

Invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen

Eindrapportage 2^e fase (2003-2005)

Wilco C.E.P. Verberk
Hans Esselink



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

Directie Kennis, 2006



Radboud Universiteit Nijmegen

Department of Animal Ecology and Ecophysiology



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

Rapport DK nr. 2006/dk135-O
Ede, 2006

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.
Verberk WCEP & Esselink H (2006) Invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen (eindrapportage 2e fase). Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.

Deze uitgave kan per e-mail worden besteld bij algemeen@Bosschap.nl onder vermelding van code 2006/dk135-O en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Wilco C.E.P. Verberk, Hans Esselink

Foto omslag Een zojuist uitgeslopen vrouwtje van de Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*). Foto: Wilco Verberk.

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Directie Kennis
Bedrijfsvoering/Publicatiezaken
Bezoekadres : Prins Clausplein 8, 2595 AJ 's-Gravenhage
Postadres : Postbus 20401, 2500 EK 's-Gravenhage
Telefoon : 070 - 378 68 68
Fax : 070 - 378 61 81

Inhoudsopgave

1	Samenvatting	5
2	Algemene Inleiding	7
2.1	Aanleiding	7
2.2	Probleembeschrijving	8
2.3	Inbedding onderzoek	9
2.4	Rapportage	9
2.5	Leeswijzer	10
3	Inleiding Korenburgerveen	13
3.1	Gebiedsbeschrijving	13
3.2	Effecten fauna: studieobject watermacrofauna	18
3.3	Doel en onderzoeksvragen	18
4	Materiaal en methoden	21
4.1	Schaalgebruik watermacrofauna	21
4.2	Evaluatie van herstelmaatregelen	22
5	Resultaten en Discussie	27
5.1	Resultaten 1 ^e fase	27
5.2	Resultaten 2 ^e fase	28
5.3	Gebruik van omgeving door watermacrofauna op verschillende schaalniveaus	28
5.3.1	Opzet	28
5.3.2	Patronen in soortensamenstelling	29
5.3.3	Aanpassingen	30
5.3.4	Conclusie schaalgebruik fauna	32
5.4	Effectmeting: veranderingen in de omgevings-condities	33
5.4.1	Algemene beschrijving effecten	33
5.4.2	Indeling bemonsterde locaties	35
5.5	Inschatting effecten van maatregelen op watermacrofauna	38

5.6	Effectmeting: veranderingen in de watermacro-fauna	38
5.6.1	Gebiedsniveau	39
5.6.2	Soortenrijkdom	41
5.6.3	Soortensamenstelling	47
6	Conclusies	51
6.1	Belang van heterogeniteit op verschillende schaal-niveaus	51
6.2	Effecten van herstelmaatregelen in het Korenburgerveen	52
6.3	Synthese aantasting en herstel van complexe landschappen	53
6.3.1	Intacte hoogveenlandschappen en de aantastingsgeschiedenis	54
6.3.2	Herstel hoogveen op landschapsschaal	55
6.4	Herstel van complexe landschappen vereist herstel op landschapsschaal	61
6.5	Aanbevelingen beleid	62
7	Literatuur	65
	Bijlage	69

1 Samenvatting

Deze eindrapportage geeft een overzicht van de behaalde resultaten in de tweede fase van het onderzoek. De nadruk ligt hierbij op (i) hoe soorten op verschillende schaalniveaus gebruik maken van hun omgeving en (ii) de (eerste) effecten van de herstelmaatregelen op de watermacrofauna. Het onderzoek naar het schaalgebruik van watermacrofauna biedt een aantal aanknopingspunten voor de indeling van soorten in levensstrategieën. Samen met de opgetreden veranderingen in omgevingscondities worden er een aantal hypothesen opgesteld over de veranderingen in de watermacrofauna. Hierbij is onderscheid gemaakt in een korte termijn en een lange termijn.

Op de korte termijn zullen met name verstoringseffecten zichtbaar zijn. Verwacht wordt dat dit leidt tot een nivellering in omgevingscondities, waarbij een beperkt aantal soorten - waarvoor deze condities gunstig zijn - zich zal uitbreiden ten koste van de andere soorten. Deze verwachting wordt door de data ondersteund; een aantal soorten neemt toe, waardoor in individuele waterlichamen meer soorten worden aangetroffen ([Figuur 21](#)). Op groter schaalniveau (per deelgebied of per type verandering) wordt echter duidelijk dat het telkens dezelfde soorten zijn die toenemen, zodat er cumulatief juist minder soorten voorkomen. Deze afname is het sterkste voor de vernatte hoogveencompartimenten ([Figuur 22g](#)) en vernatte broekbossen.

Het totaal aantal soorten in het gehele gebied neemt iets af. De wisselingen in soorten zijn echter groot (veel soorten verdwenen, veel soorten nieuw). De reactie van soorten verschilt sterk per deelgebied en per opgetreden verandering in omgevingscondities. Hierdoor komt een groot aantal soorten ergens in het gebied nog wel voor, mede als gevolg van de terreinheterogeniteit. De hoogveen compartimenten in het Meddosche veen laten hierbij de grootste wisselingen zien ([Tabel 4](#)); een aantal soorten gaat hier het sterkste achteruit en andere soorten gaan het sterkste vooruit. Aangezien de maatregelen hier de grootste verstoring hebben veroorzaakt lag dit ook in de lijn der verwachting. In de veenwateren waar de grondwaterinvloed toeneemt, lijkt de situatie te zijn verbeterd voor de watermacrofauna. De wateren die niet of nauwelijks zijn veranderd laten veelal een toename zien van het aantal soorten, wat voor een deel soorten zijn die elders van de vernatting hebben weten te profiteren. Dit zijn met name de soorten die in de uitgangssituatie al abundant waren ([Figuur 20b](#)).

