi$  180 cm en 80 cm diep), gevuld met 20 cm zwartveen uit het Amsterdamse Veld (Bargerveen) en regenwater, PVC cilinders ( $\phi$  40 cm en 80 cm diepte) geplaatst (Figuur 6.1). In iedere vijverbak stonden 4 cilinders die elk gevuld werden met veen afkomstig van een verschillende locatie. Het weinig gehumificeerde veen was afkomstig uit de Mariapeel, het Haaksbergerveen, het Bargerveen en de Tuspeel. Aan het veen werden verschillende hoeveelheden dolokal toegevoegd: 0 – 2 – 4 – 8 g per kilogram vers veen. In iedere cilinder werd 15 cm bekalkt veen gebracht met daarop een laag van 5 cm onbekalkt veen om oplossing van dolokal in de waterlaag te beperken. In iedere cilinder werden twee bodemwatersamplers geplaatst om de veranderingen in chemische samenstelling (o.a. pH, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, calcium en nutriënten) van het veenwater te kunnen volgen. Tevens werd de chemische samenstelling van het veen (Tabel 6.1 en Tabel 6.2) geanalyseerd en werd de potentiële methaanproductie van het veen bepaald bij verschillende bekalkingsniveaus: 0 – 2 – 4 – 8 – 25 g dolokal per kilogram vers veen door middel van anaërobe incubatie.

Tabel 6.1: Nutriëntenconcentraties ( $\mu\text{mol g}^{-1}$  DW) en nutriëntenratio's ( $\text{g g}^{-1}$ ) van het zwartveen en witveen gebruikt in het experiment. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de typen witveen.

Type veen	N $\mu\text{mol g}^{-1}$	P $\mu\text{mol g}^{-1}$	K $\mu\text{mol g}^{-1}$	C/N $\text{g g}^{-1}$	C/P $\text{g g}^{-1}$	C/K $\text{g g}^{-1}$	N/P $\text{g g}^{-1}$
Zwartveen	578±12	5.8±0.1	4.5±0.0	61±1	2770±36	2809±3	45±2
Witveen:							
Bargerveen	1118±41 <sup>a</sup>	23.7±1.1 <sup>a</sup>	24.6±1.2	30±1 <sup>a</sup>	636±27 <sup>a</sup>	486±25	22±1 <sup>a</sup>
Haaksbergerveen	1288±11 <sup>a</sup>	22.7±0.1 <sup>a</sup>	8.2±2.7	25±0 <sup>a</sup>	651±11 <sup>a</sup>	1892±534	26±0 <sup>ab</sup>
Mariapeel	585±71 <sup>b</sup>	11.7±2.0 <sup>b</sup>	35.7±28.6	59±7 <sup>b</sup>	1393±243 <sup>b</sup>	1305±431	23±2 <sup>a</sup>
Tuspeel	611±21 <sup>b</sup>	9.0±0.2 <sup>b</sup>	5.6±0.5	49±1 <sup>b</sup>	1508±32 <sup>b</sup>	1959±158	31±1 <sup>b</sup>

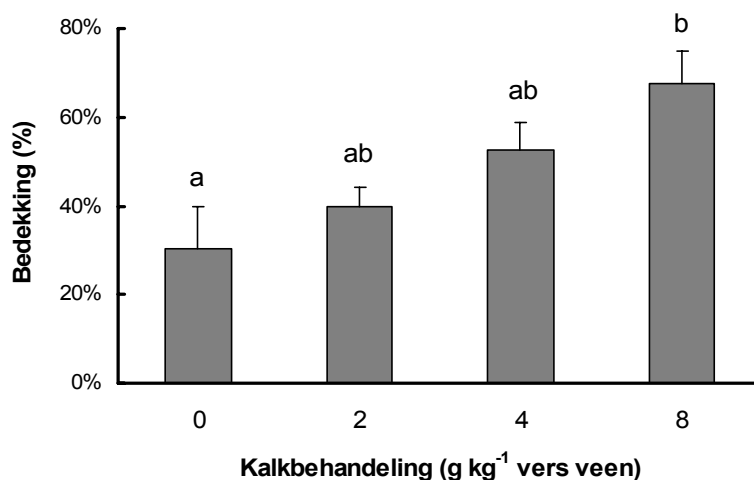
Tabel 6.2: Grootte fracties van de veendeeltjes en de soortelijke massa van het witveen gebruikt in het experiment.

Type veen	< 1 mm %	1-5 mm %	> 5 mm %	Soortelijke massa $\text{g DW l}^{-1}$ vers veen
Bargerveen	70.2	4.7	25.1	204
Haaksbergerveen	39.8	15.7	44.5	99
Mariapeel	60.4	16.9	22.7	128
Tuspeel	37.4	4.7	57.9	82



Figuur 6.1: Overzichtsfoto van het drijftilexperiment (links) waarbij in iedere vijver elke cilinder gevuld is met veen afkomstig van een verschillende locatie. Het materiaal is allemaal gaan opdrijven na bekalking. De hoge fosfaat- en ammoniumconcentraties in het Bargerveenmateriaal hebben geleid tot sterke groei van Pitrus. Op de drijvende veenplaggen uit de Mariapeel en Tuspeel werd in april 2004 *Sphagnum papillosum* (Sp), *S. magellanicum* (Sm) en *S. cuspidatum* (Sc) geïntroduceerd. Van iedere soort werden 10 plantjes (10 cm lengte) bij elkaar gezet (rechtsboven). Rechtsonder staat een controlebehandeling van veen uit de Tuspeel waarop de geïntroduceerde veenmossen zich goed ontwikkeld hebben.

In het voorjaar van 2002 werd op de plaggen uit het Haaksbergerveen 10 *Sphagnum cuspidatum* capitula (kopjes) geïntroduceerd. Na 2 jaar werd het *Sphagnum* geogst en werd de biomassa bepaald. In april 2004 werden veenmossen (*S. cuspidatum*, *S. papillosum* en *S. magellanicum*) geïntroduceerd op de drijvende plaggen uit de Tuspeel en Mariapeel. De plaggen uit het Bargerveen waren te dicht begroeid met Pitrus (zie Figuur 6.2) om *Sphagnum* te kunnen introduceren en de plaggen uit het Haaksbergerveen waren grotendeels afgezonken. Het feit dat de introductie van *Sphagnum* twee jaar vertraging heeft opgelopen vanwege de uitgestelde start van de tweede onderzoeksfase heeft hier zeker een rol bij gespeeld. Een continue hoge methaanproductie kan alleen gegarandeerd worden wanneer methaan vrij komt uit de decompositie van afgestorven *Sphagnum*. Van iedere veenmossoort werden 10 plantjes van 10 cm lengte bij elkaar gezet (Figuur 6.1). De veenmosuitbreiding en de veenwaterkwaliteit werd twee maal per jaar bepaald.

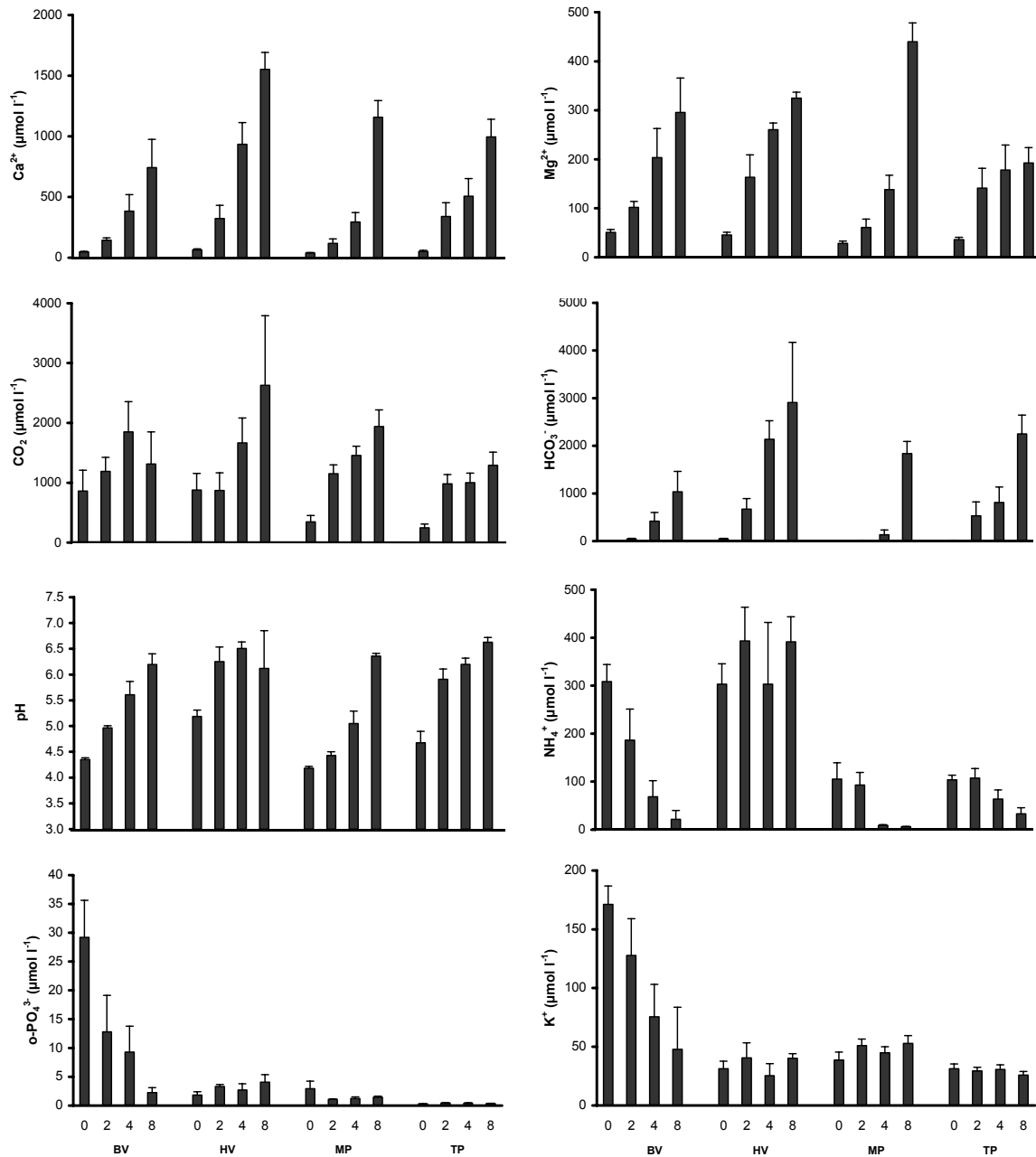


Figuur 6.2: Bedekkingspercentage van Pitrus (*Juncus effusus*) op plaggen van het Bargerveen met verschillende hoeveelheden kalk in januari 2003, ongeveer 2 jaar na de start van het experiment. Verschillende letters geven significante verschillen tussen kalkbehandelingen weer.

### 6.3 Samenvatting van de resultaten uit de eerste fase

Het experiment is tijdens de eerste fase van het OBN-Hoogvenen gestart (maart 2001). De resultaten van de eerste twee jaar staan gerapporteerd in het eindrapport van de eerste onderzoeksfase (Tomassen et al., 2003) en in een wetenschappelijke publicatie (Tomassen et al., 2003a). Hieronder volgt een samenvatting van de belangrijkste resultaten uit de eerste fase.

Bij aanvang van het mesocosmosexperiment werd door middel van anaërobe incubatie de potentiële methaanproductie van de verschillende substraten waaraan verschillende hoeveelheden dolokal waren toegevoegd getest. De nutriëntenconcentraties, koolstof/nutriënten ratio's en de groottefracties van het substraat staan weergegeven in Tabel 6.1 en Tabel 6.2. De methaanproductie kwam in het veen uit de Tuspeel en het Haaksbergerveen direct op gang (lag fase van 0 dagen). Bij het materiaal uit de Mariapeel en het Bargerveen duurde het langer voordat de methaanproductie op gang



Figuur 6.3: Chemische samenstelling van het veenwater in mei 2002 (14 maanden na de start van het experiment) bij verschillende bekalkingsniveaus (0, 2, 4 & 8 g dolokal kg<sup>-1</sup> vers veen) in veen afkomstig van vier locaties. Weergegeven zijn gemiddelde + 1 SE (n = 4); BV = Bargerveen, HV = Haaksbergerveen, MP = Mariapeel, TP = Tuspeel.

kwam. Het Bargerveenmateriaal was veenheide plagsel en lag al enige tijd in depot onder aërobe omstandigheden, waardoor de populatie methanogene bacteriën zeer klein was. Mariapeelsubstraat was afkomstig van een relatief droge locatie en had een ongunstige C/P-ratio (Tabel 6.1). De methaanproductie in het Mariapeel- en Bargerveensubstraat werd gestimuleerd door vermenging met dolokal, de pH was hier van nature te laag voor methaanproductie (Figuur 6.3). Methaanproductie in het substraat uit de Tuspeel en het Haaksbergerveen werd vrijwel niet beïnvloed door bekalking. Substraat uit het Haaksbergerveen had zonder dolokal al een hoge methaanproductie

(geschikte pH; Figuur 6.3) en het Tuspeel materiaal bestond waarschijnlijk uit slecht afbreekbaar materiaal met zeer hoge koolstof/nutriënten ratio's (Tabel 6.1).

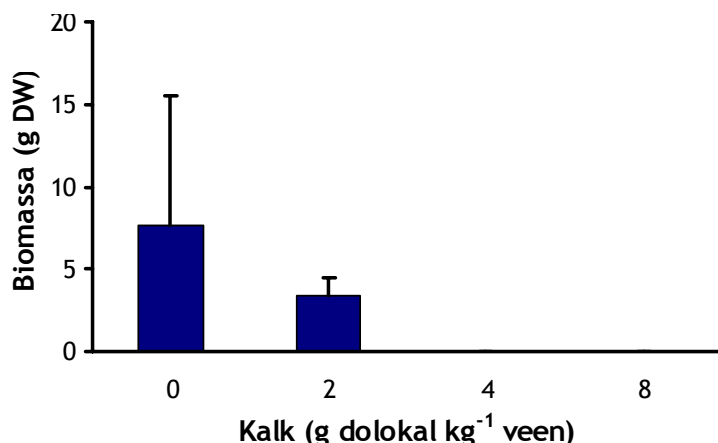
Alle in het experiment gebruikte substraattypen bleken na verloop van tijd te gaan drijven. Het substraat uit het Haaksbergerveen kwam ongeacht de hoeveelheid toegevoegde kalk in alle gevallen opdrijven. Voor de substraten uit de Mariapeel, het Bargerveen en de Tuspeel kwam bij de controlebehandeling (0 g kalk per kilogram vers veen) slechts een deel van de plaggen opdrijven. In het algemeen was een lichte bekalking waarbij 2 g kalk per kilogram veen werd toegevoegd voldoende om 100% opdrijven te bewerkstelligen. Het opdrijven van de substraten werd zoals verwacht veroorzaakt door de ophoping van methaan in de plaggen. Ook blijkt de pH verhoging die het gevolg was van de bekalking te hebben geleid tot een verhoging van de methaanproductie en dus tot een sterkere ophoping van methaan in de substraten. Het blijkt dus mogelijk te zijn om door een combinatie van de introductie van substraat en bekalking drijftilvorming te stimuleren. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van plagsel dat bij het plaggen van bijvoorbeeld veenheide terreinen vrijkomt. Het in dit experiment gebruikte Bargerveensubstraat bestond hier bijvoorbeeld uit.

Bekalking zou kunnen leiden tot eutrofiering, omdat bij de stimulatie van de afbraak ook fosfaat en ammonium vrij komt. In het experiment bleek kalkadditie echter niet te leiden tot een toename van de fosfaatconcentratie. Bij de hoogste bekalkingsniveaus bleek zelf sprake te zijn van een afname van de fosfaatconcentraties (Figuur 6.3). Dit kan waarschijnlijk worden verklaard doordat calciumfosfaat precipiteert, waardoor fosfaat weer wordt geïmmobiliseerd. Netto blijkt de bekalking van de in het experiment gebruikte substraten in ieder geval niet te leiden tot een toename van de fosfaatconcentraties en dus tot eutrofiering. Toevoeging van dolokal leidde ook niet tot een sterke extra mobilisatie van ammonium. De concentratie ammonium in het veenwater is echter wel hoog (100 – 450  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ; Figuur 6.3) en dit kan negatieve gevolgen hebben voor de vegetatieontwikkeling op de ontstane drijftillen.

## 6.4 Resultaten en discussie

De ontwikkeling van geïntroduceerd *S. cuspidatum* op de Haaksbergerveen drijftillen werd sterk geremd bij de hogere kalkbehandelingen (4 en 8 g dolokal  $\text{kg}^{-1}$  veen; Figuur 6.4). De hogere concentratie calcium en bicarbonaat (respectievelijk tot 1500 en 3000  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ; Figuur 6.3) blijkt de ontwikkeling van Waterveenmos onmogelijk te maken. De laagste kalkbehandeling bleek voor alle veensubstraten voldoende om opdrijven te stimuleren en een hogere dosering is dus ongewenst vanwege de negatieve effecten op de veenmosontwikkeling (Figuur 6.4).

Uit de vergelijking van de veenwaterchemie tussen oktober 2001 en oktober 2005 blijkt dat de effecten van kalk op de langere termijn kunnen verschillen van de effecten na 6 maanden. De effectiviteit van de toegevoegde kalk is na 4,5 jaar nog duidelijk aanwezig gezien de hoge pH, calcium- en bicarbonaatconcentraties in het veenwater (Figuur 6.5). De methaanproductie in het Haaksbergerveen- en Bargerveensubstraat kwam snel op gang en de methaanconcentraties in het veenvocht waren na 6 maanden relatief hoog



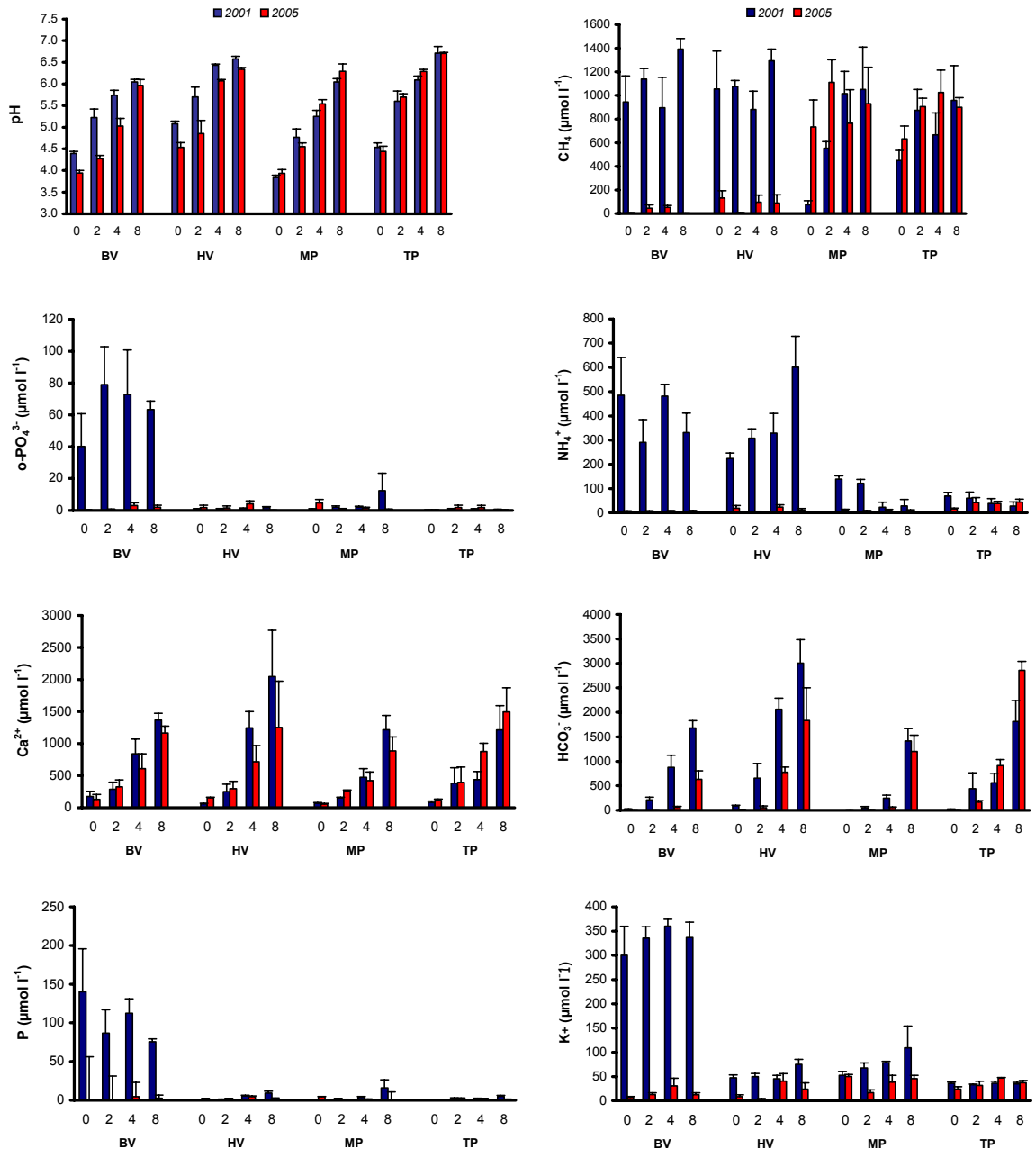
Figuur 6.4: Biomassa (g drooggewicht) van *Sphagnum cuspidatum* op plaggen van het Haaksbergerveen bij verschillende kalkbehandelingen, twee jaar na introductie. Hoge kalkconcentraties remt de groei van *S. cuspidatum* sterk.

(rond 1000  $\mu\text{mol l}^{-1}$ ; (Figuur 6.5). Na 4,5 jaar lijkt het veen uitgeput te zijn en zijn de methaanconcentraties zeer laag en is een groot deel van de plaggen geheel of gedeeltelijk afgezonken. De massale groei van Pitrus op de Bargerveenplaggen kan de methaanconcentraties verlagen doordat methaan via luchtholten in wortel en stengel (aerenchym) eenvoudig kan ontsnappen naar de atmosfeer. De hoge fosfaat- en ammoniumconcentraties in het veenwater zijn gedurende de jaren sterk afgenomen (opname door de vegetatie).

De ontwikkeling van de geïntroduceerde veenmossen op de drijftillen van de Mariapeel blijkt bij de hoogste kalkbehandeling (8 g kalk  $\text{kg}^{-1}$  veen) sterk geremd te worden (Figuur 6.6). Bij de andere kalkbehandelingen verloopt de ontwikkeling redelijk. Ten opzichte van het aantal ingezette kopjes is het aantal over het algemeen toegenomen. Het aantal kopjes van *S. cuspidatum* en *S. papillosum* is gelijk gebleven of toegenomen. *Sphagnum magellanicum* is bij de controlebehandeling afgenomen en bij de 2 en 4 g kalkbehandeling gelijk gebleven. De veenmosuitbreiding op het Tuspeel-veen verloopt beter (Figuur 6.6). Alle drie veenmossoorten zijn sterk uitgebreid bij de controle en 2 g kalkbehandeling. Bij de twee hoogste kalkbehandelingen is al het geïntroduceerde veenmos verdwenen. De calciumconcentratie in het veenwater bij de hoogste kalkbehandelingen is hoger dan 500  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en deze concentraties worden als toxisch voor *Sphagnum* beschouwd (Money, 1995; Sliva & Pfadenhauer, 1999).

## 6.5 Conclusies

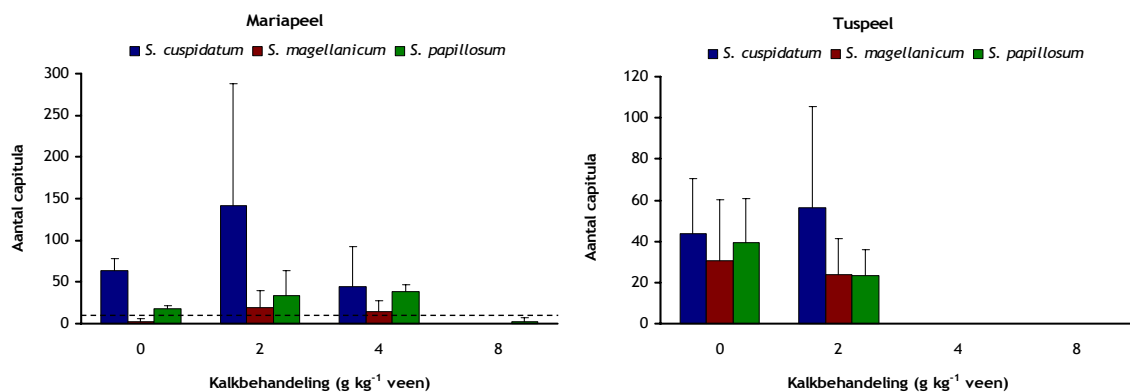
De ontwikkeling van drijftillen door middel van de introductie van geschikt veensubstraat is, over een termijn van 5 jaar, hoopvol. In het eerste jaar zijn vrijwel alle veensubstraten komen opdrijven. Bij het veen afkomstig uit de Mariapeel, de Tuspeel en het Bargerveen kwamen in eerste instantie alleen de bekalkte substraten opdrijven omdat de pH van het veen relatief laag was. Uiteindelijk zijn vrijwel alle veenplaggen gaan drijven. De methaanconcentraties van het veen uit het Haaksbergerveen en het Bargerveen waren aan het einde van het eerste groeiseizoen al zeer hoog ( $\pm 1000 \mu\text{mol l}^{-1}$ ). De methaanconcentraties in het Tuspeel- en Mariapeelveen waren veel lager



Figuur 6.5: Chemische samenstelling van het veenwater in oktober 2001 (6 maanden na de start van het experiment) en oktober 2005 (4,5 jaar na de start van het experiment) bij verschillende bekalkingsniveaus (0, 2, 4 & 8 g dolokal kg<sup>-1</sup> vers veen) in veen afkomstig van vier locaties. Weergegeven zijn gemiddelde + 1 SE (n = 4); BV = Bargerveen, HV = Haaksbergerveen, MP = Mariapeel, TP = Tuspeel.

(100 – 900 μmol l<sup>-1</sup>). Aan het einde van het vijfde groeiseizoen was dit precies omgekeerd. De methaanconcentraties in het veen uit het Haaksbergerveen en Bargerveen waren zeer laag (< 150 μmol l<sup>-1</sup>) en van de twee andere substraten hoog (600 – 1000 μmol l<sup>-1</sup>). Het veen uit het Haaksbergerveen en Bargerveen is dan ook weer gedeeltelijk afgezonken. Het veen uit het Bargerveen is ongeschikt gebleken doordat de nutriëntenconcentraties zeer hoog waren welke geleidt heeft tot een sterke ontwikkeling van Pitrus. Het veen uit het Haaksbergerveen is wel geschikt maar doordat spontane

vestiging van *Sphagnum* uitbleef raakte het organisch materiaal uitgeput. Een te snelle methaanproductie blijkt ook ongunstig omdat het dan de vraag is of er snel genoeg nieuw veen gevormd wordt om de methaanproductie op gang te houden. Het veen uit de Mariapeel en Tuspeel blijkt op de langere termijn betere perspectieven te bieden. De methaanproductie is na vijf jaar nog voldoende hoog om het drijfvermogen in stand te houden. Veenmossen hebben dan een langere tijd ter beschikking om zich te vestigen en ontwikkelen. De ontwikkeling van het geïntroduceerde veenmos verloopt voorspoedig bij de controle en laagste kalkbehandeling (2 g dolokal kg<sup>-1</sup> veen). Op basis van de methaanproductiesnelheid werd al eerder duidelijk dat een hogere kalkdosering niet wenselijk is. Een lage kalkadditie (zoals uitgevoerd in hoofdstuk 5) verdient op basis van deze resultaten aanbeveling omdat het de methaanproductie licht stimuleert en niet toxisch blijkt te zijn voor veenmossen. Wat de effecten van kalkadditie op de ontwikkeling van de watermacrofauna is moet duidelijk worden uit het grootschalige veldexperiment in het Bargerveen (hoofdstuk 5).



*Figuur 6.6: Aantal capitula van Sphagnum cuspidatum, S. papillosum en S. magellanicum op plaggen uit de Mariapeel (links) en Tuspeel (rechts) in oktober 2005, 18 maanden na introductie. Het veen is vermengd met verschillende hoeveelheden kalk en per soort zijn 10 capitula ingezet (weergegeven met de horizontale stippellijn).*



## **7 Introductie van hoogveen- vormende soorten (*S. magellanicum* en *S. papillosum*) op vegetaties die stagneren in het *S. fallax* of *S.* *cuspidatum* stadium**

*Hilde Tomassen & Fons Smolders*

### **7.1 Achtergrond**

In Nederland blijkt de ontwikkeling van hoogveenvegetaties vaak te stagneren in een fase, waarin *S. cuspidatum* en/of *S. fallax* dominant zijn. Uit onderzoek in de eerste onderzoeksfase blijkt dat de relatief hoge achtergronddepositie aan stikstof hierbij een rol speelt. Er is echter ook gebleken dat soorten als *S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum* zich vaak goed blijken te vestigen en zich ook kunnen uitbreiden, wanneer ze geïntroduceerd worden in een door *S. cuspidatum* of *S. fallax* gedomineerde vegetatie. De vestiging van deze soorten lijkt derhalve een belangrijke 'bottleneck' te zijn. In een aantal veldexperimenten zijn bultbewonende veenmossoorten geïntroduceerd op verschillende wijze op kaal veensubstraat en in een door *Sphagnum cuspidatum* gedomineerde vegetatie.

### **7.2 Uitvoering**

In een aantal homogene oppervlakten, gedomineerd door *S. cuspidatum* werden op verschillende wijzen hoogveenvormende soorten geïntroduceerd. Er werden *S. cuspidatum* vegetaties met verschillende nutriëtniveaus geselecteerd: Clara Bog, Meerstalblok, Engbertsdijksvenen en Mariapeel. Verder werd in het Meerstalblok op kaal, gehopperd veen, bultbewonende veenmossen geïntroduceerd. In proefvlakken van 50 bij 50 cm (0.25 m<sup>2</sup>) werden *Sphagnum papillosum* en *Sphagnum magellanicum* met een lengte van 10 cm geïntroduceerd. Er werd gebruik gemaakt van lokaal verzameld *Sphagnum* (zie Donorsite in Tabel 7.1). De ingezette biomassa staat weergegeven in Tabel 7.1. Bij de introductie zijn 1) groepjes veenmos geplaatst en 2) verknipte fragmenten (1 cm lengte) uitgestrooid. De behandelingen werden in 4-voud uitgevoerd. In de Engbertsdijksvenen werden de stukjes tevens afgedekt met stro (225 g per m<sup>2</sup>) om eventuele uitdroging van de stukjes te voorkomen (zie Figuur 7.1). In de Engbertsdijksvenen werd het *Sphagnum* in twee verschillende dichtheden geïntroduceerd, n.l. 40 en 160 planten per m<sup>2</sup>. Op de andere locaties werd alleen geïntroduceerd in de hoogste dichtheid: 160 planten per m<sup>2</sup>. De eventuele uitbreiding van de veenmossen werd minimaal gedurende twee

groeiseizoenen gevolgd. Tevens werd de chemische samenstelling van het veenvocht en het veenmos bepaald.

*Tabel 7.1: Ingezette biomassa van S. magellanicum en S. papillosum bij de introductie-experimenten in drie Nederlandse hoogvenen. De biomassa van het geïntroduceerde veenmos op Clara Bog is niet bepaald (ingezet in juni 2004). Weergegeven zijn gemiddelde  $\pm$  1 SE. Engbertsdijksvenen: n = 10; Mariapeel en Bargerveen: n = 4.*

Gebied	Donorsite	Start experiment	Aantal	<i>S. magellanicum</i>	<i>S. papillosum</i>
<b>Engbertsdijksvenen</b>					
10 capitula per proefvlak	Oude veenkern	November 2002	10	0.53 $\pm$ 0.04	0.36 $\pm$ 0.02
40 capitula per proefvlak	Oude veenkern	November 2002	40	2.00 $\pm$ 0.04	1.49 $\pm$ 0.03
<b>Mariapeel</b>	'Boerenkuilen'	Maart 2004	40	2.43 $\pm$ 0.19	1.78 $\pm$ 0.08
<b>Bargerveen</b>	Meerstablok	Mei 2004	40	2.08 $\pm$ 0.09	2.76 $\pm$ 0.03



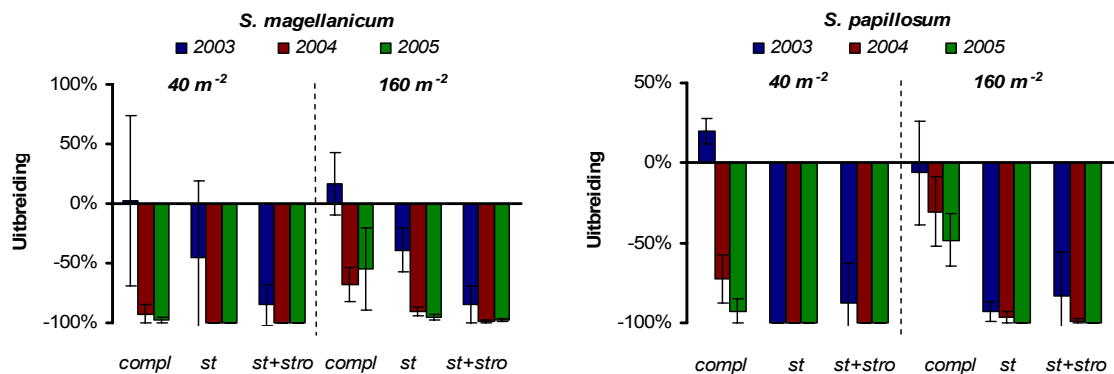
*Figuur 7.1: Overzicht van het Sphagnum-transplantatie experiment in de Engbertsdijksvenen in november 2002 (links) en november 2004 (rechts). Gedurende het experiment is het aantal infecties van Sphagnum met de Veenmosgrauwkap sterk toegenomen.*

## 7.3 Resultaten en discussie

### Engbertsdijksvenen

Het experiment is in het najaar van 2002 ingezet en de extreem droge zomer van 2003 is zeer waarschijnlijk ongunstig geweest voor de ontwikkeling van de geïntroduceerde veenmossen. Bij vrijwel alle behandelingen is het aantal *Sphagnum*-capitula dan ook afgenomen (Figuur 7.2). Toch is, voor zowel *S. magellanicum* als *S. papillosum*, het aantal capitula ongeveer gelijk gebleven of zelfs licht toegenomen bij de introductie van complete plantjes (10 cm lang). In het tweede jaar (2004) is het aantal capitula echter sterk afgenomen. De introductie van stukjes (een methode die in Canada veel wordt toegepast) lijkt niet goed te werken: het aantal capitula is bij beide soorten sterk afgenomen. De dichtheid van het veenmos blijkt weinig effect te hebben en afdekken met stro heeft alleen negatieve effecten gehad (Figuur 7.2). Afdekken met stro heeft bij introductie in een *Sphagnum*-vegetatie geen positief effect op de groei van de bultvormers. In Canada wordt deze methode

met succes toegepast op kaal veensubstraat (Rochefort et al., 2003; zie ook hieronder bij Bargerveen). In een *Sphagnum*-vegetatie is waarschijnlijk voldoende vocht aanwezig waardoor afdekken met stro de beschikbaarheid van water niet in positieve zin beïnvloedt. Stro heeft dan alleen negatieve effecten via beschaduwing en extra input van nutriënten vanuit de afbraak van het stro. Drie jaar na de introductie (2005) blijkt dat vrijwel al het geïntroduceerde veenmos is afgestorven en overgroeid. Opvallend is de sterke uitbreiding van de Veenmosgrauwkop in 2004 (Figuur 7.1). Uit analyse van het veenwater blijkt de  $\text{NH}_4$ -concentratie zeer hoog te zijn ( $225 \mu\text{mol l}^{-1}$ ; Tabel 7.2). Bij een overmaat aan  $\text{NH}_4$  nemen infecties met deze parasiet sterk toe (Limpens et al., 2003a).



*Figuur 7.2: Uitbreiding van Sphagnum magellanicum en Sphagnum papillosum in het introductie-experiment in de Engbertsdijksvennen in november 2003, 2004 en 2005. Sphagnum werd geïntroduceerd in twee dichtheden (40 en 160 capitula per m<sup>2</sup>) en als hele plantjes (10 cm lang; compl), stukjes van 1 cm (st) en stukjes van 1 cm afgedekt met stro (st+stro). Een uitbreiding van 0% betekent dat alle geïntroduceerde capitula nog aanwezig waren. Weergegeven zijn gemiddelden  $\pm 1$  SE.*

*Tabel 7.2: pH, kooldioxide- ( $\text{CO}_2$ ), fosfaat- ( $\text{PO}_4$ ), ammonium- ( $\text{NH}_4$ ), kalium- ( $\text{K}$ ), calcium- ( $\text{Ca}^{2+}$ ), sulfaat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en chloride- ( $\text{Cl}^-$ ) concentraties in het oppervlaktewater tussen *S. cuspidatum* in de Engbertsdijksvennen, in november 2003, 2004 en 2005. Concentraties, uitgezonderd pH, zijn weergegeven in  $\mu\text{mol l}^{-1}$ .*

	2003	2004	2005
pH	3.83 $\pm$ 0.04	3.84 $\pm$ 0.03	3.62 $\pm$ 0.08
$\text{CO}_2$	529 $\pm$ 88	995 $\pm$ 117	356 $\pm$ 74
$\text{PO}_4^{3-}$	1.7 $\pm$ 0.2	0.8 $\pm$ 0.1	3.1 $\pm$ 0.6
$\text{NH}_4^+$	225 $\pm$ 24	18 $\pm$ 3	34 $\pm$ 13
$\text{K}^+$	128 $\pm$ 16	33 $\pm$ 4	103 $\pm$ 52
$\text{Ca}^{2+}$	98 $\pm$ 10	13 $\pm$ 1	17 $\pm$ 5
$\text{SO}_4^{2-}$	85 $\pm$ 8	5 $\pm$ 4	41 $\pm$ 3
$\text{Cl}^-$	857 $\pm$ 36	336 $\pm$ 19	337 $\pm$ 30

Tabel 7.3: Chemische samenstelling van het geïntroduceerde veenmos en het aanwezige *S. cuspidatum* van het introductie-experiment in de Engbertsdijksvenen, starttoogst november 2002. In april 2005, werd *S. cuspidatum* verzameld dat niet-aangetast was door de Veenmosgrauwkop (groen) en dat wel aangetast (wit) was. Verschillende letters geven significante verschillen aan (ANOVA;  $p < 0.05$ ).

Locatie	Veenmossoort	<i>n</i>	N	P	K	N/P	N/K
			$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\text{g g}^{-1}$	$\text{g g}^{-1}$
Engbertsdijksvenen Introductie 2002	<i>S. cuspidatum</i>	<i>n</i> =5	753±15 <sup>a</sup>	13.0±0.6 <sup>a</sup>	89.6±1.7 <sup>c</sup>	26±1 <sup>b</sup>	3.0±0.1 <sup>a</sup>
	<i>S. papillosum</i>	<i>n</i> =5	851±31 <sup>a</sup>	22.3±0.7 <sup>c</sup>	86.2±3.0 <sup>c</sup>	17±0 <sup>a</sup>	3.5±0.1 <sup>b</sup>
	<i>S. magellanicum</i>	<i>n</i> =5	716±21 <sup>a</sup>	17.8±0.5 <sup>bc</sup>	64.8±2.8 <sup>b</sup>	18±0 <sup>a</sup>	4.0±0.1 <sup>b</sup>
Engbertsdijksvenen Veenmosgrauwkop	<i>S. cuspidatum</i> groen	<i>n</i> =4	1041±73 <sup>b</sup>	18.7±1.2 <sup>c</sup>	121.2±2.8 <sup>d</sup>	25±1 <sup>b</sup>	3.1±0.2 <sup>a</sup>
	<i>S. cuspidatum</i> wit	<i>n</i> =4	826±58 <sup>a</sup>	14.9±1.4 <sup>ab</sup>	12.0±1.0 <sup>a</sup>	25±1 <sup>b</sup>	24.8±1.2 <sup>d</sup>

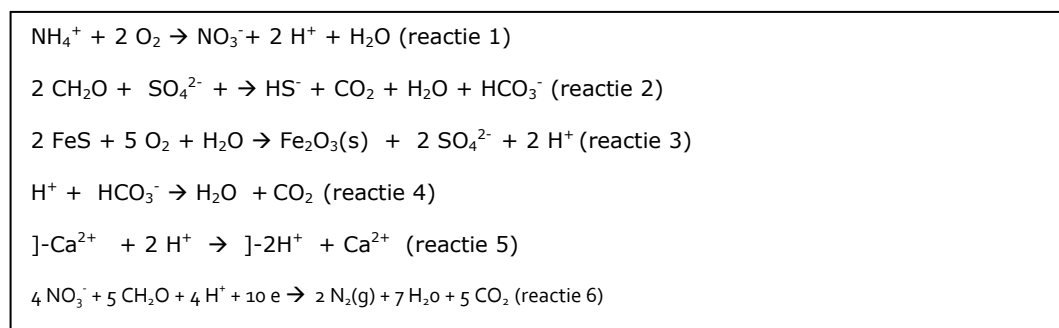
Bij de start van het experiment (2002) werden monsters verzameld van het geïntroduceerde veenmos en het aanwezige *S. cuspidatum* (Tabel 7.3). In 2004 werd materiaal verzameld van wel en niet door de Veenmosgrauwkop geïnfecteerd *S. cuspidatum*. In vergelijking tot 2002 zijn de N-, P- en K-concentraties in het niet-geïnfecteerde veenmos in 2005 significant hoger, de N/P en N/K-ratio's verschillen niet. Ten opzichte van de nutriëntenconcentraties in het veenwater in 2004 waren de concentraties in het najaar van 2003 duidelijk hoger (Tabel 7.2). Tijdens de droge zomer van 2003 zijn door oxidatieprocessen in het veen nutriënten vrijgekomen.

Droogte kan op verschillende manieren de biogeochemie van het veen beïnvloeden. Allereerst zal er indamping plaatsvinden waardoor de concentraties van allerlei ionen toenemen. Chloride is een inert ion waarvan de concentratie een goede indicatie is voor de mate waarin het veenwater is ingedampt. In 2003 zijn de chlorideconcentraties in het veenwater een factor 2,5 hoger ten opzichte van 2004 en 2005. Verder kunnen er allerlei oxidatiereacties optreden, waardoor bijvoorbeeld ammonium in nitraat wordt omgezet (reactie 1 van Vergelijking 7.1) en gereduceerd zwavel tot sulfaat wordt geoxideerd (reactie 3 van Vergelijking 7.1). Deze oxidatieprocessen zijn in het algemeen zuurgenererend. Tenslotte kan door (langdurige) verdroging de aërobe afbraak van het veen worden gestimuleerd. Deze aërobe afbraak verloopt vele malen sneller dan de anaërobe afbraak waardoor het veen versneld wordt afgebroken.

Onder natte condities wordt het bij de afbraak gevormde kooldioxide (en methaangas) in de vorm van gasbelletjes in de veenmatrix vastgehouden. Door een dalende waterstand kunnen deze echter ontsnappen en aan de atmosfeer worden afgegeven. Hierdoor dalen vanzelfsprekend de kooldioxideconcentraties (Tabel 7.2). Oxidatieprocessen kunnen op allerlei manieren de chemie van het veenwater beïnvloeden. Oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen speelt hierbij een belangrijke rol. Onder anaërobe condities is een belangrijk deel van het zwavel aanwezig in de vorm van sulfide. Er is nog niet zoveel onderzoek gedaan naar de reductie van sulfaat in hoogvenen, maar uit experimenten van Smolders et al. (2002) blijkt dat sulfaat ook onder de zure omstandigheden die in het hoogveen overheersen kan worden gereduceerd tot sulfide (reactie 2 van Vergelijking 7.1). Wanneer de sulfaat-influx niet al te groot is kan dit sulfide effectief worden gebonden door ijzer waardoor ijzersulfide (FeS en FeS<sub>2</sub>) ontstaat; of het kan worden gebonden aan organisch materiaal. Omdat via atmosferische depositie altijd sulfaat binnenkomt, ligt het voor de hand dat in de meeste

hoogvenen gereduceerd zwavel (in de vorm van sulfides) aanwezig zal zijn. Bij de oxidatie van gereduceerd zwavel wordt netto zuur gegenereerd in de vorm van protonen (reactie 3 van Vergelijking 7.1). Deze protonen leiden enerzijds tot een verzuring van het veen en een consumptie van de (zeer beperkte) alkaliniteit (reactie 4 van Vergelijking 7.1). Het overgrote deel van de geproduceerde protonen zullen door uitwisseling met calcium en magnesium uit het veenvocht worden weggevangen. Hierdoor komen aan het veen gehechte calcium- en magnesiumionen vrij (reactie 5 van Vergelijking 7.1). In hoogvenen kunnen ondanks de lage zuurgraad, relatief hoge concentraties geadsorbeerd calcium- en magnesium worden aangetroffen (Tomassen et al., 2003). We zien dan ook in het verdroogde veen in de Engbertsdijksvenen dat, naast een hogere sulfaatconcentratie, de calciumconcentratie in 2003 hoger is (Tabel 7.2).

*Vergelijking 7.1: De reactievergelijkingen van de belangrijkste biogeochemische processen.*



] = bodemadsorptiecomplex

De extreem hoge ammoniumconcentraties in 2003 hebben geleid tot een massale infectie van de veenmossen met de Veenmosgrauwkop (Limpens et al., 2003a). Een overmaat aan stikstof wordt door veenmossen opgeslagen in het weefsel in de vorm van stikstofrijke vrije aminozuren (Tomassen et al., 2003b). De stikstofconcentraties in het veenmos in 2005 zijn significant hoger ten opzichte van de concentraties in 2002 (Tabel 7.3). Door de toename van de aminozuurconcentratie in het weefsel neemt de kans op infectie met parasitaire schimmels toe (Van Dijk et al., 1992; Limpens et al., 2003a). Naast de stikstofconcentratie, zijn in 2005 de fosfor- en kaliumconcentraties hoger in *S. cuspidatum*. Uit de nutriëntenconcentraties van *S. cuspidatum* dat wel en niet aangetast is door de Veenmosgrauwkop, blijkt dat de stikstof- en fosforconcentraties niet verschillen (Tabel 7.3). De kaliumconcentratie is in het geïnfecteerde veenmos significant lager dan in het niet-geïnfecteerde veenmos. Door de infectie met de Veenmosgrauwkop raken de celmembranen lek en verliest het *Sphagnum* veel kalium vanuit het cytoplasma en de vacuole (Potter et al., 1996). Stikstof en fosfor zitten voornamelijk opgeslagen in bouwstoffen en blijven in het afgestorven veenmos aanwezig.

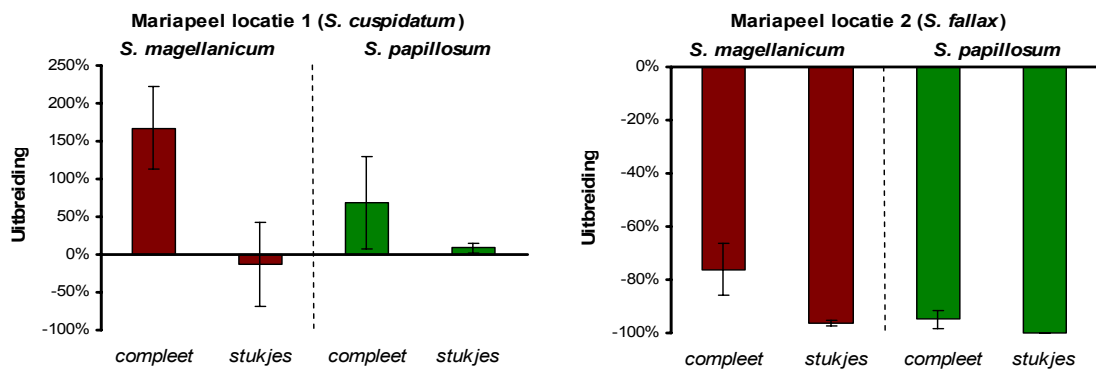
Het afsterven van het geïntroduceerde *Sphagnum* is grotendeels te verklaren door de ongunstige abiotische condities tijdens het groeiseizoen van 2003. Het al aanwezige *S. cuspidatum* is op deze locatie ook voor een groot deel afgestorven door de slechte groeicondities en de explosieve ontwikkeling van de Veenmosgrauwkop. De geïntroduceerde stukjes zijn vrijwel allemaal afgestorven en herstel valt eigenlijk niet meer te verwachten. Van de geïntroduceerde complete mossen heeft een gedeelte deze ongunstige omstandigheden overleefd en de vraag is of tijdens een aantal gunstige jaren *S. magellanicum* en *S. papillosum* zich kunnen herstellen of zelfs uitbreiden.

## Mariapeel

In de Mariapeel is het experiment minder uitgebreid ingezet dan in de Engbertsdijksvenen. Het effect van de introductiedichtheid (Engbertsdijksvenen) blijkt beperkt te zijn en daarom is alleen de hoogste dichtheid van 160 capitula per m<sup>2</sup> ingezet. Verder is gezien de negatieve effecten van de strobehandeling besloten deze weg te laten. Voor het experiment zijn twee veenputten uitgezocht die verlandt zijn met een *S. cuspidatum* en/of *S. fallax* vegetatie (Figuur 7.3). In beide veenputten werden 10 plotjes ingericht. De ontwikkeling van het veenmos blijkt sterk te verschillen tussen de twee veenputten. Uit nader onderzoek blijkt dat de vegetatie op locatie 1 wordt gedomineerd door *S. cuspidatum* en op locatie 2 door *S. fallax*. *S. fallax* is gedurende het experiment extreem hard gegroeid (minimaal 20 cm) waardoor het vrijwel onmogelijk was voor *S. papillosum* en *S. magellanicum* om niet overgroeid te raken (Figuur 7.4). Het geïntroduceerde veenmos is dan ook vrijwel geheel verdwenen. Op locatie 1 (gedomineerd door *S. cuspidatum*) verloopt de introductie redelijk succesvol. Het aantal capitula van *S. magellanicum* en *S. papillosum* dat als complete plantjes is geïntroduceerd is sterk toegenomen ten opzichte van het begin aantal (Figuur 7.4). Het aantal kopjes bij de introductie van stukjes is vrijwel gelijk gebleven.



Figuur 7.3: Kaart van het zuidelijke deel van de Mariapeel met de locaties van het introductie-experiment. De donorsite is de locatie waar *S. magellanicum* en *S. papillosum* verzameld is. Topografische Ondergrond © Topografische Dienst, Emmen.



Figuur 7.4: Uitbreiding van *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum* in oktober 2005, 1,5 jaar na transplantatie, in de Mariapeel. *Sphagnum* werd geïntroduceerd als hele plantjes (10 cm lang; compleet), en stukjes van 1 cm (stukjes) in een dichtheid van 160 capitula per m<sup>2</sup>. Een uitbreiding van 0% betekent dat alle geïntroduceerde capitula nog aanwezig waren. Het introductie-experiment is verspreid over twee verschillende veenputten met een *S. cuspidatum* (locatie 1) en *S. fallax* (locatie 2) verlanding. Weergegeven zijn gemiddelden  $\pm 1$  SE ( $n = 2$ ).



Figuur 7.5: Detailfoto (oktober 2005) van een proefvlak in veenput 1 waarin *S. magellanicum* als complete planten is geïntroduceerd, in de Mariapeel. Het aantal capitula van *S. magellanicum* heeft zich in 1,5 jaar tijd verdubbeld.

Tabel 7.4: Chemische samenstelling van het geïntroduceerde veenmos (*S. magellanicum* & *S. papillosum*) en *S. cuspidatum* en *Sphagnum fallax* in de twee veenputten. Monsters werden verzameld in maart 2004 (*S. magellanicum* & *S. papillosum*) en oktober 2005 (*S. cuspidatum* & *S. fallax*).

Veenmossoort		N	P	K	N/P-ratio	N/K-ratio
		$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	$\text{g g}^{-1}$	$\text{g g}^{-1}$
<i>S. papillosum</i>	$n = 4$	$796 \pm 23$	$17.7 \pm 0.9$	$55.6 \pm 5.0$	$20 \pm 0$	$5.2 \pm 0.4$
<i>S. magellanicum</i>	$n = 4$	$718 \pm 28$	$15.2 \pm 0.5$	$48.3 \pm 4.0$	$21 \pm 0$	$5.4 \pm 0.5$
<i>S. cuspidatum</i> put 1	$n = 2$	$624 \pm 30$	$12.6 \pm 1.3$	$96.5 \pm 2.2$	$23 \pm 1$	$2.3 \pm 0.1$
<i>S. fallax</i> put 1	$n = 1$	719	15.4	87.9	21	2.9
<i>S. cuspidatum</i> put 2	$n = 1$	504	14.8	92.7	15	2.0
<i>S. fallax</i> put 2	$n = 2$	$597 \pm 15$	$18.3 \pm 1.8$	$109.9 \pm 13.1$	$15 \pm 2$	$2.0 \pm 0.3$

Tabel 7.5: pH, kooldioxide- ( $\text{CO}_2$ ), fosfaat- ( $\text{PO}_4$ ), ammonium- ( $\text{NH}_4$ ), kalium- ( $\text{K}$ ), calcium- ( $\text{Ca}^{2+}$ ), en sulfaat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) concentraties in het oppervlaktewater tussen *S. cuspidatum* en *S. fallax* in veenput 1 en 2 de Mariapeel, in oktober 2005. Concentraties, uitgezonderd pH, zijn weergegeven in  $\mu\text{mol l}^{-1}$  ( $n = 2$ ).

	Veenput 1	Veenput 2
pH	3.82 ± 0.10	3.83 ± 0.22
$\text{CO}_2$	338 ± 23	573 ± 177
$\text{PO}_4^{3-}$	1.8 ± 0.2	3.0 ± 0.0
$\text{NH}_4^+$	109 ± 36	157 ± 32
$\text{K}^+$	52 ± 10	90 ± 16
$\text{Ca}^{2+}$	65 ± 20	28 ± 5
$\text{SO}_4^{2-}$	164 ± 50	89 ± 9

Chemische analyse van het veenmos geeft aan dat de groei van beide bultbewonende soorten en *S. cuspidatum* en *S. fallax* in veenput 1 gelimiteerd worden door fosfor (Tabel 7.4). De groei van *S. cuspidatum* en *S. fallax* in veenput 2 wordt gelimiteerd door zowel stikstof als fosfor ( $14 > \text{N/P-ratio} < 16$ ; Koerselman & Meuleman, 1996). De relatief hoge N/K-ratio ( $> 1.4$ ) geeft aan dat kalium co-limiterend is voor de groei van het veenmos (Hoosbeek et al., 2002).

Op basis van de chemische samenstelling van het oppervlaktewater in de veenputten blijkt dat de nutriëntenconcentraties ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{K}^+$ ) in veenput 2 duidelijk hoger zijn dan in veenput 1 (Tabel 7.5). Bij een hoge nutriëntenbeschikbaarheid is *S. fallax* in het voordeel en concurreert zowel *S. cuspidatum* als de geïntroduceerde bultbewonende soorten effectief weg (Limpens et al., 2003b). In veenput 1, waar nutriëntenconcentraties lager zijn, is de groeisnelheid veel lager waardoor de geïntroduceerde veenmossen de concurrentie beter aan kunnen. In vergelijking tot het introductie-experiment in de Engbertsdijksvennen en het Bargerveen, zijn de ammoniumconcentraties in de Mariapeel beduidend hoger (Tabel 7.5).

### Bargerveen

In het Meerstalblok (vak 1011) werd op 2 locaties een introductie-experiment ingezet: in een *S. cuspidatum* vegetatie (Figuur 7.6) en op een recentelijk gehopperde locatie. De twee experimenten werden identiek uitgevoerd aan het experiment in de Mariapeel. Nutriëntenanalyse van het geïntroduceerde veenmos en *S. cuspidatum* geeft aan dat de veenmosgroei in het Meerstalblok gelimiteerd wordt door fosfor en kalium ( $\text{N/P-ratio} > 16$  &  $\text{N/K-ratio} > 1.4$ ; Tabel 7.6).

De resultaten van de *Sphagnum* uitbreiding in de *S. cuspidatum* vegetatie geeft hetzelfde beeld als de experimenten in de Engbertsdijksvennen en Mariapeel. Het aantal capitula na het eerste groeiseizoen is bij beide soorten sterk afgenomen en de overleving van de stukjes is lager dan de overleving van complete plantjes (Figuur 7.7). Op de gehopperde locatie blijkt na het eerste groeiseizoen (2004) dat de stukjes goed overleven en zelfs uitbreiden (Figuur 7.7). Het aantal capitula van de complete plantjes is iets afgenomen. De ontwikkeling van *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* is vergelijkbaar.





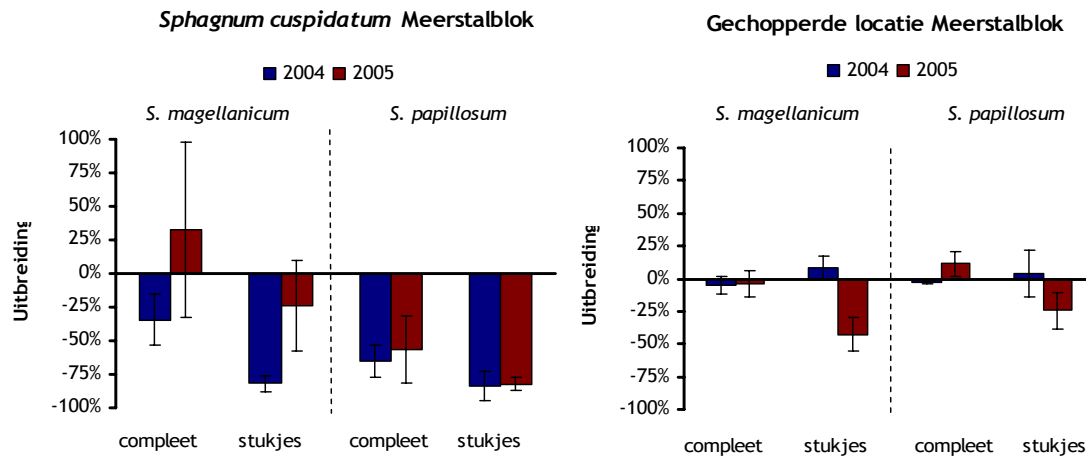
Figuur 7.6: Overzicht van het experiment in het Meerstalblok (Bargerveen) waar *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* geïntroduceerd zijn in een *S. cuspidatum* vegetatie.

Tabel 7.6: Chemische samenstelling van het geïntroduceerde veenmos (*S. magellanicum* & *S. papillosum*) en *S. cuspidatum* in het Bargerveen. Monsters werden verzameld in mei 2004 (*S. magellanicum* & *S. papillosum*) en oktober 2005 (*S. cuspidatum*).

Veenmossoort		N	P	K	N/P-ratio	N/K-ratio
		$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\mu\text{mol g}^{-1} \text{ DW}$	$\text{g g}^{-1}$	$\text{g g}^{-1}$
<i>S. cuspidatum</i>	$n = 4$	$743 \pm 73$	$16.0 \pm 1.5$	$131.3 \pm 8.2$	$21 \pm 2$	$2.0 \pm 0.2$
<i>S. papillosum</i>	$n = 2$	$873 \pm 33$	$18.8 \pm 0.9$	$79.9 \pm 3.2$	$21 \pm 0$	$3.9 \pm 0.0$
<i>S. magellanicum</i>	$n = 2$	$1002 \pm 34$	$21.2 \pm 1.6$	$84.0 \pm 0.2$	$21 \pm 1$	$4.3 \pm 0.1$

Na het tweede groeiseizoen is het aantal capitula van de geïntroduceerde stukjes sterk afgenomen (Figuur 7.7). Droogte heeft hier zeer waarschijnlijk een grote rol in gehad. In de zomer van 2005 is het veen sterk verdroogd (oppervlakkige scheuren) en de geïntroduceerde stukjes blijken gevoelig te zijn voor droogte. Verdroging van het veen blijkt ook uit de veenwaterchemie (Tabel 7.7). In het bodemwater op de gechopperde locatie is de ammoniumconcentratie erg hoog. De hoge chlorideconcentratie geeft aan dat het veen sterk verdroogd is (vergelijk situatie 2003 Engbertsdijksvenen; Tabel 7.2). De waterstanden zijn ver weggezakt in de zomer van 2005 en als gevolg van oxidatieve processen zijn ammonium en sulfaat gemobiliseerd uit het veen.

Het afdekken van stro zou hier, in tegenstelling tot introductie in een *S. cuspidatum* vegetatie, waarschijnlijk positieve effecten hebben gehad. Gedurende de eerste jaren wordt het veenmos beter tegen uitdroging beschermd wanneer de stukjes afgedekt worden met stro (Rochefort et al., 2003). De ontwikkeling op de langere termijn is daarom, totdat er een functionerend acrotelm is gevormd, sterk afhankelijk van de neerslaghoeveelheden tijdens het groeiseizoen.



Figuur 7.7: Uitbreiding van *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum* in december 2004 en oktober 2005, in het Bargerveen (Meerstalblok). *Sphagnum* werd geïntroduceerd als hele plantjes (10 cm lang; compleet) en stukjes van 1 cm (stukjes) in een dichtheid van 160 capitula per m<sup>2</sup>. Experiment is ingezet (voorjaar 2004) in een *Sphagnum cuspidatum* vegetatie (links) en op een gehopperde locatie (kaal veensubstraat; rechts). Een uitbreiding van 0% betekent dat alle geïntroduceerde capitula nog aanwezig waren. Weergegeven zijn gemiddelden ± 1 SE.



Figuur 7.8: Foto van een proefvlak (*S. magellanicum* in stukjes) in het gehopperde deel van het Meerstalblok in oktober 2005. Tijdens het groeiseizoen van 2005 is het water ver weggezakt en in het najaar is het waterpeil nog redelijk laag.

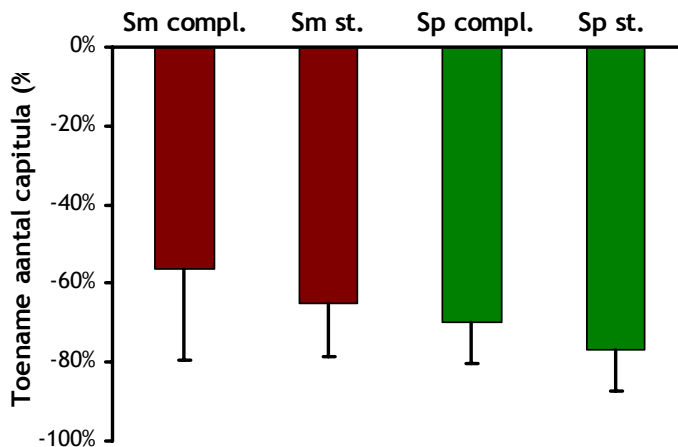
Tabel 7.7: pH, kooldioxide- ( $\text{CO}_2$ ), fosfaat- ( $\text{PO}_4$ ), ammonium- ( $\text{NH}_4$ ), kalium- ( $\text{K}$ ), calcium- ( $\text{Ca}^{2+}$ ), sulfaat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en chloride- ( $\text{Cl}^-$ ) concentraties in het oppervlaktewater tussen *S. cuspidatum* en in het bodemwater op de gehopperde locatie, in oktober 2005. Concentraties, uitgezonderd pH, zijn weergegeven in  $\mu\text{mol l}^{-1}$  ( $n = 4$ ).

	<i>S. cuspidatum</i>	Gehopperde locatie
pH	3.93 ± 0.06	4.04 ± 0.31
$\text{CO}_2$	967 ± 227	634 ± 51
$\text{PO}_4^{3-}$	0.5 ± 0.1	1.7 ± 0.5
$\text{NH}_4^+$	12.3 ± 1.4	353 ± 107
$\text{K}^+$	44.1 ± 7.7	27.9 ± 6.7
$\text{Ca}^{2+}$	28 ± 5	127 ± 26
$\text{SO}_4^{2-}$	39 ± 6	402 ± 156
$\text{Cl}^-$	417 ± 57	831 ± 223

### Ierland

Op Clara Bog Oost in Ierland werd een vergelijkbaar introductie-experiment ingezet (juni 2004) in een *Sphagnum cuspidatum* vegetatie (locatie 'The Seven Sisters'). Het aantal capitula van *S. magellanicum* en *S. papillosum* is in het eerste jaar sterk afgenomen (Figuur 7.9). De afname van de complete planten en stukjes verschillen niet significant. *S. magellanicum* lijkt het iets minder slecht te doen dan *S. papillosum*. De slechte ontwikkeling van bultvormende veenmossen is op deze locatie waarschijnlijk te verklaren door de hoge waterstand ter plaatse. Tijdens het inrichten van het experiment stond het waterpeil relatief laag en er is achteraf gezien geen juiste keuze gemaakt voor de introductielocatie. Bij te hoge waterstanden raakt het geïntroduceerde veenmos overgroeid door *S. cuspidatum* (vergelijk extra introductie-experiment Engbertsdijksvenen; Figuur 4.10).

De lagere stikstofdepositie in Ierland in vergelijking met Nederland heeft in dit geval geen positief effect op de introductie van *S. magellanicum* en *S. papillosum*. Van het veenmos en veenwater zijn (nog) geen nutriëntenconcentraties bepaald.



Figuur 7.9: Uitbreiding van *Sphagnum magellanicum* (Sm) en *Sphagnum papillosum* (Sp) in augustus 2005, 1 jaar na transplantatie, op Clara Bog (Ierland). *Sphagnum* werd geïntroduceerd als hele plantjes (10 cm lang; compl.) en stukjes van 1 cm (st.) in een dichtheid van 160 capitula per  $\text{m}^2$ . Het experiment is ingezet in een *Sphagnum cuspidatum* vegetatie (Seven Sisters). Een uitbreiding van 0% betekent dat alle geïntroduceerde capitula nog aanwezig waren. Weergegeven zijn gemiddelden ± 1 SE.

## 7.4 Conclusies

Introductie van bultbewonende *Sphagnum*-soorten in een door *S. cuspidatum* of *S. fallax* gedomineerde vegetatie blijkt niet altijd positief te verlopen. In de eerste fase zijn succesvolle introducties uitgevoerd met complete plaggen (ongeveer 400 capitula) van *S. magellanicum* en *S. papillosum* (Tomassen et al., 2003). Het introduceren van kleinere aantallen capitula (10 en 40) blijkt veel minder succesvol. Bij de introductie van complete plaggen zijn de randeffecten veel kleiner en blijft het soortspecifieke watervasthoudende vermogen (capillaire werking) van het veenmos intact. Bij kleine aantallen zijn de randeffecten veel groter en wordt het watervasthoudende vermogen sterk beïnvloed.

De beschikbaarheid aan nutriënten kan hierbij ook een rol spelen. In een relatief nutriëntenrijk milieu is het voor de geïntroduceerde soorten moeilijker het 'hoofd boven water te houden' doordat de groeisnelheid van de aanwezige veenmosvegetatie veel hoger is. De verwachting was dat in een nutriëntenrijk veen als de Mariapeel de introducties slechter zouden verlopen dan bijvoorbeeld in Ierland. Dit blijkt niet uit de introductie-experimenten. De introductie op Clara Bog is zeer slecht verlopen. De oorzaak hiervan is waarschijnlijk niet de nutriëntenbeschikbaarheid maar de hoge waterstanden op de introductielocatie.

Introductie op gehopperd veen verloopt in eerste instantie voorspoedig maar blijkt sterk afhankelijk van het klimaat (neerslaghoeveelheden). Ditzelfde geldt voor de introductie op plas-dras vernet zwartveen (hoofdstuk 4). Afdekken met stro zou in deze situatie waarschijnlijk positieve effecten op de veenmosontwikkeling hebben.

## 7.5 Consequenties voor het herstelbeheer

Om de successie van slenk- naar bultvormende soorten te stimuleren kan de herintroductie van deze soorten een goede maatregel zijn. Introducties met complete plaggen verlopen over het algemeen zeer succesvol (zie resultaten introductie-experimenten uit de 1<sup>e</sup> onderzoeksfase; Tomassen et al., 2003). De introductie van kleinere aantallen of zelfs stukjes veenmos verloopt in een door *S. cuspidatum* of *S. fallax* gedomineerde vegetatie minder succesvol. Zoals al eerder aangegeven (hoofdstuk 3) is het bij de introductie van bultvormende veenmossen in een *S. cuspidatum* vegetatie aan te raden grotere oppervlakten te transplanteren omdat anders het risico bestaat dat een groot deel van de bultvormende mossen overgroeid wordt. Mogelijk kan een verlaging van de waterstand na introductie het competitief voordeel van de bultvormende soorten verhogen. Op een kaal veensubstraat ligt de situatie anders: de introductie van kleinere aantallen en stukjes veenmos leidt hier tot goede resultaten, mits het veen niet te sterk uitdroogt in de zomer.

## **8 Ontwikkeling van de acrotelm op langere termijn: snelheid van herstel van de acrotelm**

*Sake van der Schaaf*

### **8.1 Inleiding**

Het is niet bekend hoe snel bij de regeneratie, c.q. restauratie van hoogvenen een volledig werkende acrotelm zich kan herstellen, c.q. vormen nadat een veenvormende vegetatie zich heeft gevestigd.

Bij de huidige situatie van Nederlandse hoogveenrestanten lijkt dit een weinig relevant gegeven, aangezien in verreweg de meeste gevallen -afgezien van drijftillen met hun bijzondere omstandigheden- er nauwelijks een begin van acrotelmvorming is. Zodra echter hoogveenvorming op gang komt, is informatie op dit punt zeer nuttig met het oog op de duur van beheersmaatregelen. Het is zeer de vraag, of op zo'n moment voldoende snel relevante informatie te krijgen is. De gedachte achter het hier beschreven onderzoek is dat waarschijnlijk met een beperkte inspanning een goede indicatie kan worden verkregen aan de hand van Ierse hoogvenen. Daar is in 1990-1992 uitvoerig onderzoek gedaan naar de relatie tussen doorlaatvermogen van de acrotelm en specifieke afvoer. De ligging van de toenmalige meetpunten, het ruimtelijke patroon van de terreinhoogte en daarmee het stromingspatroon zijn bekend. Daarbij is gebleken dat op Raheenmore Bog het doorlaatvermogen van de acrotelm gemiddeld ongeveer 1/3 was van wat dit op grond van theoretische overwegingen zou moeten zijn, op Clara Bog East ongeveer 1/6. In het gebied met goed ontwikkelde acrotelm bij Shanley's Lough op Clara Bog West werd ongeveer 1/1 gevonden, wat een indicatie is dat de gehanteerde theorie in grote lijnen overeenkomt met de werkelijkheid.

In zowel Raheenmore Bog als op Clara Bog East zijn rond 1996 greppels afgedamd. Op Clara Bog East lag een in 1983-84 gegraven dicht net van greppels van ongeveer 60 cm diep en een onderlinge afstand van 18-20 m, dat een desastreuze invloed heeft gehad op de acrotelm van dit gedeelte van Clara Bog (Van der Cruysen et al., 1993; Van der Schaaf, 1996). Op Raheenmore Bog lag een net van veel oudere greppels in het noordoostelijke deel (Figuur 8.3).

De verwachting bij de aanvang van het nieuwe onderzoek in 2002 was dat herhalen van de metingen van destijds informatie zou opleveren, waarmee op basis van vergelijking met de dataset van destijds de ontwikkeling van de acrotelm in ruim tien jaar tijd te kwantificeren zou zijn. De belangrijkste toetsingsgrootte was het doorlaatvermogen van de acrotelm. In mindere

mate was dat in dit onderzoek de dikte van de acrotelm, die bij het nieuwe onderzoek alleen op Raheenmore Bog systematisch is bepaald.

## 8.2 Theorie

Fundamenteel in de gehanteerde theorie is het uitgangspunt dat de horizontale stijghoogtegradiënt in een hoogveen nagenoeg gelijk is aan de plaatselijke terreinhelling  $I$  [1], omdat de waterspiegel praktisch aan maaiveld ligt.

Daarmee mag  $I$  worden gehanteerd als vervangende grootte voor de horizontale stijghoogtegradiënt.  $I$  mag in een niet kunstmatig ontwaterd hoogveen bij benadering constant in de tijd worden verondersteld, althans over een tijdsspanne in de orde van grootte van decennia. Dan volgt uit de wet van Darcy dat de momentane flux  $q_a$  [ $L^2T^{-1}$ ] van water in de acrotelm, uitgedrukt als volume per tijd per stroompadbreedte, nagenoeg evenredig is met het momentane doorlaatvermogen<sup>1</sup>  $T_a$  [ $L^2T^{-1}$ ] van de acrotelm, waarbij  $-I$  de evenredigheidsconstante is:

$$q_a \approx -T_a I \quad (1)$$

Het minteken in vergelijking (1) geeft aan dat de stroming hellingafwaarts is. Indien men  $I$  van een aflopende helling als positief beschouwt, kan het worden weggelaten.

Uit eerder onderzoek (o.a. Van der Schaaf, 1999) is gebleken dat stroming in de acrotelm van een functionerend hoogveen verwaarloosbaar is ten opzichte van die in de acrotelm, zodat onder die omstandigheden  $q_a$  voor de meeste toepassingen kan worden gelijkgesteld aan de horizontale flux over de volle veendikte.

Afvoer van water uit een hoogveen varieert sterk in de tijd. De variatie hangt vooral samen met de variabiliteit van neerslag en met name in het groeiseizoen ook met verdamping (zie Figuur 8.1). In Figuur 8.1 varieert de specifieke afvoer<sup>2</sup>  $v_a$  van Clara Bog West in de tijd met ongeveer een factor 50.

Ingevolge vergelijking (1) varieert het doorlaatvermogen van de acrotelm, gemiddeld over het hele veen, met een zelfde factor. Het mechanisme daarbij is de combinatie van de fluctuerende grondwaterstand en de neerwaarts sterk afnemende doorlatendheid  $k$  [ $LT^{-1}$ ]. Die afname hangt onmiddellijk samen met de afbraak van nieuw gevormd organisch materiaal die boven in de acrotelm door aeratie en beschikbaarheid van veel jong, goed afbreekbaar materiaal maximaal is. Deze afbraak leidt tot verslapping van plantaardige vezels en de vorming van kleinere deeltjes. Hierdoor en door de jaarlijkse vorming van nieuw materiaal aan het veenoppervlak neemt de gemiddelde poriëngrootte in de acrotelm en daarmee de doorlatendheid van het materiaal van boven naar beneden sterk af. Uit veldonderzoek in 1991 is gebleken dat op Clara West inderdaad het doorlaatvermogen van de acrotelm bij een fluctuatie van de grondwaterstand met 10 cm meer dan één orde van grootte varieert (Van der

---

<sup>1</sup> Doorlaatvermogen is de doorlatendheid  $k$  [ $LT^{-1}$ ], geïntegreerd over de dikte van de doorstroomde laag.

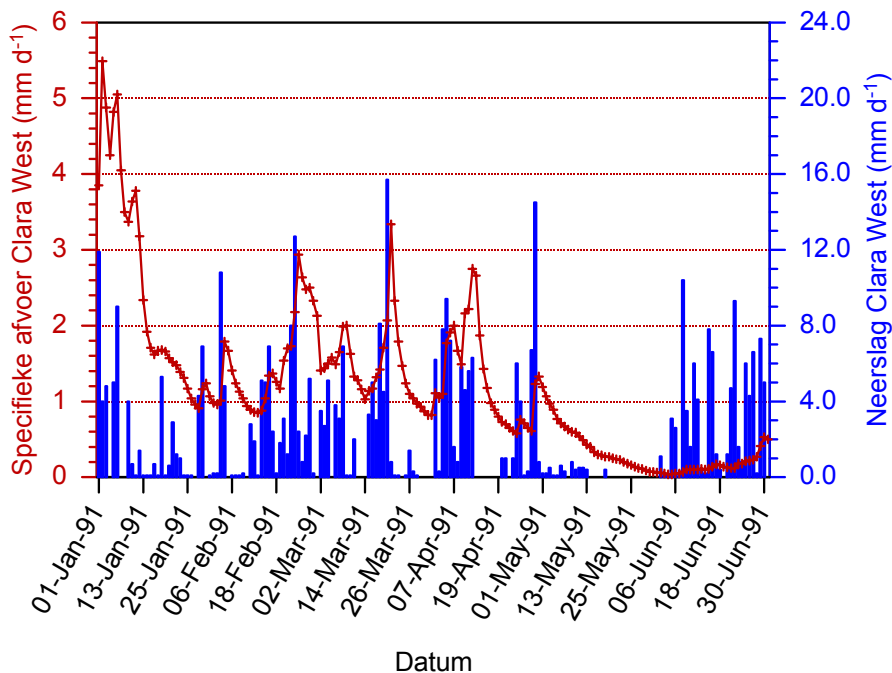
<sup>2</sup> Specifieke afvoer is de afvoer in volume per tijd en per oppervlak met dimensie [ $LT^{-1}$ ] en vaak uitgedrukt in mm per dag.

Schaaf, 1999), terwijl op Männikjärve Bog in Estland vergelijkbare waarden werden gevonden (Custers & Graafstal, 2005).

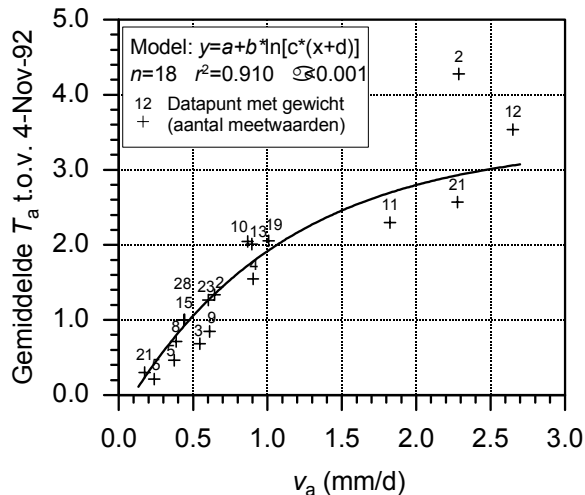
Zodra het vermogen van de acrotelm om zijn doorlaatvermogen aan de afvoer aan te passen onvoldoende is, dan zal in het veen stroming via oppervlaktewater optreden. In zulke gevallen zullen het doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm en de afvoer niet meer evenredig veranderen, maar zal de relatieve toename van  $T_a$  achterblijven bij die van de afvoer.

Een voorbeeld voor Clara Bog geeft Figuur 8.2, waarin waarden van  $T_a$ , gemeten in 1992/93 op een groot aantal punten in het stroomgebied, zijn samengevat. Probleem daarbij was de verwerking van  $T_a$  van individuele meetpunten in een zinvol gemiddelde en de vergelijkbaarheid tussen meetdagen waarop niet precies dezelfde punten zijn bemeaten. Daarom zijn de waarden van elk meetpunt genormaliseerd door ze te delen door de meetwaarde van het punt op een referentiedatum die voor alle punten dezelfde is. De figuur toont de meetdaggemiddelden van de aldus genormaliseerde waarden.

Uit de grafiek blijkt dat boven een specifieke afvoer  $v_a$  [ $LT^{-1}$ ] van 1-1.5 mm/d de helling van de grafiek afneemt. Daar begint de bijdrage van oppervlaktewater aan de afvoer een rol te spelen. Voor Raheenmore Bog werd een vergelijkbare betrekking gevonden, waarover later meer.



Figuur 8.1: Verloop van neerslag- en specifieke afvoersommen [ $LT^{-1}$ ] per dag van een 95 ha groot stroomgebied op Clara Bog West, 1e halfjaar 1991. De afvoerkromme volgt in de winterperiode vrij goed de neerslag, in de zomerperiode is dit als gevolg van verdamping maar in beperkte het geval.



Figuur 8.2: Gemiddeld doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm versus specifieke afvoer  $v_a$  van hetzelfde stroomgebied op Clara Bog als in Figuur 8.1. Om vergelijking tussen meetpunten mogelijk te maken zijn gemeten  $T_a$  gegeven in verhouding tot een referentiedatum, in dit geval 4 november 1992. De getallen in de grafiek geven het aantal bemeeten punten op de betreffende dag. Die getallen zijn ook de wegingsfactor voor de betreffende waarde bij de vereffening op de weergegeven curve.

De afvoer  $Q_a$  [ $L^3T^{-1}$ ] van een door twee stroomlijnen begrensd gedeelte (stroompad) van een hoogveen kan per definitie worden beschreven als het product van de specifieke afvoer  $v_a$  en de oppervlakte  $A_u$  [ $L^2$ ] van het stroompad bovenstrooms van een denkbeeldige lijn loodrecht op de stromingsrichting:

$$Q_a = A_u v_a \quad (2)$$

$A_u$  kan worden beschreven in termen van de stroompadbreedte  $w$ , de stroompadlengte  $L$  en een factor  $f$  voor de stroompadvorm<sup>3</sup> (Van der Schaaf 2002a, 2002b):

$$A_u = \frac{wL}{f} \quad (3)$$

en dus geldt:

$$Q_a = \frac{wLv_a}{f} \quad (4)$$

Door delen door  $w$  gaat  $Q_a$  in (4) over in  $q_a$ , zodat combinatie van (4) en (1) onder verwaarlozing van het minteken leidt tot

$$T_a \approx \frac{Lv_a}{If} \quad (5)$$

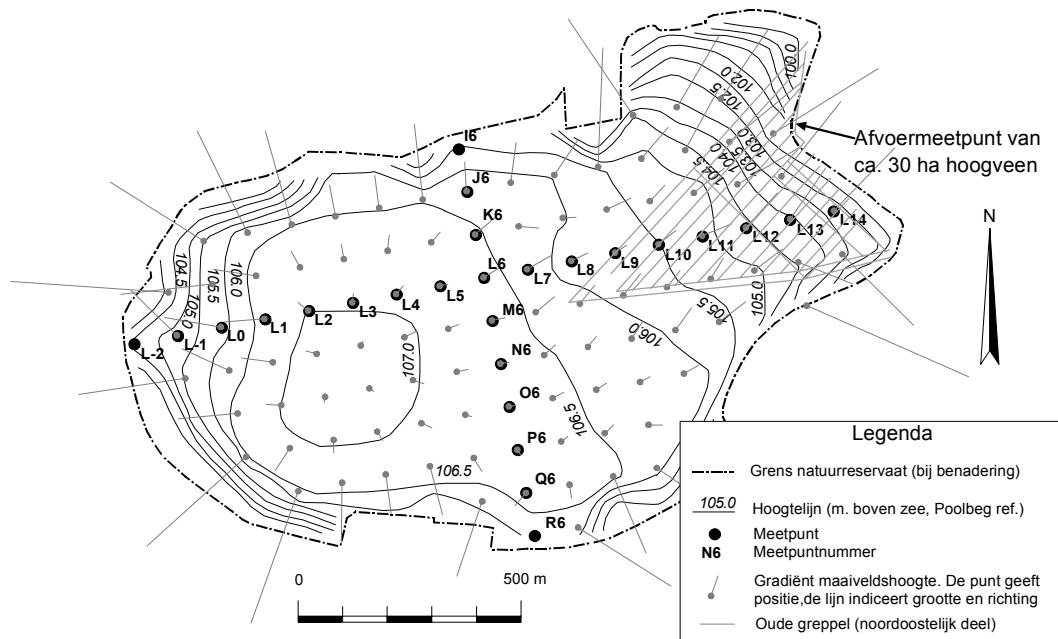
waarmee bij gegeven stromingspatroon en hoogte voor elke plek en elke waarde van de specifieke afvoer  $v_a$  een doorlaatvermogen  $T_a$  kan worden berekend.

<sup>3</sup> Voor evenwijdige stroming geldt  $f=1$ , voor radiaal divergente stroming  $f=2$ , voor convergente stroming  $0 < f < 1$ .