De resultaten van deze eerste effectmeting geven aan dat de maatregelen hebben geleid tot een nivellering van de watermacrofauna gemeenschap. Deze resultaten komen sterk overeen met de bevindingen van ander onderzoek in het kader van OBN hoogvenen waarbij meerdere veenrestanten zijn vergeleken. Over de effecten op langere termijn kan dit onderzoek geen uitspraken doen, maar in het vergelijkende onderzoek in meerdere veenrestanten is wel een langere tijdsschaal onderzocht. Hierbij werd geen toename gevonden van het aantal karakteristieke en zeldzame soorten in de tijd. Dit samen duidt erop dat relictpopulaties een groter risico lopen dan abundante soorten om op korte termijn te verdwijnen en dat het nog maar 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 maatregelen op de huidige wijze gepaard gaat met het optreden van schokeffecten. Dit leidt -in ieder geval op de korte termijn- tot een homogenisering van de leefomgeving. De terreinheterogeniteit in een hoogveenlandschap is erg belangrijk voor diersoorten. Deze terreinheterogeniteit bestaat uit structuurverschillen (diepte, grootte, droogval, vegetatiestructuren) en

kwaliteitsverschillen (mate van buffering, voedselrijkdom, zuurgraad, mineralenbeschikbaarheid). De tweede oorzaak is dat met name de minerotrofe overgangen, variaties in voedselrijkdom en de bijbehorende andere vegetatiestructuren (o.a. drijvende vegetaties) niet of onvoldoende worden 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 afvoerbepierking moet ook worden gekeken naar de aanvoer van -veelal gebufferd- water, zowel kwantitatief, maar zeker ook kwalitatief en de betekenis daarvan van voor het herstel van zoveel mogelijk van de oorspronkelijke variatie in het hoogveenlandschap.

Een geleidelijk herstel van de terreinheterogeniteit biedt de beste perspectieven. Hierbij staat behoud en versterken van de onderliggende processen (met name de grondwater invloed) centraal. De verbetering van de regionale hydrologie die daarvoor nodig is kan echter lang duren 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. Op lange termijn staat het geleidelijke herstel centraal door het verbeteren van de regionale hydrologie, eventueel aangevuld met kleinschalige maatregelen in het terrein zelf.

2 Algemene Inleiding

2.1 Aanleiding

Heterogene landschappen bieden onderdak aan veel diersoorten, het zijn als het ware hotspots van biodiversiteit. Diersoorten zijn mobiel en gebruiken elk op een andere wijze en schaal verschillende onderdelen van het landschap. Dit complexe ruimtegebruik van diersoorten maakt dat terreinheterogeniteit een belangrijke invloed heeft op de faunadiversiteit in een gebied. Verdroging, verzuring en vermessing (VER-factoren) zijn chronische en niet plaatsgebonden verstoringen die leiden tot een vervlakking van de variatie in omgevingscondities (overal droger, voedselrijker). Hierdoor wordt de terreinheterogeniteit en daarmee de verwachte waarborg voor een hoge faunadiversiteit bedreigd.

Hoe moet het herstelbeheer hiermee omgaan? Onderzoek naar de fauna in dit kader heeft nog nauwelijks plaatsgevonden (Schouwenaars *et al.*, 2002, Bink *et al.*, 1998). Kennis over de reactie van de fauna op de aantastingen enerzijds en de herstelmaatregelen anderzijds ontbreekt dan ook grotendeels. Om deze kennis op te doen wordt in het Korenburgerveen een case studie uitgevoerd naar de invloed van aantasting en herstelbeheer op de watermacrofauna. Het Korenburgerveen kent nog een grote terreinheterogeniteit en het gebied is rijk aan soorten (Biologische Station Zwillbrock, 1995), waaronder soorten die karakteristiek zijn voor de gradiënt van hoogveen naar het omliggende landschap. Daarnaast zijn in het gebied herstelmaatregelen uitgevoerd om effecten van plaatsgevonden aantastingen tegen te gaan.



Najaaropname van het Vragender veen. Foto: Wilco Verberk.

Deze maatregelen zijn gericht op het vasthouden van gebiedseigen water en hebben als doel om de condities voor veenvorming te verbeteren. Het stimuleren van de veenvorming moet vervolgens ook leiden tot een verbetering van de leefcondities van karakteristieke plant en diersoorten. Het is echter onbekend in hoeverre karakteristieke diersoorten van hoogveenlandschappen ook daadwerkelijk van deze maatregelen zullen profiteren, omdat onbekend is welke leefcondities de verschillende soorten vereisen en of deze aanwezig zijn en aanwezig blijven of gecreëerd worden, gedurende het proces van uitvoering van de herstelmaatregelen en de daarop volgende proces van veenvorming.

2.2 Probleembeschrijving

Dieren zijn mobieler dan planten. In dit eenvoudige feit is de kern van de zaak besloten. Het is de basis van verschillen tussen dieren en planten, de complexiteit van de fauna, de problemen met schaal maar ook de fascinatie voor fauna. Door hun vermogen om zich te verplaatsen kunnen dieren verschillende plekken in het landschap gebruiken. Dit verplaatsen kost energie (stofwisseling, de aanmaak en onderhoud van vleugels, vliegspieren e.d.). Wil het verplaatsen rendabel zijn, dan moet het ook voordeel opleveren. Dit voordeel is er doordat plekken verschillen (in termen van voedselhoeveelheid, beschutting, e.d.) en op verschillende momenten (gedurende verschillende levensstadia, tijdstip van de dag, e.d.) meer of minder geschikt zijn. Wanneer deze verschillen in geschiktheid voldoende groot zijn en de afstand tussen plekken voldoende klein is verplaatsing rendabel.

Bovenstaande betekent dat dieren zijn ingesteld om de ruimtelijke afwisseling en variatie in een landschap (terreinheterogeniteit) te gebruiken voor verschillende functies (voortplanten, schuilen, voedsel zoeken, overwinteren). Met terreinheterogeniteit worden zowel de ruimtelijke aspecten (afstanden, connectiviteit, versnippering) als de kwalitatieve aspecten (aantal verschillende milieutypen) bedoeld. De moeilijkheid hierbij is het probleem van schaal en heterogeniteit: De foerageerbiotoop voor het ene dier, bijvoorbeeld een grasland perceel voor een Ree, is voor een sprinkhaan een compleet leefgebied.

Verdroging, verzuring en vermesting (de VER-factoren) zijn chronisch (continue aantasting) en diffuus (niet beperkt tot een klein gebied), waardoor de terreinheterogeniteit afneemt. De omgevingscondities worden namelijk aangetast op zowel het schaalniveau van de standplaats (~ een are) als op grotere schaalniveaus; van perceel (~ een hectare) tot landschap (enkele km²). Daarbij treedt de kwaliteitsverschuiving overal in dezelfde richting op (overal droger, voedselrijker). Dit samen leidt tot versnippering (oppervlakte aan geschikte omgevingscondities neemt af) en vervlakking (afname aantal milieutypen). Dit zal nadelig zijn voor de fauna, omdat individuen hun levenscyclus niet langer kunnen voltooien, of omdat het gebied te klein wordt om een populatie in stand kan houden (figuur 1, stap 1). Welke diersoorten verdwijnen is afhankelijk van de manier waarop deze in het landschap opereren.

Omdat soortspecifieke kennis in veel gevallen ontbreekt, is het lastig om aan te geven waar het mis gaat (wat is de bottleneck?) wanneer een soort uit een gebied verdwijnt. Deze kennis is wel noodzakelijk voor het bepalen van het beste herstelbeheer om deze aantastingen tegen te gaan. Voor de fauna is het belangrijk dat zowel de kwaliteit van de standplaats wordt hersteld als de ruimtelijke samenhang en verscheidenheid (terreinheterogeniteit). In dat geval kan herstelbeheer leiden tot een (gedeeltelijk) herstel van de situatie voor de aantastingen (figuur 1, stap 2).

Met de huidige wijze van uitvoering van herstelmaatregelen wordt echter direct ingegrepen in het landschap, waardoor -in ieder geval op korte termijn- een verstoring optreedt. Hierdoor verschuiven de omgevingscondities mogelijk ook overal in dezelfde richting (overal een vernatting, toename van de dynamiek, afvoer van voedingstoffen), waardoor de terreinheterogeniteit kan afnemen. Door deze afname in heterogeniteit kunnen soorten verdwijnen omdat de onderdelen van het landschap die een soort nodig heeft verdwijnen of hun functie verliezen. Dit kan voor elke diersoort anders uitpakken door soortspecifieke verschillen in o.a. ontwikkelingscyclus, verspreidingsvermogen en oriëntatie (figuur 1, stap 3). De vraag

is dan of dit een tijdelijk effect is (een tussenstap op weg naar herstel) en of de fauna zich gedurende deze periode kan handhaven (figuur 1, stap 4). Kennis over het optreden van bovenstaande effecten is belangrijk om aan te geven welke aanpak het beste kan worden gevolgd in het herstelbeheer, zodat zowel de lokale omgevingscondities verbeteren evenals de terreinheterogeniteit behouden blijft of zelfs versterkt wordt.

2.3 Inbedding onderzoek

Het onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). Het OBN heeft als doel om via effectgerichte maatregelen soorten te laten overleven totdat via brongerichte maatregelen de randvoorwaarden voor systeemherstel zijn gerealiseerd. Er is gekozen voor onderzoek dat is gericht op het achterhalen van de betekenis van heterogeniteit voor de watermacrofaunadiversiteit, de rol van aantastende factoren hierop en de wijze waarop herstelbeheer hierin kan sturen. Het is de bedoeling om de kennis over het Korenburgerveen die tijdens deze case studie wordt opgedaan te bundelen tot een synthese over hoe een dergelijk complex landschap functioneert. Dit moet leiden tot inzicht in de voorwaarden voor het behoud en herstel van de faunasoortenrijkdom in dergelijke landschappen en hoe behoud en herstel gemonitord kan worden.

Het project wordt uitgevoerd bij Stichting Bargerveen en begeleiding vindt plaats door het Deskundigenteam Fauna onder voorzitterschap van Ir. D. Bal (Directie Kennis LNV). In het project wordt nauw samengewerkt met de afdeling milieubiologie en de afdeling dierecologie en -ecofysiologie van de RU Nijmegen evenals het onderzoeksconsortium OBN-Fauna. Dit onderzoeksconsortium bestaat uit Alterra, RU Nijmegen, VOFF en Stichting Bargerveen. Daarnaast zijn RU Nijmegen, VOFF en Stichting Bargerveen ook verenigd in het samenwerkingsverband van het Nederlands Centrum voor Natuuronderzoek (NCN). Omdat het onderzoekstraject ook een promotietraject vormt vindt tevens begeleiding plaats vanuit een wetenschappelijke begeleidingscommissie. De wetenschappelijke begeleidingscommissie wordt gevormd door: Dr. R.S.E.W. Leuven (Afdeling Milieukunde, RU Nijmegen, co-promotor), Dr. G. van der Velde (Afdeling Dieroecologie en -ecofysiologie, RU Nijmegen, co-promotor), Dr. P.F.M. Verdonschot (Alterra, co-promotor), Prof. Dr. H. Siepel (RU Nijmegen, promotor), Drs. H. Esselink (Stichting Bargerveen / Afdeling Dieroecologie en -ecofysiologie, RU Nijmegen, dagelijks begeleider & projectleider), Drs. F.A. Bink, Dr. H.K.M. Moller-Pillot en Prof. Dr. J.G.M. Roelofs (afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie, RU Nijmegen).

2.4 Rapportage

De eerste fase van het onderzoek is reeds afgerond en daarvan is een eindrapportage verschenen (Verberk & Esselink, 2004a). In deze tweede fase van het onderzoek is aanvullend onderzoek verricht, enerzijds gericht op het seizoensverloop van het gebruik van de omgeving door watermacrofauna op verschillende schaalniveaus en anderzijds op de evaluatie van het herstelbeheer na enkele jaren. In 2004 en 2005 is in tussentijdse rapportages gerapporteerd over de voortgang van het onderzoek (Verberk & Esselink, 2004b; 2005b). Resultaten van het onderzoek zijn gepresenteerd op verschillende internationale congressen: European Conference on Ecological Restoration Budapest, 2002; International Conference of Ecology Utrecht, 2004; International Conference of Insects Brisbane, 2004; World Conference of Ecological Restoration Zaragoza 2005. Tenslotte hebben de verzamelde gegevens ook geleid tot een aantal publicaties in verschillende tijdschriften (Verberk *et al.*, 2001; Verberk *et al.*, 2002; Verberk *et al.*, 2003; Verberk & Esselink, 2003; Verberk & Esselink, 2005a; Verberk *et al.*, 2005; Verberk *et al.*, 2006).