## 8.3 Uitvoering

Vergelijken van in het veld gemeten waarden van doorlaatvermogen  $T_a$  en berekende waarden volgens vergelijking (5) levert een methode op om de toestand van de acrotelm te kwantificeren. In dit geval kon het stromingspatroon worden bepaald uit hoogtemetingen in een 100\*100 m puntenraster dat zowel in 1991 als in 2002/03 was ingemeten. De verschillen tussen beide metingen waren zo gering dat geen substantiële correcties voor veranderde stromingspatronen behoeften te worden uitgevoerd.

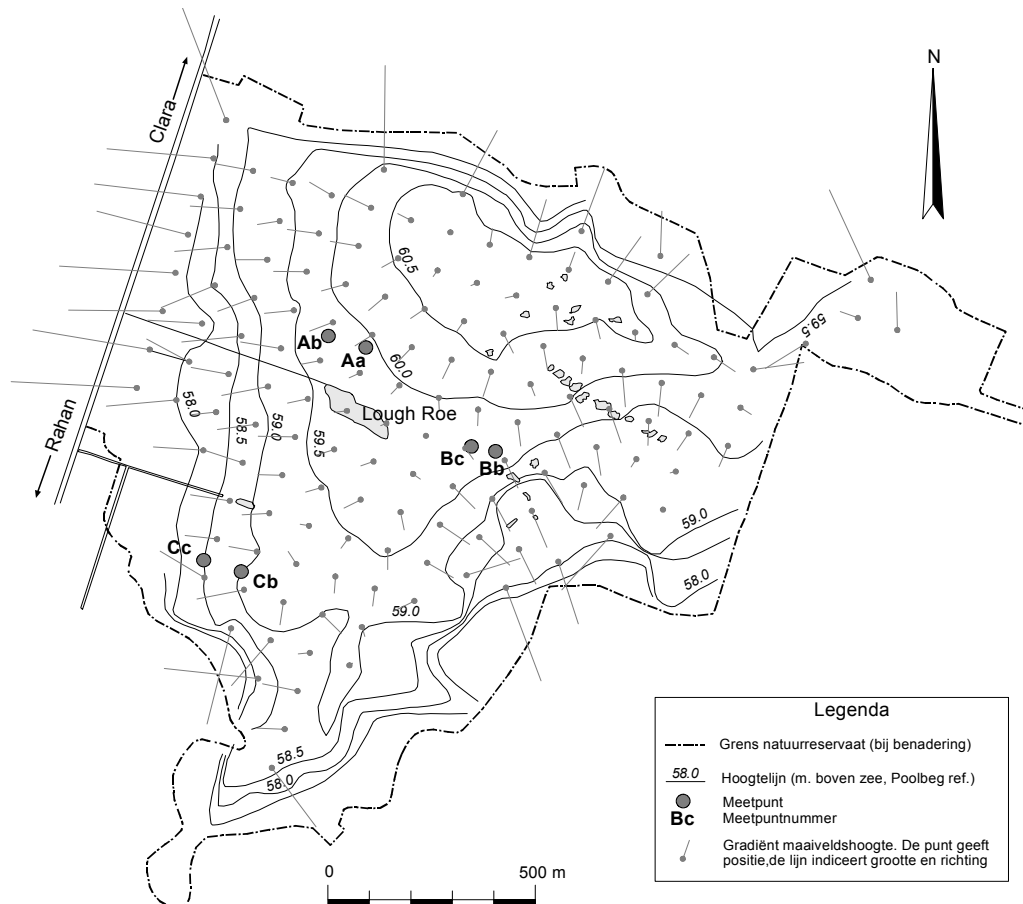


Figuur 8.3: Ligging van de meetpunten voor het doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm op Raheenmore Bog.

De metingen van doorlaatvermogen  $T_a$  werden uitgevoerd met mini-pompproefjes als beschreven door Van der Schaaf (1999, 2004). Dat gebeurde op dezelfde plaatsen als in 1991-93 op zowel Raheenmore Bog als Clara Bog East bij verschillende specifieke afvoer  $v_a$ . Op Raheenmore Bog lagen de 26 meetpunten in twee loodrechte raaien (Figuur 8.3). In 1991-92 is per meetpunt op een plek (putje van circa 25\*25\*40 cm diep) gemeten, in 2002-03 meestal op twee: één in een slenkpositie en één in een bultpositie. De slenkplekken lagen echter doorgaans niet al te laag in de slenk omdat anders de waterstand te vaak te hoog zou zijn om te kunnen meten. De afvoer  $Q_a$  werd van november 2002 tot november 2004 gemeten met behulp van een meetstuw op de plaats waar ook in 1989-1993 een dergelijke stuw was geïnstalleerd. De plaats is in Figuur 8.3 met een pijl aangegeven. Omdat de grootte van het vanggebied, circa 30 ha, bekend was, kon uit de gegevens  $v_a$  worden berekend.

Op de oostelijke helft van Clara Bog zijn meetpunten geïnstalleerd op zes plaatsen met zes meetpunten per plaats, waarvan drie in een bult- en drie in een slenkpositie (Figuur 8.4). Voor de slenkposities golden dezelfde restricties als op Raheenmore Bog. De meetplaatsen zijn in 1989 geselecteerd en lagen in een natte positie (punten A), een droge (punten C) en een tussenpositie (punten B). Omdat op de oostelijke helft van Clara Bog een zinvolle afvoermeting niet realiseerbaar was, is de afvoer daar geschat door correleren van de in 1990-93 gemeten afvoeren van Clara West en Raheenmore Bog en

de in 2002-03 gemeten afvoeren van Raheenmore Bog in combinatie met gegevens van een registrerende regenmeter op positie A en drie van Divers<sup>®</sup> voorziene freatische peilbuizen op de posities A, B en C (2002-03) (Ten Heggeler et al., 2005).



Figuur 8.4: Ligging van de clusters meetpunten voor het doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm op Clara Bog East.

Omdat de oorspronkelijk door Ingram (1978) gegeven definitie van de acrotelm tegenstrijdigheden bevat en bovendien in een kartering niet goed toepasbaar is, is voor de diktekartering op Raheenmore Bog uitgegaan van de dikte van de bovenlaag waarin, gerekend vanaf maaiveld, de humificatiegraad op de schaal van Von Post (Von Post, 1922) 3 of minder bedroeg. De methode is uitvoeriger beschreven door Van der Schaaf (1999) en Ten Heggeler et al. (2005).

## 8.4 Resultaten

### Doorlaatvermogen acrotelm

Uit de uitkomsten bleken weliswaar kleine verschillen in uitkomst tussen slenk- en bultposities, maar deze waren statistisch niet significant (Ten Heggeler et al., 2005). Daarom zijn de uitkomsten van beide steeds samengenomen. Dit wil niet zeggen dat verschillen tussen slenk- en bultpositie in een onbeschadigd hoogveen niet zijn te verwachten. In zowel Clara Bog East als Raheenmore Bog is de visueel waarneembare sterke acrotelmgroei van recente datum, zodat het denkbaar is dat verschillen tussen bulten en slenken nog niet de tijd hebben gehad, zich te vormen.

In Tabel 8.1 zijn de meetresultaten van Raheenmore Bog voor zowel 1991-92 als 2002-03 samengevat. Bij een deel van de meetpunten nabij de veenrand stonden de meetputjes te vaak droog voor het verkrijgen van een bruikbare set metingen. Daarom zijn die in de tabel weggelaten. Meetpunt L9 bleek extreem hoge meetwaarden te leveren en zich nagenoeg in een volledig dichtgegroeide greppel te bevinden. Daarom zijn de gegevens van dit meetpunt niet opgenomen.

*Tabel 8.1: Berekende en gemeten acrotelmdoorlaatvermogens  $T_a$  op Raheenmore Bog in 1991-92 en 2002-03 als gemiddelden van  $n$  metingen.*

Meetpunt	1991-92				2002-03			
	$n$	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) berekend	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) gemeten	berekend gemeten	$n$	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) berekend	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) gemeten	berekend gemeten
L-1	3	57	21	2.7	10	29	33	0.9
L0	3	61	3.3	18	10	34	22	1.5
L1	3	48	4.4	11	10	27	327	0.1
L2	3	83	75	1.1	10	53	106	0.5
L3	3	55	133	0.4	10	61	8.9	6.9
L4	4	119	7.6	16	10	123	7.2	17
L5	4	158	277	0.6	10	125	90	1.4
L6	4	141	40	3.5	10	102	125	0.8
L7	4	133	5.2	26	10	81	73	1.1
L8	4	329	92	3.5	10	170	101	1.7
L10	1	281	59	4.8	10	226	96	2.4
L11	4	248	89	2.8	10	130	131	1.0
L12	3	171	61	2.8	10	122	172	0.7
L13	2	125	78	1.6	10	79	33	2.4
J6	3	124	12	10	10	56	50	1.1
K6	3	109	25	4.4	10	61	16	3.8
M6	3	225	133	1.7	10	114	32	3.6
N6	3	328	59	5.6	10	182	65	2.8
O6	3	400	131	3.1	10	105	39	2.7
P6	3	494	73	6.6	10	114	188	0.6
Q6	3	256	171	1.5	10	137	49	2.8
Geometrisch gemiddelde				3.63	1.57			
5% betrouwbaarheidsinterval <sup>4</sup>				2.22-5.92	0.97-2.54			

Van de verhoudingen doorlaatvermogen  $T_a$  berekend/gemeten is het geometrisch gemiddelde <sup>5</sup> bepaald. Er zijn twee redenen om een geometrisch en geen rekenkundig gemiddelde te hanteren:

<sup>4</sup> Tweezijdig, gebaseerd op een lognormale verdeling van de basisgegevens.

<sup>5</sup> Het geometrisch gemiddelde van  $n$  getallen is de  $n$ -de machtswortel uit hun product. De logaritme van de uitkomst is dus het rekenkundig gemiddelde van de logaritmen van de afzonderlijke getallen.

1. Uitschieters hebben bij een rekenkundig gemiddelde een aanzienlijk grotere invloed op het eindresultaat dan bij een geometrisch gemiddelde.
2. Bij statistische toetsing van het rekenkundig gemiddelde wordt stilzwijgend uitgegaan van een normale verdeling, waarmee negatieve meetwaarden deel uitmaken van de kansverdeling, waarvan de meetuitkomst geacht wordt, een trekking te zijn. Dit is fysisch onmogelijk. Bij een lognormale verdeling, waarbij de logaritme van de meetwaarden normaal verdeeld is, is dit laatste per definitie uitgesloten.

De geometrische gemiddelden voor 1991-92 en 2002-03 verschillen ruim een factor 2. De situatie in 2002-03 benadert de theoretische situatie beter dan die van 1991-92. De 5% betrouwbaarheidsintervallen, berekend uit een lognormale verdeling, overlappen nauwelijks, zodat mag worden geconstateerd dat de gemiddelden statistisch significant verschillen. Dit valt ook vast te stellen door het beschouwen van de verschillen per meetpunt. Op 6 meetpunten is in 2002-03 een hogere verhouding berekende/gemeten doorlaatvermogen  $T_a$  gevonden en op 15 punten een lagere. Toetsing met de binomiale verdeling leert dat de kans ongeveer 0.025 is, dat dit op toeval berust.

Uit de resultaten kan dus veilig worden geconcludeerd dat de acrotelm van Raheenmore Bog zich in ruim 10 jaar tijd meetbaar in positieve zin heeft ontwikkeld.

Wel valt de grote variabiliteit van de resultaten op. Hiervoor zijn twee verklaringen te geven:

1. Ruimtelijke variabiliteit van doorlaatvermogen  $T_a$ , waarbij het water voor een belangrijk deel langs voorkeursstroombanen loopt
2. De ontwikkeling van de acrotelm op Raheenmore Bog verloopt niet overal even voorspoedig: er zijn in het terrein duidelijke verschillen in ontwikkeling te zien op een ruimtelijke schaal van enkele meters tot enkele tientallen meters.

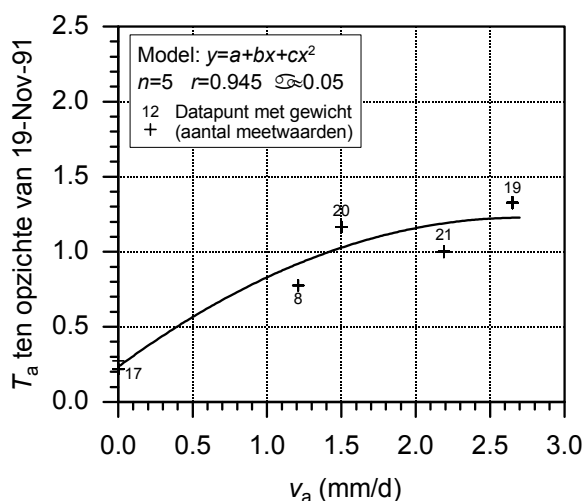
Voor Clara Bog East zijn de meetresultaten op overeenkomstige wijze als voor Raheenmore Bog samengevat in Tabel 8.2. Uit de tabel blijkt een fantastische en statistisch zeer significante verbetering van de acrotelm in minder dan 10 jaar. In feite schiet dootlaatvermogen  $T_a$  in de drie meetlocaties Aa t/m Bb door tot ruim boven de theoretische waarde. Dit verschijnsel valt vermoedelijk te verklaren uit de aanwezigheid van obstakels voor de stroming, deels als gevolg van oneffenheden in het "oude" veenoppervlak, deels als gevolg van de aanwezigheid van oud veenmateriaal langs de greppels, dat daar bij het graven in 1983-84 is terechtgekomen. Daardoor wordt vaak de stroming in banen parallel aan de greppels gedwongen, waarbij water stagneert waar het zonder die situatie een andere richting zou hebben genomen. Een andere mogelijke verklaring is transport van water uit het iets hoger gelegen deel van het veen ten noorden van Aa-Bb via de greppels die weliswaar zijn afgedamd, maar desondanks niet geheel onwerkzaam zijn. Dit water kan vervolgens lokaal het zeer vlakke deel, in het bijzonder bij de punten Aa en Ab licht inunderen, waardoor althans in het begin van het regeneratieproces een losse acrotelm ontstaat met een zeer open structuur. Deze inundatie is ter plaatse daadwerkelijk waargenomen.

Tabel 8.2: Berekende en gemeten acrotelmdoorlaatvermogens  $T_a$  op Clara Bog East in 1992-93 en 2002-03 als gemiddelden van  $n$  metingen.

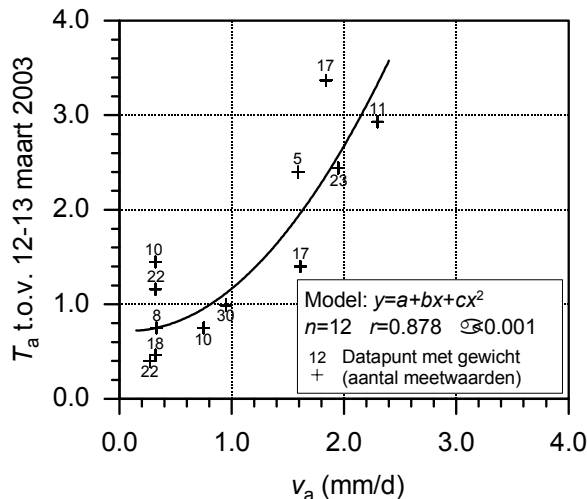
Meetpunt	1992-93				2002-03			
	$n$	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) berekend	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) gemeten	berekend gemeten	$n$	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) berekend	$T_a$ ( $m^2d^{-1}$ ) gemeten	berekend gemeten
Aa	11	310	64	4.8	24	66	389	0.17
Ab	14	157	26	6.0	24	51	384	0.13
Bb	14	191	35	5.5	24	34	96	0.36
Bc	16	411	49	8.5	24	71	67	0.94
Cb	14	34	7.0	4.9	24	3.4	1.9	1.8
Cc	12	74	10.5	7.0	24	8.2	8.1	1.0
Geometrisch gemiddelde				5.99	0.49			
5% betrouwbaarheidsinterval				4.8 - 7.5	0.17 - 1.4			

### Overgang van acrotelm- naar oppervlaktestroming

Zoals bij de ontwikkeling van de theorie is aangegeven, ontstaat stroming via oppervlaktewater, zodra de acrotelm niet in staat is een voldoende hoog doorlaatvermogen te ontwikkelen om het totale aanbod aan water te transporteren (Figuur 8.1). In feite wordt het benodigde extra doorlaatvermogen gecreëerd door stroming over in plaats van onder het veenoppervlak. Hoewel het hier strikt genomen gaat om open water, wil dat niet zeggen dat in plaats van laminaire stroming turbulente stroming optreedt, waardoor de wet van Darcy niet meer van toepassing zou zijn. Sevenhuysen (1977) vond bijvoorbeeld in de Nannizwamp in Suriname dat in zulke situaties –stroming door een vegetatielaag- de stroming in de praktijk als laminair mag worden beschouwd. Dit houdt in dat het concept van het doorlaatvermogen ook dan bruikbaar blijft.



Figuur 8.5: Gemiddeld doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm versus specifieke afvoer  $T_a$  van een stroomgebied op Raheenmore Bog dat afwatert via het meetpunt, aangegeven in Figuur 8.3. Ook hier zijn gemeten  $T_a$  gegeven in verhouding tot een referentiedatum, in dit geval 19 november 1991.



*Figuur 8.6: Gemiddeld doorlaatvermogen  $T_a$  van de acrotelm versus specifieke afvoer  $T_a$  van een stroomgebied op Raheenmore Bog dat afwatert via het meetpunt, aangegeven in Figuur 8.3. Ook hier zijn gemeten  $T_a$  gegeven in verhouding tot de referentiedatum 13 maart 2003.*

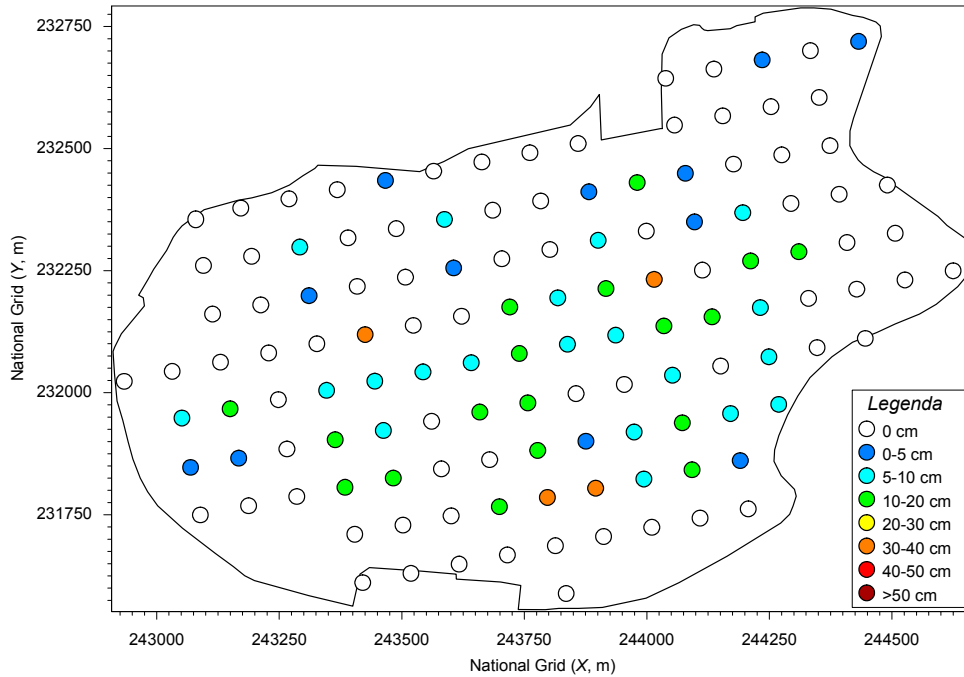
De specifieke afvoer waarbij oppervlaktestroming begint op te treden, zegt iets over de afvoercapaciteit van de acrotelm. Voor Raheenmore Bog is de relatie van specifieke afvoer en doorlaatvermogen over 1991-92 in de grafiek van Figuur 8.5 weergegeven. Hoewel het aantal meetdagen beperkt is, lijkt net als op Clara Bog in die periode (Figuur 8.2), afvoer via oppervlaktewater op te gaan treden als de specifieke afvoer  $v_a$  rond 1-1.5 mm d<sup>-1</sup> ligt.

Figuur 8.6 geeft de situatie in 2002-03, die ten opzichte van ruim tien jaar daarvoor sterk blijkt te zijn veranderd. Van een geleidelijk vlakker wordende curve is geen sprake; de grafiek wijst eerder op het tegendeel. De verklaring voor dit gedrag ligt vermoedelijk ook hier in de ongelijke ligging van het "oude" veenoppervlak, waardoor water plaatselijk stagneert en een relatief losse acrotelm wordt gevormd. Vergelijking van Figuur 8.5 en Figuur 8.6 leidt in elk geval tot de conclusie dat het aanpassingsvermogen van de acrotelm van Raheenmore Bog aan hogere afvoeren in tien jaar aanzienlijk groter is geworden.

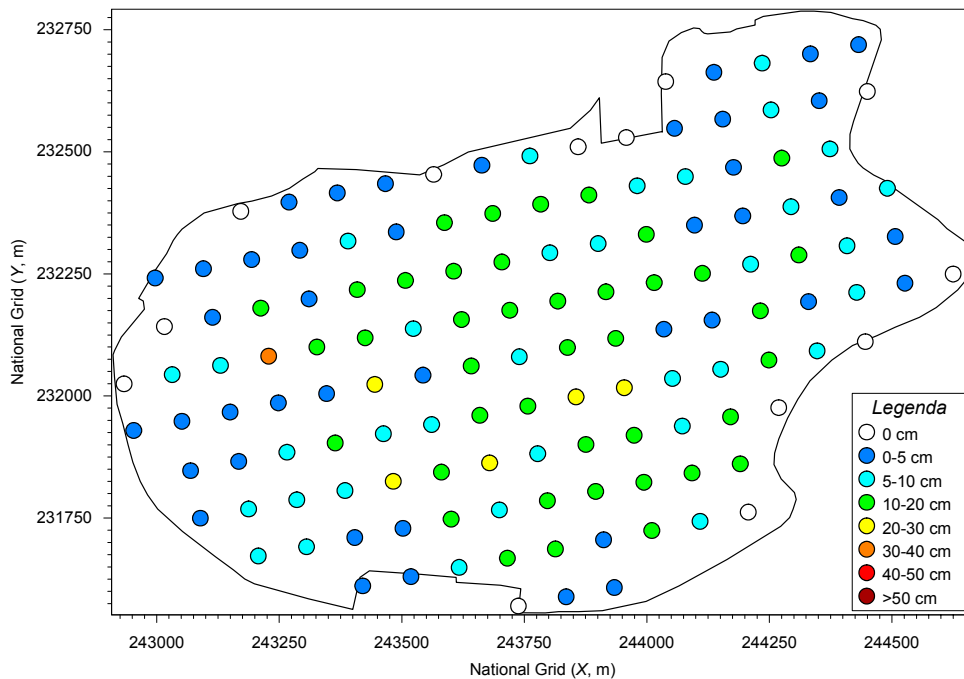
### **Dikte acrotelm**

Zoals in de paragraaf "Uitvoering" gemeld, is de kartering van de acrotelmdikte beperkt gebleven tot Raheenmore Bog. De methode is ook in deze paragraaf toegelicht.

Wegens de sterke ruimtelijke variabiliteit van de acrotelmdikte is ervan afgezien, een vlakkenkaart te maken, maar is volstaan met een stippenkaart voor de punten van het eerder genoemde 100\*100 m raster waar zowel in 1991 en 2002-03 daadwerkelijk is gemeten. Figuur 8.7 en Figuur 8.8 geven de situaties weer voor resp. 1991 en 2002-03. Bij het vergelijken van de figuren moet worden opgemerkt, dat in 1991 geen onderscheid is gemaakt tussen bult en slenk en dus het ene punt een bultpositie en het andere een slenkpositie kan vertegenwoordigen. In 2002-03 is dat wel gedaan en is voor elk punt op de kaart zowel een bult- als een slenkpositie genomen en is het resultaat vervolgens gemiddeld bij het maken van Figuur 8.8. Vergeleken met 1991 is in 2002-03 op 83 plaatsen een dikkere acrotelm geconstateerd en op 21 plaatsen een dunnere en een gelijk gebleven dikte op eveneens 21 punten. De kans dat dit een toevalstreffer is, is aanzienlijk kleiner dan 1: 10<sup>6</sup>.

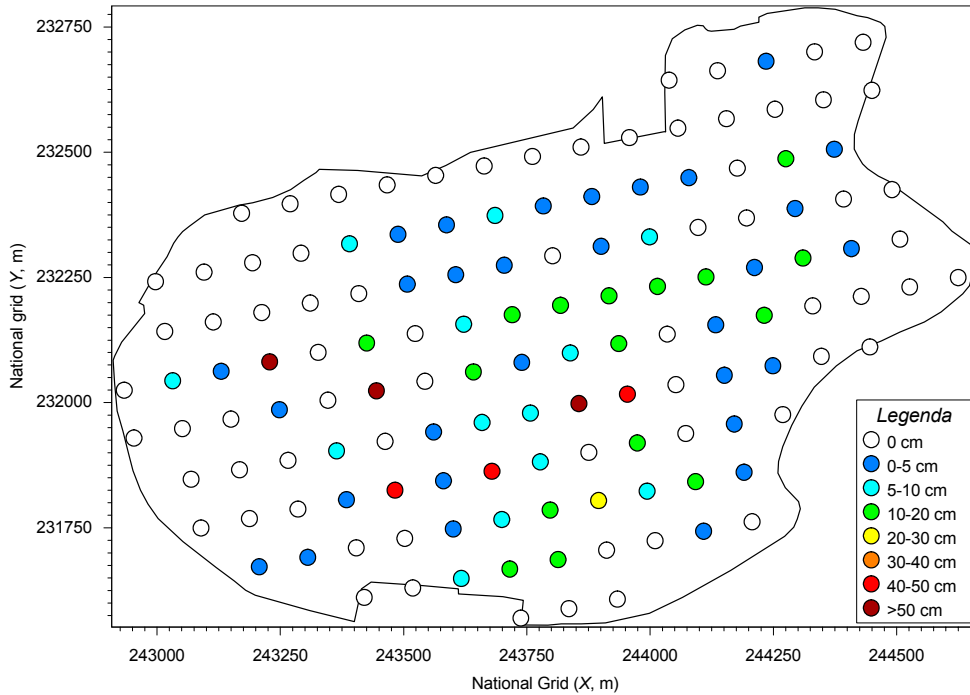


*Figuur 8.7: Acrotelmdikte van Raheenmore Bog in 1991. Puntenraster: 100\*100 m. Bult- of slenkposities onbekend. Gebaseerd op Van 't Hullenaar en ten Kate (1991), bewerkt door Ten Heggeler et al., 2005.*

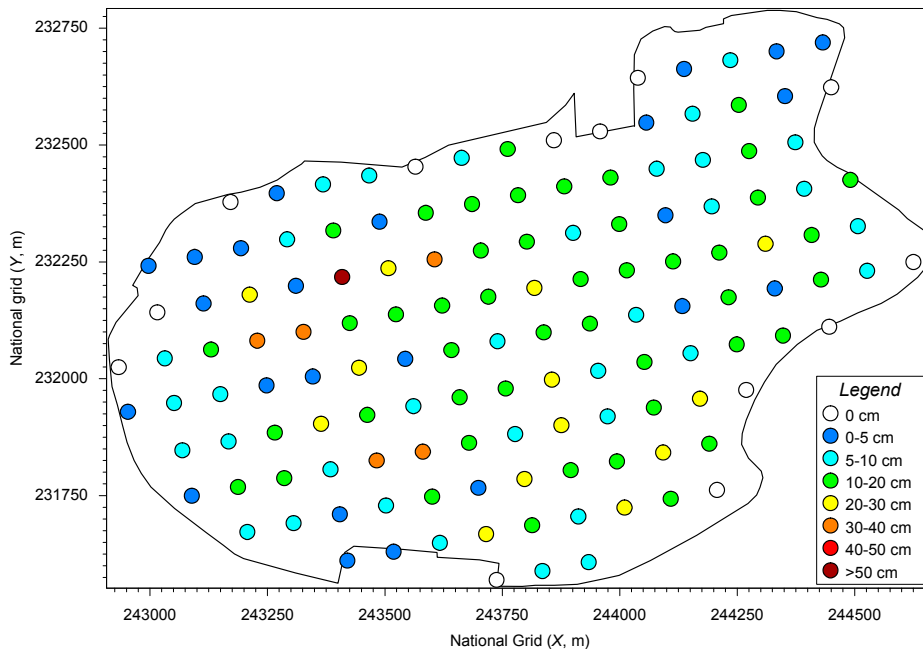


*Figuur 8.8: Acrotelmdikte van Raheenmore Bog in 2003. Puntenraster: 100\*100 m, per punt een gemiddelde van een bult- en een slenkpositie (Ten Heggeler et al., 2005).*

Vergelijking van afzonderlijke kaarten van uitkomsten van bult- en slenkposities in 2002-03 is mogelijk. Daartoe dienen Figuur 8.9 en Figuur 8.10. Hoewel afzonderlijke bult- en slenkgegevens uit 1991 ontbreken, kan uit de figuren met enige voorzichtigheid worden geconcludeerd dat de veengroei die tot de grotere acroteldikte heeft geleid, voornamelijk op de bulten heeft plaatsgevonden.



*Figuur 8.9: Acrotelmdikte op Raheenmore Bog in 2003, slenkposities. Puntenraster 100\*100 m (Ten Heggeler et al., 2005).*



*Figuur 8.10: Acrotelmdikte op Raheenmore Bog in 2003, bultposities. Puntenraster: 100\*100 m (Ten Heggeler et al., 2005).*



## 8.5 Discussie en conclusies

De drie verschillende analyses geven zonder uitzondering een aanzienlijke verbetering van de acrotelm op Raheenmore Bog over een periode van ruim tien jaar te zien; op Clara Bog East is die verbetering zelfs spectaculair te noemen. Het is uiteraard de vraag, in hoeverre de verbetering alleen op het conto van beheers- en restauratiemaatregelen te schrijven is. Voor wat betreft Raheenmore Bog lijkt dat niet volledig aantoonbaar, omdat ook buiten het gebied met inmiddels afgedamde greppels een aanzienlijke verbetering is opgetreden en de natuurlijke verlanding van de greppels in het noordoosten in het begin van de negentiger jaren van de 20<sup>e</sup> eeuw al ver was voortgeschreden. De verbetering lijkt in mindere mate te zijn opgetreden in het deel van Raheenmore Bog dat ruwweg ten westen van het hoogste punt ligt. Daar lijkt het doorlaatvermogen  $T_a$  wel, maar de acrotelmdikte niet of nauwelijks een verbetering te indiceren. Overigens wijzen visuele waarnemingen erop dat de acrotelm van Raheenmore Bog zich nog niet volledig heeft hersteld. Dat kan een verklaring zijn voor de variabiliteit van de verhouding berekende: gemeten  $T_a$  in Tabel 8.1 en voor hun gemiddelde verhouding die nog steeds boven de 1 ligt.

Voor Clara Bog East laten de metingen weinig ruimte voor twijfel aan het effect van de maatregelen. Waar in het begin van de negentiger jaren in dat gebied nauwelijks nog een functionerende acrotelm aanwezig was als gevolg van de aanwezigheid van de greppels, heeft deze zich in een tijdsbestek van nog geen decennium na het systematisch afdammen van de greppels op spectaculaire wijze hersteld.

Dit alles geeft aan, dat een acrotelm zich in een decennium flink kan herstellen, mits aan zekere condities is voldaan. De schade aan de acrotelm van Raheenmore Bog is van oudere datum dan die aan Clara East (vermoedelijk begin jaren '70 of eerder, resp. midden jaren '80 van de 20<sup>e</sup> eeuw). De oorzaak van het verschil in herstelsnelheid zal wellicht daarin liggen. Het jonge materiaal van de oude acrotelm van Clara East zal meer snel omzetbare jonge organische stof hebben bevat dan het oudere van Raheenmore Bog, waardoor de beschikbare hoeveelheid koolstof op Clara East groter was.

Vertaald naar Nederlandse omstandigheden betekent dit dat ook in hydrologisch goed beheerde hoogveenrestanten de ontwikkeling van een functionerende acrotelm een langdurige kwestie kan zijn, omdat daar eventueel aan de oppervlakte liggend witveen al langdurig aan vertering heeft blootgestaan. Dat is ook wat we in de praktijk waarnemen.

De Ierse ervaring betekent echter vermoedelijk ook, dat als acrotelmvorming met een behoorlijke recycling van koolstof eenmaal op gang is gekomen, het proces van "uitontwikkeling" een kwestie van wellicht niet meer dan enkele decennia zou kunnen zijn, wat voor hoogvenen een korte termijn is.



# 9 Hydrologische relaties van hoogveenrestanten met hun omgeving

*Sake van der Schaaf*

## 9.1 Inleiding

Bij het hoogveenherstel speelt al decennia lang de vraag, in hoeverre ligging van de veenbasis boven dan wel onder het niveau van de stijghoogte in de minerale ondergrond van belang is voor de grootte van de wegzijging vanuit het veengebied. De stijghoogte in de minerale ondergrond is uiteraard afhankelijk van het peilbeheer in de omgeving van een hoogveenreservaat. Een belangrijke rol daarbij speelt wellicht, behalve de dikte en eigenschappen van de catotelm, de doorlatendheid van de minerale ondergrond direct onder het veenlichaam (Van der Schaaf, 1998).

Wegzijging in hoogveensubstraten draagt bij aan de grondwaterstandsschommeling en in gedeeltelijk geïnundeerde compartimenten, zoals in het Amsterdamse Veld, tot het ontstaan van zones waarin inundatie, plas-dras omstandigheden en grondwaterspiegels onder maaiveld elkaar in de tijd afwisselen. Het onderzoek in de eerste fase heeft het vermoeden bevestigd, dat dit vooral in gebieden met zwartveen tot gevolg heeft dat ontwikkeling van een hoogveenvormende vegetatie uitblijft.

In ieder hoogveen treedt van nature enige wegzijging op. Doorgaans gaat het om hoeveelheden van omstreeks 10 tot 35 mm per jaar (Van der Schaaf, 1999). Op een neerslagoverschot dat in hoogveen in de orde van 150 mm per jaar tot ruim hoger pleegt te liggen, mag dat als een beperkte hoeveelheid worden gezien.

Wegzijging in hoogvenen kan als gevolg van sterke daling van de stijghoogte in de minerale ondergrond toenemen. De daling van de stijghoogte wordt of werd veelal veroorzaakt door afgraving van een deel van het veen. Wordt bijvoorbeeld een deel van een enkele meters dik hoogveen over een groot gebied volledig afgegraven, dan daalt de stijghoogte in de minerale ondergrond van dat gebied in het algemeen met een vergelijkbaar bedrag. Het effect kan groter worden als gevolg van ontwatering in het vergraven gebied, maar ten opzichte van de daling als gevolg van afgraving is het directe effect van ontwatering doorgaans vrij beperkt. Wel kan, vooral over korte afstand aan weerskanten van de nieuw ontstane veenrand, de stijghoogte in de minerale ondergrond zo tot onder de veenbasis dalen.

Een toename van de wegzijging in hoogvenen draagt ook bij aan (ongelijke) zetting die op haar beurt weer veranderingen in de oppervlaktetopografie van hoogvenen kan veroorzaken, waardoor het ruimtelijke stromingsbeeld in het veen en daarmee de ontwikkelingsmogelijkheden van veenvormende vegetaties kunnen veranderen.

Bekend is dat de dikte van de zwartveenlaag althans in de beginfase van hervernatting vrij sterk bepalend is voor de grootte van de wegzijging. Onduidelijk is daarbij, in hoeverre in gebieden met restveen de veenbasis onder de grondwaterspiegel in de omgeving moet liggen en welke processen een rol spelen bij de beïnvloeding van catotelmeigenschappen. In hervernatte uitgeveende compartimenten is de vraag aan de orde, in hoeverre na verloop van tijd de bodem bij permanente wegzijging 'dichtslaat', waardoor een verticale weerstand ontstaat die vergelijkbaar is met die van een min of meer ongestoord hoogveenprofiel.

Gecoördineerd onderzoek op dit punt is steeds gestuit op de problematiek van de bemonstering van het veen nabij de veenbasis, c.q. het meten van de doorlatendheid, resp. de verticale weerstand ervan. Ook in het beschreven onderzoek is dat probleem maar beperkt opgelost. Wel is een benadering van het probleem ontwikkeld op basis van fysische principes.

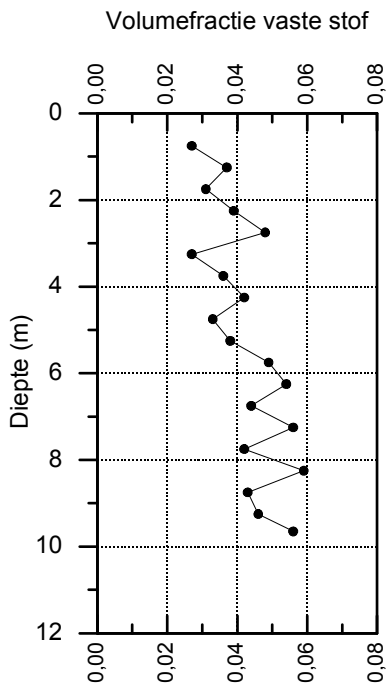
De vraagstelling is in dit verband vooral, in welke mate het peilbeheer in de omgeving van een hoogveenreservaat van invloed is op de waterhuishouding binnen het reservaat, in het bijzonder wanneer het ertoe leidt dat de stijghoogte in de minerale ondergrond (periodiek) onder de veenbasis ligt. Indien op dit punt enige duidelijkheid kan worden verkregen, mag worden verwacht dat die ook leidt tot meer duidelijkheid op het punt van hydrologische effecten als gevolg van peilverschillen tussen compartimenten in een zelfde reservaat.

Het is vooral de hydraulische weerstand van het veenpakket zelf die bepalend is voor het waterverlies naar de omgeving en de daarmee gepaard gaande zetting. Daarnaast bepaalt ongelijke zetting mede de helling van het veenoppervlak, die op zijn beurt mede bepalend is voor de groeiomstandigheden voor hoogveenvormende vegetaties (Van der Schaaf, 2002c; Van der Schaaf & Streefkerk, 2002). Daarom is het onderzoek vooral gericht geweest op zetting en doorlatendheidsverandering in het veenpakket zelf.

## 9.2 Theorie

### Uitgangspunten

Hoogveen in natuurlijke ligging in onze streken bevat bij verzadiging gemiddeld over het hele profiel een volumefractie water van omstreeks 0,95-0,96. De volumefractie vaste (organische stof) ligt dus gemiddeld in de buurt van 0,04-0,05 als we een klein gehalte aan gas verwaarlozen. Het voornaamste bestanddeel van hoogveen in natuurlijke ligging is, gerekend naar volume, dus geen veen, maar water. Boven in het profiel is de volumefractie vaste stof doorgaans wat lager en onderin wat hoger dan



*Figuur 9.1: Verticaal verloop van de volumefractie vaste stof op een punt in het meest westelijke deel van Clara Bog West (Co. Offaly, Ierland).*

hiervoor aangegeven. Dat is het gevolg van geleidelijke samendrukking van het veenmateriaal, waarbij het oudste en dus onderste materiaal veelal het meest compact is. Een voorbeeld uit Ierland in een veenprofiel van 10 m dik is weergegeven in Figuur 9.1. Op Clara Bog en Raheenmore Bog zijn profielen aangetroffen waarin de volumefractie vaste stof naar beneden meer, maar soms ook in het geheel niet ophiep (Van der Schaaf, 1999).

Een afname van een volumefractie water van 0,97 naar 0,94 betekent een volumevermindering met een factor 2. Bepaling van compactie op basis van de volumefractie vaste stof, c.q. de daarvan afgeleide volumefractie poriën is dus gevoelig voor relatief kleine afwijkingen in de gemeten waarde.

De volumieke massa van zuiver veenmateriaal ligt rond  $1400 \text{ kg m}^{-3}$  (Skempton & Petley 1970; Galvin 1976). Bij een volumefractie van 0.05 en volledige verzadiging met water betekent dit een gemiddelde volumieke massa  $\rho_g [\text{ML}^{-3}]$  van met water verzadigd veen van nagenoeg  $1020 \text{ kg m}^{-3}$ .

Bij een grondwaterspiegel aan het oppervlak wordt de totale grondspanning of -druk  $\sigma [\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}]$  op een diepte  $d [\text{L}]$  berekend volgens

$$\sigma = \rho_g g d \quad (1)$$

waarin  $g [\text{LT}^{-2}]$  de versnelling van de zwaartekracht (ongeveer  $9,81 \text{ m s}^{-2}$ ) is. Eigenlijk moet de druk van de atmosfeer bij  $\sigma$  worden opgeteld, maar omdat eerstgenoemde alomtegenwoordig is, mag hij ook op 0 worden gesteld. In feite spreken we bij gronddruk dus over het drukverschil met de atmosfeer.

De gronddruk is te ontbinden in de waterdruk  $p_w$  en de spanning  $\sigma$  op de gronddeeltjes (in veen grotendeels vezelresten), zodat

$$\sigma = p_w + \sigma' \quad (2)$$

De waterdruk  $p_w$  en de stijghoogte  $H$  [L] zijn gerelateerd via de plaatshoogte  $z$  [L] volgens

$$p_w = (H - z)\rho_w g \quad (3)$$

waarin  $\rho_w$  de volumieke massa van water ( $999,7 \text{ kg m}^{-3}$  bij  $10^\circ\text{C}$ ) is en  $z=0$  op het vlak van de grondwaterspiegel.