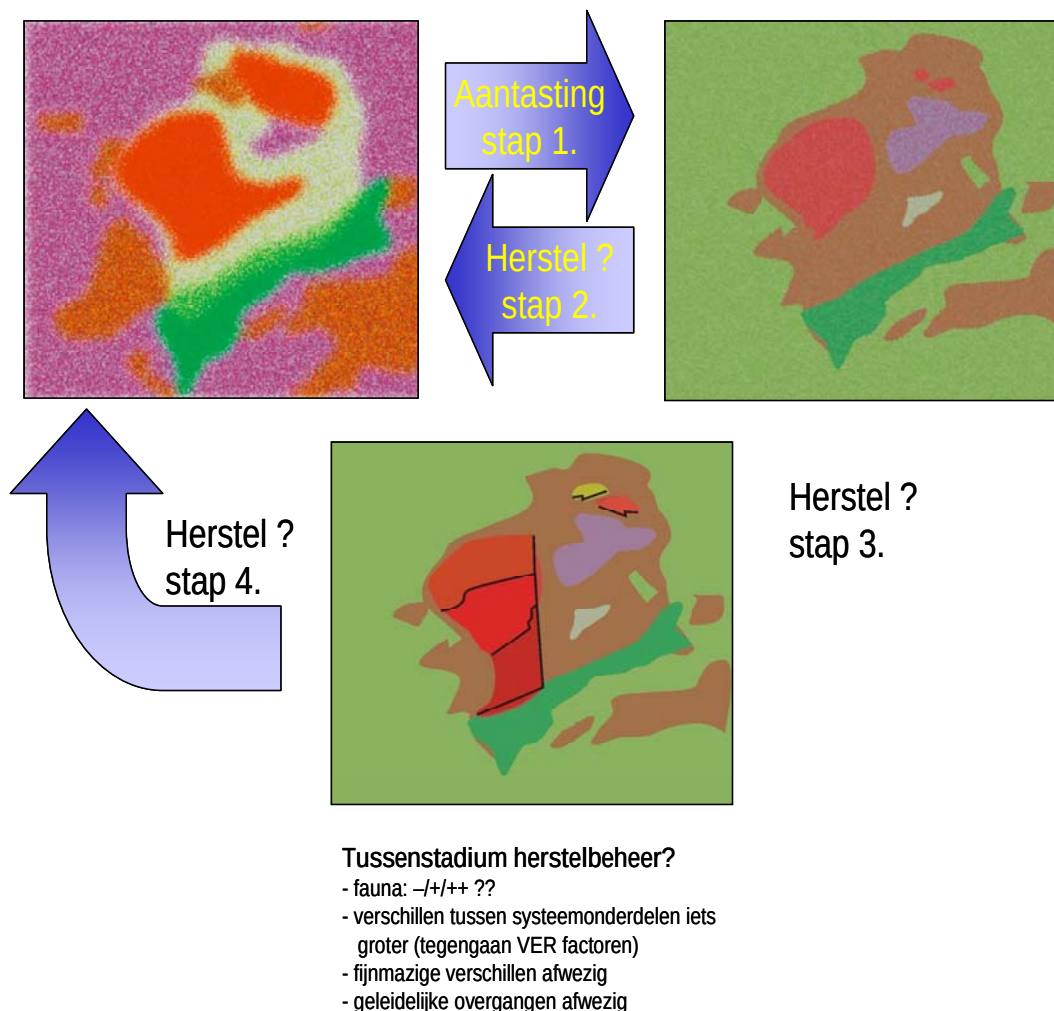
figiir

Intacte situatie (1850)

- fauna: ++
- grote verschillen tussen systeemonderdelen
- fijnmazige verschillen (microhabitat heterogeniteit)
- geleidelijke overgangen

Aangetaste situatie (2000)

- fauna: +
- verschillen tussen systeemonderdelen kleiner (grauwsluier)
- fijnmazige verschillen afwezig
- geleidelijke overgangen nog aanwezig



Figuur 1. Schematische weergave van effecten van aantasting op de landschappelijke heterogeniteit (stap 1) en de effecten die mogelijk optreden door herstelmaatregelen (stap 2-4). Zie tekst voor verdere uitleg.

2.5 Leeswijzer

Deze rapportage beschrijft het onderzoek naar de invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in het Korenburgerveen, als voorbeeld van een complex landschap. De algemene inleiding (paragraaf 2) gaat in op bestaande kennislacunes en beschrijft het proces van nivellering wat in het bijzonder voor diersoorten een groot probleem vormt. Paragraaf 3 schetst het ontstaan van het Korenburgerveen, waarbij de factoren die het gebied zo heterogeen hebben gemaakt extra aandacht krijgen. Daarna komen de redenen om de watermacrofauna te bestuderen aan bod, alsmede de onderzoeksvragen die in dit rapport worden aangepakt. Het uitgevoerde onderzoek bestaat uit twee onderdelen: onderzoek naar het schaalgebruik van watermacrofauna en onderzoek naar de effecten van