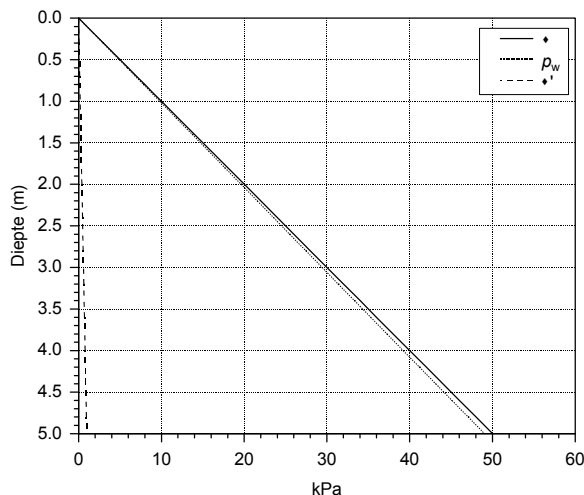
Als door belasting van de grond  $\sigma$  wordt vergroot, zeg van  $\sigma_0'$  tot  $\sigma_1'$ , leidt dit tot zetting. Voor een minerale grond met laagdikte  $D$  is de uiteindelijke zetting  $\Delta D$  bij benadering te berekenen met de zettingsvergelijking van Terzaghi

$$\frac{\Delta D}{D} = \frac{1}{C} \ln \frac{\sigma_1' + p_1}{\sigma_0' + p_2} \quad (4)$$

waar  $C$  [1] de samendrukkingsconstante is die per bodemmateriaal verschilt. Voor  $C$  in veen worden in leerboeken voor grondmechanica doorgaans waarden van 3-10 opgegeven. De drukken  $p_1$  en  $p_2$  kunnen meestal worden verwaarloosd, waardoor de vereenvoudigde Terzaghi-vergelijking ontstaat:

$$\frac{\Delta D}{D} = \frac{1}{C} \ln \frac{\sigma_1'}{\sigma_0'} \quad (5)$$

(Van der Veen et al., 1981). Vergelijking (5) zal verder worden gebruikt in berekeningen.

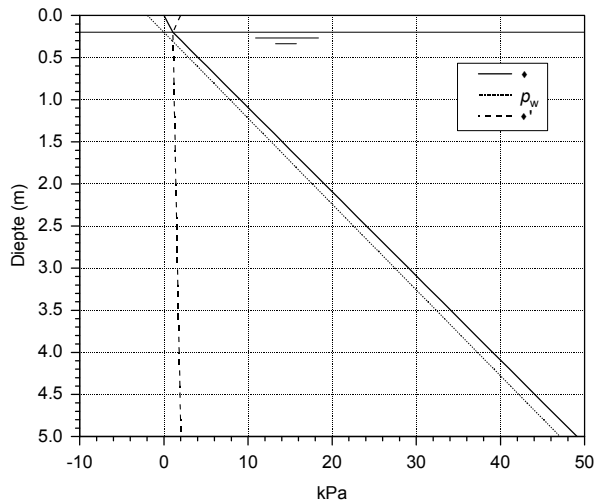


Figuur 9.2: Verloop van waterdruk  $p_w$ , gronddruk  $\sigma$  en spanning  $\sigma'$  in een profiel met waterspiegel aan maaiveld zonder verticale stijghoogtegradiënt.

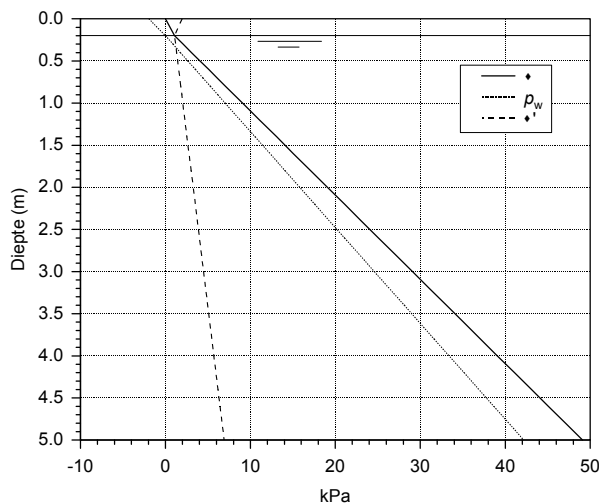
De verlopen van  $p_w$ ,  $\sigma$  en  $\sigma'$  met de diepte in een profiel kunnen grafisch worden weergegeven volgens Figuur 9.2. Deze geeft de situatie voor een profiel van 5 m dik, waarin geen verticale stroming optreedt en de waterstand aan maaiveld ligt. Uitgegaan is van een volumefractie vaste stof van 0.05, waarvan de volumieke massa  $1400 \text{ kg m}^{-3}$  bedraagt. De volumieke massa van water is aangenomen op  $999.7 \text{ kg m}^{-3}$  (de waarde bij  $10^\circ\text{C}$ ). Dit leidt tot een

volumieke massa van met water verzadigd veen van bijna  $1020 \text{ kg m}^{-3}$ . De versnelling  $g$  van de zwaartekracht is aangenomen op  $9.81 \text{ m s}^{-2}$ .

Figuur 9.3 geeft een zelfde soort figuur, maar met de freatische waterspiegel op 20 cm beneden maaiveld. Voor het veen boven de waterspiegel is een verzadiging met water van de helft van de poriënfractie aangehouden. Uit de figuur blijkt dat  $\sigma$  boven de waterspiegel naar boven relatief sterk toeneemt als gevolg van de eveneens naar boven toenemende onderdruk in de resterende waterfractie. Over het verzadigde deel van het profiel is  $\sigma$  uiteindelijk gelijkmatig toegenomen ten opzichte van Figuur 9.2.



*Figuur 9.3: Verloop van waterdruk  $p_w$ , gronddruk  $\sigma$  en spanning  $\sigma'$  in een profiel met waterspiegel 20 cm onder maaiveld zonder verticale stijghoogtegradiënt.*



*Figuur 9.4: Verloop van waterdruk  $p_w$  en gronddruk  $\sigma$  en spanning  $\sigma'$  in een homogeen profiel met waterspiegel 20 cm onder maaiveld en een stijghoogte aan de basis van 50 cm onder de freatische waterspiegel.*

Bij wegzijging is de stijghoogte aan de basis van het veen lager dan de freatische waterspiegel. Als de (gemiddelde) grondwaterspiegel nagenoeg op gelijk niveau blijft, (wat in een veenprofiel met een voldoende hoge verticale weerstand niet ondenkbaar is), dan zal de verlaging van de stijghoogte aan de basis in het hele veenprofiel leiden tot een stijghoogteverlaging die naar boven afneemt om bij de waterspiegel gelijk aan nul te worden. In een theoretisch homogeen profiel, waarin de verzadigde doorlatendheid op iedere

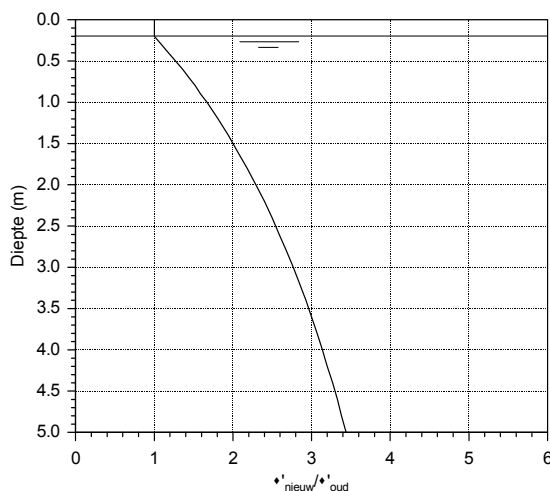
diepte dezelfde is, is het verloop rechtlijnig. Deze situatie is weergegeven in Figuur 9.4. De stijghoogte aan de basis is hier gelijk genomen aan 50 cm onder de freatische waterspiegel. Als de verandering van Figuur 9.3 naar Figuur 9.4 in één en hetzelfde veenprofiel plaatsvindt, zal zetting optreden. De mate van zetting wordt bepaald door de verhouding van de oude en de nieuwe  $\sigma$  volgens vergelijking (5). Als we deze verhouding uitzetten in een grafiek, dan blijkt dat deze verhouding afhankelijk van de diepte is (Figuur 9.5). Uit de figuur blijkt dat onderin het profiel in beginsel een grotere verdichting van het veen zal plaatsvinden dan bovenin.

Nu is de doorlatendheid van veen sterk afhankelijk van de volumefractie organische stof. Voor Clara Bog werd een betrekking gevonden waarbij gemiddeld de doorlatendheid met bijna een factor 100 terugliep als de volumefractie vaste stof van 0,04 naar 0,08 ging. In de vorm van een vergelijking:

$${}^{10}\log \frac{k}{\text{md}^{-1}} = a + b\phi_o \quad \phi_o > 0.03 \quad (6)$$

waarin  $\phi_o$  [1] de volumefractie vaste (organische) stof is. De dimensieloze grootheden  $a$  en  $b$  lagen met een 95% onzekerheidsmarge op resp.  $-0.5 \pm 0.6$  en  $-46 \pm 12$  (Van der Schaaf, 1999).

Hoewel de gevonden relatie een grote spreiding te zien gaf, is duidelijk dat de doorlatendheid van veen bij enige compactie tamelijk dramatisch terugloopt. Dit verschijnsel is te verklaren uit het feit dat de doorlatendheid van een medium conform de wet van Poiseuille evenredig is met het kwadraat van de poriëndiameter (Koorevaar et al., 1983). Omdat bij samendrukking de grootste kracht op de grootste poriën wordt uitgeoefend, ligt het voor de hand dat vooral deze als eersten verdwijnen. Daardoor vermindert de doorlatendheid bij samendrukking dus veel meer dan evenredig met de volumevermindering.



Figuur 9.5: Verloop van de verhouding van de spanningen  $\sigma$  in Figuur 9.4 (nieuw) en Figuur 9.3 (oud).

Dit heeft directe gevolgen voor de verdeling van de verdichting van veen over het profiel. Omdat volgens Figuur 9.5 de verdichting van het veen onder in het profiel groter zal zijn dan boven, zal de laagste doorlatendheid in het onderste deel optreden. In werkelijkheid zal de van boven naar beneden



toenemende humificatie van het veen eveneens aan deze verticale verdeling van de doorlatendheid bijdragen. Immers, humificatie leidt tot een verandering van de verdeling van de deeltjesgrootte ten gunste van de kleine deeltjes. Dit betekent tegelijkertijd een verandering van de poriëngrootteverdeling ten gunste van de kleine poriën. Dit is uiteraard ook van toepassing op een veenprofiel waarin praktisch geen zetting is opgetreden.

### **Zetting door daling van de stijghoogte aan de veenbasis**

Als gevolg van de teruggang van de doorlatendheid in het onderste veen zal een vermindering van de stijghoogte aan de veenbasis vooral effect hebben op de stijghoogte in het onderste deel van het veenprofiel. Daardoor zal de zetting zich in toenemende mate concentreren in het onderste deel en is sprake van een positieve terugkoppeling bij het zettingsproces. Concentratie van de zetting in het onderste deel van het profiel onder invloed van vermindering van de stijghoogte onder de veenbasis is daadwerkelijk aangetoond op Clara Bog (Ten Heggeler et al., 2005).

Voor de eventuele berekening van de zetting betekent dit alles dat vergelijkingen (4) en (5) niet in één keer toepasbaar zijn, aangezien tijdens het proces de waarde van  $\sigma$  continu verandert. Om dit probleem te ondervangen, is in theorie een berekening in een oneindig aantal kleine stapjes nodig. In de praktijk is een goede benadering te verkrijgen met een eindig aantal kleine berekeningsstappen.

Daarom is een model in spreadsheet ontwikkeld, waarin de berekening van de zetting in 17 stappen wordt uitgevoerd en rekening wordt gehouden met een exponentiële afname van de doorlatendheid  $k$  bij toenemende compactie. Deze komt neer op een 100x zo kleine doorlatendheid als de volumefractie

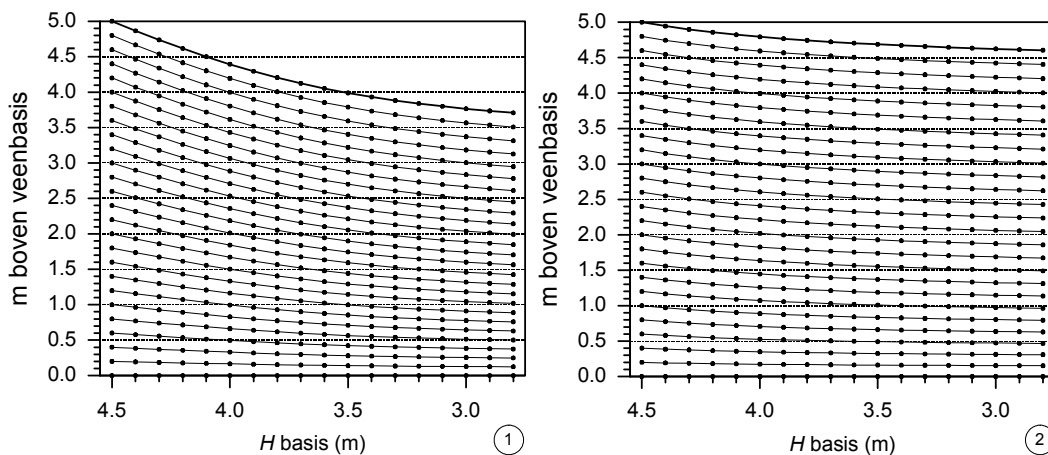
vaste stof  $\phi_s$  toeneemt van 0.04 naar 0.08, waarbij  $^{10}\log \frac{k}{md^{-1}}$  lineair afloopt met  $\phi_s$ . De uitgangspunten voor de berekening zijn verder:

- Oorspronkelijke profieldiepte: 5 m, verdeeld in 10 stappen van 10 cm (bereik 0-1 m) en 20 stappen van 20 cm (bereik van 1-5 m).
- Gemiddelde grondwaterstand: permanent 20 cm onder het veenoppervlak<sup>6</sup>.
- Stijghoogte aan de veenbasis: 4.50 m boven de veenbasis, in 17 stappen van 10 cm geleidelijk afnemend tot 2,80 m.
- Oorspronkelijke volumefractie vaste stof: 0.04.
- Profiel 1: homogeen met een initiële doorlatendheid van  $0.01 \text{ m d}^{-1}$ .
- Profiel 2: verticaal aflopende doorlatendheid van  $1 \text{ m d}^{-1}$  aan het veenoppervlak tot  $0.001 \text{ m d}^{-1}$  aan de veenbasis met lineaire interpolatie van  $\log k$ .
- Samendrukkingsconstante  $C$  uit de vergelijkingen (4) en (5) tijdens de zetting oplopend van 5 naar 10 in 17 gelijke stappen.

Het resultaat is weergegeven in Figuur 9.6. De lezer moet daarbij bedenken dat het hier om een theoretische exercitie gaat die bedoeld is om effecten te illustreren en niet om een concrete veldsituatie door te rekenen.

<sup>6</sup> Een toegenomen wegzijging in een onvergraven hoogveen hoeft op zichzelf niet te leiden tot een substantiële daling van de grondwaterspiegel, omdat de afvoer via oppervlak en/of acrotelm veruit de grootste afstromingscomponent is. De toename van de wegzijging gaat weliswaar ten koste van deze afvoer, maar is daarvan slechts een zeer gering deel en leidt alleen tot een relatief beperkte extra daling van de grondwaterstand in het zomerseizoen.

Uit de figuur blijkt dat de zetting in het homogene profiel (1) aanzienlijk groter is dan in het aflopende (2). De dichtheid van het veen neemt in beide gevallen vooral in de onderste helft van het profiel toe, zoals op grond van Figuur 9.5 te verwachten is.



*Figuur 9.6: Berekend verloop van de uiteindelijke zetting in een theoretisch 5 m dik veenprofiel, zoals in de tekst beschreven. De stijghoogte aan de veenbasis vermindert in de loop van de tijd (bv. enkele decennia) van 4.50 m tot 2.80 m boven de veenbasis. Waterstand onveranderd op 20 cm onder het veenoppervlak. De getrokken lijn geeft het verloop van de maaiveldsligging. Profiel 1: homogeen met een initiële doorlatendheid van  $0,01 \text{ m d}^{-1}$ . Profiel 2: Initiële doorlatendheid logaritmisch aflopend van  $1 \text{ m d}^{-1}$  aan het veenoppervlak tot  $10^{-3} \text{ m d}^{-1}$  aan de basis.*

Het teruglopen van de zetting met lineair afnemende stijghoogte aan de veenbasis is het gecombineerde gevolg van de logaritme in vergelijking (5) en de afname van de doorlatendheid onderin het profiel. Het verschijnsel geeft aan dat het onderste deel van het veen door zijn afnemende doorlatendheid steeds meer afscherming geeft van het bovenste deel. Bij berekening van grafiek 1 liep de verticale weerstand van het initieel homogene profiel 1 op van 500 naar 1750 dagen, in het andere van 970 naar 1800 dagen. Van de toename kwam in beide gevallen het grootste deel voor rekening van het onderste deel van het profiel, maar in het aflopende profiel was dit effect sterker dan in het van het aanvankelijk homogene profiel (Tabel 9.1).

De wegzijging nam in het homogene profiel volgens berekening af van  $0.6$  naar  $0.37 \text{ mm d}^{-1}$ , in het aflopende profiel nam deze toe van  $0.3$  naar  $0.9 \text{ mm d}^{-1}$ . Deze uitkomsten zijn weinig realistisch en geven vooral aan dat in het model te hoge doorlatendheden zijn gehanteerd. Men moet hierbij bedenken dat zetting volgens bovenstaande theorie niet afhankelijk is van de doorlatendheid zelf, maar van de verdeling ervan over het profiel.

Uit de tabel blijkt dat het slecht doorlatende onderste deel in het aflopende profiel inderdaad een afscherming vormt waardoor in het bovenste deel de zetting minimaal is en in het onderste deel geringer dan in het in oorsprong homogene profiel. Dit op het eerste gezicht wellicht wat ongerijmd resultaat is een gevolg van de logaritmische relatie tussen de verhouding van oorspronkelijke en nieuwe "korrel"spanning enerzijds en de zetting anderzijds, zoals weergegeven in vergelijking (5).

Voor een verdere daling van de stijghoogte aan de veenbasis tot 60 cm daaronder werd voor het homogene profiel een toename van de zetting met 60 cm, dus ongeveer 50% extra berekend en voor het aflopende profiel één

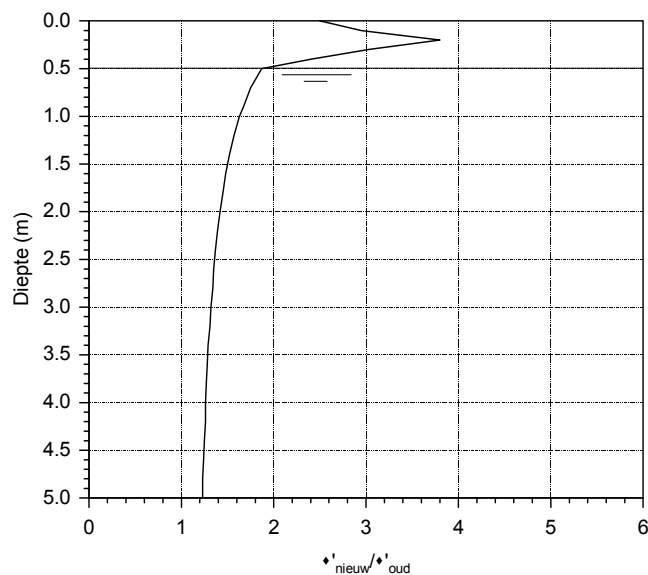
van 30 cm, wat neerkomt op ongeveer 75%. De verticale weerstanden namen verder toe van resp. 1750 en 1800 dagen naar 4700 en 3500 dagen. Het oorspronkelijk homogeen profiel met de laagste weerstand evolueerde bij de berekening dus tot het profiel met de hoogste weerstand. Dit effect is toe te schrijven aan de verdeling van de zetting over het profiel.

*Tabel 9.1. Verticale verdeling van volumefractie vaste stof  $\phi_0$  en verzadigde doorlatendheid  $k$  aan het eind van het theoretische zettingsproces volgens Figuur 9.6, gebaseerd op een daling van de stijghoogte aan de veenbasis van 4,50 m naar 2,80 m daarboven. Vóór het zettingsproces was  $\phi_0$  over het hele profiel gelijk aan 0,04.*

Diepte (m)	Oorspronkelijk homogeen profiel			Aflopend profiel		
	$\phi_0$	$k$ ( $10^{-3}$ m d $^{-1}$ )		$\phi_0$	$k$ ( $10^{-3}$ m d $^{-1}$ )	
initieel	eind	initieel	eind	eind	initieel	eind
0,2	0,040	10	10,0	0,040	630	630
0,6	0,044	10	6,0	0,040	250	249
1,0	0,047	10	4,5	0,040	100	97
1,4	0,050	10	3,4	0,041	63	59
1,8	0,053	10	2,7	0,041	40	36
2,2	0,055	10	2,2	0,042	25	21
2,6	0,057	10	1,9	0,042	16	12
3,0	0,059	10	1,6	0,043	10	6,8
3,4	0,060	10	1,5	0,045	6,3	3,7
3,8	0,062	10	1,3	0,047	4,0	1,9
4,2	0,063	10	1,2	0,049	2,5	1,0
4,6	0,064	10	1,1	0,051	1,6	0,5
5,0	0,065	10	1,1	0,053	1,0	0,3

### Zetting door daling van de stijghoogte nabij het veenoppervlak

Daling van de stijghoogte aan het veenoppervlak wordt voornamelijk veroorzaakt door ondiepe ontwatering, zoals toegepast bij de voorbereiding van verdere veenontginning of -vergraving (Hausding, 1917; Göttlich & Kuntze, 1990), maar ook als gevolg van een toegenomen helling van het oppervlak bij ongelijke zetting in een veen (Van der Schaaf, 2000).



*Figuur 9.7: Verloop van de verhouding van de spanningen  $\sigma'$  bij verlaging van de waterstand in het profiel van Figuur 9.3 van 20 cm (oud) naar 50 cm (nieuw) onder het veenoppervlak.*

Het effect op zetting en compactie is anders dan dat van daling van de stijghoogte aan de veenbasis. Dit wordt geïllustreerd door Figuur 9.7, waaruit blijkt dat in tegenstelling tot Figuur 9.5 de verhouding van de spanningen  $\sigma'$  naar beneden toe af- in plaats van toeneemt.

Bij ontwatering met greppels in het veen zal compactie dan ook vooral optreden in het bovenste deel van het profiel. Dit is bevestigd door veldwaarnemingen van onder meer Uhden (1960). Ook in Clara Bog en Raheenmore Bog werden op afstanden tot circa 100-150 m van veenranden waar zakking was opgetreden als gevolg van afgraving, profielen aangetroffen, waarin in de bovenste 1-1,50 m verdichting was opgetreden zonder aanwezigheid van greppels (Van der Schaaf, 1999). Hier was overduidelijk de toegenomen helling naar de rand de oorzaak.

Het zettingsproces als gevolg van ontwatering kan, afgemeten naar de in eerste instantie teweeggebrachte waterstandsverlaging, een relatief groot effect hebben doordat in tegenstelling tot stijghoogteverandering aan de veenbasis, bij ontwatering de ontwateringsbasis in belangrijke mate met het veenoppervlak mee zakt en de stijghoogteverandering aan de veenbasis externe oorzaken heeft die niet door de zetting worden beïnvloed. Bovendien is voor het bovenste veen vrijwel zeker de zettingsconstante  $C$  in de vergelijkingen (4) en (5) kleiner dan voor dieper gelegen veen.

Dit proces lijkt de meest waarschijnlijke verklaring voor de grote zetting tot de helft of minder van de oorspronkelijke veendikte aan weerskanten van de weg die Clara Bog doorsnijdt (Van der Schaaf, 1999, 2000).

Als een toegenomen wegzijging leidt tot een daling van de waterstand in het bovenste deel van het veen, dan treedt zowel het effect van daling van de stijghoogte aan de veenbasis als dat van verlaging van de ontwateringsbasis in het veen zelf op.

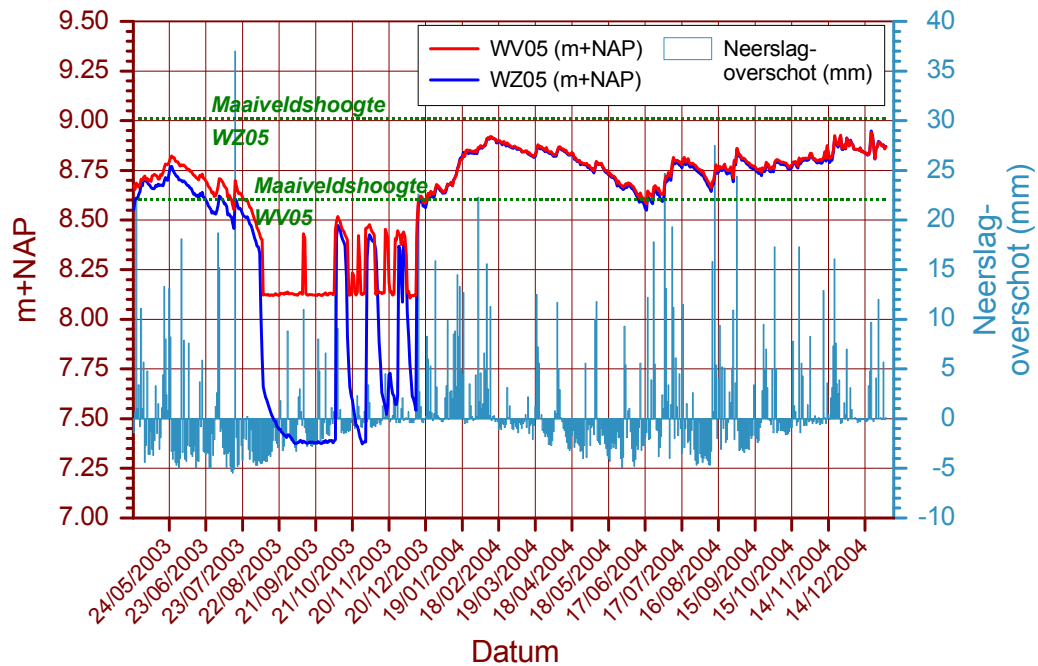
### **Een onverzadigde zone onder de veenbasis?**

Onder degenen die zich met meer of mindere regelmaat met hydrologie van hoogveenreservaten bezighouden, circuleert al jaren de vraag, wat er met de weerstand van het onderste veen zou kunnen gebeuren als niet alleen de stijghoogte in de minerale ondergrond tot onder de veenbasis zakt, maar daar ook een onverzadigde zone zou ontstaan.

Dit laatste is niet vanzelfsprekend, omdat voor een onverzadigde zone niet alleen een stijghoogte is vereist, waarbij althans de grootste poriën met lucht of een ander gasmengsel gevuld raken, maar ook de beschikbaarheid van het gasmengsel. Of dit proces daadwerkelijk optreedt, heeft bij mijn weten nog nooit iemand hard kunnen maken. Aantonen van de aanwezigheid van een onverzadigde zone onder een dik veenpakket is echter ook niet eenvoudig. Het is nu eenmaal heel moeilijk om in zo'n situatie luchttoetreding via het boorgat bij aanboren, c.q. bemonsteren te vermijden.

Onder dun restveen met een dikte tot enkele dm is luchttoetreding via het restveen denkbaar, omdat dan door verdamping de watervoorraad in het veen zodanig kan verminderen dat scheurvorming optreedt. Dan is sprake van ofwel een effect van verdamping, ofwel van een gecombineerd effect van verdamping en de stijghoogte onder de veenbasis. Indien echter de gliedelaag intact blijft, is de onderdruk die nodig is om het water in de poriën door lucht te vervangen hoog (men denke aan minimaal enkele meters waterkolom) als gevolg van de geringe poriëngrootte en blijft het onderliggende zand

(nagenoeg) verzadigd. Een fraai voorbeeld hiervan uit het Wierdense Veld is weergegeven in Figuur 9.8.



Fi

guur 9.8: Stijghoogteverlopen in meetpunt 5 van het Wierdense Veld (zie Figuur 9.10 voor de ligging). Peilbuis WV05 heeft een filter vanaf en boven de veenbasis, Peilbuis WZ05 in de minerale ondergrond. Peilbuis WV05 valt droog in de zomer van 2003, peilbuis WZ05 zakt tot ver onder de veenbasis

In de droge zomer van 2003 zakt de stijghoogte in de zandondergrond tot circa 75 cm onder de veenbasis. Zodra er voldoende regen valt om water op de veenbasis te krijgen, schiet de stijghoogte in de zandondergrond binnen een dag naar hetzelfde niveau als in het veen. Dit kan alleen worden verklaard als de zandondergrond een zeer geringe bergingscoëfficiënt heeft, dat wil zeggen dat deze ondanks de geringe stijghoogte nagenoeg verzadigd is gebleven.

Als een veenpakket dik genoeg is om voldoende water op te slaan voor zowel wegzijging als verdamping in een groeiseizoen, is alleen nog de vraag aan de orde of en in hoeverre een onderdruk (= druk beneden de atmosferische) in de minerale ondergrond met betrekking tot de hydraulische eigenschappen van het veen kwaad kan, met of zonder het optreden van een onverzadigd deel.

Het proces van volumevermindering aan de veenbasis als gevolg van waterverlies wordt gestuurd door aldaar overwegende verticale krachten. Scheurvorming aan de basis van een dik veenpakket onder invloed van een lagere stijghoogte in het onderliggende minerale materiaal lijkt daarom onwaarschijnlijk. Aan het oppervlak ligt dit anders omdat daar de druk van een bovenliggende grondkolom vrijwel ontbreekt en dan de met wateronttrekking gepaard gaande krimp van het bodemmateriaal gepaard gaat met krachten in alle richtingen. Bij een door afgraving ontstane hoge veenrand kan eveneens scheurvorming optreden, doordat in een dergelijk geval door zuiver mechanische oorzaken niet te verwaarlozen horizontale krachten ontstaan.

De hiervoor ontwikkelde zettingstheorie geeft evenmin aanleiding om een plotselinge verandering in het proces van veenverdichting te verwachten als de stijghoogte in de ondergrond onder de veenbasis daalt.

Over het veronderstelde effect op de eigenschappen van het al dan niet ontstaan van een onverzadigde zone onder het veen is de volgende korte beschouwing gewijd.

Indien toch een onverzadigde zone zou ontstaan, is geen snelle gasuitwisseling met de atmosfeer mogelijk, behalve misschien onmiddellijk langs de veenrand of bij een opduiking van de minerale ondergrond tot boven het veen. Dit betekent dat de partiële waterdampdruk in het gasmengsel in de poriën in evenwicht is met de energietoestand van het water in de bodem, i.c. de onderdruk ervan. Met andere woorden: het dampspanningsdeficit in de poriën is in evenwicht met de zuigspanning van het water in dezelfde grond. Het maakt voor de stijghoogte (de som van druk- en plaatshoogte) van het water op de overgang van veen naar minerale grond daarom niet uit of deze via de gas- dan wel de vloeistoffase in verbinding staat met de stijghoogte die de situatie aan de veenbasis bepaalt. Er is geen extra drogend effect door de aanwezigheid van gas omdat dit afhankelijk zou zijn van uitwisseling met de atmosfeer die er niet of vrijwel niet is. Het veen zelf zal in een dergelijke situatie zelden of nooit onverzadigd raken, omdat de grovere poriën die bij beperkte onderdrukken tot enige dm waterkolom droogvallen, er door het al opgetreden proces van verdichting niet meer zullen zijn.

Kortom: bij het optreden van een stijghoogte onder de veenbasis in het direct onder het veen aanwezige materiaal is het eventueel optreden van een onverzadigde zone van geen belang voor de hydraulische eigenschappen van het aller-onderste veen.

### **Wegzijing**

Als de stijghoogte aan de veenbasis daalt, wordt in eerste instantie de wegzijing uit het veen groter. Dit effect wordt verminderd of mogelijk zelfs tenietgedaan door de afname van de doorlatendheid van het veen gedurende het proces van zetting.

In natuurlijke hoogvenen in gematigde streken ligt de wegzijing doorgaans niet hoger dan circa 30 mm per jaar (Van der Schaaf, 1999). Voor Raheenmore Bog werd in dezelfde publicatie een wegzijing bepaald van 10-15 mm per jaar, ondanks het feit dat voor een groot deel van het veen de stijghoogte in de minerale ondergrond meer dan 3 m onder het veenoppervlak ligt (eigen waarneming). Dit impliceert een verticale weerstand in de orde van grootte van 50.000-100.000 dagen. Het veen is er overigens wel tot 15 m dik.

In dun restveen liggen de verticale weerstanden enkele orden van grootte lager. Zo werden in het Wierdense Veld in restveen met een maximale dikte van circa 40 cm inclusief gliedelaag verticale weerstanden bepaald van 60-1000 dagen (Van der Schaaf, 2005). Een stijghoogte in de zandondergrond van slechts enkele dm onder de veenbasis leidt dan al tot een substantiële wegzijing. Hydrologische veranderingen in de omgeving die tot een beperkte stijghoogteverlaging in de minerale ondergrond leiden, kunnen zo aanzienlijke gevolgen binnen een terrein hebben, terwijl in het geval van Raheenmore Bog het systeem daarvoor nagenoeg ongevoelig lijkt te zijn.

## 9.3 Meetmethoden

### Volumefractie organische stof

Waar een veenprofiel van circa een meter of meer aanwezig was, is het profiel bemonsterd voor het vaststellen van de volumefractie organische stof. Daartoe zijn met een veenboor van Russisch model kolommen gestoken. Van de kolommen zijn stukjes van 5 cm in vochtdoosjes gedaan, waarna het vochtvolume is bepaald. Uit het restgewicht is het volume organische stof bepaald op basis van een aangenomen volumieke massa van 1400 kg m<sup>-3</sup>. Uitgangspunt hierbij is dat het monster verzadigd moet zijn en geen noemenswaardige hoeveelheid minerale delen bevat. Per 50 cm veenprofiel zijn meestal 1 of 2 monsters genomen. Uit de resultaten zijn dichtheidsprofielen samengesteld, waaruit enigermate is af te leiden, waar in het profiel verdichting van het veen heeft plaatsgevonden en in welke mate.

### Verticale weerstand *c* (kokermethode)

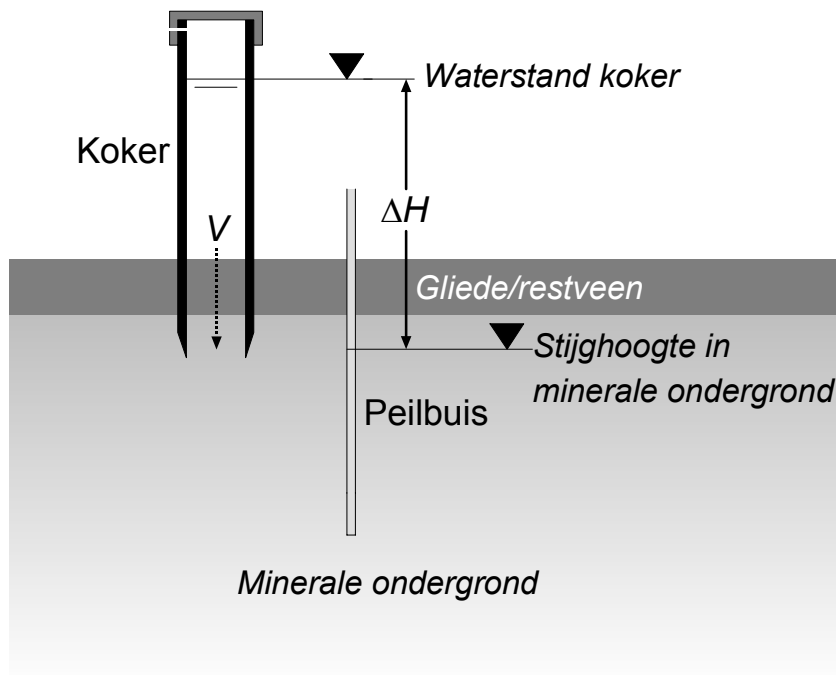
Waar het veen niet dikker is dan circa 1.20 m, is het mogelijk een directe meting van de verticale weerstand van het gehele veenpakket te doen door middel van het inslaan van een koker tot in de minerale ondergrond, deze te vullen met water en de daling van de waterstand in de koker te registreren, evenals de stijghoogte in de zandondergrond. Omdat deze methode niet in de literatuur is beschreven maar onlangs ten behoeve van het OBN-onderzoek is ontwikkeld, volgt de beschrijving zoals die is gemaakt voor het rapport van Tomassen et al. (2005a).

Een ronde buis van redelijk slagvaste kunststof en een diameter van ongeveer 25 cm wordt rechtstandig in de grond geslagen tot de onderkant zich in de minerale ondergrond bevindt. De onderrand is aan de buitenkant afgeschuind om het indringen in de grond te vergemakkelijken. De binnenwand is recht om zo min mogelijk verstoring van de grondkolom in de buis te veroorzaken. Daarmee is een grondkolom gestoken die op zijn plaats blijft, maar hydrologisch is geïsoleerd van de grond die zich in zijwaartse richting bevindt. In de grondkolom kan nu alleen nog verticale stroming optreden. Vervolgens wordt de buis gevuld met water en er wordt een Diver of andere waterstandslogger in geplaatst om het verloop van de waterstand in de tijd te registreren. Een afneembaar deksel voorkomt verdamping. Een luchtgat met een diameter van ongeveer 5 mm (niet kritisch) waarborgt de uitwisseling met de buitenlucht, zodat in de buis geen over- of onderdruk kan ontstaan.

Nabij de kolom, op een afstand van hooguit enkele tientallen meters, komt een peilbuis met logger die het verloop in de tijd van de stijghoogte in de minerale ondergrond registreert (Figuur 9.9). De proef duurt al snel enkele maanden.

Uitwerking is bij voorkeur gebaseerd op de gemiddelde daalsnelheid van het peil in de koker, gelijk aan de gemiddelde fluxdichtheid van de uitstroming  $\bar{v}$  [LT<sup>-1</sup>], en het gemiddelde verschil  $\overline{\Delta H}$  [L] tussen de waterstand in de buis en de stijghoogte in de minerale ondergrond, beide uiteraard over dezelfde meetperiode. Deze werkwijze is gerechtvaardigd omdat het hier gaat om een zogenaamd lineair reservoir. Dat houdt in ons geval in dat  $v$  onder alle omstandigheden recht evenredig is met  $\Delta H$ , met de verticale weerstand  $c$  [T] van de te bemeten bodemlaag als evenredigheidsconstante. Er geldt dan

$$c = \frac{\overline{\Delta H}}{\bar{v}} \quad (7)$$



*Figuur 9.9: Meetopstelling bij de kolomproef voor de bepaling van de verticale weerstand  $c$  van een restveen, c.q. gliedelaag.  $\Delta H$ : is het verschil tussen de waterstand in de koker en de stijghoogte in de minerale ondergrond,  $v$  de fluxdichtheid van de stroming uit de koker naar de zandondergrond en gelijk aan de daalsnelheid van de waterspiegel in de koker.*

### **Verticale weerstand $c$ (waterbalansmethode)**

Een indirecte bepaling van de verticale weerstand is in beginsel mogelijk in een compartiment waarin geen of een verwaarloosbare stroming van water naar aangrenzend gebied plaatsvindt. Dat kan het geval zijn in het zomerseizoen. Over een heel jaar gezien zal het neerslagoverschot via oppervlaktewater moeten worden afgevoerd, maar in het zomerseizoen kan in veel gevallen transport van oppervlaktewater naar, c.q. vanuit de omgeving verwaarloosbaar zijn. Uitgangspunt is dan een waterstand waarbij redelijke zekerheid bestaat dat geen transport van oppervlaktewater van of naar de omgeving meer optreedt. In de zomer zal de waterstand meestal door het dan optredende verdampingsoverschot onder dat niveau zakken, waarna in de herfst door het neerslagoverschot het niveau na verloop van tijd weer wordt bereikt. Het verschil tussen neerslag en verdamping in die periode is dan in principe de wegzijging. Als ook het stijghoogteverschil met de minerale ondergrond bekend is, kan de verticale weerstand  $c$  worden berekend. Als voor de verdamping de referentieverdamping wordt genomen van het dichtstbijzijnde KNMI-station (daarvoor is meestal geen alternatief), dan is de aanname dat de verdamping van het compartiment gelijk is aan de referentieverdamping. Dat zal meestal bij benadering wel het geval zijn, maar als de wegzijging ten opzichte van neerslag en verdamping gering is, kunnen bij deze methode vrij grote fouten ontstaan. De methode is in het verband van het beschreven onderzoek niet toegepast, maar bij de beschouwing van uitkomsten van eerder onderzoek wordt er gebruik van gemaakt.

### **Horizontale doorlatendheid**

Als het gaat om verticale weerstanden, is de doorlatendheid in horizontale richting eigenlijk geen goede grootte. Een methode om in veenlagen die dikker zijn dan 1-1,5 m de verticale doorlatendheid met een redelijke



nauwkeurigheid te meten is echter niet beschikbaar. Bij de veenbasis komt echter meestal sterk gehumificeerd veen voor, waarin de gelaagdheid dan wel wortelstructuren die in het algemeen de oorzaak zijn van anisotropie<sup>7</sup>, een relatief geringe invloed hebben. Horizontale doorlatendheid zal dan in ieder geval een indicatie van de verticale zijn. Deze aanname leidde bij onderzoek in Ierse hoogvenen tot plausibele resultaten (Van der Schaaf, 1999).

De meetmethode was een gemodificeerde vorm van Kirkham's piëzometermethode (Kirkham, 1945) zoals beschreven door Van der Schaaf (1999), waarbij een buis van 32 mm diameter met aan het eind een filter van 25 cm lang tot bij de veenbasis naar beneden wordt geduwd. Vervolgens werd de buis tot boven gevuld met water met eventueel nog een korstondige (2-3 sec) kleine extra overdruk om te voorkomen dat het filter dicht zou slaan. De piëzometers werden vervolgens minimaal een week met rust gelaten om in evenwicht te komen met de stijghoogte rondom het filter.

Daarna werd de buis tot bovenin gevuld met water en voorzien van een Diver om de daling van de waterstand te registreren. Meestal gaf de daling aan het begin van de proef een relatief hoge doorlatendheid  $k$  te zien, die vermoedelijk het gevolg was van een tijdelijke verstoring van de poriëngeometrie als gevolg van de bij het vullen van de buis plotseling toegenomen poriëndruk. Dit proces is door verscheidene auteurs waargenomen en beschreven (Hanrahan, 1954; Galvin & Hanrahan, 1967; Ingram et al., 1974; Hemond & Goldman, 1985; Waine et al, 1985) Daarom werd  $k$  berekend uit de daalsnelheid in de buis tegen het eind van het proces van herinstelling van het evenwicht, als de berekende  $k$  in de tijd niet meer noemenswaard veranderde. Een proef kan, afhankelijk van de doorlatendheid, tot bijna een week duren.