herstelmaatregelen op de watermacrofauna. De gehanteerde methodes zijn per onderdeel beschreven in de paragraaf 4. In de resultaten en discussie (paragraaf 5) worden eerst de resultaten van de eerste fase van het onderzoek kort samengevat. Dit betreft met name de patronen die zijn gevonden in de uitgangssituatie en deze zijn uitgebreid beschreven in de eindrapportage van de eerste fase (Verberk & Esselink, 2004a). Vervolgens worden de resultaten van het onderzoek naar het schaalgebruik door watermacrofauna beschreven en bediscussieerd, waarbij de gevonden patronen in het gebruik van de omgeving worden gerelateerd aan soorteigenschappen en daarbij behorende strategieën (paragraaf 5.3). De hypothesen over de effecten van de herstelmaatregelen worden gestoeld op de informatie over het schaalgebruik en de uitgangssituatie. Deze staan beschreven in paragraaf 5.5. De resultaten van de effectmeting voor de watermacrofauna staan in paragraaf 5.6 en geven aan dat de gevonden effecten van de maatregelen sterk overeenstemmen met de geformuleerde hypothesen. Op basis van deze bevindingen is in de conclusie (paragraaf 6) stapsgewijs aangegeven wat deze resultaten betekenen voor het herstel van hoogveenlandschappen. Allereerst is ingegaan op de intacte situatie en hoe de geleidelijke effecten van aantasting hebben ingegrepen op de fauna van het hoogveenlandschap (paragraaf 6.3.1). Daarna is aangegeven welke perspectieven het huidige maatregelenpakket biedt voor herstel van de vegetatie en fauna van hoogveenlandschappen. Hierbij wordt aangegeven dat het huidige maatregelenpakket weinig perspectieven biedt voor de fauna. In de daaropvolgende zoektocht naar de achterliggende oorzaken wordt teruggegrepen op de intacte situatie en het proces van aantasting (paragraaf 6.3.2). Op basis van de gevonden oorzaken wordt beredeneerd wat de mogelijkheden voor herstel zijn, waarbij wordt geconcludeerd dat herstel van de terreinheterogeniteit met extra aandacht voor minerotrofe overgangen en via een geleidelijke aanpak de beste perspectieven biedt. Vanuit deze mogelijkheden worden aanbevelingen voor het beheer gedaan, die neerkomen op een verbreding van de huidige aanpak, zodat naast het beperken van de waterafvoer ook het herstellen van de wateraanvoer wordt meegenomen. De verbetering van de regionale hydrologie die daarvoor nodig is kan echter lang duren en daarom wordt onderscheid gemaakt tussen een lange termijn en een korte termijn strategie. Tenslotte worden er op basis van de resultaten van dit onderzoek ook aanbevelingen voor het beleid geformuleerd (paragraaf 6.5).

3 Inleiding Korenburgerveen

3.1 Gebiedsbeschrijving

Gebiedsindeling

Het Korenburgerveencomplex (verder aangehaald als Korenburgerveen s.l.) is een hoogveenrestant in de oostelijke Achterhoek ten noordwesten van Winterswijk. Het Korenburgerveen s.l. bestaat uit het eigenlijke veencomplex en een randzone. Het veencomplex bestaat uit vier delen: het Vragender veen, het Meddosche veen, het Corlese veen en het Korenburgerveen s.s. Grondeigenaren zijn Natuurmonumenten, Stichting Marke Vragender veen en de gemeente Winterswijk, alsmede enkele particulieren, waarmee Stichting Marke Vragender veen beheerovereenkomsten heeft afgesloten.

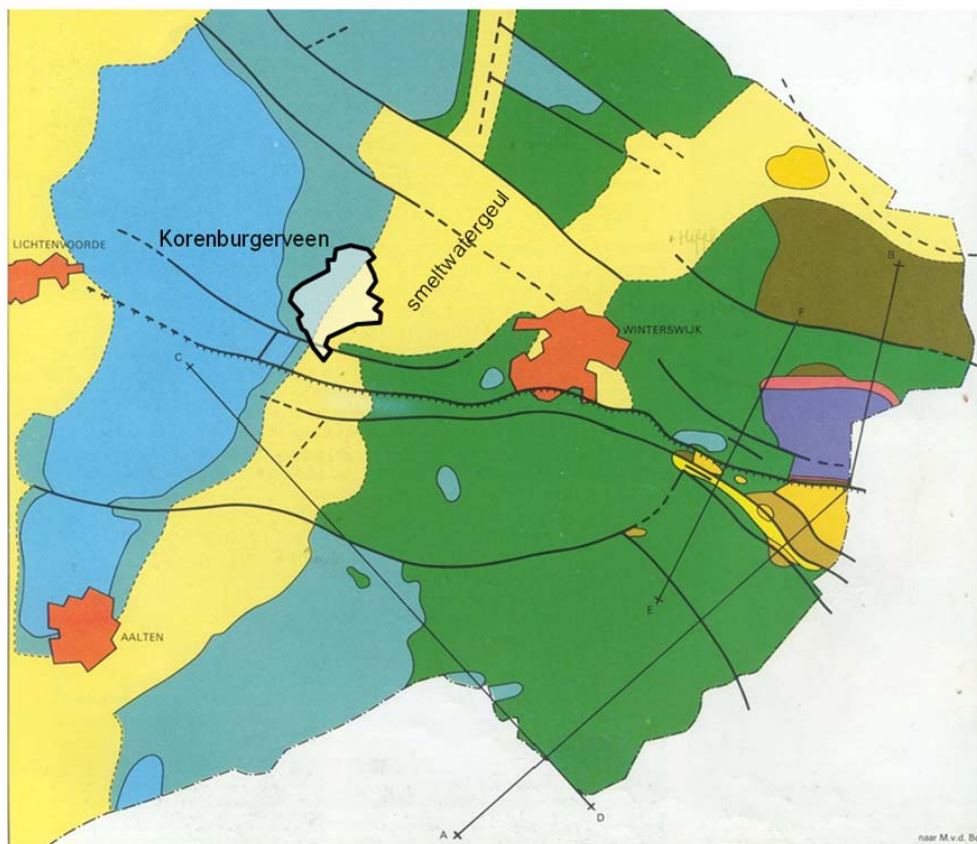
Genese van het landschap

Hieronder wordt ingegaan op de ontstaanswijze van het Korenburgerveen, waarbij een beschrijving wordt gegeven van de huidige gebiedsonderdelen en hoe deze geohydrologisch met elkaar samenhangen. Delen hiervan zijn overgenomen uit de eindrapportage van de eerste fase (Verberk *et al.*, 2004a), maar worden voor de volledigheid nogmaals gepresenteerd.

Het gebied ten oosten van Winterswijk wordt gevormd door het relatief hooggelegen Oost-Nederlands plateau-landschap (Van den Brand, 1995). Het plateau wordt doorsneden door een smeltwatergeul uit het Saalien. Deze geul splitst zich ten noorden van Winterswijk op in drie takken: Een richting Groenlo, een richting Haaksbergen en de derde richting Vreden (figuur 2). Tijdens het Saalien werd de geul opgevuld met fijnkorrelig materiaal en later met grove periglaciale zanden (smeltwater), laagten van klei en veen (Van den Bosch & Kleijer, 2003) (figuur 2). In het Quartair zijn dekzanden afgezet. Hierdoor werd het reliëf sterk genivelleerd. Op het plateau werd tijdens het Saalien keileem afgezet. Door het voorkomen van waterondoorlatende keileemafzettingen langs de grote erosiegeul ligt er een reeks venen op de zijtak van de smeltwatergeul. Van noord naar zuid kunnen het Haaksberger Veen, het Zwillbrocker Venn en het Korenburgerveen worden genoemd. Het Korenburgerveen ligt op de westelijke flank van deze smeltwatergeul, 3 km ten noordwesten van Winterswijk. In het landschap stroomt neerslag oppervlakkig via de begreppeling naar de beken of via de dekzanden over de oppervlakte van het tertiair naar laaggelegen delen van het gebied en naar de zandopvulling van jong-pleistocene beekdalen. Via deze oude systemen komt het grondwater met enige vertraging aan in de diepe smeltwatergeul (Van den Bosch & Kleijer, 2003).