## 9.4 Gebieden

Veldonderzoek is gedaan in:

- Het Wierdense veld (dun restveen tot circa 60 cm; stijghoogte minerale ondergrond in de meeste jaren een deel van de tijd onder de veenbasis)
- Engbertsdijksvenen (restveen van 1 tot enkele m dik; stijghoogte minerale ondergrond in een deel van het gebied permanent onder de veenbasis en in een deel permanent daarboven).
- Haaksbergerveen (geïnundeerd dun restveen, ca. 20 cm dik, dat voor inundatie in de jaren '80 van de vorige eeuw droog gelegen heeft)
- Meerstalblok (tot 5 m dik veen; raai vanaf de noordrand met stijghoogte minerale ondergrond onder de veenbasis tot in de resterende veenkern met stijghoogte omstreeks de veenbasis)
- Schoonebeekerveld (tot 1.20 m dik restveen; stijghoogte minerale ondergrond deels onder de veenbasis)
- Amsterdamse Veld (in deel met tot 1.20 m dik vergraven en teruggestort veen)

---

<sup>7</sup> Anisotropie is het verschijnsel dat bepaalde fysische grootheden in verschillende richtingen in een medium verschillen vertonen.

## 9.5 Resultaten

De resultaten worden behandeld per gebied in de volgorde Wierdense Veld, Haaksbergerveen, Engbertsdijksvenen, Bargerveen (deelgebieden Meerstalblok, Amsterdamse Veld, Schoonebeekerveld).

## 9.6 Metingen en meetuitkomsten

### Gebieden met circa 50 cm of minder restveen

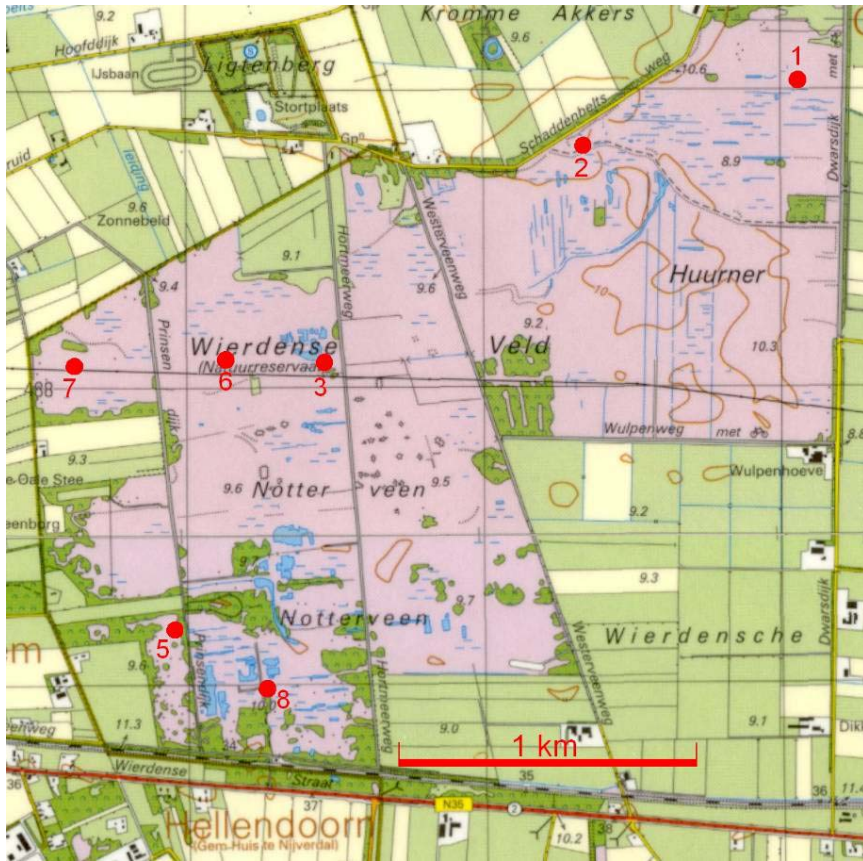
Het betreft de gebieden Wierdense Veld en Haaksbergerveen. In het Wierdense veld ligt het restveen op sommige bemeten punten met enige regelmaat 's zomers boven de grondwaterspiegel, in de punten op het Haaksbergerveen ligt het veen althans de laatste circa 20 jaar permanent onder water. De waterstand in het Wierdense veld wordt ongunstig beïnvloed door waterwinningen en landbouwontwatering in de naaste omgeving. Het effect daarvan op de grondwaterstand strekt zich tot onder het hele gebied uit als gevolg van het voorkomen van een tot 50 m dik watervoerend pakket. De schattingen van het doorlaat-vermogen lopen uiteen van 800 tot 2500 m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>. Dit pakket wordt aan de bovenkant begrensd door een dunne laag zandige en vermoedelijk door verwerking en erosie weinig hydraulische weerstand biedende keileem met daarop een matig doorlatend zandpakket van minder dan 10 m dik, waarop het restveen ligt. Hierdoor is de minerale ondergrond geohydrologisch gezien vrij effectief verbonden met de omgeving. Het gebied is vrijwel geheel uitgeveend, zodat de veendikte meestal niet meer bedraagt dan circa 2 dm. In het oosten ligt plaatselijk iets meer restveen. De dikte ligt daar plaatselijk tussen 40 en 80 cm. Vrijwel overal waar restveen voorkomt, is de gliedelaag redelijk intact. Als gevolg van de dunne restveenlaag en het vrij effectieve geohydrologische contact met de omgeving zakt op veel plaatsen de stijghoogte regelmatig onder het restveen (Tietema, 2004). Tussen de stukken restveen liggen zandkoppen.

Onder het Haaksbergerveen ligt een tientallen meters dik pakket klei uit het Tertiair, met daarbovenop keileem en plaatselijk enige meters dekzand van de Formatie van Twente; te weinig voor een effectieve geohydrologische verbinding met de omgeving.

De posities van de meetpunten in het Wierdense Veld zijn weergegeven in Figuur 9.10, die in het Haaksbergerveen in Figuur 9.11. Omdat het restveen zich door zijn geringe dikte daartoe goed leende, is in beide gebieden op de aangegeven punten de verticale weerstand gemeten met de kokermethode. Gelet op de geringe dikten van het restveen in beide gebieden zijn geen profielen met volumefractie organische stof bepaald.

Een beschrijving van de meetpunten en de meetuitkomsten van de kokermethode zijn weergegeven in Tabel 9.2.

In het Wierdense veld is ook gewerkt met de waterbalansmethode. Waar zijdelingse aanvoer kon worden uitgesloten, werden soortgelijke meetuitkomsten als met de kokermethode gevonden.



Figuur 9.10: Posities van de meetpunten voor verticale weerstand in het Wierdense Veld (1:25.000).



Figuur 9.11: Posities van de meetpunten voor verticale weerstand in het Haaksbergerveen (1:25.000).

Tabel 9.2: Meetresultaten verticale weerstand restveen in het Wierdense Veld (meetpunten met WK) en het Haaksbergerveen (nummers met HK). De nummers komen overeen met die in Figuur 9.10, resp. Figuur 9.11. De punten in het Haaksbergerveen hadden op het restveen een laag losse recente veenmosresten van enkele dm, die vrijwel zeker geen noemenswaardige invloed op het meetresultaat gehad kan hebben.

Punt	X (bepaald met GPS)	Y (bepaald met GPS)	Dikte restveen (cm)	Gliede (cm)	Valt veenbasis af en toe droog?	Verticale weerstand c restveen (dagen)
WK01	233.062	489.005	15-40	nauwelijks	ja	160
WK02	232.339	488.784	12	nauwelijks	zelden (veenput)	50 en 40
WK03	231.471	488.053	10	2	ja	110 en 60
WK05	230.970	487.150	10	5	ja	430
WK06	231.140	488.061	10	4	ja	270
WK07	230.632	488.039	25	nauwelijks	ja	1000
WK08	231.280	486.952	35	nauwelijks	ja	200
HK14	250.817	460.785	10	4	nee	280
HK15	250.420	460.215	10	4	nee	120
HK16	250.319	460.233	15	5	nee	510



Figuur 9.1: Posities van de meetpunten voor volumefractie organische stof en doorlatendheid in de Engbertsdijkerven (1:50.000).

### Gebieden met 0,8 m of meer restveen

Onderzoek is gedaan in de Engbertsdijkerven en het Bargerveen (Schoonebeekerveld, Amsterdamse Veld en Meerstalblok). De ligging van de meetpunten is weergegeven in Figuur 9.12 (Engbertsdijkerven) en Figuur 9.14 (Bargerveen). Op alle meetpunten zijn de profielen bemonsterd en is van de monsters de volumefractie organische stof bepaald.

### Engbertsdijkerven

De meetpunten KB01 en KB02 liggen in een gebied waar de stijghoogte in de minerale ondergrond vermoedelijk boven de veenbasis ligt (grondwaterstands-gegevens ontbreken). De punten KB03 en KB04 liggen in de onvergraven veenkern waar, gezien de waterstanden in de aangrenzende compartimenten de stijghoogte van het water in de minerale ondergrond naar alle waarschijnlijkheid ook boven de veenbasis ligt. Dit geldt ook voor de punten KB07 en KB08, maar niet voor de punten KB05 en KB06, waar als gevolg van het peil in een nabijgelegen afwateringskanaal en de in het zand insnijdende bermsloot van het nabijgelegen pad, de stijghoogte in de minerale ondergrond waarschijnlijk onder de veenbasis ligt.

De profielen waren te diep voor toepassing van de kokermethode. Daarom is op alle punten met behulp van de piëzometermethode de horizontale doorlatendheid vlak boven de veenbasis bepaald.

In het noorden bevatten de profielen mineraal materiaal. Op grond van de gestoken kernen is in het veld geconcludeerd dat het hier ging om een natuurlijke afzetting van zand in het onderste veen. De profielen zijn weergegeven in Figuur 9.13. Uit de figuur blijkt dat in alle profielen de dichtheid aanzienlijk groter is dan in dat van Clara Bog in Figuur 9.1, waarin overigens ook al enige zetting heeft plaatsgevonden (Van der Schaaf, 1999). Dit is een tamelijk harde aanwijzing dat in alle profielen een aanzienlijke zetting is opgetreden die ook uit de geschiedenis van het gebied (turfwinning en landbouwontginning van de blootgekomen minerale ondergrond) te verklaren is.

De profielen KB03, KB05 en KB06 tonen een duidelijke toename van de volumefractie organische stof naar boven; vrijwel zeker een effect van eerdere ontwatering aan het veenoppervlak. In het geval van KB03 kan dit ook een indirect gevolg zijn van waterverlies als gevolg van de ligging aan de rand van de niet vergraven veenkern met als gevolg meer lateraal waterverlies, grotere zetting en een toegenomen maaiveldshelling. Zowel KB03 als KB04 vertonen een piek in de volumefractie organische stof op een diepte van circa 2.50 m, omstreeks de onderkant van het zwartveen.

In Tabel 9.3 valt vooral de homogeniteit van de meetresultaten op. Tussen de hoogste en de laagste gemeten waarde van de doorlatendheid  $k$  ligt minder dan een factor 4, wat vrij uitzonderlijk mag worden genoemd. Dit feit duidt in elk geval op een behoorlijke betrouwbaarheid van de metingen.

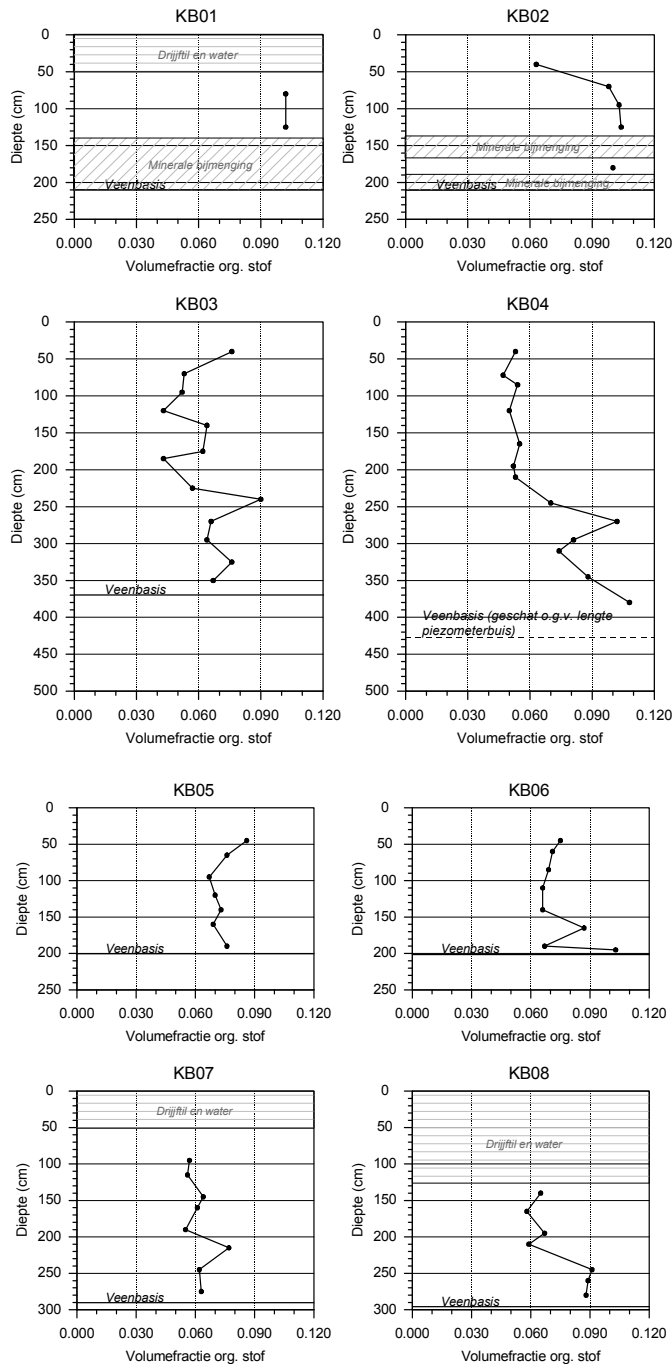
*Tabel 9.3: Uitkomsten doorlatendheidsmetingen aan de veenbasis in de Engbertsdijksvenen.*

<b>Punt</b>	<b>X (bepaald met GPS)</b>	<b>Y (bepaald met GPS)</b>	<b>Dikte restveen (m)</b>	<b>Onderkant filter (m beneden opp.)</b>	<b>Doorlatendheid <math>k</math> (<math>m d^{-1}</math>)</b>
KB01	242.201	500.457	1.6	1.6	$2.0 \cdot 10^{-5}$
KB02	242.197	500.467	2.1	2.1	$2.1 \cdot 10^{-5}$
KB03	241.713	499.916	3.7	3.7	$3.7 \cdot 10^{-5}$
KB04	241.760	499.866	4.3 (?)	4.3	$1.0 \cdot 10^{-5}$
KB05	241.854	496.117	2.0	1.95	$3.8 \cdot 10^{-5}$
KB06	241.849	496.119	2.0	2.0	$3.9 \cdot 10^{-5}$
KB07	242.032	497.151	2.4	2.35	$2.2 \cdot 10^{-5}$
KB08	242.028	497.168	1.7	1.6	$1.2 \cdot 10^{-5}$

Er is geen duidelijk verschil tussen de meetpunten waar de stijghoogte in de minerale ondergrond waarschijnlijk boven en waarschijnlijk onder de veenbasis ligt. Er is wel enig verband met de aanwezigheid van relatief hoge volumefracties organische stof in KB04 en KB08 waar relatief lage doorlatendheden zijn gemeten. Daartegenover staat weliswaar de relatief hoge waarde in KB06, maar die kan te maken hebben met de relatief lage volumefractie organische stof in het op één na diepste monster dat binnen de lengte van het filter ligt.

Een pakket veen van 0.5 m dik met de gemeten doorlatendheden – aangenomen dat die aan de veenbasis ook voor de verticale richting gelden, wat zoals gezegd voor Ierse hoogvenen in redelijke mate is aangetoond- zou dan een verticale weerstand hebben van 12500 tot 50000 dagen; één tot

twee orden van grootte meer dan de dunne restveenlagen in het Wierdense Veld of het Haaksbergerveen. Op grond van de meetresultaten kan daarom veilig worden geconcludeerd dat de verticale weerstand van alle bemeten veenprofielen in de Engbertsdijksvenen minimaal in de orde van grootte van 10000 dagen ligt en waarschijnlijk ruim daarboven.



*Figuur 9.13: Profielen van volumefracties organische stof op de meetpunten KB01 tot en met KB08.*

**Bargerveen**

Hier ligt deels onvergraven hoogveen op matig doorlatend dekzand van de Formatie van Twente. Laatstgenoemd pakket is tot ruim 20 m dik. Onder dit

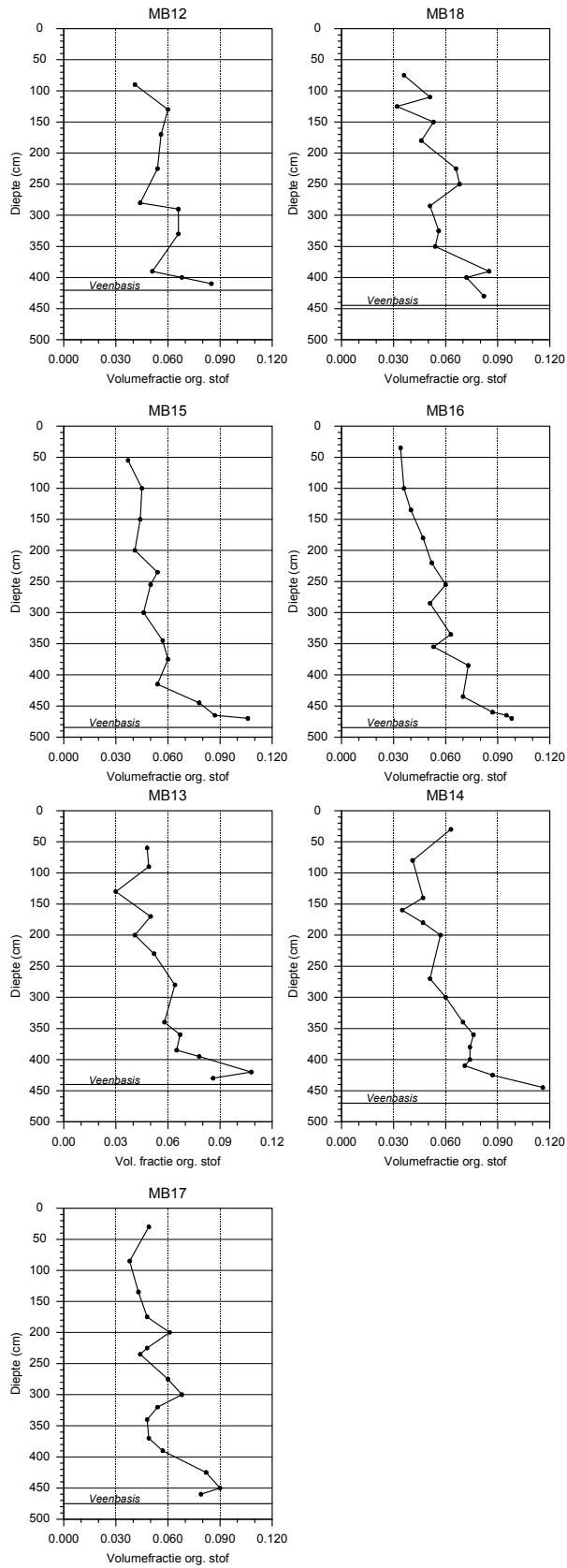
dekzand ligt keileem van variabele dikte. Ook hier is de weerstand van de keileem als gevolg van erosie en vertering niet zo groot dat het op regionale schaal als een scheidende laag in hydrologische zin is op te vatten. Het daaronder gelegen dekzand van de Formatie van Eindhoven is matig doorlatend en in het Bargerveen tot circa 10 m dik. Daaronder ligt een dunne laag klei uit het Cromerien die in het Bargerveen geen grote weerstand biedt. Onder de Cromerienklei ligt het watervoerende pakket van regionale betekenis dat voornamelijk bestaat uit goed doorlatend materiaal van de Formatie van Urk en een doorlaatvermogen heeft van circa 800 m<sup>2</sup> d-1 of iets minder (Van Walsum et al., 1998).

In de raai MB12 – MB18 in het reservatsdeel Meerstalblok is de horizontale doorlatendheid van het veen nabij de veenbasis bepaald, evenals op de meetpunten in de Engbertsdijksvenen. De profielen hadden een dikte van meer dan 4 m.

Op plaatsen in het Amsterdamse Veld en het Schoonebeekerveld, waar de veendikte klein genoeg was voor toepassing van de kokermethode, zijn met behulp van deze methode verticale weerstanden bepaald. Voor alle meetpunten van Figuur 9.14 is op verschillende diepten de volumefractie organische stof bepaald.



Figuur 9.14: Posities van de meetpunten voor verticale weerstand, doorlatendheid en volumefractie organische stof in het Bargerveen (1:50.000).



*Figuur 9.15: Profielen van volumefracties organische stof op de meetpunten MB12 tot en met MB18 in volgorde van afstand tot de noordrand van het Meerstalblok.*



De raai met de punten MB12-MB18 in het noorden diende om een indruk te krijgen van een mogelijke trend in doorlatendheid en volumefractie organische stof als gevolg van de nabijheid van het uitgeveende gebied ten noorden van het Meerstalblok, waar tot enkele jaren geleden het slootpeil op ruim een meter onder het maaiveld werd gehandhaafd. Omdat dit maaiveld op nagenoeg gelijke hoogte ligt als de veenbasis in het reservaat, is in elk geval in het randgebied de stijghoogte in de minerale grond jarenlang lager geweest dan de veenbasis. Hetzelfde geldt voor de raai AK02-AK03-AK05 in het Schoonebeekerveld, met dien verstande dat daar in de sloot en het landbouwgebied langs de aangrenzende weg nog steeds een peil van ruim onder de veenbasis wordt gehandhaafd. De punten AK06 en AK07 liggen in gebied waar veen is teruggezet en de gliedelaag verstoord is. Een boring bij plaatsing van de kokers bevestigde dit vermoeden. Het punt AK04 ligt op de helling van een dekzandkop met dun veen met een bezandingsdekje, echter met een intacte gliedelaag. Het punt AK01 ligt iets lager in een deel met teruggestort veen maar met een intacte gliedelaag, naast de proef voor plasdras vernatting op zwartveen.

De profielen met volumefractie organische stof van het Meerstalblok (MB12-MB18) zijn weergegeven in Figuur 9.15. Daarin valt vooral de verdichting aan de onderzijde op, die in overeenstemming is met de eerder ontwikkelde theorie. De dichtheden zijn in alle gevallen vooral onderin aanzienlijk hoger dan in het profiel van Figuur 9.1, zodat moet worden geconcludeerd dat in het Meerstalblok in de loop der decennia een flinke zetting heeft plaatsgevonden.

Het was niet altijd mogelijk, goede weinig verstoorde monsters van de bovenste halve meter te verkrijgen als gevolg van de vezeligheid van het materiaal. Waar dit wel is gelukt, lijkt soms een verdichting te zijn opgetreden. Mogelijk is dat op meer plaatsen gebeurd, maar is door de hervernatting het effect in het nog redelijk veerkrachtige bovenste veen wellicht deels ongedaan gemaakt.

Bij de doorlatendheidsmetingen (Tabel 9.4) was het als gevolg van de grote veendikte in de meeste gevallen niet mogelijk, de piezometers tot aan de veenbasis naar beneden te duwen. Dit verklaart wellicht de grotere heterogeniteit in de meetresultaten, weergegeven in Tabel 9.4, ten opzichte van die van de Engbertsdijksvenen in Tabel 9.3. De gemiddelde orde van grootte is echter ongeveer dezelfde. Ook hier kan worden geconcludeerd dat de verticale weerstand van de veenprofielen minstens in de orde van grootte van 10000 dagen ligt en vermoedelijk ruim daarboven.

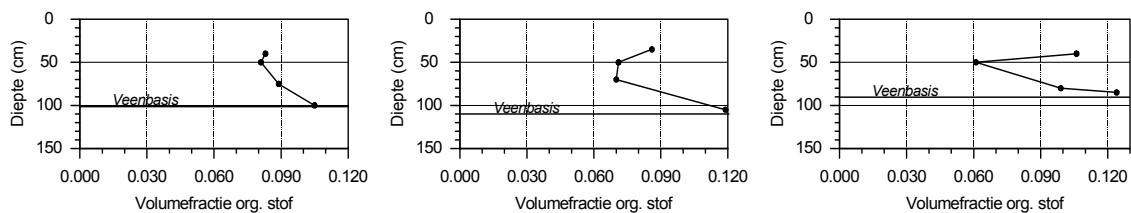
*Tabel 9.4: Uitkomsten van de doorlatendheidsmetingen aan de veenbasis in het Meerstalblok. Meetpunten in volgorde van toenemende afstand tot de noordelijke gebiedsrand.*

Punt	X (bepaald met GPS)	Y (bepaald met GPS)	Veendikte (m)	Onderkant filter (m beneden opp.)	Doorlatendheid $k$ ( $m d^{-1}$ )
MB12	266.389	524.705	4.2	4.1	$5.9 \cdot 10^{-6}$
MB18	266.391	524.686	4.5	4.5	$7.0 \cdot 10^{-5}$
MB13	266.384	524.657	4.4	4.2	$3.8 \cdot 10^{-5}$
MB14	266.387	524.580	4.7	4.35	$9.4 \cdot 10^{-5}$
MB15	266.385	524.505	4.85	4.4	$2.2 \cdot 10^{-5}$
MB16	266.380	524.405	4.9	4.55	$9.5 \cdot 10^{-5}$
MB17	266.367	524.310	4.8	4.55	$7.2 \cdot 10^{-5}$

Hoewel de laagste doorlatendheid in het nabij de veenrand gelegen profiel MB12 is gemeten, kan hieruit niet zonder meer worden geconcludeerd dat er een relatie is met de nabijheid van de veenrand. De variabiliteit in de meetresultaten is daarvoor in dit geval te groot en er is ook geen trend met de afstand tot de veenrand in te vinden. Wel lijkt er een relatie tussen afstand tot de rand met de veendikte te zijn, maar die is te gering om een significant effect op de profielen in Figuur 9.15 te hebben.

De resultaten zijn in overeenstemming met eerder gevonden waterbalanswaarden (zie waterbalansmethode in de paragraaf 'Methoden') voor een klein afgesloten compartiment van minder dan 1 ha nabij MB17 (Tomassen et al., 2003) Daarbij werd een wegzijging berekend van 0.02-0.04 mm per dag. Bij een stijghoogteverschil van 4 m tussen freatische waterstand en stijghoogte in de minerale ondergrond (d.w.z. stijghoogte iets boven de veenbasis) komt dit neer op een verticale weerstand van 25000 tot 50000 dagen voor het volledige veenprofiel. Voor een gebied van 50 ha van het Meerstalblok, waarin de onvergraven veenkern ligt, kon gemiddeld eenzelfde resultaat worden berekend, echter met een ongeveer twee keer zo ruime onzekerheidsmarge.

Van de profielen AK01-AK07 in het Amsterdamse en Schoonebeekerveld worden alleen de volumefracties organische stof van de raai AK02, AK03 en AK05 weergegeven. De andere profielen zijn teveel verstoord door menselijke ingrepen zoals zandbijmenging en terugzetting van veen om een zinvol beeld op te leveren.



*Figuur 9.16: Profielen van volumefracties organische stof op de meetpunten AK02, AK03 en AK05 (v.l.n.r.) in het Schoonebeekerveld.*

De profielen in Figuur 9.16 tonen duidelijk aan dat in het gebied een sterke zetting heeft plaatsgevonden, zowel door ontwatering aan het maaiveld als via de ondergrond. Ooit moeten deze profielen circa 2.5 m dik zijn geweest! Daarbij is nog geen rekening gehouden met eventuele gedeeltelijke afgraving en/of oxidatie.

De uitkomsten van de bepaling van de verticale weerstand door middel van de kokermethode zijn weergegeven in Tabel 9.5. De raai AK02-AK03-AK05 in het Schoonebeekerveld geeft een duidelijke trend van een hoge weerstand van 7700 dagen aan de zuidrand met een sterke afname naar het noorden tot iets minder dan 1000 dagen ongeveer 250 m van de zuidrand. AK01 en AK04, nabij de grens van het Schoonebeekerveld en het Amsterdamse Veld leveren vrij hoge waarden, terwijl in de stukken met teruggestort veen zonder gliedelaag de verticale weerstand relatief gering is.

Tabel 9.5: Uitkomsten van de metingen van de verticale weerstanden in het Amsterdamse en Schoonebeekerveld.

Punt	X (bepaald met GPS)	Y (bepaald met GPS)	Veendikte (cm)	Dikte gliede (cm)	Verticale weerstand c (dagen)	Bijzonderheden
AK01	266.721	521.293	92	2	3000	Bovenste helft teruggestort veen. Gliede weinig geprononceerd; daaronder lemig materiaal.
AK02	264.300	520.204	100	2	7700	Oorspronkelijk restprofiel
AK03	264.346	520.322	110	4	1600	Oorspronkelijk restprofiel
AK04	266.578	521.111	85	3	1100	Bezand
AK05	264.380	520.424	95	4	900	Oorspronkelijk restprofiel
AK06	266.133	522.542	98	-	440	Teruggestort veen
AK07	266.132	522.495	60	-	4	Teruggestort veen

## 9.7 Discussie en conclusies

Uit de meetresultaten blijkt een groot verschil in verticale weerstand tussen dikke en dunne veenprofielen. Die met een dikte van 50 cm of minder hebben een vrij geringe verticale weerstand: in de orde van 1000 dagen of aanzienlijk minder. Daarmee bieden ze meestal een (te) beperkte hydrologische afscherming van de waterhuishouding in de omgeving van een hoogveenreservaat. Dit is ongunstig voor de vereiste hydrologische omstandigheden voor veenontwikkeling indien de minerale ondergrond van het reservaat in verbinding staat met of deel uitmaakt van een watervoerend pakket met een (aanzienlijk) lagere stijghoogte dan het maaiveld. In dekzandgebieden zal dit meestal het geval zijn, tenzij, zoals in het Haaksbergerveen, het dekzand niet meer dan enkele meters dik en het daaronder gelegen materiaal slecht doorlatend is.

Het gevonden verschil in verticale weerstand tussen dikke en dunne veenprofielen is niet evenredig met de dikte. Bij dikke profielen is de weerstand in het algemeen onevenredig groter dan bij dunne. Deze onevenredigheid volgt uit de hiervoor ontwikkelde theorie over zetting en de met compactering van veen gepaard gaande sterke vermindering van de doorlatendheid. De combinatie van beide processen leidt ertoe dat bij een verminderde stijghoogte in de minerale ondergrond het proces van compactering vooral optreedt in het onderste deel van het veen. Op grond van de grafiek in Figuur 9.5 kan men beredeneren dat de compactering onderin sterker wordt, naarmate het veenprofiel dikker is.

Dit wordt bevestigd door de profielen uit het Meerstalblok (Figuur 9.15), waar de veendikte van alle bemonsterde profielen het grootst is en waar de compactering aan de veenbasis het meest uitgesproken is van alle weergegeven datasets.

De gevonden resultaten geven ook aan, dat het aandeel van de gliedelaag in de totale verticale weerstand van een veenprofiel vrij beperkt is; de hoge verticale weerstand van dikke veenprofielen lijkt vooral te moeten worden toegeschreven aan de samengedrukte onderste veenlaag.

De lage weerstanden, gevonden in de profielen met teruggestort veen in het Amsterdamse Veld (AK06 en vooral AK07) hebben dan ook waarschijnlijk weinig te maken met het ontbreken van gliede, maar meer met de aanwezigheid van al samengedrukt veen, waarin door de verstoring macroporiën zijn ontstaan die na verloop van tijd wellicht enigszins zullen verdwijnen, maar doordat het materiaal al vrij compact is, zal een eventueel zettingsproces daarop niet meer dan een beperkte invloed kunnen hebben. Er is geen enkele aanwijzing gevonden dat stijghoogte in de minerale ondergrond onder de veenbasis een ongunstig effect zou hebben op de verticale weerstand van restveen. In de Engbertsdijksvenen lijkt een verband geheel afwezig en in het Bargerveen lijkt in de raai AK02 -AK03 - AK05 en in mindere mate in de raai op het Meerstalblok een lichte indicatie van het tegendeel aanwezig. Op grond van bodemfysische en grondmechanische theorie zou men eveneens eerder een grotere dan een kleinere verticale weerstand verwachten als de stijghoogte in de minerale ondergrond voor een periode van vele jaren gemiddeld onder de veenbasis komt te liggen. Dat neemt niet weg dat een toename van het stijghoogteverschil in eerste instantie leidt tot een toename van de wegzijging. De processen van samendrukking en afname van de doorlatendheid leiden echter weer tot een vermindering van dat effect. Men zou kunnen zeggen dat een hoogveen zich op deze wijze op natuurlijke manier vrij effectief afsluit van veranderingen in de waterhuishouding van zijn omgeving.

Een onderbelicht aspect van zetting in hoogvenen is de verandering in maaiveldsligging. Door de veranderde topografie verandert niet alleen de maaiveldshelling ter plaatse, maar ook de stroompadlengte. Dit leidt tot veranderingen in de lokale waterhuishouding in een veengebied die gevolgen kunnen hebben voor de vegetatieontwikkeling. In het hoofdstuk over acrotelmontwikkeling is de betreffende theorie nader uitgewerkt. Verdrogingsverschijnselen langs de rand van hoogveenrestanten lijken dan ook eerder terug te voeren op een toegenomen terreinhelling naar de rand dan op toegenomen wegzijging ter plaatse.

## **9.8 Slotopmerking**

Het is niet zo, dat met het beschreven onderzoek is aangetoond dat daling van de stijghoogte in de minerale ondergrond tot onder de veenbasis nooit kan leiden tot een onevenredig sterke toename van de wegzijging. Wetenschappelijk aantonen dat een effect niet kan optreden is nu eenmaal veel lastiger dan het omgekeerde. Er is echter geen enkele aanwijzing voor een dergelijk effect gevonden, noch in de ontwikkelde theorie, noch de gevonden meetresultaten, die wel met elkaar overeenstemmen. Een waterdicht bewijs zal ook bij een uitvoeriger –en dus aanzienlijk duurder- onderzoek dan het nu beschrevene moeilijk te vinden zijn.

# 10 Start van aquatische voedselketens in hoogvenen en hoogveenrestanten

*Gert-Jan van Duinen, Fons Smolders & Hans Esselink†*

## 10.1 Achtergrond

Door verhoogde atmosferische N-depositie en mineralisatie van verdroogd veen is over de gehele oppervlakte van de hoogveenrestanten de beschikbaarheid van nutriënten toegenomen. In de waterlichamen stimuleert de toename van de beschikbaarheid van N en P de groei van algen (Gulati & DeMott, 1997; Limpens et al., 2003a) en verandert de voedingswaarde van de algen en veenmossen in het water. Vergrassing en berkenopslag hebben geleid tot een toename van de input van dood plantaardig materiaal in de hoogveenwateren. Toename van het nutriëntengehalte in het levend en dood plantaardig materiaal (Tomassen et al., 2003) zal leiden tot een toename van de decompositie en tot een toename van bacteriën en schimmels. Beschikbaarheid van nutriënten en kwaliteit van organisch materiaal bepalen namelijk de activiteit van bacteriën en schimmels, die dit materiaal afbreken (Belyea, 1996; Smolders et al., 2002).

Deze veranderingen zullen de soortensamenstelling van de watermacrofauna van de hoogveenrestanten sterk beïnvloeden. Uit de eerste fase van het faunaonderzoek bleek dat de soortensamenstelling in de Nederlandse hoogveenrestanten het meest overeenkomt met de soortensamenstelling van overgangsvennen en veenbeken in de intacte Estlandse hoogvenen, waar de beschikbaarheid van nutriënten hoger is. De soortensamenstelling van de meest voedselarme wateren in de kern van Estlandse hoogvenen komt in Nederlandse hoogveenrestanten niet voor (Smits et al., 2002; Tomassen et al., 2003). Om inzicht te krijgen in de (on)mogelijkheden voor het herstel van de soortensamenstelling en karakteristieke soorten van de voedselarme hoogveenkern is het van belang meer inzicht te krijgen in voedselketenrelaties tussen diersoorten in hoogveenwateren. Voeding is immers één van de belangrijkste levensbehoeften.

In hoogvenen komen veel predatore faunasoorten voor, maar de start van voedselketens ligt, via herbivoren of detrivoren, bij de primaire productie van plantaardig materiaal. Levend veenmos wordt waarschijnlijk niet of nauwelijks gegeten en herbivorie is in de zure hoogveenwateren eigenlijk alleen mogelijk op algen. Toename van de groei en voedingswaarde van algen zal dus kunnen leiden tot een toename van algenetende soorten en/of een verandering in de soortensamenstelling. Vermoedelijk begint de aquatische voedselketen in niet vermestte hoogveenwateren met name bij de detrivoren en schimmel- en bacterie-etters. De veranderingen in de samenstelling en afbraaksnelheid van het organisch materiaal (veensubstraat, zwevende deeltjes) zullen geleid

hebben tot veranderingen in de soortensamenstelling van de detrivore hoogveenfauna.

## 10.2 Uitvoering

Om te onderzoeken in hoeverre de start van de aquatische voedselketen in intacte hoogveenwateren, (oude) veenputten, hoogveenvennen en wateren die door vernatting zijn ontstaan, ligt bij de afbraak van organisch materiaal of direct bij bioproductie (algen, veenmossen, hogere planten) zijn in het najaar van 2002 monsters genomen van de aanwezige algen, mossen en hogere planten, detritus/bodemmateriaal en van verschillende diergroepen van verschillende trofische niveau's (o.a. kleine kreeftachtigen, dansmuglarven, haftenlarven, kokerjuffers, waterkevers, libellenlarven) in zes wateren in Nederlandse hoogveenrestanten en drie wateren in het intacte hoogveen Nigula in Estland. De bemonsterde wateren verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid (Tabel 10.1). Naast de drie wateren in Nigula, zijn in Nederland twee oude veenputten bemonsterd en vier wateren die door vernattingsmaatregelen zijn gecreëerd. Van het verzamelde materiaal zijn de stabiele isotopen ratio's van koolstof en stikstof gemeten. Vergelijking van deze ratio's voor de verschillende diergroepen en (potentiële) voedselbronnen geeft de plaats in de voedselketen aan. Hiermee kan de start en het verloop van de voedselketen worden afgeleid (toelichting in volgende paragraaf). Om vast te stellen of in het water vallende ongewervelden een bijdrage kunnen leveren aan de voedselketen in de hoogveenpoelen zijn in juni 2004 in Nigula diverse soorten van terrestrische entomofauna verzameld die aan de oever aanwezig waren of daadwerkelijk in het water gevallen waren.

Het was niet mogelijk zuivere monsters van fytoplankton en zwevende organische deeltjes te verzamelen. Darminhoud werd niet verwijderd uit de ongewervelden. Het verzamelde materiaal werd gesorteerd, gewassen met gedemineraliseerd water en bevroren bewaard tot de determinatie.

*Tabel 10.1: Gemiddelde ( $\pm$  standaard deviatie) van pH en concentraties van o-PO<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub> ( $\mu$ mol/l) van oppervlaktewater en bodemwater van de negen onderzochte wateren.*

Locatie	Oppervlaktewater			Bodemwater		
	pH	o-PO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub>	pH	o-PO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub>
<i>Estland</i>						
Nigula 1	4.2 $\pm$ 0.3	0.2 $\pm$ 0.1	13 $\pm$ 14	4.9 $\pm$ 0.2	0.2 $\pm$ 0.1	5.4 $\pm$ 4.0
Nigula 2	4.0 $\pm$ 0.0	0.1 $\pm$ 0.1	12 $\pm$ 5.6	4.8 $\pm$ 0.7	0.2 $\pm$ 0.1	15 $\pm$ 16
Nigula 3	3.9 $\pm$ 0.1	0.3 $\pm$ 0.0	11 $\pm$ 9.0	4.5 $\pm$ 0.2	0.2 $\pm$ 0.1	21 $\pm$ 14
<i>Nederland</i>						
Haaksbergerveen 1	4.2 $\pm$ 0.2	0.8 $\pm$ 0.4	14 $\pm$ 12	4.8 $\pm$ 0.5	1.3 $\pm$ 1.2	46 $\pm$ 21
Haaksbergerveen 2	4.2 $\pm$ 0.1	2.2 $\pm$ 2.8	13 $\pm$ 7.4	5.5 $\pm$ 0.5	1.7 $\pm$ 0.5	40 $\pm$ 14
Korenburgerveen	3.7 $\pm$ 0.1	0.9 $\pm$ 0.2	11 $\pm$ 4.1	5.1 $\pm$ 0.9	0.8 $\pm$ 0.1	21 $\pm$ 11
Reigerplas	4.2 $\pm$ 0.5	0.4 $\pm$ 0.3	8.3 $\pm$ 2.8	5.0 $\pm$ 0.0	3.2 $\pm$ 2.3	110 $\pm$ 131
Mariapeel	4.0 $\pm$ 0.1	3.4 $\pm$ 17	23 $\pm$ 21	5.0 $\pm$ 0.4	18 $\pm$ 19	201 $\pm$ 117
Bargerveen	3.8 $\pm$ 0.1	5.6 $\pm$ 8.2	20 $\pm$ 16	4.5 $\pm$ 0.5	82 $\pm$ 102	213 $\pm$ 219

Gedetermineerd materiaal werd gedurende 24 uur bij 70°C gedroogd en vervolgens gemalen in een mortier met behulp van vloeibaar stikstof. Grote ongewervelden werden individueel geanalyseerd. De metingen van de stabiele isotopen van koolstof en stikstof zijn voor elke potentiële voedingsbron en elke diersoort of diergroep in triplo uitgevoerd, behalve in enkele gevallen, wanneer onvoldoende materiaal kon worden verzameld. De drie meetresultaten van eenzelfde (potentiële) voedselbron of diersoort bleken dichter bij elkaar te liggen dan verschillende diersoorten, wat aangeeft dat de metingen voldoende nauwkeurig zijn.

### 10.3 Toelichting stabiele-isotopenmethode

Isotopen zijn atomen met hetzelfde aantal protonen en elektronen, maar met een ander aantal neutronen. In de natuur komt het stabiele isotoop koolstof voornamelijk voor met de massagetallen 12 en 13 en het stabiele isotoop stikstof komt voornamelijk voor met de massagetallen 14 en 15. Biologisch materiaal bevat koolstof en stikstof in verschillende verhoudingen van de natuurlijk voorkomende stabiele isotopen. Dierlijk weefsel is opgebouwd uit atomen van het geassimileerde voedsel. Het dierlijk weefsel komt daardoor ongeveer overeen met de isotopische compositie van het voedsel ('Je bent wat je eet.'). Doorgaans vindt bij iedere stap omhoog in de voedselpiramide een verzwaring plaats, omdat de zwaardere isotopen iets meer worden vastgehouden dan de lichtere isotopen. De  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -ratio blijkt duidelijk toe te nemen met het trofische niveau. De  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -ratio's nemen meestal toe met 3 tot 5‰ per trofisch niveau. De  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio neemt meestal toe met 0‰ tot 1‰ per trofisch niveau (McCutchan et al., 2003). Er is variatie in  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio tussen verschillende primaire producenten en dus ook tussen de dieren die van dit plantaardig materiaal leven. Aangezien  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio's constant toenemen met 0-1‰ in de voedselketen, maar wel variëren aan de basis van de voedselketen, geeft de  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio weer welke voedselbronnen door verschillende organismen gebruikt worden. De isotopische inhoud van het monster wordt uitgedrukt in 'δ' als het relatieve verschil tussen het monster en de conventionele standaard (atmosferische  $\text{N}_2$  en PD-belemniet koolstof). Waarbij de volgende formule wordt gebruikt:

$$\delta R = [(R_{\text{monster}} / R_{\text{standaard}}) - 1] \times 1000$$

Hierin is R de verhouding  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  of  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ .  $\delta^{13}\text{C}$  en  $\delta^{15}\text{N}$  is de afwijking (in ‰) van het monster van de isotoop standaard.

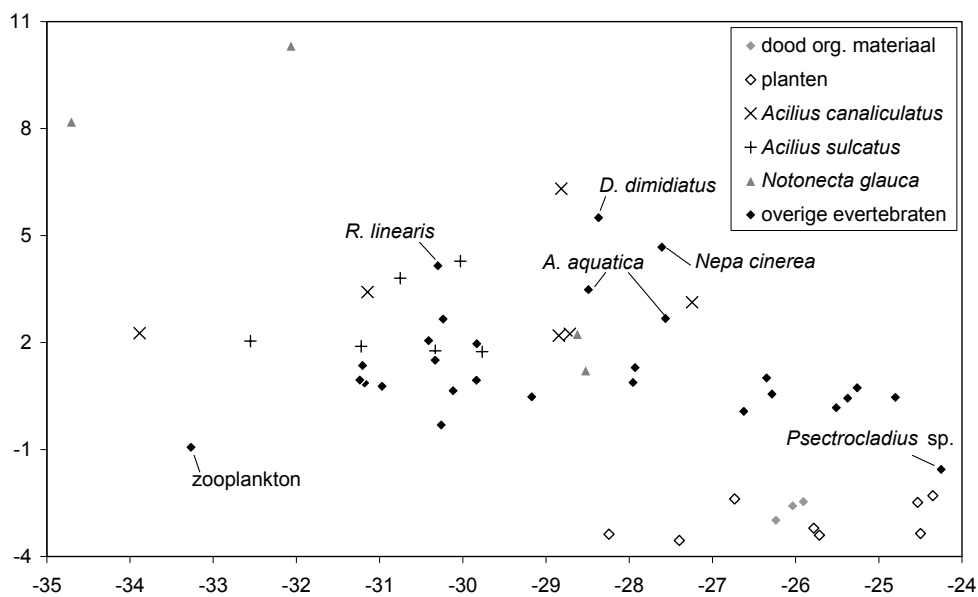
### 10.4 Resultaten en discussie

In Figuur 10.1 is voor het dode organisch materiaal, planten en aquatische evertebraten uit de meest voedselarme hoogveenpoel (Nigula 1) de  $\delta^{15}\text{N}$  uitgezet tegen de  $\delta^{13}\text{C}$ . De verschillende soorten evertebraten die in deze poel werden verzameld, verschillen in hun  $\delta^{13}\text{C}$  en  $\delta^{15}\text{N}$ . Dit geeft aan dat ze verschillen in het gebruik van koolstofbronnen en dat er verschillende trofische niveaus in de fauna te onderscheiden zijn. De hoogste  $\delta^{15}\text{N}$ , in de range van 1.2 tot 10.3‰, werd gevonden voor het Bootsmannetje (*Notonecta glauca*), Waterschorpioen (*Nepa cinerea*), Staafwants (*Ranatra linearis*), Waterspin (*Argyroneta aquatica*) en de waterroofkevers *Dytiscus*

*dimidiatus*, *Acilius canaliculatus* en *Acilius sulcatus*. Deze soorten kunnen beschouwd worden als top-predatoren in deze hoogveenpoel.

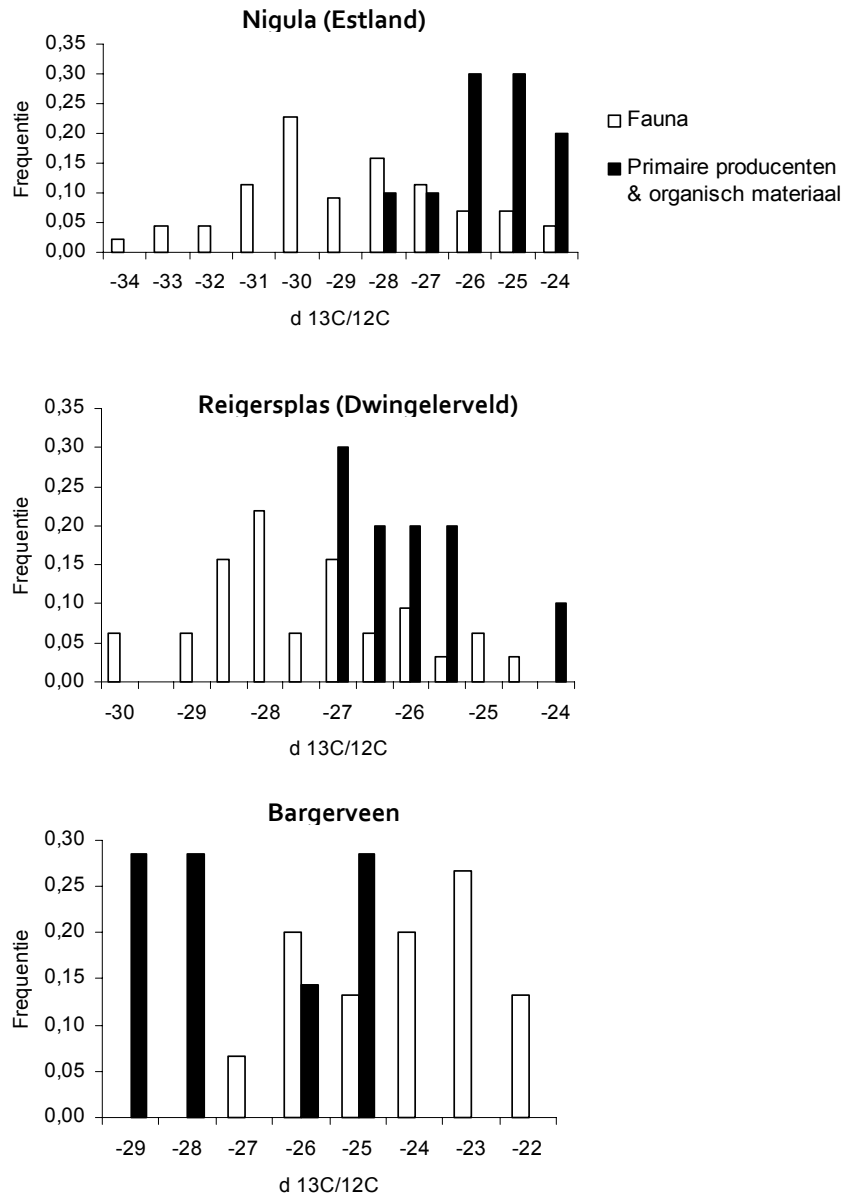
De  $\delta^{15}\text{N}$  van andere soorten waterwantsen en larven van dansmuggen, libellen, waterjuffers en kokerjuffers lag tussen 2.8 and  $-0.3\text{‰}$ . De evertebraten met de laagste  $\delta^{15}\text{N}$  waren zooplankton (gedomineerd door de watervlooiën *Bosmina spec.* en *Chydorus sphaericus* en jonge eenoogjes) en dansmuglarven van het geslacht *Psectrocladius*. Deze twee groepen van evertebraten kunnen beschouwd worden als primaire consumenten, naast verschillende omnivore duikerwantsen en kokerjufferlarven. Voor de meeste evertebraten groepen of soorten kwam het trofisch niveau in de voedselketen dat afgeleid kan worden uit hun  $\delta^{15}\text{N}$  overeen met beschikbare literatuur gegevens.

Individuele van de waterroofkeversoorten *Acilius canaliculatus* en *Acilius sulcatus* en Bootsmanntjes (*Notonecta glauca*) verschilden onderling sterk in hun isotopen signatuur voor C en N. Dat was niet alleen het geval bij de hoogveenpoel Nigula 1 (Figuur 10.1), maar ook bij andere Estlandse en Nederlandse monsterpunten. Dit wijst erop dat de verschillende individuen leven van prooien die sterk verschillen in hun isotopen signatuur. Omdat deze bootsmanntjes en waterroofkevers mobiel zijn, kan immigratie vanuit andere poelen met een andere isotopen signatuur van basale voedselbronnen de hoge variatie binnen soorten verklaren.



Figuur 10.1: Stabiele isotopenratio's van koolstof (C, horizontale as) en stikstof (N, verticale as) voor plantenmateriaal, dood organisch materiaal en verschillende diersoorten en diergroepen verzameld in de voedselarme poel Nigula 1, gelegen in de hoogveenkern.

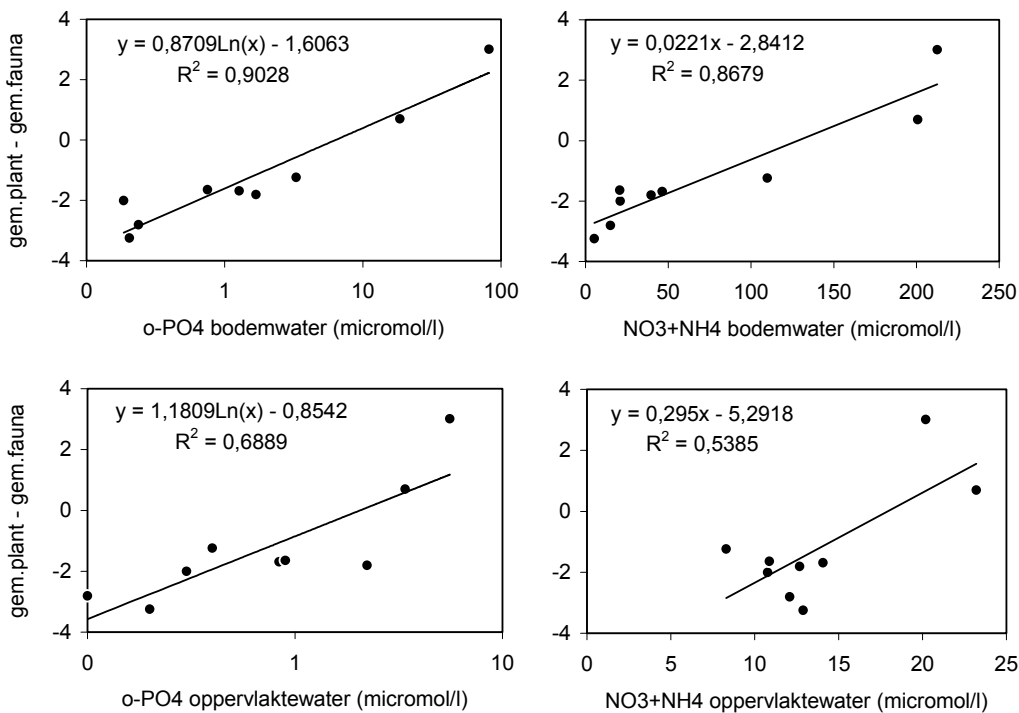




*Figuur 10.2: Frequentieverdelingen van  $\delta^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio's van fauna, primaire producenten en organisch materiaal in -van boven naar beneden- de meest voedselarme poel in de hoogveenkern van Nigula, een poel met Waterveenmos en Veenpluis in de Reigerplas (Dwingelerveld) en een compartiment in het Bargerveen (Schoonebeekerveld) met zwartveenbodem.*

Er is een discrepantie tussen de  $\delta^{13}\text{C}$  van de verzamelde basale voedselbronnen (algen, vaatplanten en dood organisch materiaal) en de  $\delta^{13}\text{C}$  van de verzamelde evertebraten, wanneer uitgegaan wordt van een verrijking van 0 tot +1‰ voor  $\delta^{13}\text{C}$  tussen trofische niveaus (McCutchan et al., 2003). Bijvoorbeeld in de hoogveenpoel Nigula 1 (Figuur 10.1), de  $\delta^{13}\text{C}$  van dood organisch materiaal en levende planten varieerde tussen -28.3 en -24.3‰, terwijl de  $\delta^{13}\text{C}$  van evertebraten varieerde van -34.8 tot -24.2‰. De vraag is nu wat de basale voedselbron is voor de evertebraten met een  $\delta^{13}\text{C}$  lager dan -28.3‰? Hoewel consumenten in sommige gevallen verarmd kunnen zijn (negatiever) in hun  $\delta^{13}\text{C}$  ten opzichte van hun voedselbronnen met meer dan 2‰ (McCutchan et al., 2003), kan dit niet alle grote verschillen verklaren tussen de  $\delta^{13}\text{C}$  van evertebraten en dood organisch materiaal of levende planten. Het verschil tussen de gemiddelde  $\delta^{13}\text{C}$  van dood organisch materiaal

en levende planten en de gemiddelde  $\delta^{13}\text{C}$  van de evertibraten (hierna 'trofische verschuiving' genoemd) was niet consistent voor alle negen monsterpunten. In de twee meest nutriëntenrijke Nederlandse monsterpunten (Bargerveen en Mariapeel) bleken alle verzamelde diersoorten gelijk of verrijkt te zijn in  $\delta^{13}\text{C}$  vergeleken met dood organisch materiaal en levende planten, terwijl in het Nederlandse monsterpunt met de laagste nutriëntenbeschikbaarheid (Reigerplas) een negatieve trofische verschuiving werd gevonden. Dit is in Figuur 10.2 weergegeven met behulp van frequentieverdelingen van de  $\delta^{13}\text{C}$  van dood organisch materiaal en levende planten en van evertibraten. De gemiddelde trofische verschuiving was sterk en positief gecorreleerd met de concentratie van nutriënten in het oppervlaktewater en bodemwater (Figuur 10.3;  $p < 0.025$  voor oppervlaktewater en  $p < 0.001$  voor bodemwater).



*Figuur 10.3: Verband tussen de o-PO<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub> concentraties in oppervlakte- en bodemwater en de 'trofische verschuiving' (verschil tussen de gemiddelde  $\delta^{13}\text{C}$  van planten en dood organisch materiaal en de gemiddelde  $\delta^{13}\text{C}$  van de ongewervelden) voor de negen bemonsterde wateren.*

Verschillende verklaringen kunnen gegeven worden voor de gevonden discrepantie tussen de  $\delta^{13}\text{C}$  van de doorgemeten voedselbronnen en de  $\delta^{13}\text{C}$  van de bemonsterde evertibraten. Een verklaring kan zijn dat voedselbronnen van buiten de poelen (allochtoon materiaal) belangrijk zijn in de aquatische voedselketen (Grey et al., 2000). In het geval van de poelen die in Nigula werden bemonsterd, zouden deze allochtone voedselbronnen stuifmeel, zaden, bladen of naalden van berken en dennen kunnen zijn, die verspreid voorkomen in het omringende veen. Ook terrestrische entomofauna, zoals mieren en vlinders, die te water raken en verdrinken, zouden een bijdrage aan de aquatische voedselketen kunnen leveren. De  $\delta^{13}\text{C}$  van berkenbladen bij vier van de Nederlandse monsterpunten en in Nigula lag tussen -28.8 en -30.1‰ en de  $\delta^{13}\text{C}$  van berkenzaden was -26.3‰. Om vast te stellen of terrestrische entomofauna inderdaad een rol kan spelen, is in juni 2004 entomofauna verzameld in en om de poelen in Nigula. De  $\delta^{13}\text{C}$  van de

verzamelde fauna varieerde tussen -28.4 en -24.3 ‰ en kan dus ook niet de discrepantie verklaren.

Een andere verklaring voor de gevonden discrepantie tussen de  $\delta^{13}\text{C}$  van voedselbronnen en van evertebraten kan liggen in de samenstelling van het dood organisch materiaal. Dit is een mengsel van dood organisch materiaal van verschillende soorten vaatplanten, mossen en dieren en daarnaast algen, bacteriën, schimmels en microevertebraten. Daarom is de gemeten  $\delta^{13}\text{C}$  van dood organisch materiaal een gewogen gemiddelde van de verschillende componenten. Componenten zonder voedingswaarde voor detritivoren maken het grootste deel uit van de biomassa en de  $\delta^{13}\text{C}$  van deze componenten zal het meest overeenkomen met de  $\delta^{13}\text{C}$  die voor dood organisch materiaal werd gemeten. Omgekeerd is het zo dat de  $\delta^{13}\text{C}$  van voor herbi-detritivore fauna verteerbare componenten, zoals algen, bacteriën en schimmels, het meest zal verschillen van de  $\delta^{13}\text{C}$  die voor dood organisch materiaal werd gemeten. Een  $\delta^{13}\text{C}$  lager dan -30‰ van deze verteerbare componenten zou de gevonden trofische verschuiving kunnen verklaren. De  $\delta^{13}\text{C}$  van de levende draadalgen die op de negen monsterpunten werden verzameld varieerden van -17 to -31‰. Wanneer algensoorten met een  $\delta^{13}\text{C}$  lager dan -30‰ aanwezig zijn in de onderzochte wateren, zouden zij de  $\delta^{13}\text{C}$  van evertebraten lager dan -28.3‰ kunnen verklaren. De  $\delta^{13}\text{C}$  van organische deeltjes (particulate organic matter, POM) in zoet water varieert tussen -20 en -35‰ (Del Giorgio & France, 1996), maar ook POM is een mengsel van fytoplankton, detritus en aangehechte microben. Het gemiddelde verschil in  $\delta^{13}\text{C}$  tussen macrozoöplankton en POM of microplankton in meren is -2.7‰. Dit als gevolg van selectieve opname van isotopisch lichte componenten van POM (Del Giorgio & France, 1996; Grey et al., 2000). Van methanotrofe en chemoautotrofe bacteriën is bekend dat ze een  $\delta^{13}\text{C} < -40‰$  hebben en ondermeer door dansmuglarven worden genuttigd (Grey et al., 2004; Kiyashko, 2004; Grey & Deines, 2005).

Hoewel deze verklaring de negatieve trofische verschuiving kan verklaren voor hoogveenwateren met een lage concentratie van nutriënten, verklaart het niet de afwezigheid van zo'n negatieve gemiddelde trofische verschuiving in veenwateren met hogere concentraties van nutriënten. In een onderzoek aan zoöplankton in meren concludeerde Grey et al. (2000) dat het relatieve belang van of allochtone koolstofbronnen afneemt met toename van de trofiegraad van meren. In oligotrofe meren, waarin de productie van fytoplankton beperkt is, bestaat het voedsel van zoöplankton uit planktonische heterotrofen, detritus en microben (Hessen et al., 1990; Jones, 1992). De resultaten van het onderzoek leiden tot de voorlopige conclusie dat in nutriëntenrijke hoogveenwateren algen of recent gevormd dood organisch materiaal (bijvoorbeeld blad van Pijpenstrootje of afgestorven Waterveenmos) de basis kunnen vormen van de aquatische voedselketen, terwijl in nutriëntenarmere wateren een andere koolstofbron een belangrijke rol speelt.

Welke andere koolstofbron dit is, kan met de beschikbare gegevens echter nog niet worden vastgesteld. Vermoedelijk leveren in de voedselarme wateren methanotrofe bacteriën en/of epifyten (algen op veenmosses) een belangrijke bijdrage aan de basis van de voedselketen. Om hierover meer duidelijkheid te krijgen, zijn in aanvulling op de al beschikbare gegevens, analyses nodig van biomarkers voor methanotrofe bacteriën (vetzuren) in ongewervelde fauna en stabiele isotopenratio's van koolstof en stikstof van epifytische algen. Inzicht in de betekenis van bacteriën, detritus, algen en/of andere componenten in de start van de aquatische voedselketen is belangrijk voor de kennis van het functioneren van de aquatische fauna en daarmee inzicht in de randvoorwaarden en 'bottle-necks' voor herstel van de hoogveenfauna.

## 10.5 Conclusie

Uit dit deelonderzoek komt naar voren dat de start van de aquatische voedselketen verschilt tussen nutriëntenarme en verrijkte hoogveenwateren. De voorlopige conclusie is dat in nutriëntenrijke hoogveenwateren algen of recent gevormd dood organisch materiaal (bijvoorbeeld blad van Pijpenstrootje of afgestorven Waterveenmos) de basis kunnen vormen van de aquatische voedselketen, terwijl in nutriëntenarmere wateren een andere koolstofbron een belangrijke rol speelt. Welke andere koolstofbron dit is, kan met de beschikbare gegevens nog niet worden vastgesteld. Vermoedelijk leveren in de voedselarme wateren methanotrofe bacteriën en/of epifyten (algen op veenmossen) een belangrijke bijdrage aan de basis van de voedselketen. Inzicht in veranderingen in de beschikbare voedselbronnen als gevolg van eutrofiëring is belangrijk voor de kennis van het functioneren van de aquatische fauna en inzicht in de randvoorwaarden en 'bottle-necks' voor herstel van de hoogveenfauna.

# 11 Kenmerken en beheer van waardevolle hoogveenwateren

*Gert-Jan van Duinen & Hans Esselink†*

## 11.1 Achtergrond

Bij het correlatieve onderzoek in de eerste onderzoeksfase naar relaties tussen faunasamenstelling en omgevingsvariabelen zijn veel van de karakteristieke en in Nederland zeldzamere (hoogveen)soorten slechts in één of enkele wateren in Dwingelerveld, Korenburgerveen, Tuspeel en boekweitbrandcultuur-greppels in Meerstalblok-midden gevonden (Tomassen et al., 2003; Van Duinen et al., 2003). Het betreft wateren die overblijfselen zijn van het vroegere kleinschalige gebruik van hoogvenen, zoals veenputten en greppels van de boekweitbrandcultuur. In deze wateren zijn in totaal meer soorten en ook aanzienlijk hogere aantallen karakteristieke soorten aangetroffen dan in de wateren die door vernattingsmaatregelen zijn ontstaan (herstel-wateren). Overeenkomstige kenmerken van deze relict-wateren zijn dat ze klein zijn en al lange tijd niet of nauwelijks aan veranderingen in dynamiek onderhevig zijn geweest. Diverse karakteristieke soorten hebben zich kennelijk in aangetaste hoogveenrestanten kunnen handhaven, doordat gedurende het geleidelijke proces van aantasting altijd binnen het terrein geschikte situaties voor de soorten voorhanden zijn geweest. De levensstrategie van hoogveensoorten is er wellicht op gericht zich in ongunstige situaties te handhaven en niet op verbreiding. Zodra de populatie van een soort die een gering verspreidingsvermogen heeft uit het hoogveenrestant verdwijnt, is de kans op hervestiging gering.

Consequentie van dit resultaat voor het beheer zou kunnen zijn dat terreindelen die al lange tijd niet of nauwelijks aan veranderingen in dynamiek onderhevig zijn geweest, voorlopig ontzien worden bij maatregelen, zoals verhoging van waterstanden. Vanuit hydrologisch of vegetatiekundig oogpunt kunnen echter wel maatregelen gewenst zijn. Daarom is het allereerst noodzakelijk dat locaties in de hoogveenrestanten die nu nog populaties van karakteristieke en/of zeldzaam geworden soorten herbergen goed herkend kunnen worden en ten tweede is het nodig te weten waartegen (populaties van) deze soorten bestand zijn en waarvan ze afhankelijk zijn. Om richtlijnen te kunnen geven hoe herstel- en beheersmaatregelen het beste uitgevoerd kunnen worden, zodat populaties van deze soorten tijdens de uitvoering behouden blijven en zich vervolgens ook kunnen gaan uitbreiden, is het nodig dat meer grip verkregen wordt op de factoren die bepalend zijn voor het voorkomen van deze soorten. Daarbij gaat het er uiteindelijk om dat de biologie (of levensstrategie) van soorten en terreineigenschappen op elkaar passen ('matchen').

Bij terreineigenschappen moet gedacht worden aan de (a)biotische eigenschappen van de wateren, heterogeniteit én aan de snelheid, ruimtelijke

schaal en mate van veranderingen hierin gedurende het proces van degradatie en herstelbeheer. Wat de diersoorten betreft, zal in verband met herkolonisatie het verspreidingsvermogen van belang zijn. Voor overleving of hervestiging in een terrein zijn voeding, voortplanting en het verloop van de levenscyclus van belang. In dit deelproject is aandacht besteed aan verschillen in het kolonisatievermogen van soortsgroepen en aan de betekenis van nutriëntenrijkdom, kwaliteit en decompositie van organisch materiaal en droogvalregime voor de aquatische fauna.

## 11.2 Microfauna en kolonisatievermogen

### Inleiding en opzet

Om meer inzicht te krijgen in de betekenis van verschillen in het kolonisatievermogen is de vergelijking tussen herstel-wateren en relict-wateren, zoals die voor watermacrofauna in de eerste onderzoeksfase werd gemaakt, herhaald voor aquatische microfauna: watervlooien, eenoogjes en radardieren (Cladocera, Copepoda en Rotifera). Daarnaast biedt dit onderzoek naar microfauna inzicht in de effecten van vernattingsmaatregelen in hoogveenrestanten op een andere biodiverse groep, waarover in dit verband nog niets bekend was. Van deze groepen van microfauna is bekend dat ze relatief gemakkelijk verspreid kunnen worden door de wind of door mobiele grotere dieren (Cáceres & Soluk, 2002; Cohen & Shurin, 2003). Cohen & Shurin (2003) vonden dat deze zoöplanktongroepen snel kunnen verspreiden over korte afstanden (10m - 1km) en dat verspreiding alleen een beperkende factor is in de diversiteit van zeer jonge gemeenschappen (<1 jaar). Bovendien hebben soorten van deze microfaunagroepen een korte levenscyclus en reproduceren ze vaak ongeslachtelijk (Nogrady et al., 1993, Wetzel, 2001). Deze twee life-history kenmerken stellen deze diersoorten potentieel in staat om in korte tijd een populatie te vestigen na kolonisatie. Dit in tegenstelling tot de meeste watermacrofaunasoorten, die geslachtelijk voortplanten en een meer complexe levenscyclus hebben, met een nymfe- of larvenstadium, een popstadium en adulten, die elk weer verschillende eisen aan hun omgeving kunnen stellen.

Omdat Radardieren, Watervlooien en Eenoogjes in het algemeen gemakkelijk verspreiden en niet of nauwelijks afhankelijk zijn van habitatheterogeniteit voor het voltooiën van hun levenscyclus, verwachtten we dat het voorkomen van deze soorten van microfauna – inclusief de karakteristieke soorten – niet verschilt tussen herstel- en relict-wateren in hoogveenrestanten. In tegenstelling tot wat in de eerste onderzoeksfase werd gevonden voor macrofauna, werd verwacht dat fysisch-chemische condities en vegetatiestructuur in de wateren belangrijkere factoren zijn voor de samenstelling van de microfauna dan condities op een hogere ruimtelijke schaal of gebeurtenissen in het verleden door aantastingen of herstelbeheer. Microfauna werd bemonsterd in tien wateren die door grootschalige vernattingsmaatregelen zijn gevormd en tien wateren in hoogveenrestanten waarin geen grootschalige vernatting heeft plaatsgevonden: herstel-wateren en relict-wateren (Figuur 11.1). Om variatie in de vegetatiestructuur binnen deze twee groepen van monsterpunten te krijgen, werden in beide groepen vijf poelen geselecteerd met een deel open water en een oeverzone en vijf poelen zonder open water, maar allen een vrij dichte vegetatie.



*Figuur 11.1: De hoogveenrestanten waar microfauna is bemonsterd. FV = Fochteloërveen (0/2), DV = Dwingelerveld (2/0), BV = Bargerveen (1/3), HV = Haaksbergerveen (0/3), KV = Korenburgerveen (5/0), MP = Mariapeel (0/2), TP = Tuspeel (2/0). De getallen tussen haakjes achter de gebiedsnamen geven het aantal relict/herstel-wateren aan dat in het betreffende terrein werd bemonsterd.*

Met deze gegevens worden hierna de volgende vragen beantwoord:

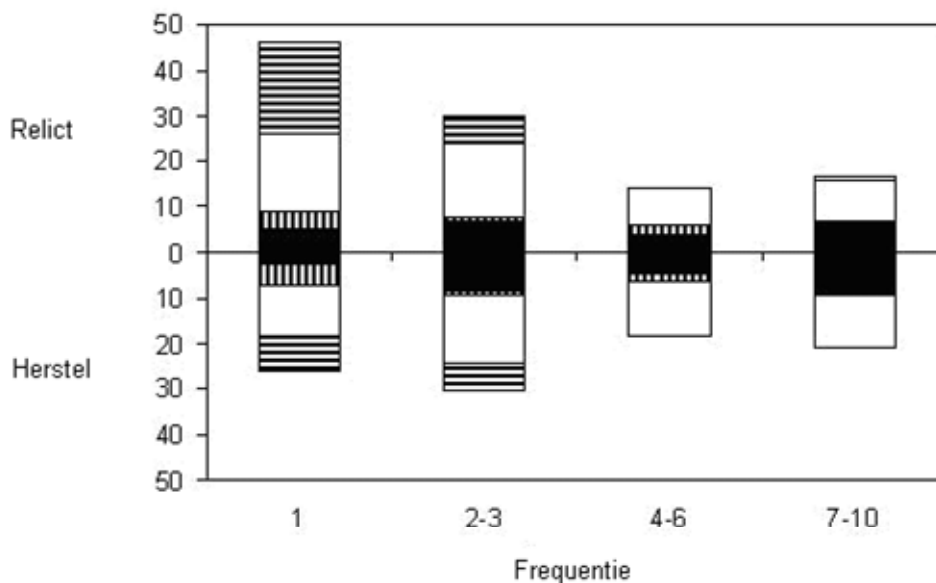
1. Verschillen relict-wateren van herstel-wateren in soortensamenstelling en (cumulatieve) soortenrijkdom?
2. Verschillen karakteristieke en niet-karakteristieke soorten in hun respons op vernattingsmaatregelen?
3. Wat is het relatieve belang van vernattingsmaatregelen en fysisch-chemische variabelen voor de soortensamenstelling van de microfauna?

*Tabel 11.1: Gemiddelde ( $\pm$  standaard fout) soortenrijkdom en aantal karakteristieke soorten in de relict- en herstel-wateren.  $n$  = aantal monsterpunten.*

	Relict		Herstel		ANOVA
	n=10		n=10		
Alle soorten	42.5	$\pm 6.1$	44.6	$\pm 6.3$	n.s.
Karakteristieke soorten	15.2	$\pm 1.5$	16.3	$\pm 2.1$	n.s.

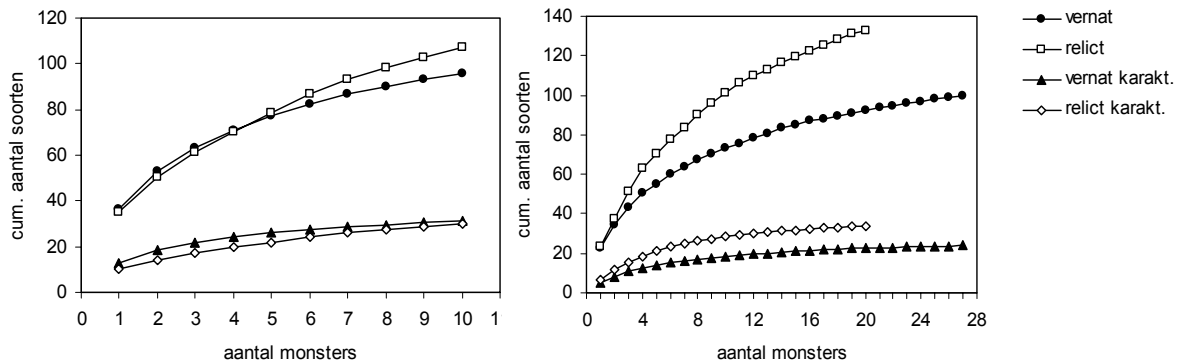
## Resultaten en discussie

In totaal werden 129 soorten microfauna aangetroffen in de twintig bemonsterde wateren: 108 soorten radardieren, 15 soorten watervlooien en 6 soorten eenoogjes. In de relict-wateren werden 107 soorten aangetroffen en in de herstel-wateren 95 soorten. Het hogere aantal soorten in relict-wateren betrof vooral niet-karakteristieke soorten, die in slechts één van de monsterpunten werd gevonden (horizontaal gestreepte delen in Figuur 11.2). De meeste van de frequente soorten waren aanwezig in zowel de relict- als de herstel-wateren (niet gestreepte delen in Figuur 11.2). Soorten worden beschouwd als karakteristiek voor hoogvenen, wanneer zij in de literatuur typisch voor hoogvenen of acidofiel (voorkeur voor zure wateren) worden genoemd. Hierbij is gebruik gemaakt van de volgende bronnen: Myers (1931), Donner (1965), Koste (1978), Bērziņš & Pejler (1987), Pejler & Bērziņš (1993a), Nogrady & Pourriot (1995), Segers (1995) en De Smet (1996; 1997). In totaal werden 38 soorten geklassificeerd als karakteristiek. Hiervan werden 30 soorten in de relict wateren aangetroffen en 31 in de herstel-wateren. De gemiddelde aantallen soorten en karakteristieke soorten verschilden niet significant tussen relict- en herstel-wateren (Tabel 11.1). De cumulatieve soortenrijkdom van herstel- en relict-wateren was gelijk, vooral ook voor de karakteristieke soorten (Figuur 11.3). Ter vergelijking zijn dezelfde curven voor de macrofauna weergegeven.



*Figuur 11.2: Aantallen soorten in de 10 relict-wateren (boven de horizontale as) en in de 10 herstel-wateren (onder de horizontale as) voor verschillende frequentieklassen van soorten. Soorten die slechts in één van de twee groepen van monsterpunten zijn aangetroffen zijn aangegeven met de gestreepte delen van de staven aangegeven. Karakteristieke soorten zijn met de zwarte en verticaal gestreepte delen aangegeven en niet-karakteristieke soorten met de witte en horizontaal gestreepte delen.*





Figuur 11.3: Cumulatief aantal soorten voor alle soorten en voor karakteristieke microfaunasoorten (links) en macrofaunasoorten (rechts) in door vernatting gevormde wateren en in relict-wateren.

Verschillen in soortensamenstelling tussen de relict- en herstel-wateren kunnen verklaard worden door fysisch-chemische variabelen en de variabele 'vernatting' kon de overige variatie in soortensamenstelling niet significant verklaren. Bijna alle soorten die in meer dan twee monsterpunten gevonden zijn, zijn in zowel de relict- als herstel-wateren gevonden. Slechts vijf soorten werden duidelijk vaker in één van de twee groepen van monsterpunten aangetroffen. 82% van de karakteristieke soorten werden in de herstel-wateren gevonden en 79% in de relict-wateren. (Ter vergelijking: bij de macrofauna waren deze percentages respectievelijk 67% en 94%.)

Classificatie van microfaunasoorten, vooral van de radardieren, als karakteristieke hoogveen soorten is meer discutabel dan voor macrofauna, omdat minder gegevens beschikbaar zijn over de verspreiding van microfaunasoorten. Dit blijkt onder andere uit het feit dat 36 van de 108 soorten radardieren die in dit onderzoek werden vastgesteld nog niet uit Nederland bekend waren. Het weglaten of toevoegen van soorten aan de lijst van karakteristieke soorten zal het gevonden patroon waarschijnlijk niet sterk veranderen, aangezien 89% van de soorten die in meer dan twee monsterpunten werden gevonden in zowel de relict- als de herstel-wateren zijn aangetroffen. Daarom zal de conclusie dat de soortenrijkdom en het aantal karakteristieke soorten niet significant verschilt tussen relict- en herstel-wateren niet beïnvloed worden door veranderingen in de classificatie van karakteristieke soorten.

In de principale componenten analyse (PCA) van de soortensamenstelling (Figuur 11.4) werden herstel- en relict-wateren niet duidelijk gescheiden langs één van de eerste vier PCA-assen. Bij de watermacrofauna werden de herstel- en relict-wateren wel duidelijk gescheiden op de eerste twee assen van de correspondentie analyse (zie Tomassen et al., 2003). Naast de aan- of afwezigheid van open water, waren pH, elektrisch geleidingsvermogen, concentratie van Na, Cl, Zn, o-PO<sub>4</sub> en totaal-P van het oppervlaktewater en het P en Ca gehalte en C/N en C/P quotiënt van dood organisch materiaal gecorreleerd met de variatie in de soortensamenstelling van de microfauna. Variatie in de soortensamenstelling van radardieren en kleine kreeftachtigen blijkt vaak gecorreleerd te zijn met de trofie van wateren (Pejler & Bērziņš, 1989; Duggan et al., 2002). Epifytische, gesedimenteerde of zwevende algen, afbrekend organisch materiaal en microben zijn belangrijke voedselbronnen voor deze soorten van microfauna (Pejler, 1983). De beschikbaarheid van P en N zijn belangrijke factoren in de productie van algen, terwijl het N en P gehalte van organisch materiaal en de pH belangrijke factoren zijn in de

decompositiesnelheid en de microbiële activiteit (Kok & Van de Laar, 1991; Belyea, 1996; Smolders et al., 2002). De beschikbaarheid van nutriënten en de kwaliteit van organisch materiaal is ook een belangrijke factor in het voorkomen van algivore en detritivore aquatische borstelwormen in hoogvenen (zie verderop in dit hoofdstuk). Verschillen in de concentratie van mineralen kan ook een rol spelen in de kwaliteit van voedsel voor de microfauna. De gemiddeld hogere concentratie van K, Ca, Fe en Si in relict-wateren kan wijzen op een grotere invloed van grondwater in een aantal van de relict-wateren.

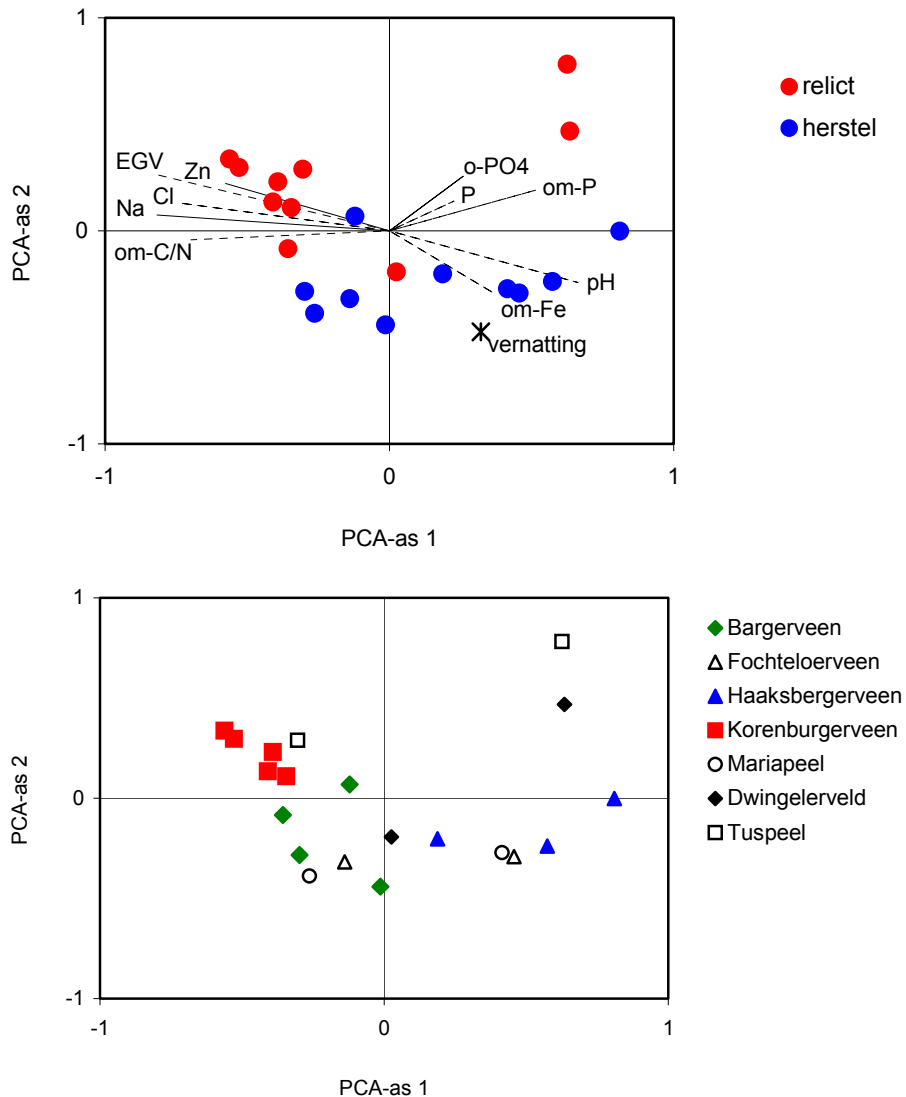
*Tabel 11.2: Gemiddelde Sørensen similariteits index ( $\pm$  standaard deviatie) voor paren van monsterpunten in hetzelfde hoogveenrestant en voor paren van monsterpunten in verschillende hoogveenrestanten; voor paren van herstel-wateren en paren van relict-wateren; en voor paren van herstel vs. relict-wateren.*

	n paren	Sørensen-index	Mann-Whitney-U
in hetzelfde terrein	23	0.64 $\pm$ 0.10	} <0.001
in verschillende terreinen	167	0.51 $\pm$ 0.07	
relict-wateren	45	0.56 $\pm$ 0.12	} n.s.
herstel-wateren	45	0.54 $\pm$ 0.08	
herstel vs. relict	100	0.51 $\pm$ 0.07	} <0.05

De soortensamenstellingen van de microfauna in monsterpunten in hetzelfde gebied bleken meer op elkaar te lijken dan op soortensamenstellingen van andere gebieden (Tabel 11.2). Dit was het meest duidelijk voor het Korenburgerveen, Bargerveen, en Haaksbergerveen waar drie tot vijf wateren werden bemonsterd (Figuur 11.4). Behalve in het Bargerveen, waren de monsterpunten in een gebied alle vernat of niet vernat. Het is echter niet waarschijnlijk dat vernatting de sleutelfactor is in deze verschillen tussen terreinen. De Sørensen similariteitsindex verschilde namelijk veel sterker tussen gebieden dan tussen relict-wateren versus herstel-wateren. De verschillen in soortensamenstelling tussen gebieden waren gecorreleerd met verschillende omgevingsvariabelen (Figuur 11.4) en zouden verklaard kunnen worden door locale factoren die de waterkwaliteit en voedselbeschikbaarheid beïnvloeden, zoals minerotrofe invloed, kwaliteit van het restveen en atmosferische N-depositie. Een andere verklaring voor de sterke verschillen in de soortensamenstelling tussen gebieden kunnen verschillen in de locale soorten-pool en interacties tussen soorten zijn (Shurin et al., 2000) zonder duidelijke invloed van abiotische condities. Soorten die al in een gebied aanwezig zijn, zullen als eerste een nieuw ontstaan waterlichaam kunnen koloniseren dat door turfwinning in het verleden of meer recent door vernatting is ontstaan. Deze 'vroege' soorten hebben een relatief hoge kans om succesvol een populatie te vestigen. Soorten die later arriveren kunnen in het algemeen een lager kans hebben om een populatie te vestigen, vanwege interacties met reeds gevestigde soorten, die voorkomen dat nieuwe soorten toenemen (Jenkins & Buikema, 1998; Shurin, 2000; Rundle et al., 2002; Cohen & Shurin, 2003).