Ten noorden van het Korenburgerveen ligt een breukvlak haaks op de smeltwatergeul. Dit breukvlak is actief geweest voor de afzetting van dekzanden. Op het breukvlak is dekzand afgezet en deze dekzandrug begrenst het waterscheidingsgebied ten noorden van het Korenburgerveen. Ten zuidoosten van het gebied begrenst een andere dekzandrug (Rommelgebergte) het waterscheidingsgebied. Vanuit deze rug wordt het gebied met basenrijk kwelwater gevoed, afkomstig uit de smeltwatergeul. In het noordwesten is een opduiking van tertiaire klei waarop het Vragender veen (onderdeel van het Korenburgerveen s.l.) ligt. In het zuiden bij het dal van de Schaarsbeek komen twee ruggen zeer dicht bij elkaar en vormen daarmee een afsluiting van het waterscheidingsgebied aan zuidelijke zijde.

Uit deze landschappelijke context volgt dat het Korenburgerveen vanuit drie wegen hydrologisch gevoed wordt: 1) neerslag, 2) ondiepe toestroming over de tertiaire klei van Noordwestelijke zijde en 3) aanvoer vanuit de dekzandrug aan de oostelijke zijde (het Rommelgebergte). Deze derde vorm van wateraanvoer is zeer basenrijk.



Figuur 2. Ligging van het Korenburgerveen op de flank van de smeltwatergeul waar in het Quartair dekzanden zijn afgezet (geel).

Deze aanvoerroutes met verschillende waterkwaliteit hebben geleid tot een gradiënt in waterkwaliteit (van zuur oligotroof water over de tertiaire keileem in het noordwesten naar basenrijk kwelwater vanuit de dekzandrug in het zuidoosten). Hierdoor is een gradiënt in de vegetatie ontstaan zoals de overgang van vegetaties van het *Scheuchzerietea* (Klasse der hoogveenslenken) en *Oxycocco-Sphagnetea* (Klasse der hoogveenbulten en natte heiden) in het Noordwesten naar de graslanden en in het dal van de Schaarsbeek met vegetaties van het *Junco-Molinion* (Verbond van Biezeknoppen en Pijpestrootje), behorend tot het *Molinio-Arrhenatheretea* (Klasse der matig voedselrijke graslanden).

Daarnaast is het gebied doorsneden door enkele dekzandruggen waar de kwelinvloed plaatselijk sterker is (figuur 3). Hierdoor is de complexiteit van bovenstaande gradiënt versterkt. Deze dekzandruggen veroorzaakten ook stagnatie in de waterafvoer waardoor een reeks van plassen is ontstaan. Deze plassen zijn daarna verland, nadat zich op de bodem een gyttja laag had gevormd.

Het gevolg van de geschetste opbouw van het gebied is dat op een klein oppervlakte relatief veel verschillende ecosysteemttypen aanwezig zijn in het Korenburgerveen. Het behoort tot de weinige landschappen binnen Nederland waar nog enigszins sprake is van een oorspronkelijke ruimtelijke rangschikking van de verschillende ecosysteemonderdelen. Tevens zijn er daarom over grote en kleinere afstanden gradiënten in de trofie en vochttoestand. Het natuurwetenschappelijk belang van het Korenburgerveen schuilt grotendeels in deze gradiënten (Mankor, 1985).