### **Conclusie microfauna**

Herstel van de aquatische microfauna (Rotifera, Copepoda, en Cladocera) treedt veel sneller op dan herstel van de macrofauna. Het verschil in de cumulatieve soortenrijkdom en het cumulatieve aantal karakteristieke soorten tussen vernatte situaties en relict-wateren, zoals dat voor de macrofauna is



*Figuur 11.4: Plots van principale componenten analyses van microfaunamonsters op basis van aan-/afwezigheids data. In de bovenste figuur geven de verschillende symbolen aan of het herstel- of relict-wateren betreft en in de onderste figuur in welk hoogveenrestant de monsters zijn genomen. Significant verklarende omgevingsvariabelen zijn weergegeven met ononderbroken lijnen voor continue variabelen (lengte vermenigvuldigd met 3 voor de duidelijkheid) en met een sterretje voor de centroïde van de binominale variabele 'vernatting' (score vermenigvuldigd met 2). Onderbroken lijnen zijn gebruikt voor niet significant verklarende omgevingsvariabelen met een correlatie coëfficiënt lager dan  $-0.5$  of hoger dan  $0.5$  met één of meer van de eerste vier PCA assen. 'om'=organisch materiaal.*

gevonden, bleek voor de microfauna niet aanwezig. Dit resultaat stemt overeen met de opgestelde verwachting en met de conclusie van Buttler et al. (1996) dat de schaalmoeben fauna van hoogvenen snel en volledig kan herstellen, ongeacht de uitgangssituatie van het vergraven veen. Doordat microfauna, zoals radardieren en watervlooien gemakkelijk door de wind of door dieren verspreid kunnen worden (Cácares & Soluk, 2002; Cohen & Shurin, 2003), een korte levenscyclus hebben en ongeslachtelijk kunnen voortplanten (Nogrady et al., 2003), kunnen zij wateren zeer snel koloniseren. De lokaal aanwezige soorten hebben waarschijnlijk de hoogste kans om zich te vestigen in nieuw gevormde wateren, omdat biotische

interacties tussen microfaunsoorten (o.a. concurrentie en predatie) een dominante rol spelen in de soortensamenstelling van het plankton en invasie door nieuwe soorten zelden optreedt, zodra zich een 'verzadigde gemeenschap' heeft gevormd (Cohen & Shurin, 2003). De effecten van vernattingsmaatregelen verschilt dus tussen micro- en macrofauna, waarschijnlijk doordat veel macrofaunasoorten zich minder gemakkelijk verspreiden of zelfs niet kunnen vliegen, een complexere levenscyclus hebben en meer of hogere eisen stellen aan hun leefomgeving.

*Tabel 11.3: Kwaliteitsvariabelen van oppervlaktewater, bodemwater en gesedimenteerd organisch materiaal (gemiddelden  $\pm$  standaard fout) in Estlandse en Nederlandse hoogveenwateren. n.s. =  $P > 0.05$ , \* =  $P < 0.05$ , and \*\*\* =  $P < 0.001$ .*

	<b>Estland</b> n=31	<b>Nederland</b> n=46	<b>P</b> T-test
<b>oppervlaktewater</b>			
pH	4.2 $\pm$ 0.1	4.3 $\pm$ 0.1	n.s.
o-PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	0.5 $\pm$ 0.1	8.0 $\pm$ 3.8	*
NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	2.9 $\pm$ 0.2	43 $\pm$ 6.5	***
S ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	18 $\pm$ 1.0	56 $\pm$ 3.2	***
<b>bodemwater</b>			
pH	4.7 $\pm$ 0.1	4.8 $\pm$ 0.1	n.s.
o-PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	0.6 $\pm$ 0.3	26 $\pm$ 7.4	***
NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	8.5 $\pm$ 2.4	160 $\pm$ 22	***
S ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	21 $\pm$ 1.5	84 $\pm$ 6.8	***
<b>organisch materiaal</b>			
Ca + Mg ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	159 $\pm$ 33	132 $\pm$ 16	n.s.
C:N quotiënt ( $\text{g g}^{-1}$ )	29 $\pm$ 1.9	28 $\pm$ 1.6	n.s.
C:P quotiënt ( $\text{g g}^{-1}$ )	997 $\pm$ 91	946 $\pm$ 89	n.s.

## 11.3 Nutriëntenrijkdom en decompositie van organisch materiaal

### Effecten van nutriëntenrijkdom op watermacrofauna

Uit het onderzoek in de eerste fase is gebleken dat de soortensamenstelling van de meest ombrotrofe poelen en slenken in intacte Estlandse hoogvenen in de Nederlandse hoogveenrestanten niet aanwezig is. De soortensamenstelling in de Nederlandse hoogveenrestanten komt het meest overeen met die in ongestoorde overgangsvenen en veenbeken, waar de nutriëntenbeschikbaarheid van nature hoger is dan in de ombrotrofe hoogveenkern (Tomassen et al., 2003; Van Duinen et al., 2002). Om meer inzicht te krijgen in de effecten van de toename van nutriëntenrijkdom op de watermacrofauna, is het vergelijkende onderzoek tussen de Nederlandse en Estlandse hoogveenwateren voortgezet. De soortensamenstelling van verschillende diergroepen is vergeleken tussen de ombrotrofe delen van de hoogveenkern, overgangsvenen en lagg in Estlandse hoogvenen en wateren in Nederlandse hoogveenrestanten, die wel en niet door vernattingsmaatregelen zijn gecreëerd. Daarbij zijn de soorten ingedeeld op basis van hun voorkomen in (=preferentie voor) de verschillende onderdelen van een intact hoogveensysteem met behulp van de criteria in Tabel 11.4.

Uit deze vergelijking komt voor elke diergroep naar voren dat in de Nederlandse hoogveenrestanten de soorten, die in intacte hoogvenen een preferentie hebben voor de poelen en slenken in de ombrotrofe

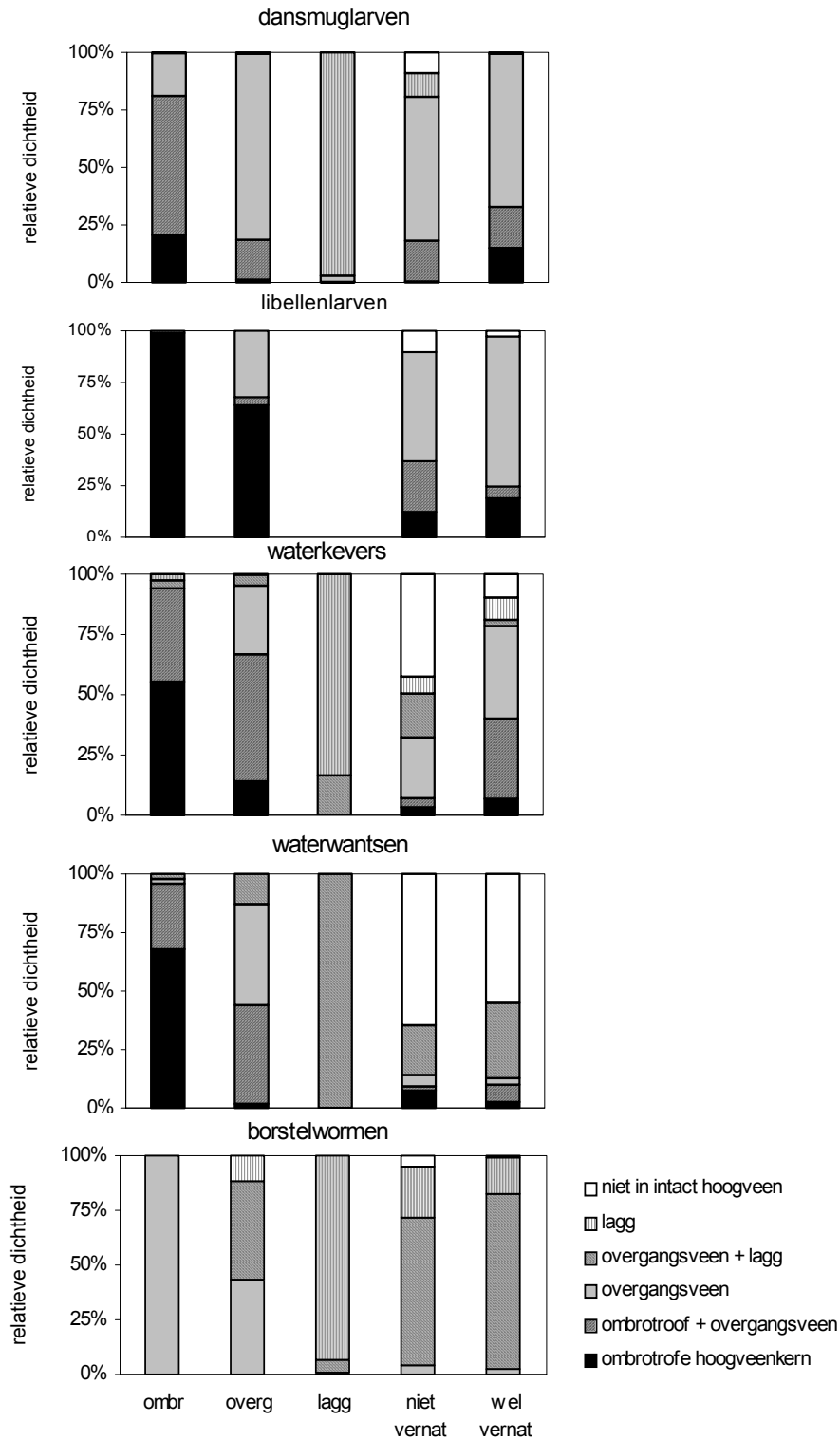
Tabel 11.4: Criteria voor de indeling van soorten op basis van hun preferentie voor de ombrotrofe hoogveen kern (ombr.), overgangsvveen (overg.) of lagg in intacte Estlandse hoogvenen. # = aantal individuen per soort bemonsterd in elk van deze drie onderdelen, gecorrigeerd voor de lengte van de monsters en het aantal monsterpunten, met het totaal aantal individuen gesteld op 1.

Preferentie voor:	Criteria:
-Hoogveen kern (ombrotroof)	$\#_{ombr} > 2 * (\#_{overg} + \#_{lagg})$
-Overgangsvveen (incl. veenbeken)	$\#_{overg} > 2 * (\#_{ombr} + \#_{lagg})$
-Lagg	$\#_{lagg} > 2 * (\#_{overg} + \#_{ombr})$
Indien niet ingedeeld bij bovenstaande groepen:	
-Hoogveen kern + overgangsvveen	$(\#_{ombr} + \#_{overg}) > 0.75$
-Overgangsvveen + lagg	$(\#_{overg} + \#_{lagg}) > 0.75$
-Soort niet aangetroffen in Estlandse hoogvenen	

hoogveen kern, een relatief kleine bijdrage leveren aan de faunagemeenschap (Figuur 11.5). Soorten die in ongestoorde hoogvenen min of meer beperkt zijn tot wateren met een hogere beschikbaarheid van nutriënten (overgangsvveen en lagg) zijn daarentegen dominant in de Nederlandse hoogveenrestanten. Met name bij de waterwantsen en waterkevers blijkt dat soorten die in intacte hoogvenen niet voorkomen, zich wel in Nederlandse hoogveenrestanten hebben kunnen vestigen. Het gaat daarbij vrijwel steeds om soorten die ook in Estland voorkomen, maar dan buiten of aan de rand van hoogvenen. Zo is de duikerwants *Cymatia coleoptrata* in Estland alleen aangetroffen in een primair meer aan de rand van een hoogveen, terwijl deze soort de meest talrijke wantsensoort is in de wateren van Nederlandse hoogveenrestanten.

Naast beschikbaarheid van nutriënten, kunnen ook andere eigenschappen bepalend zijn voor de preferentie van soorten voor de onderdelen van het hoogveensysteem, zoals vegetatiestructuur, beschikbaarheid van mineralen of oppervlakkige afstroming van water. Dit is waarschijnlijk ook de belangrijkste verklaring voor het feit dat niet alle soorten met een preferentie voor overgangsvveen en/of lagg zone in Nederland meer voorkomen dan in Estland. Van deze groep soorten zijn bijvoorbeeld een aantal dansmugsoorten en de borstelworm *Nais variabilis* in Nederlandse hoogveenrestanten veel talrijker dan in Estlandse hoogvenen, terwijl de Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*) en dansmuggen van het geslacht *Lasiodiamesa* in Nederland zeer zeldzaam zijn. Verdere analyse van de ecologische eigenschappen en behoeften van de verschillende soorten is nodig om te bepalen of voedselrijkdom dé sturende factor is, of dat ook andere terreincondities een belangrijke rol spelen. Voor de optimalisatie van het herstelbeheer in hoogveenrestanten is het maken van dit onderscheid uiteraard van groot belang. Voor tenminste een aantal van de karakteristieke en zeldzame soorten zal vastgesteld moeten worden welke (stuurbare) terreincondities bepalend zijn voor hun voorkomen en waar en hoe die terreincondities gerealiseerd kunnen worden.

Bij het achterhalen van oorzaak-gevolg-relaties achter de verschuivingen in de soortensamenstelling, kan het vergelijken van de ecologie van nauw verwante soorten een uitstekend handvat vormen. Tussen ongestoorde Estlandse en aangetaste Nederlandse hoogvenen zien we verschuivingen in dominantie tussen verwante soorten. Zo is in de poelen in de Estlandse hoogveen kernen de Venwitsnuitlibel (*Leucorrhinia dubia*) in het voorjaar de meest abundante libellenlarve, terwijl de Noordse witsnuitlibel (*L. rubicunda*)



Figuur 11.5: Relatieve dichtheden van dansmuglarven, libellenlarven, waterkevers, waterwantsen en borstelwormen, waarbij de soorten zijn ingedeeld in zes klassen op basis van hun preferentie voor de ombrotrofe hoogveenkern, overgangsvveen en lagg in de intacte Estlandse hoogvenen. De monsterpunten in de Estlandse hoogvenen zijn gegroepeerd in ombrotrofe wateren ( $n=12$ ), wateren in overgangsvveen ( $n=18$ ) en de lagg ( $n=4$ ). De monsterpunten in de Nederlandse hoogveenrestanten zijn onderverdeeld in wateren die wel ( $n=27$ ) en niet ( $n=19$ ) zijn gevormd door vernattingsmaatregelen.

in Estland alleen in de overgangsvenen voorkomt. In Nederland is de Noordse witsnuitlibel talrijk in de hoogveenrestanten, terwijl de Venwitsnuitlibel weinig wordt aangetroffen (Van Duinen et al., 2004a). Ook buiten de hoogvenen wordt een sterke achteruitgang van de Venwitsnuitlibel in Nederland gemeld, die met name wordt geweten aan verzuring en eutrofiëring (NVL, 2002). Gezien de verschillen in het voorkomen van beide Witsnuitlibellen in ongestoorde hoogvenen, is het aannemelijk dat de afname van de Venwitsnuitlibel in hoogveenrestanten en hoogveenvennen samenhangt met de toegenomen beschikbaarheid van nutriënten in de oorspronkelijk voedselarme wateren. Bij andere macrofaunagroepen zijn vergelijkbare verschuivingen in de soortensamenstelling gevonden (Van Duinen et al., 2004a). Mogelijk is het (on)vermogen van soorten om hun biomassa op te bouwen uit afbrekend organisch materiaal, bacteriën, schimmels, algen of ongewervelden met een laag nutriëntengehalte (Elser et al., 2000) een belangrijke beperking voor hun voorkomen in intacte hoogveenkernen en is deze beperking in Nederlandse hoogveenrestanten opgeheven. Bij andere soorten, met name predatoren, kan ook de dichtheid van prooidieren en de jaagactiviteit van soorten een rol spelen. Het opheffen van een beperkende factor betekent dat soorten die voorheen niet in hoogvenen voorkwamen, zich nu wel kunnen vestigen in hoogvenen. Minder concurrentiekrachtige soorten, waarvan de levensstrategie aangepast is op de beperkingen, zijn dan in het nadeel en kunnen verdwijnen.

*Tabel 11.5: Aantal monsterpunten waarin soorten borstelwormen zijn aangetroffen in de onderscheiden onderdelen van het hoogveenlandschap in Estland en in de Nederlandse hoogveenrestanten. n= totaal aantal monsterpunten. Ng= Nigula; Vr= Valgeraba; Pr= Punaraba. Dominante wijze van voortplanting volgens Timm (1970): A= architomie (=fragmentatie); P= paratomie (=knopvorming); S= geslachtelijk.*

Soorten	Voortpl.	ombrotroof	Overgangs- veen/bron	lagg	Estland	Nederland
		Ng n=20	Ng/Vr n=8	Ng/Pr n=3	totaal n=31	totaal n=46
Naididae						
<i>Nais variabilis</i>	P		4	1	5	20
<i>Pristina aequisetata</i>	P					1
<i>Dero digitata</i>	P					3
Tubificidae						
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	S			2	2	
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	S			1	1	
<i>Spirosperma ferox</i>	S			1	1	
<i>Tubifex ignotus</i>	S			1	1	
Tubificidae gen. sp. juv. (met haar chaetae)			3		3	2
Enchytraeidae						
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	S			1	1	
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	A	11	4	1	16	18
<i>Cognettia glandulosa</i>	A		2	2	4	
Lumbriculidae						
<i>Lumbriculus variegatus</i>	A		7	3	10	13
<i>Stylo-drilus brachystylus</i>	S			1	1	
<i>Stylo-drilus heringianus</i>	S					1
<i>Tatriella slovenica</i>	S		2	1	3	
<i>Rhynchelmis tetratheca</i>	S			2	2	
Totaal aantal soorten		1	6	12	13	7

Tabel 11.6: Kwaliteit van oppervlaktewater, bodemwater en dood organisch materiaal (gemiddelden  $\pm$  standaard fout) van de monsterpunten in de onderscheiden onderdelen van het hoogveenlandschap in Estland. Ng= Nigula; Vr= Valgeraba; Pr= Punaraba. Significantie van de verschillen tussen de gemiddelden van de ombrotrofe wateren en de overige delen van het intacte hoogveenlandschap is aangegeven met P-waarden van de t-test. n.s. =  $P > 0.05$ , \* =  $P < 0.05$ , \*\* =  $P < 0.01$ , and \*\*\* =  $P < 0.001$ .

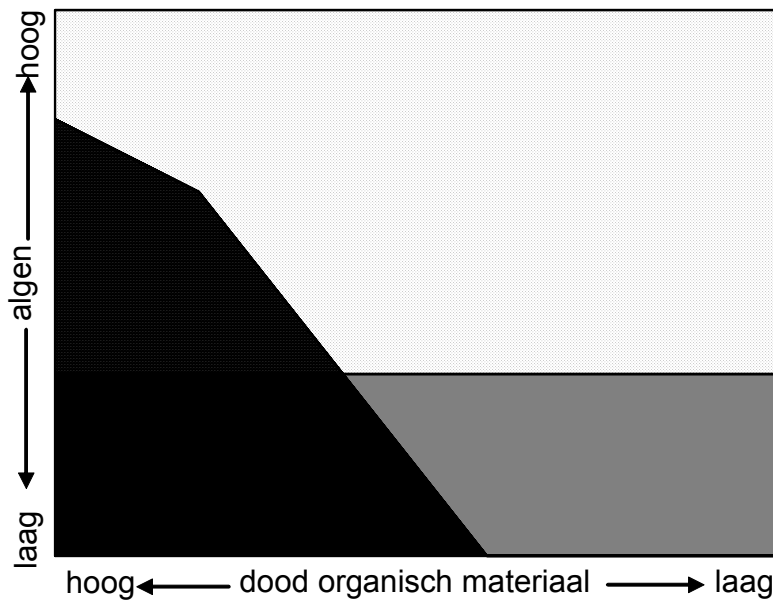
	ombroetroof overgangsveen/bron		lagg	ombrotr. vs. overige	
	Ng n=20	Ng/Vr n=8	Ng/Pr n=3	excl.lagg P	incl.lagg P
<b>oppervlaktewater</b>					
pH	3.9 $\pm$ 0.04	4.5 $\pm$ 0.22	5.5 $\pm$ 0.50	*	**
o-PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	0.4 $\pm$ 0.03	0.8 $\pm$ 0.50	0.4 $\pm$ 0.15	n.s.	n.s.
NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	1.9 $\pm$ 0.19	5.9 $\pm$ 2.72	1.1 $\pm$ 0.46	n.s.	n.s.
Ca + Mg ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	21 $\pm$ 2.5	68 $\pm$ 15	221 $\pm$ 30	**	**
<b>bodemwater</b>					
pH	4.5 $\pm$ 0.07	5.1 $\pm$ 0.23	5.8 $\pm$ 0.30	*	**
o-PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	0.2 $\pm$ 0.05	0.2 $\pm$ 0.04	4.3 $\pm$ 2.7	n.s.	n.s.
NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	9.6 $\pm$ 3.4	8.2 $\pm$ 3.8	2.5 $\pm$ 0.2	n.s.	n.s.
Ca + Mg ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ )	25 $\pm$ 4.0	110 $\pm$ 28	312 $\pm$ 95	**	**
<b>organisch</b>					
Ca + Mg ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ )	81 $\pm$ 4.9	201 $\pm$ 41	561 $\pm$ 230	*	*
C:N quotient ( $\text{g g}^{-1}$ )	30 $\pm$ 2.2	31 $\pm$ 4.8	18 $\pm$ 1.0	n.s.	n.s.
C:P quotient ( $\text{g g}^{-1}$ )	1220 $\pm$ 105	698 $\pm$ 85	311 $\pm$ 84	***	***

### Substraatkwaliteit, waterkwaliteit en aquatische borstelwormen

Een meer gedetailleerde analyse van het voorkomen en de ecologie van afzonderlijke soorten is uitgevoerd voor de aquatische borstelwormen (Oligochaeta). Voor deze groep is ondermeer gekozen, omdat borstelwormen zich hoofdzakelijk voeden met algen, organisch materiaal en/of de daarin aanwezige schimmels en bacteriën. Daarom zal de soortensamenstelling van deze diergroep naar verwachting direct reageren op veranderingen in de algengroei, de kwaliteit van het organisch materiaal en de afbraaksnelheid daarvan.

Binnen de intacte Estlandse hoogvenen is een duidelijk patroon in de soortensamenstelling van de borstelwormen aanwezig. Met meer dan tien soorten borstelwormen is de lagg zone, met een sterke invloed van grondwater, het meest soortenrijke deel van het intacte hoogveensysteem (Tabel 11.5). De meeste van de lagg-soorten zijn niet aangetroffen in Nederlandse hoogveenrestanten. In de ombrotrofe wateren van de hoogveenkern is alleen de soort *Cognettia sphagnetorum* aanwezig. Deze soort komt voor in alle onderdelen van het Estlandse hoogveenlandschap. Er is geen relatie gevonden tussen de abundantie van deze soort en de beschikbaarheid van nutriënten. *C. sphagnetorum* wordt dus niet beperkt door nutriëntenbeschikbaarheid en is in staat om voor te komen in alle situaties die schematisch in Figuur 11.6 zijn voorgesteld. *N. variabilis* en *L. variegatus* waren in Estland echter alleen aanwezig in de meer minerotrofe delen van het hoogveenlandschap met een hogere nutriëntenbeschikbaarheid. Terwijl de frequentie van *C. sphagnetorum* en *L. variegatus* niet verschilde tussen Estland en Nederland, was *N. variabilis* veel frequenter in de Nederlandse restanten (Tabel 11.5). Deze drie soorten verschillen in gebruik van verschillende voedselbronnen. *C. sphagnetorum* neemt niet-selectief het beschikbare organisch materiaal op en gebruikt algen en schimmels als voedselbron (Standen & Latter, 1977; Augustsson & Rundgren, 1998). Dit is een zeer tolerante soort, die onder meer ook in veenbodems van Scandinavische naaldbossen veel voorkomt (Huhta, 1986). Mogelijk is deze



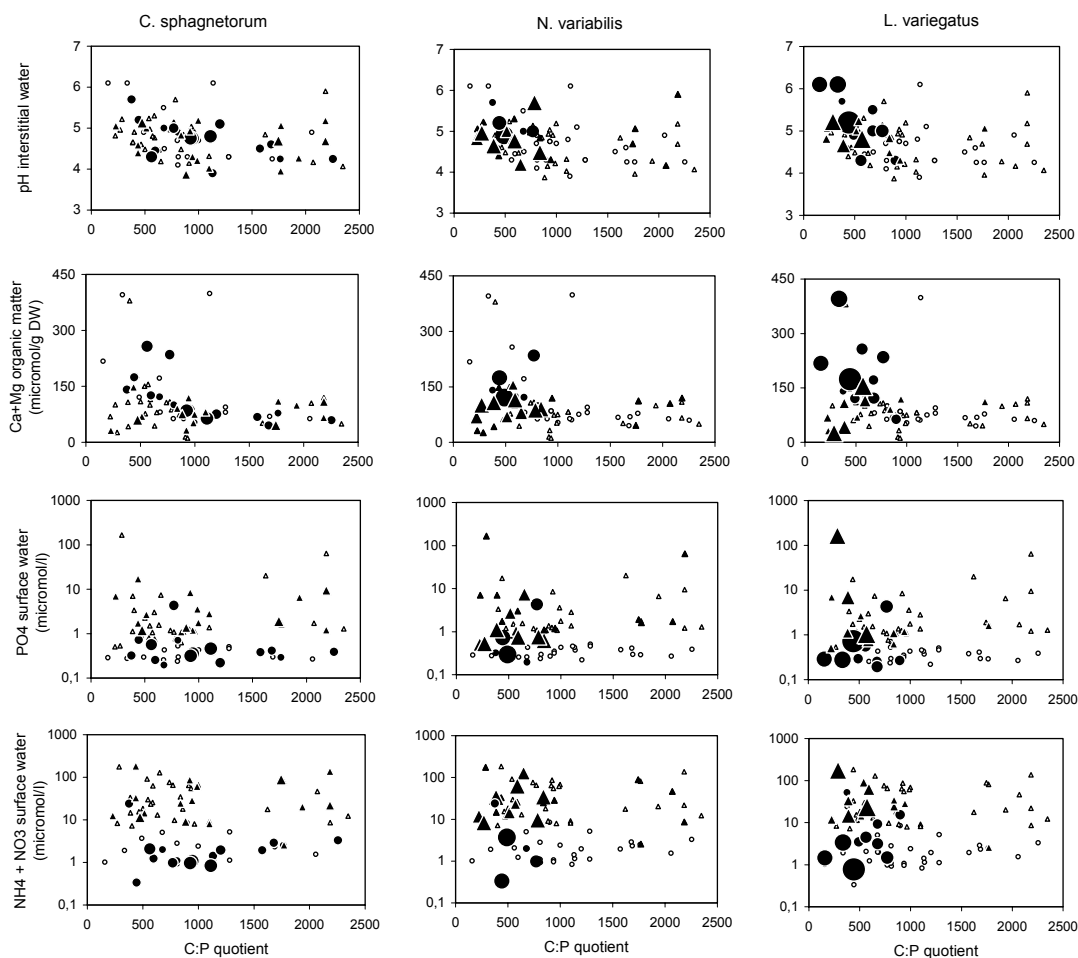


Figuur 11.6: Schematische weergave van de combinatie van de kwaliteit en afbraaksnelheid van dood organisch materiaal versus de kwaliteit en abundantie van algen in intacte hoogveen (zwarte en grijze vlakken) en in hoogveen aangetast door verhoogde N en S depositie (gestippelde vlak). Het witte vlak met zwarte stippels stelt de situatie voor die niet voorkomt in intacte hoogveen, maar ontstaan is door toegenomen N en S depositie.

soort een primaire reductent in het proces van decompositie (Latter & Howson, 1978) en gebruikt de soort ook opgeloste nutriënten als voedsel (Springett & Latter, 1977). Volgens Learner et al. (1978) en Harper et al. (1981) voedt *N. variabilis* zich met bacteriën en diatomeën, terwijl *L. variegatus* zich voedt met detritus en algen (Moore, 1978).

In zowel Estland als Nederland was *L. variegatus* het meest abundant in wateren met een lager C:P quotiënt en een hoger Ca+Mg gehalte van dood organisch materiaal en een hogere pH (Figuur 11.7) en daardoor wateren met een hogere decompositiesnelheid van het organisch materiaal (links in Figuur 11.6). Toename van de N en P beschikbaarheid in de oppervlaktewateren in de Nederlandse hoogveenrestanten, wat de groei van algen bevordert, lijkt onvoldoende om de frequentie van *L. variegatus* te doen toenemen in Nederland. Daarom nemen we aan dat *L. variegatus* zich vooral voedt met dood organisch materiaal en/of de schimmels en bacteriën die dit materiaal afbreken en dat het type van organisch materiaal en het decompositieproces belangrijk zijn voor deze soort.

Geschikte condities voor *N. variabilis* zijn in Estlandse hoogveen alleen aanwezig wanneer de decompositiesnelheid van organisch materiaal hoog is (laag C:P quotiënt en hogere pH en buffercapaciteit. Als gevolg daarvan is *N. variabilis* in Estland alleen gevonden in een deel van de monsterpunten waarin *L. variegatus* aanwezig was. In tegenstelling tot *L. variegatus* is *N. variabilis* in Nederland in staat om voor te komen in wateren met hogere C:P quotiënten van dood organisch materiaal (Figuur 11.7 en rechtsboven in Figuur 11.6). Daaruit kan geconcludeerd worden dat *N. variabilis* niet zozeer afhankelijk is van organisch materiaal met een hoge decompositiesnelheid en de daarmee verbonden microben, maar dat de soort reageert op de



Figuur 11.7: De pH in bodemwater, het Ca+Mg gehalte in dood organisch materiaal en de concentratie van  $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$  en  $\text{o-PO}_4$  uitgezet tegen het C:P quotiënt van dood organisch materiaal in Estlandse (o) en Nederlandse ( $\Delta$ ) monsterpunten. Gevulde cirkels and driehoeken voor monsterpunten waarin (van links naar rechts) *C. sphagnetorum*, *N. variabilis* en *L. variegatus* werden aangetroffen en hoe groter de afmetingen van het symbool hoe hoger de abundantie van de soort. De grootste afmetingen voor >100 individuen per 1m schepnetmonster en de kleinste symbolen voor <2 individuen per 1m schepnetmonster.

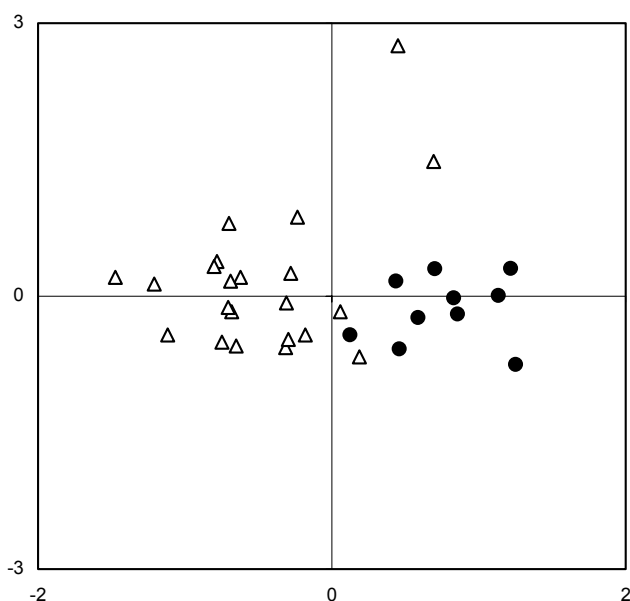
abundantie en voedingswaarde van diatomeën of andere algen, die beïnvloed worden door de beschikbaarheid van N en P in het oppervlaktewater. Het kan overigens niet uitgesloten worden dat in de Nederlandse hoogveenrestanten als gevolg van de langdurige hoge depositie van N en S en de toename van vaatplanten en algen geleid heeft tot een type dood organisch materiaal dat gemakkelijker wordt afgebroken door microben, hoewel een relatief hoog C:P quotiënt wordt gemeten. Het kan zo zijn dat de organische verbindingen die bij de decompositie van dit nieuwe type organisch materiaal gevormd worden niet altijd een voldoende voedingswaarde hebben *L. variegatus*. *N. variabilis* kan in meer situaties wel kunnen profiteren van de toename van de abundantie van bacteriën en/of (micro)algen als gevolg van de hogere beschikbaarheid van nutriënten (N en P) in de Nederlandse hoogveenrestanten. Daardoor kan *N. variabilis* in Nederland gevonden worden in wateren die niet geschikt zijn voor *L. variegatus*.

De meeste van de lagg zone soorten werden niet in de Nederlandse hoogveenrestanten aangetroffen. Dit deel van het hoogveenlandschap is immers al lang in cultuur gebracht en de specifieke condities van lagg zones zijn in bijna alle Nederlandse hoogveenrestanten niet meer aanwezig. Over het geheel genomen kan geconcludeerd worden dat de aantasting van de Nederlandse hoogvenen geleid heeft tot verlies van zowel de voedselarme delen van het hoogveenlandschap, als de specifieke lagg condities.

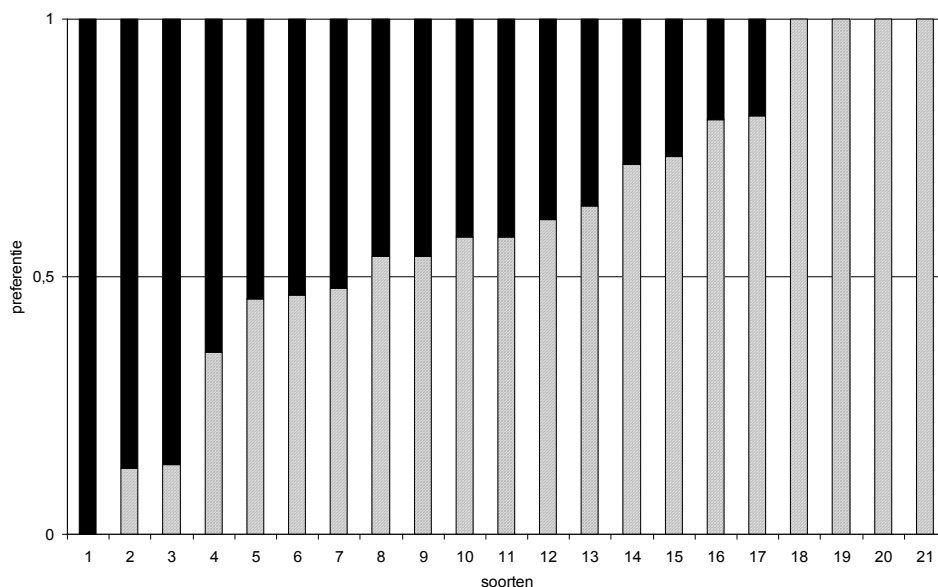
### **Effecten van droogval op de watermacrofauna**

Uit het onderzoek in het Wierdense Veld komt niet alleen naar voren dat in dit sterk aangetaste hoogveenrestant nog relatief veel karakteristieke soorten voorkomen, maar ook dat veel van de karakteristieke soorten met name voorkomen in de temporaire wateren (Figuur 11.9) (Zie ook Tussentijdse rapportage Vooronderzoek Wierdense Veld en Van Duinen et al., 2004b). Correspondentie-analyse (CA) van de 32 monsterpunten die in het voorjaar van 2003 in het Wierdense Veld zijn bemonsterd, laat zien dat het dominante verschil in soortensamenstelling binnen het Wierdense Veld samenhangt met het permanent of temporair zijn van de wateren (Figuur 11.8). Op de eerste (=horizontale) as worden de temporaire wateren (links) en de permanente wateren (rechts) duidelijk van elkaar onderscheiden. De spreiding langs de tweede as hangt vermoedelijk voor een groot deel samen met de hoeveelheid open water, ofwel de dichtheid van de veenmosvegetatie. Uit de CA-plot (Figuur 11.8) blijkt ook dat de verschillende wateren binnen de categorieën van droogval of vegetatiestructuur onderling verschillen in soortensamenstelling. In feite is sprake van een continuüm. Voor de variatie in soortensamenstelling binnen het Wierdense Veld is de bestaande variatie in droogval en vegetatiestructuur dus van groot belang. Opgemerkt moet worden dat in de droge zomer van 2003 waarschijnlijk een grotere oppervlakte van de wateren is drooggevallen, dan gemiddeld. Veel wateren in het Wierdense Veld vallen echter ook in nattere zomers droog. In verband met het beoogde hoogveenherstel en de gewenste vernatting in het terrein is het een belangrijk gegeven dat de temporaire (=droogvallende) wateren een andere soortensamenstelling hebben dan de permanente wateren. Veranderingen in droogval als gevolg van vernatting zullen dus waarschijnlijk veranderingen teweegbrengen in de soortensamenstelling van het Wierdense Veld. Voor het behoud van karakteristieke soorten in het terrein, zullen herstelmaatregelen stapsgewijs en op kleine schaal uitgevoerd moeten worden en is een goede monitoring nodig om ongewenste neveneffecten van de herstelmaatregelen te voorkomen.

Naar aanleiding van de bevindingen in het Wierdense Veld is in 2004 in Nederlandse hoogveenrestanten gezocht naar temporaire wateren, die door het herstelbeheer zijn gevormd. Dit om vast te stellen of in die temporaire 'herstel-wateren' meer en andere karakteristieke soorten voorkomen dan in de permanente 'herstel-wateren', die in het kader van de eerste fase van het hoogveenonderzoek al waren bemonsterd. In het herstelbeheer worden temporaire wateren tot nu toe echter vrijwel niet gevormd. Wel zijn droogvallende delen aanwezig, maar deze zijn bijna altijd onderdeel van grotere, permanente wateren. In 2004 zijn in vier vernatte hoogveenrestanten plas-dras situaties bemonsterd die niet of nauwelijks in verbinding staan met grotere permanente wateren. Hier bleken inderdaad een aantal soorten waterkevers voor te komen die niet of nauwelijks in de permanente 'herstel-wateren' zijn aangetroffen: *Agabus congener*, *Hydroporus gyllenhalii*, *Hydroporus pubescens*. Ook andere soorten die typisch zijn voor temporaire wateren, zoals de pluimmuggen van het geslacht *Mochlonyx*, komen in de temporaire 'herstel-wateren' wel voor.



*Figuur 11.8: Correspondentie-analyse (CA) plot van 32 monsterpunten in het Wierdense Veld op basis van aanwezigheid van soorten van verschillende diergroepen. Dichte cirkels voor permanente wateren en open driehoeken voor temporaire wateren.*



*Figuur 11.9: Preferentie van de 21 karakteristieke soorten die in het Wierdense Veld zijn aangetroffen voor temporaire (gearceerde balken) of permanente wateren (zwarte balken). Het aantal monsterpunten waarin de soorten zijn aangetroffen, is vermeld tussen haakjes. 1. Dytiscus lapponicus (4); 2. Graphorerus zonatus (11); 3. Hydroporus scalesianus (7); 4. Acilius canaliculatus (12); 5. Hygrotus decoratus (22); 6. Hydroporus umbrosus (29); 7. Bidessus spec. (10); 8. Hydroporus melanarius (4); 9. Berosus luridus (4); 10. Hydroporus tristis (18); 11. Enochrus affinis (18); 12. Agabus melanocornis (5); 13. Enochrus ochropterus (11); 14. Hydroporus pubescens (15); 15. Hydroporus obscurus (8); 16. Hydroporus gyllenhalii (23); 17. Agabus labiatus (12); 18. Rhantus suturellus (7); 19. Hydroporus neglectus (3); 20. Agabus congener (3); 21. Ilybius aenescens (1).*

### **Betekenis van heterogeniteit**

De betekenis van heterogeniteit voor de watermacrofauna wordt onderzocht door Wilco Verberk in het kader van OBN-onderzoek waarin het Korenburgerveen een case-study is. De uitkomsten van dit onderzoek zijn uiteraard relevant voor het herstelbeheer in alle hoogveenrestanten en de conclusies en aanbevelingen uit dit onderzoek worden daarom hier vermeld. De resultaten van dit onderzoek geven aan dat de maatregelen die in het Korenburgerveen zijn genomen, geleid hebben tot een nivellering van de watermacrofauna gemeenschap. Deze resultaten komen sterk overeen met de bevindingen van het onderzoek aan de watermacrofauna in het kader van de eerste fase van het OBN-hoogveenonderzoek, waarbij meerdere veenrestanten zijn vergeleken. Over de effecten op langere termijn kan met het onderzoek in het Korenburgerveen geen uitspraken gedaan worden, maar in het vergelijkende onderzoek in de eerste fase is wel een langere tijdsschaal onderzocht. Hierbij werd geen toename gevonden van het aantal karakteristieke en zeldzame soorten in de tijd. Dit tezamen duidt erop dat relictpopulaties een groter risico lopen dan abundante soorten om op korte termijn te verdwijnen en dat het nog de vraag is of ze zich op termijn weer kunnen uitbreiden. Een belangrijke vraag is daarom welke alternatieven er zijn voor herstel van hoogveenlandschappen. Hiervoor is kennis nodig over de oorzaken waardoor faunaherstel uitblijft. De eerste oorzaak is dat de uitvoering van vernattingsmaatregelen gewoonlijk gepaard gaat met het optreden van schokeffecten. Dit leidt -in ieder geval op de korte termijn- tot een homogenisering van de leefomgeving. De tweede oorzaak is dat de terreinheterogeniteit in een hoogveenlandschap erg belangrijk is voor diersoorten. Deze terreinheterogeniteit bestaat uit structuurverschillen (diepte, grootte, droogval, vegetatiestructuren) en kwaliteitsverschillen (mate van buffering, voedselrijkdom, zuurgraad, mineralenbeschikbaarheid). Met name de minerotrofe overgangen, variaties in voedselrijkdom en de bijbehorende andere vegetatiestructuren (o.a. drijvende vegetaties) worden niet of onvoldoende hersteld met het huidige herstelbeheer.

Deze nieuwe kennis heeft tot gevolg dat de focus op het vasthouden van (gebiedseigen) water verbreed moet worden. Naast de afvoerbepijking moet ook worden gekeken naar de aanvoer van -veelal gebufferd- water, zowel kwantitatief, maar zeker ook kwalitatief en de betekenis daarvan voor het herstel van zoveel mogelijk van de variatie in het hoogveenlandschap.

Een geleidelijk herstel van de terreinheterogeniteit biedt de beste perspectieven. Hierbij staan het behoud en versterken van de onderliggende processen centraal, met name de invloed van grondwater. De verbetering van de regionale hydrologie die daarvoor nodig is, kan echter een lange tijd in beslag nemen en daarom is het nodig om een korte-termijn-strategie en een lange-termijn-strategie te onderscheiden. Op korte termijn staat het stoppen van een verdere achteruitgang centraal door het nemen van weinig risicovolle maatregelen ('geen-spijt-maatregelen'). Op lange termijn staat het geleidelijke herstel centraal door het verbeteren van de regionale hydrologie, eventueel aangevuld met kleinschalige maatregelen in het terrein zelf.

Belangrijke kenmerken van zowel het ontginningsproces en de aantastingsproces is dat (i) het relatief langzaam is verlopen (langzame verandering omgevingscondities) en dat (ii) de bronpopulaties destijds groter waren (grotere koloniseringskans). Hierdoor zijn soorten in staat geweest om dit veranderingsproces te overleven door geschikte secundaire habitats te koloniseren en zo mee te schuiven naar het huidige leefgebied. Dit betekent dat in gebieden waar zich geen snelle of grootschalige veranderingen hebben voorgedaan, relatief veel karakteristieke soorten zich hebben gehandhaafd.

Dit zal met name het geval zijn voor soorten die karakteristiek zijn voor vennen en venen, omdat veel van deze soorten een strategie hebben die met name gericht is op handhaving. Ook in niet opgeschoonde vennen blijken inderdaad veelal nog relictpopulaties voor te komen (Van Kleef & Esselink, 2005).

## **11.4 Conclusie**

Uit de vergelijking van de soortensamenstelling tussen intacte hoogvenen in Estlandse en Nederlandse hoogveenrestanten kan geconcludeerd worden dat de soorten die in Estland beperkt zijn tot het overgangsvveen en de lagg zone in Nederlandse hoogveenrestanten niet meer worden beperkt door een lage beschikbaarheid van nutriënten. Ook uit het onderzoek naar de start van de aquatische voedselketen met behulp van stabiele isotopen (zie hoofdstuk 10) komt naar voren dat de verhoogde nutriëntenrijkdom leidt tot een duidelijke verschuiving in de betekenis van verschillende voedselbronnen. De verhoogde nutriëntenrijkdom in Nederlandse hoogveenrestanten is momenteel een belangrijke beperkende, maar niet alles bepalende factor in het herstel van de aquatische fauna van hoogvenen, zoals het ook de ontwikkeling van hoogveenvegetaties bemoeilijkt, maar niet onmogelijk maakt. Het uitgevoerde onderzoek wijst ook op de betekenis van variatie in terreineigenschappen. Het voorkomen van zowel temporaire als permanente wateren en van zowel zure, ongebufferde als zwak en sterker gebufferde wateren (vergelijk overgangsvveen en lagg zone in intacte hoogvenen) is van belang voor het voorkomen van een breed spectrum aan soorten. Bovendien blijkt uit het OBN-onderzoek in het Korenburgerveen naar de betekenis van heterogeniteit voor de watermacrofauna, dat het samen voorkomen van verschillende watertypen een belangrijke factor is in de soortenrijkdom. Het beperkte kolonisatievermogen van watermacrofaunasoorten en de betekenis van relict-populaties was al in de eerste fase van het hoogveenonderzoek naar voren gekomen en is door de vergelijking met microfauna duidelijk onderstreept.

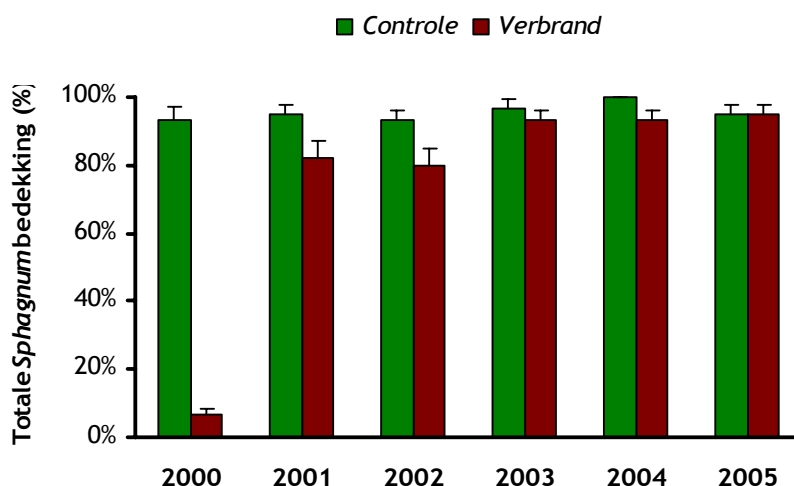
## 12 Vervolg enkele experimenten uit de 1<sup>e</sup> fase

Hilde Tomassen & Fons Smolders

Een aantal onderzoeken uit de 1e fase OBN Hoogvenen maken geen deel meer uit van de 2e fase, maar zijn nog wel extensief gevolgd. In dit hoofdstuk staan kort de resultaten van een drietal experimenten.

### 12.1 Herstel na brand op Clara Bog West

Tijdens een brand in maart 2000 is een groot deel van Clara Bog West ernstig verbrand. Om het herstel van de vegetatie te volgen zijn proefvlakken ingericht in het verbrande deel en een nabijgelegen niet-verbrand deel. De levende veenmoslaag was in september 2000 sterk afgenomen ten opzichte van de controle (Figuur 12.1). De nutriëntensamenstelling in de toplaag van het veen blijkt niet significant veranderd te zijn door de brand (Tabel 12.1). Alleen de pH was in de verbrande proefvlakken significant lager. Het herstel van de veenmosvegetatie in het door brand aangetaste veen is zeer goed en snel verlopen (Figuur 12.1). Anderhalf jaar na de brand, september 2001, is de veenmosbedekking toegenomen tot meer dan 80% en niet meer significant verschillend van de bedekking in de controleproefvlakken.

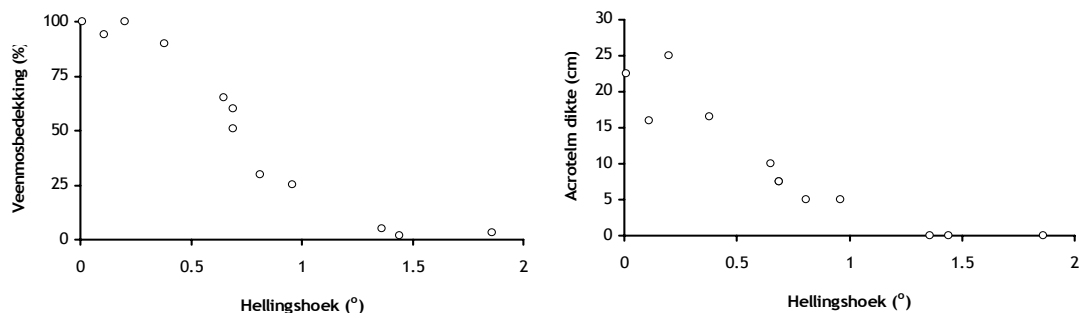


Figuur 12.1: Totale Sphagnum bedekking in controle en verbrande plots (gemiddelde  $\pm$  1 SE;  $n = 3$ ) op Clara Bog West. De brand heeft een significant effect gehad op de veenmosbedekking. Resultaten GLM voor herhaalde waarnemingen: effect brand  $p < 0.001$ ; effect tijd  $p < 0.001$ ; interactie brand  $\times$  tijd  $p < 0.001$ .

Het herstel van de veenmosbedekking is in de verbrande proefvlakken snel verlopen. Op andere delen van Clara Bog West is het herstel minder voorspoedig verlopen. In augustus 2005 is het verband bepaald tussen de hellingshoek van het veen en de veenmosbedekking en dikte van het acrotelm (Figuur 12.2). Bij een kleine hellingshoek ( $< 0.5^\circ$ ) verloopt het herstel snel en is de veenmosbedekking hoog (90-100%) en het acrotelm al relatief dik (15-25 cm). De vegetatie wordt hier gedomineerd door *S. papillosum*, *S. rubellum*, *Scirpus cespitosus* en *Calluna vulgaris*. Bij een grote hellingshoek verloopt het herstel veel slechter. Op bepaalde delen van het veen heeft de veenmosvegetatie zich in vijf jaar nog niet kunnen herstellen. Het acrotelm is hier geheel afwezig. De vegetatie wordt gedomineerd door *Cladonia sp.*, *Narthecium ossifragum*, *Scirpus cespitosus*, *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* en *Carex panicea*.

Tabel 12.1: pH, kooldioxide- ( $\text{CO}_2$ ), fosfaat- ( $\text{PO}_4$ ), ammonium- ( $\text{NH}_4$ ), kalium- ( $\text{K}$ ), calcium- ( $\text{Ca}^{2+}$ ), sulfaat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en chloride- ( $\text{Cl}$ ) concentraties in het veenwater (0-5 cm diepte) in de controle en verbrande plots op Clara west. De brand was in maart 2000 en de monsters zijn genomen in september 2000, 6 maanden na de brand (maart 2000). Concentraties, uitgezonderd pH, zijn weergegeven in  $\mu\text{mol l}^{-1}$ . \* significant verschillend ( $p < 0.05$ ; t-test)

	Controle	Verbrand
pH	$5.14 \pm 0.11$	$4.59 \pm 0.11^*$
$\text{CO}_2$	$491 \pm 108$	$585 \pm 42$
$\text{PO}_4^{3-}$	$0.5 \pm 0.2$	$1.4 \pm 0.4$
$\text{NH}_4^+$	$70 \pm 31$	$70 \pm 35$
$\text{K}^+$	$56 \pm 11$	$40 \pm 5$
$\text{Ca}^{2+}$	$155 \pm 18$	$141 \pm 27$
$\text{SO}_4^{2-}$	$88 \pm 14$	$120 \pm 15$
$\text{Cl}^-$	$652 \pm 21$	$563 \pm 36$



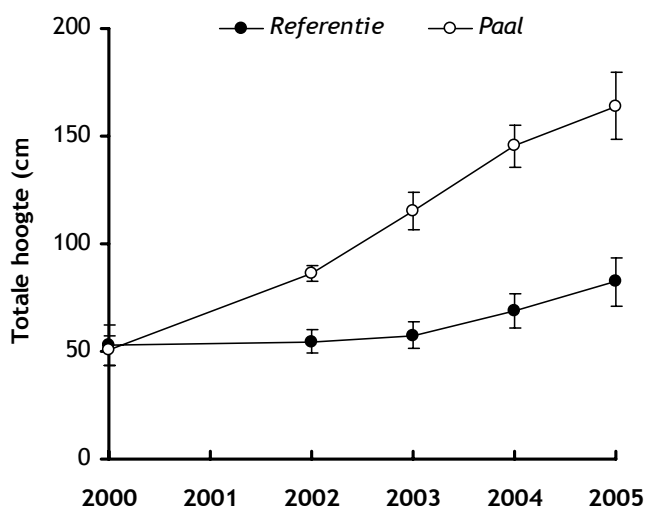
Figuur 12.2: Verband tussen de hellingshoek van het veen en de veenmosbedekking (%) en de dikte van het acrotelm (cm) in het verbrande deel van Clara Bog West in augustus 2005.

Een veenbrand kan zetting (subsidence) van het veen veroorzaken tot wel 3 cm groot (van der Schaaf, 1999; ten Heggeler et al., 2005). Door inklinking van het veen verandert de hellingshoek van het maaiveld en hiermee de waterstroming in het acrotelm. Dit resulteert in lagere waterstanden, een snellere afstroming en een aantasting van de condities voor een behoud en ontwikkeling van het acrotelm (van der Schaaf, 2000). Hydrologisch onderzoek op Clara Bog en Raheenmore bog heeft aangetoond dat bij een hellingshoek van meer dan 1% ( $\approx 0.6^\circ$ ) geen goed acrotelm kan ontwikkelen (van der Schaaf, 1996). Boven een hellingshoek van  $1^\circ$  hebben we geen acrotelm herstel gemeten na de brand op Clara Bog West (Figuur 12.2).



## 12.2 Effect vogeluitwerpselen op de ontwikkeling van *Pinus*-bomen op Clara Bog Oost

Het effect van vogeluitwerpselen op de vegetatie is duidelijk waar te nemen bij houten paaltjes die ongeveer 10 jaar geleden zijn geplaatst op Clara Bog (Tomassen et al., 2005b). De vegetatie direct rond deze paaltjes is vaak sterk verrijkt met bijvoorbeeld Braam, Pitrus en Harig Wilgenroosje maar ook Berk en Pijpenstrootje. De extreem snelle groei van Beenbreek is ook een aanwijzing voor een hoge beschikbaarheid aan nutriënten. De input van nutriënten ter hoogte van de paaltjes blijkt sterk verhoogd ten opzichte van de input op de referentielocaties. De input van stikstof was verhoogd met een factor 60 ( $184 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ). De fosfaat- en kaliuminput bij de paaltjes waren respectievelijk  $35 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  en  $60 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  (Tomassen et al., 2005b).



Figuur 12.3: Totale hoogte (gemiddelde  $\pm 1 \text{ SE}$ ;  $n = 4$ ) van *Pinus sylvestris* in de directe omgeving van houten paaltjes en referentie locaties 2 m van de paaltjes.



Figuur 12.4: De ontwikkeling van *Pinus sylvestris* bij een houten paaltje (paal) en op de nabijgelegen referentielocatie (referentie) op Clara Bog Oost. De foto is genomen in augustus 2005, 5 jaar na transplantatie. Foto: Esther Lucassen.

In september 2000 werden *Pinus sylvestris* boompjes geplant naast houten paaltjes en op 2 meter afstand hiervan. De boompjes bij de paaltjes blijken duidelijk te profiteren van de verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid bij de paaltjes. De boompjes (ongeveer 50 cm hoogte) bij de paaltjes zijn in 5 jaar tijd uitgegroeid tot bomen met een gemiddelde hoogte 165 cm (Figuur 12.3 & Figuur 12.4). De boompjes op de referentielocatie daarentegen hadden in augustus 2005 een hoogte bereikt van 82 cm en waren in slechte conditie. De naalden waren korter (2,7 cm t.o.v. 5,6 cm bij de referentie), de levensduur van de aanwezige naalden was korter (1,3 jaar t.o.v. 2,1 jaar bij de referentie) en de lengte van het laatste schot was duidelijk korter (8 cm t.o.v. 25 cm bij de referentie). De naalden van *Pinus sylvestris* op de referentielocatie waren vaak geel gekleurd wat waarschijnlijk duidt op een kalium en/of magnesium gebrek (Van Dijk & Roelofs, 1988).

Op basis van deze resultaten blijkt dat bemesting via vogels lokaal de vegetatie sterk kan aantasten. De vegetatie verrijkt en de hogere vegetatie blijkt een grote aantrekkingskracht te hebben op vogels. Hierdoor neemt de nutriënteninput verder toe en zal de verrijking verder gestimuleerd worden. Het idee is dat de paaltjes op Clara Bog uiteindelijk kunnen leiden tot de vorming van kleine bossages op het veen (Tomassen et al., 2005b).

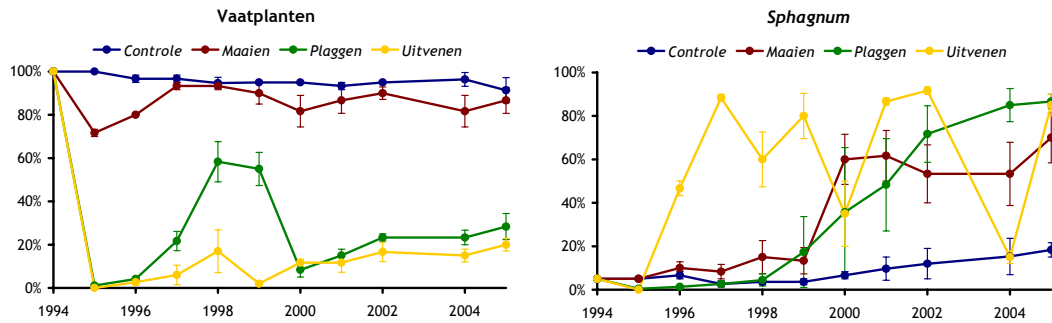
## 12.3 Beheersmaatregelen tegen Pijpenstrootje en Berk in het Pikmeeuwenwater

### Achtergrond & uitvoering

De in Nationaal Park de Maasduinen gelegen ombrotrofe drijftil het Pikmeeuwenwater vertoont in soortensamenstelling grote overeenkomsten met hoogveenvegetaties. Evenals in vele andere hoogvenen is er sprake van een sterke toename van Berken en Pijpenstrootje. Om te kunnen bepalen hoe de ongewenste dominantie van Berk en Pijpenstrootje tegengegaan kan worden werd een beheersexperiment opgezet. Tussen juni en september 1994 werden 16 proefvlakken van 4x4 m uitgezet in een vegetatie die gedomineerd werd door Pijpenstrootje, Gewone dophei (*Erica tetralix*), Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Berk. De volgende beheersmaatregelen werden eenmalig uitgevoerd in drievoud: maaien & afvoeren maaisel, plaggen (verwijderen bovenste 30 cm van het veen), compleet uitvenen (dikte veenpakket was 70 cm) en een controlebehandeling. Door de druk van de totale drijftil was na plaggen het niveauverschil met de omgeving hooguit 10 cm en ontstond geen ondiepe waterlaag zoals oorspronkelijk de bedoeling was (zie ook Lamers, 1995). Eenmaal per jaar werd de vegetatie beschreven volgens een aangepaste Braun-Blanquet. Jaarlijks werd de bodemwaterchemie in de wortelzone gevolgd met behulp van keramische cups op 10 cm diepte.

### Resultaten & discussie

Het beheersexperiment is gedurende 11 jaar gevolgd en geeft een duidelijk beeld van de lange-termijn effecten van de beheersmaatregelen (Figuur 12.5). In deze periode is de bedekking door vaatplanten vrijwel gelijk gebleven (een kleine daling). De veenmosbedekking is toegenomen van 5% in 1994 tot ongeveer 20% in 2005. De afnemende stikstofdepositie en het relatief hoge aantal natte jaren heeft waarschijnlijk gezorgd voor deze toename. Echter, Pijpenstrootje heeft zich in deze periode wel verder uitgebreid (van gemiddeld 10% naar 25%).



Figuur 12.5: Verloop van de bedekking van de vaatplanten en Sphagnum in het Pikmeeuwenwater tussen 1994 en 2005. Het grillige verloop van de Sphagnum-bedekking in de uitgeveende plots is te verklaren doordat dit submers *S. cuspidatum* betreft waarvan het opdrijven temperatuurafhankelijk is. Weergegeven zijn gemiddelden  $\pm$  standaardfout ( $n = 3$ ).

Een opvallend resultaat van het beheersexperiment is de sterke uitbreiding van *Sphagnum* (moslaag) in de gemaaide proefvlakken (Figuur 12.5). Tussen 1995 en 1999 neemt de bedekking ieder jaar geleidelijk toe, in 1999 is een sterke uitbreiding van de bedekking gevonden. In 2005 was de veenmosbedekking ongeveer 70% en bestond uit *S. fallax*, *S. papillosum* en *S. magellanicum*. De lagere bedekking van vooral Struikhei in de periode 1998-2000 heeft waarschijnlijk een gunstig effect op de groei van veenmossen gehad (minder beschadwing). 1998 is een zeer nat jaar geweest (vooral juni) en dat heeft waarschijnlijk gunstige effecten op de veenmossen gehad en negatieve effecten op Stuikhei. Vlak na maaien werd de groei van Pijpenstrootje eerst gestimuleerd maar vanaf 2000 is de bedekking in de gemaaide proefvlakken weer gelijk aan de controleproefvlakken. Eenmalig maaien en afvoeren heeft in dit experiment tot zeer positieve resultaten geleid. Ondanks de hoge veenmosbedekking in 2005 lijkt het waarschijnlijk dat de kruidlaag weer zo dicht geworden is (bijna 90%) dat het verstandig is het maaien te herhalen. Op kleine schaal kunnen mooie resultaten bereikt worden door maaien en afvoeren. Niet doordat op deze manier nutriënten afgevoerd worden, maar voornamelijk via de toegenomen lichtbeschikbaarheid voor veenmossen.

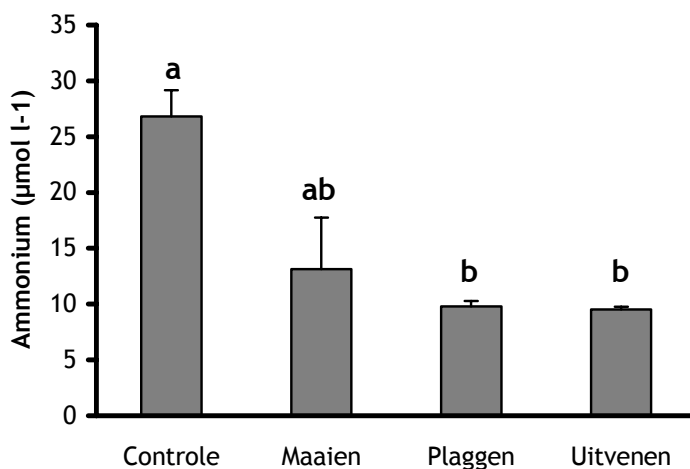
Door het verwijderen van de toplaag van het veen (plaggen) ontstond de eerste jaren een kaal veensubstraat. Vanaf 1996 neemt de bedekking van vaatplanten toe, voornamelijk Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*). In 1998 en 1999 is de bedekking door Veenpluis ongeveer 60%. In 2000 is het Veenpluis massaal afgestorven (Figuur 12.5). Mogelijk heeft een aantal natte zomers op rij geleid tot de vorming van het toxische sulfide in de anaërobe rhizosfeer. Na het afsterven van Veenpluis heeft *Sphagnum cuspidatum* zich in de geplagde proefvlakken sterk uitgebreid (Figuur 12.5 & Figuur 12.6) en vanaf 2002 neemt ook de bedekking van bultbewonende soorten toe. In 2005 is de bedekking van *S. papillosum* en *S. magellanicum* in de proefvlakken ongeveer 25% (Figuur 12.6). Plaggen levert uiteindelijk mooie resultaten, maar de ontwikkeling verloopt relatief traag (pas na 10 jaar).

De ontwikkeling na compleet uitvenen verloopt nog langzamer. De ontstane gaten zijn zeer diep ( $> 2$  m) waardoor de ontwikkeling van een drijftil via submers *Sphagnum cuspidatum* belemmerd wordt. De veenmosbedekking tussen 1994 en 2005 vertoont een grillig verloop (Figuur 12.5) doordat het drijfvermogen van *S. cuspidatum* wordt geleverd via zuurstofbelletjes die bij de fotosynthese worden geproduceerd. De snelheid van fotosynthese is afhankelijk van de temperatuur en kooldioxide beschikbaarheid in de

waterlaag (Smolders et al., 2003). De gaten zijn in de afgelopen 10 jaar wel duidelijk kleiner geworden; vanuit de randen groeien veenmossen (ook bultvormers) de gaten in (Figuur 12.6). Pijpenstrootje volgt echter snel maar bij een sterke veenmosgroei neemt de nutriëntenbeschikbaarheid in de rhizosfeer af wat een negatief effect heeft op de groei van Pijpenstrootje en Berk. De ammoniumconcentratie in de randzone van de gaten is duidelijk lager dan bij de controlebehandeling (Figuur 12.7). Ook bij plaggen is de ammoniumconcentratie in het bodemvocht duidelijk lager dan bij de controle. Over het effect van de verschillende maatregelen op terugdringen van Berk kunnen geen uitspraken gedaan worden omdat door de beheerder regelmatig de opgeslagen Berken werden verwijderd (ook in de proefvakken).



*Figuur 12.6: Illustratie van de vegetatie in een controle (linksboven), gemaaid (rechtsboven), geplagd (linksonder) en uitgeveend (rechtsonder) proefvlak van het beheersexperiment in het Pikmeeuwenwater in 2005, elf jaar na uitvoering van de beheersmaatregelen. Opvallend is de hoge veenmosbedekking in de gemaaide en geplagde proefvlakken.*



*Figuur 12.7: Concentratie ammonium in het bodemvocht na uitvoering van verschillende beheersexperimenten (in 1994), situatie 2005. Weergegeven zijn gemiddelde ± standaardfout (n = 3). Verschillende letters geven significante verschillen weer tussen behandelingen (ANOVA, p < 0.05).*

## 13 Literatuur

- Aerts, R., B. Wallén & N. Malmer (1992) Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology* 80: 131-140.
- Belyea, L.R. (1996) Separating the effects of litter quality and microenvironment on decomposition rates in patterned peatland. *Oikos* 77: 529-539.
- Bobbink, R. & J.G.M. Roelofs (1995) Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water Air and Soil Pollution* 85: 2413-2418.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Fluckiger, W. & Van den Wyngaert, I. J. J. (2003) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) *Empirical critical loads for nitrogen*. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Buttler, A., B.G., Warner, P. Grosvernier & Y. Matthey (1996) Vertical patterns of testate amoebae (Protozoa:Rhizopoda) and peat-forming vegetation on cutover bogs in the jura, Switzerland. *New Phytologist* 134: 371-382.
- Cáceres, C.E. & D.A. Soluk (2002) Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131: 402-408.
- Campeau, S., L. Rochefort & J. Price (2004) On the use of shallow basins to restore cutover peatlands: plant establishment. *Restoration Ecology* 12: 471-482.
- Cohen, G.M. & J.B. Shurin (2003) Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* 103: 603-617.
- Cruysen, J.H.G van der, A. Grent & R. van Wolfswinkel (1993) *Acrotelm Survey of Clara Bog*. 78 pp. en bijlagen, Irish-Dutch Peatland Study. Wageningen Agricultural University, Dept. of Water Resources.
- Custers, J. & Graafstal, H.G. (2005) Characterisation of the water flow in a pool-ridge microtope in a bog. MSc-work Wageningen University and Pedagogical University of Tallinn. 66 pp.
- Dijk, H.F.G. & J.G.M. Roelofs (1988) Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. *Physiologia Plantarum* 73: 494-501.
- Dijk, H.F.G. van, M. van der Gaag, P.J.M. Perik & J.G.M. Roelofs (1992) Nutrient availability in Corsican pine stands in the Netherlands and the occurrence of *Sphaeropsis sapinea*: A field study. *Canadian Journal of Botany* 70: 870-875.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, M.J.A. Smits, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2002) Important keys to successful restoration of characteristic aquatic macroinvertebrate fauna of raised bogs. In: Schmilewski, G. & L. Rochefort (Eds.). *Proceedings of the International Peat Symposium – Peat in Horticulture – Quality and Environmental Changes*, pp. 292-302.

- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, R.S.E.W. Leuven, T.M.J. Peeters, J.G.M. Roelofs, G. van der Velde, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink (2003a) Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* 11: 447-459.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, W.C.E.P. Verberk, Y. Zhuge & H. Esselink (2003b) Restoration of degraded raised bogs: do aquatic invertebrates tell a different story? In: Järvet, A. & E. Lode (Eds.). *Ecohydrological processes in northern wetlands, selected papers of the International Conference & Educational Workshop, Tallinn*. Pp. 255-261.
- Duinen, G.A. van, A.M.T. Brock, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2004a) Do raised bog restoration measures rehabilitate aquatic fauna diversity? A comparative study between pristine, degraded, and rewetted raised bogs. In: Päivänen, J. (Ed.) *Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress, 6-11 June 2004 Tampere, Finland*. Pp. 399-405.
- Duinen, G.A. van, A.J. Dees & H. Esselink (2004b) Importance of permanent and temporary water bodies for aquatic beetles in the raised bog remnant Wierdense Veld. *Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV)* 15: 15-20.
- Elser, J.J., W.F. Fagan, R.F. Denno, D.R. Dobberfuhl, A. Folarin, A. Huberty, S. Interlandi, S.S. Kilham, E. McCauley, K.L. Sculz, E.H. Sieman & R.W. Sterner (2000) Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature* 408: 578-580.
- Galvin, L.F. (1976) Physical properties of Irish peats. *Irish J. Agric. Res.* 15: 207-221.
- Galvin, L.F. & E.T. Hanrahan (1967) Steady state drainage flow in peat. *Highway Research Record* 203:77-86. Highway Research Board, Nat. Academy of Sciences, Washington DC.
- Garrels, R.M. & C.L. Christ (1965) *Solutions, minerals and equilibria*. Harper and Row, New York.
- Göttlich, K.H. & H. Kuntze (1990) Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. In: Göttlich, KH. *Moor- und Torfkunde*, pp. 385-410. Schweitzerbart, Stuttgart.
- Gulati, R.D. & W.R. DeMott (1997) The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshwater Biology* 38: 753-768.
- Gunnarsson, U. (2005) Global patterns of Sphagnum productivity. *Journal of Bryology* 27: 269-279.
- Hanrahan, E.T. (1954) An investigation of some physical properties of peat. *Géotechnique* 4:108-123.
- Hausding, A. (1917) *Handbuch der Torfgewinnung und Torfverwertung mit besonderer Berücksichtigung der erforderlichen Maschinen und Geräte nebst deren Anlage- und Betriebskosten*. 496 pp. Parey, Berlin.
- Heggeler, M.M.J. ten, M.J. van der Ploeg, S.H. Vuurens & S. van der Schaaf (2005) Subsidence of Clara Bog West and acrotelm development of Raheenmore Bog and Clara Bog East. A comparison of 1991-1992 and 2002-2003. Rapport 121, Wageningen University, Department of Environmental Sciences, Sub-Department Water Resources, 74 pp.
- Hemond, H.F. and Goldman, J.C. (1985) On non-Darcyan water flow in peat. *Journal of Ecology* 73:579-584.
- Hoosbeek, M.R., N. Van Breemen, H. Vasander, H., A. Buttler & F. Berendse (2002) Potassium limits potential growth of bog vegetation under elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and N deposition. *Global Change Biology* 8: 1130-1138.

- Huhta, V., R. Hyvönen, P. Kaasalainen, A. Koskenniemi, J. Muona, I. Mäkelä, M. Sulander & P. Vilkkamaa (1986) Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Ann. zool. Fennici* 23: 345-360.
- Hullenaar, J.W. van 't & J.R. ten Kate (1991) Hydrology of Clara and Raheenmore Bogs. Evapotranspiration, storage coefficients, lateral flow in the acrotelm, catchment definition, test of the piezometer method for hydraulic conductivity. 51 pp. met bijlagen. Irish-Dutch Peatland Study. Wageningen Agric. Univ., Dept. of Hydrology, Soil Physics and Hydraulics.
- Ingram, H.A.P. (1978) Soil layers in mires: function and terminology. *J. Soil Sci.* 29(2):224-227.
- Ingram, H.A.P., D.W. Rycroft & D.J.A. Williams (1974) Anomalous transmission of water through certain peats. *Journal of Hydrology* 22:213-218.
- Joosten, J.H.J. (1995) Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 379-404. J. Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Kirkham, D. (1945) Proposed method for field measurement of permeability of soil below the water table. *Proc. SSSA* 10: 58-68.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman (1996) The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Koorevaar, P., G. Menelik & C. Dirksen (1983) *Elements of Soil Physics*. 230 pp. *Developments in Soil Science* 13, Elsevier.
- Lamers, L.P.M. (1995) *Hydrologie, vegetatie en beheer van het Pikmeeuwenwater (De Hamert)*. Rapport afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Limpens, J., J.T.A.G. Raymakers, J. Baar, F. Berendse & J.D. Zijlstra (2003a) The interactions between epiphytic algae, a parasitic fungus and *Sphagnum* as affected by N and P. *Oikos* 103:59-68.
- Limpens, J., H.B.M. Tomassen & F. Berendse (2003b) Expansion of *Sphagnum fallax* in bogs: striking the balance between N and P availability. *Journal of Bryology* 25:83-90.
- Money, R.P. (1995) Re-establishment of a *Sphagnum*-dominated flora on cut-over lowland raised bogs. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of temperate wetlands* (pp 405-422). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K.
- Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (2002) *De Nederlandse libellen (Odonata)*. Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij en EIS-Nederland, Leiden.
- Nogrady, T., R. Wallace & T. Snell (1993) *Rotifera - Biology, Ecology and Systematics*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World (Coordinating editor: H.J.Dumont), Vol.4. SPB Academic Publishing. 142 pp.
- Paffen, B.G.P. & J.G.M. Roelofs (1991) Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*. *Aquatic Botany* 40: 61-71.
- Post, L. von (1922) Sveriges Geologiska Undersöknings torinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Svenska Mosskulturföreningens Tidskrift* 36:1-27.
- Potter, L., J.P. Foot, S.J.M. Caporn & J.A. Lee (1996) Responses of four *Sphagnum* species to acute ozone fumigation. *Journal of Bryology* 19: 19-32.
- Risager, M. (1998) *Impacts of Nitrogen on Sphagnum Dominated Bogs with Emphasis on Critical Load Assessment*. PhD Thesis, Department of Plant Ecology, Botanical Institute, University of Copenhagen, Denmark.

- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson & T. Malterer (2003) North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20.
- Schaaf, S. van der (1996) Acrotelm conditions in two Irish Midlands raised bogs as affected by surface slope and superficial drainage. In: G.W. Lüttig (Ed) 10th International Peat Congress. *Peatlands Use – Present, Past and Future*. Vol. 2:121-127. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Schaaf, S. van der (1998) Anisotropie und Selbstregulierung bei Versickerungsverlusten in Hochmooren. *Telma* 28:131-144.
- Schaaf, S. van der (1999) Analysis of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands. A case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. PhD Thesis, Wageningen University, 375 pp.
- Schaaf, S. van der (2000) Subsidence along disturbed bog margins and its expansion into bogs. In: *Sustaining our Peatlands, proceedings of the 11th international peat congress* (eds. L. Rochefort & J.Y. Daigle). Québec, Canada, pp. 262-268.
- Schaaf, S. van der (2002a) Acrotelm transmissivity as a parameter to assess ecological conditions and ecological potential in Irish Midland raised bogs. *Annals of Warsaw Agricultural University – SGGW, Land Reclamation* 33:49-56.
- Schaaf, S. van der (2002b) Bog Hydrology. In: Schouten, M.G.C. (Ed.). *Conservation and Restoration of Raised Bogs. Geohydrological and Ecological Studies*, pp. 54-109. Dúchas, Dublin, Staatsbosbeheer Driebergen, Geol. Survey of Ireland, Dublin.
- Schaaf, S. van der (2002c). Using surface topography to assess potential and actual ecological conditions in Irish Midland raised bogs. *Annals of Warsaw Agricultural University. Land Reclamation* 33: 49-56.
- Schaaf, S. van der & J.G. Streefkerk (2002) Relationships Between Biotic and Abiotic Conditions. In: Schouten, M.G.C. (ed.) *Management and Restoration of Raised Bogs. Geological, Hydrological and Ecological Studies*. pp. 186-209. Dúchas, the Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Staatsbosbeheer, Geological Survey of Ireland, Dublin.
- Schaaf, S. van der (2004) A single well pumping and recovery test to measure in situ acrotelm transmissivity in raised bogs. *J. Hydrology* 290:152-160.
- Schaaf, S. van der (2005) Intern hydrologisch onderzoek. In: H. Tomassen, G.J. van Duinen, A. Smolders, E. Brouwer, S. van der Schaaf, G. van Wirdum, H. Esselink & J. Roelofs Vooronderzoek Wierdense Veld. *Concept-eindrapportage*, 151 pp. Onderzoekcentrum B-WARE, Wageningen Universiteit Omgevingswetenschappen, Radboud Universiteit Nijmegen & Stichting Bargerveen.
- Schipperges, B. & H. Rydin (1998) Response of photosynthesis of *Sphagnum* species from contrasting microhabitats to tissue water content and repeated desiccation. *New Phytologist* 140: 677-684.
- Schouwenaars, J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (1997) Hoogveenherstel in Nederland. Pre-advies Hoogvenen. I.K.C., Wageningen, 122 pp.
- Schouwenaars, J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (2002) Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen – bestaande kennis en benodigd onderzoek. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 188 pp.
- Sevenhuysen, R.J. (1977) Irrigatie uit een moeras. Een hydrologische studie van de Nannizwamp in Suriname. 143 pp. PhD Thesis, Wageningen University.



- Silvola, J. & H. Aaltonen (1984) Water content and photosynthesis in the peat mosses *Sphagnum fuscum* and *S. angustifolium*. *Annales Botanici Fennici* 21: 1-6.
- Skempton, A.W. & D.J. Petley (1970) Ignition loss and other properties of peats and clays from Avonmouth, King's Lynn and Cranberry Moss. *Géotechnique* 20: 343-356.
- Sliva, J. & J. Pfenhauer (1999) Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany – a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2:137-148
- Smits, M.J.A., G.A. van Duinen, J.G. Bosman, A.M.T. Brock, J. Javoiš, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2002) Species richness in a species poor system: aquatic macroinvertebrates of Nigula raba, an intact raised bog system in Estonia. In Schmilewski, G. & L. Rochefort (eds), *Proceedings of the International Peat Symposium – Peat in Horticulture – Quality and Environmental Changes*. Pp. 283-291.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, H.W. Pijnappel, L.P.M. Lamers, & J.G.M. Roelofs (2001) Substrate-derived CO<sub>2</sub> is important in the development of *Sphagnum* spp. *New Phytologist* 152: 325-332.
- Smolders, A.J.P., H.B.M. Tomassen, L.P.M. Lamers, B.P. Lomans & J.G.M. Roelofs (2002) Peat bog restoration by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391-401.
- Smolders A.J.P., H.B.M. Tomassen, M. van Mullekom, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003) Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418.
- Tietema, E. (2004) Het Wierdense Veld, een inventarisatie en een eerste analyse van de regionale geohydrologische situatie. TNO-rapport, proj. 54009, 41 pp. met bijlagen.
- Titus, J.E., D.J. Wagener & M.D. Stephens (1983) Contrasting water relations on photosynthesis for two *Sphagnum* mosses. *Ecology* 63: 1109-1115.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf, J.G.M. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum (2003) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. (Rapport EC-LNV nr. 2003/139). Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Ede/Wageningen, 186 pp.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J.M. van Herk, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003a) Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: An experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science* 6: 141-152.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2003b) Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 91: 357-370.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2004) Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87.
- Tomassen, H., F. Smolders, J. Limpens, S. van der Schaaf, G.J. van Duinen, G. van Wirdum, H. Esselink & J. Roelofs (2005a) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Tussentijdse rapportage 2004. Onderzoekcentrum B-WARE, Wageningen Universiteit Omgevingswetenschappen, Stichting Bargerveen, NITG-TNO & Radboud Universiteit Nijmegen.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2005b) How bird droppings can affect the vegetation composition of ombrotrophic bogs. *Canadian Journal of Botany* 83: 1046-1056.

- Uhden, O. (1960) Das Grosse Moor bei Ostenholz. Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen. Heft 9. 159 pp. en bijlagen. Verlag Wasser und Boden, Hamburg.
- Veen, C. van der, E. Horvat & C.H. van Kooperen (1981) Grondmechanica. Met beginselen van de funderingstechniek. 424 pp. Waltman, Delft.
- Waine, J., J.M.B. Brown & H.A.P. Ingram (1985) Non-Darcyan transmission of water in certain humified peats. Journal of Hydrology 82:327-339.
- Walsum, P.E.V. van, J.W.J. van der Gaast & J.G. te Beest (1998) De Waterhuishouding van het Bargerveen en het herinrichtingsgebied Schoonebeek. Veldonderzoek en simulatie van de regionale hydrologie. DLO-Staring Centrum, Rapp. 534.1, Wageningen.