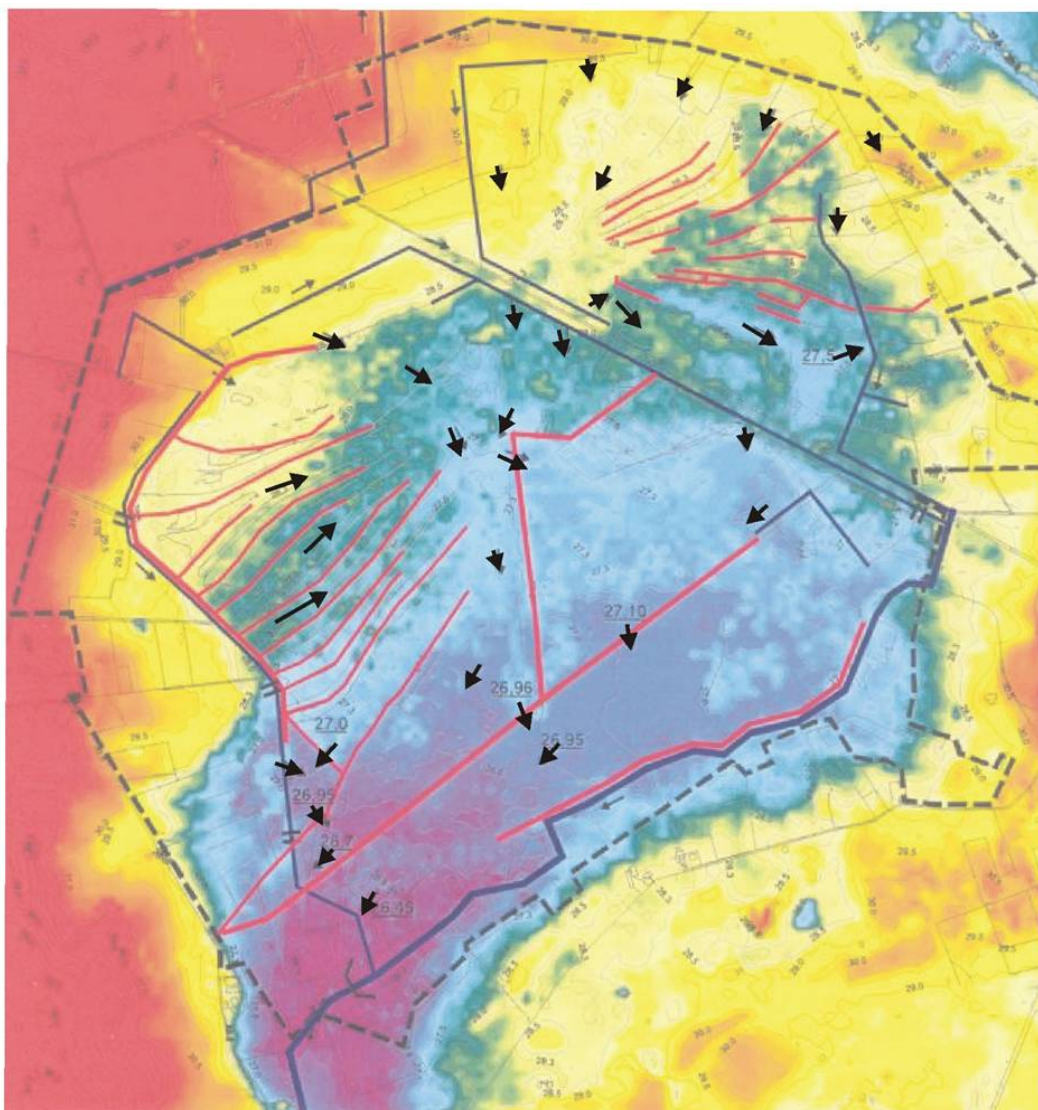
Interne hydrologie

Zoals gezegd wordt het Korenburgerveen hydrologisch beïnvloed door 1) neerslag, 2) oppervlakkig toestromend water, en 3) grondwater wat wordt aangevoerd uit de

dekzandrug aan de oostelijke zijde. Het oppervlakkig toestromend water is verrijkt door landbouw activiteiten. Om een ruimtelijk beeld te geven van de beïnvloeding is een kwel-inzijgingskaart bijgevoegd (figuur 3), een hoogte kaart met de oppervlakkige afstroming (figuur 4) en een kaart met de beïnvloeding van landbouwwater (figuur 5). Grofweg kan worden gesteld dat met name aan de (zuid)oostkant van het gebied sprake is van kwel. Dit zijn wat hoger gelegen zandgronden waar zich historisch geen gyttja laag heeft gevormd door waterstagnatie. Op verschillende plaatsen stroomt landbouwwater het gebied in. Oppervlakkig wordt dit water door een geul in het Meddosche veen en via de spoorloot afgevoerd, maar op twee punten zijgt het water ook in en stroomt het met het grondwater in twee banen naar het zuiden. Deze twee banen komen samen in het centrale deel van het gebied om vervolgens via de Schaarsbeek weer af te stromen. Deze banen vormen min of meer de natuurlijke afwatering van het gebied. De hoeveelheid regenwater zal plaatselijk weinig verschillen, maar de relatieve bijdrage zal hoger zijn in het veendek waar een waterondoorlaatbare bodem (o.a. minder grondwaterinvloed) aanwezig is en waar er weinig instroming van landbouwwater plaatsvindt. In het veendek is de abiotische invloed vanuit de onderliggende geohydrologie afgenomen. Toch zijn er aan de randen van het veen of in het veen bij minerale opduikingen, invloeden vanuit de onderliggende geohydrologie.



Figuur 3. Kwel en Inzijging in het Korenburgerveen en de ligging van dekzandruggen (naar Mankor, 1985). Gebiedsdelen die niet zijn ingekleurd zijn veengronden (met name vlietveengronden en vlierveengronden).



Figuur 4. Hoogteligging en oppervlakkige stroming van water in de uitgangssituatie (naar: Van 't Hullenaar, 2000).

Aantasting

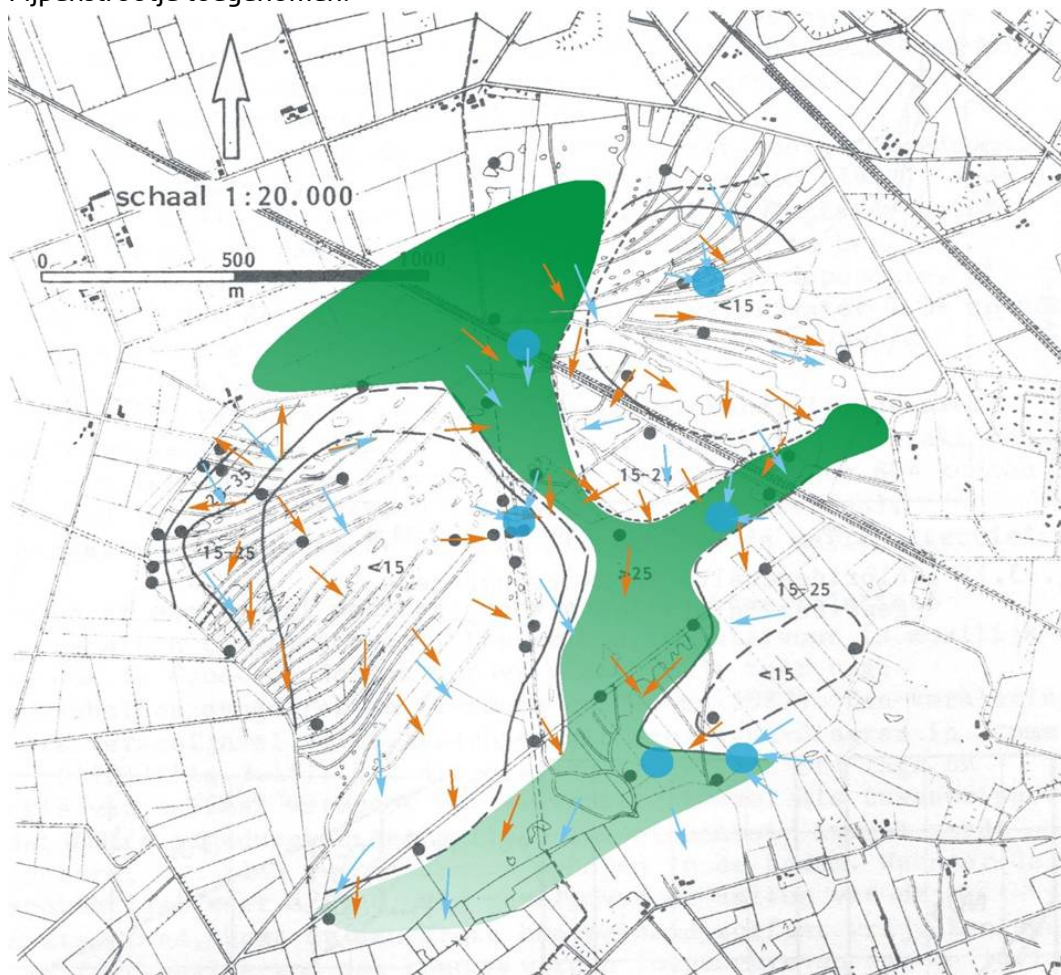
Omstreeks 1860 werd begonnen met grootschalige afgraving van het veen. Hierbij is het Korenburgerveen s.s. oppervlakkig afgegraven omdat er ondiep zeggeveen aanwezig is wat een slechte kwaliteit als brandstof heeft. In de hoogveenkernen in het Vragender veen en het Meddosche veen zijn ééndagsputten gegraven, waarin secundaire veenvorming heeft plaatsgevonden. Door de afgraving is de acrotelm laag van het veen verdwenen of ingeklonken. Het acrotelm heeft een belangrijke functie bij het vasthouden van water en werkt als een spons; het kan krimpen en zwellen en heeft een grote bergings-coëfficiënt. Door de achteruitgang van het acrotelm is de oppervlakkige afvoer van water versterkt. Hierdoor zakt het water in droge perioden dieper weg waardoor verdere rijping en veraarding van het veen optreedt, zodat dit proces zichzelf versterkt.

Het gebied is ernstig verdroogd en er treden grote fluctuaties op in grondwaterstanden. Naast de veenwinning in het gebied heeft in de randzone van het veen ontginning plaatsgevonden, waarbij waterlopen zijn aangelegd ten behoeve van de landbouwkundige ontwatering. Behalve aanleg en verdieping van watergangen is ook de Schaarsbeek uitgediept en recht getrokken. Daarbij is de kweldruk drastisch afgenomen. Dit hangt mogelijk samen met de verminderde aanvoer van water door het tunneldal (opgevuld met waterdoorlatend fluvioglaciaal materiaal) door de

waterwinning in Corle en de aanleg van 't Hilgelo, een diepe zandwinplas in de dekzandrug ten Noordoosten van het Korenburgerveen. De waterwinning in Corle vindt plaats in het 2^e watervoerende pakket en mogelijk is het water afkomstig van het tunneldal dat onder het Korenburgerveen loopt.

Op een aantal plaatsen treedt in het veengebied instroming van voedselrijk landbouwwater op of heeft instroom opgetreden waardoor eutrofiëring heeft plaatsgevonden. Daarnaast stroomt via ondiep grondwater vanuit de voormalige landbouwenclaves rondom het Meddosche veen voedselrijk water toe. Tenslotte heeft eutrofiëring plaatsgevonden door stikstofdepositie.

De meeste systeemonderdelen van het Korenburgerveen zijn in het verleden door ontginning en turfwinning sterk aangetast en zijn thans in ernstige mate aangetast door met name verdroging en vermesting. In grote delen van het gebied is het struweel toegenomen door verdroging. De oorspronkelijke zone met broekbossen langs de randen van het veen is opgeschoven richting de hoogveenkern. Door het wegvallen van kweldruk treedt vermossing op in de graslanden en verdwijnt de laagveenvegetatie. Door stikstofdepositie en lokale instroom van voedselrijk landbouwwater zijn delen van het gebied meer eutroof geworden en is de opslag van Pijpenstrootje toegenomen.



Figuur 5. Chloride gehalte van ondiep grondwater en ondiepe grondwaterstroming in de zomer (oranje) en winter (blauw), gebaseerd op isohypsenpatronen (naar Mankor, 1985).

Herstelbeheer

In kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is voor het Korenburgerveen een hydrologisch inrichtingsplan ontwikkeld dat een belangrijke bijdrage moet leveren aan behoud en herstel van natuurwaarden (Van 't Hullenaar, 2000). De herstelmaatregelen zijn gericht op een verbetering van de waterkwaliteit en

waterkwantiteit. De trapsgewijze opstuwing met dammen is gericht op het langer vasthouden van water en verminderen van peilfluctuaties in de hoogveenkernen. Het dempen van sloten in de randzone is gericht op verminderen van de aanvoer van voedselrijk landbouwwater. Het verhogen van het waterpeil en het vrij meanderen van de Schaarsbeek is gericht op het vergroten van de waterberging en het verminderen van de ontwatering door de Schaarsbeek. Inmiddels zijn alle inrichtingsmaatregelen afgerond en zijn de peilen ingesteld.

3.2 Effecten fauna: studieobject watermacrofauna

Gezien de brede opzet van het onderzoek (brede vraagstelling en brede responsgroep; fauna) moet er een inperking plaatsvinden zodat de uitvoering van het onderzoek haalbaar blijft. Hierbij is gekozen om de vragen te beantwoorden voor de watermacrofauna. De redenen hiervoor zijn dat

1. de herstelmaatregelen zijn gericht op hydrologie en waterkwaliteit
2. er relatief veel bekend is over de watermacrofauna
3. het een soortenrijke groep betreft zodat eventuele verschillen in soortensamenstelling goed gedetecteerd kunnen worden
4. het een groep is met verschillende ecologische profielen, zodat een gedifferentieerde respons wordt verwacht, waardoor de resultaten een brede geldigheid hebben
5. het meest kritische ontwikkelingsstadium meestal bij de voortplantingsfase ligt, waarbij de watermacrofauna meestal de voortplantingsfase in het aquatisch milieu heeft.

3.3 Doel en onderzoeksvragen

De doelstelling van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is om soorten te laten overleven onder de huidige condities totdat aan de randvoorwaarden voor systeemherstel is voldaan. Hoewel in dit onderzoek een praktische inperking is gemaakt naar de watermacrofauna is de doelstelling breder. In dit onderzoek moet invulling worden gegeven aan de manier waarop overleving van diersoorten mogelijk is in heterogene landschappen. Concreet zijn hierbij twee doelen te onderscheiden:

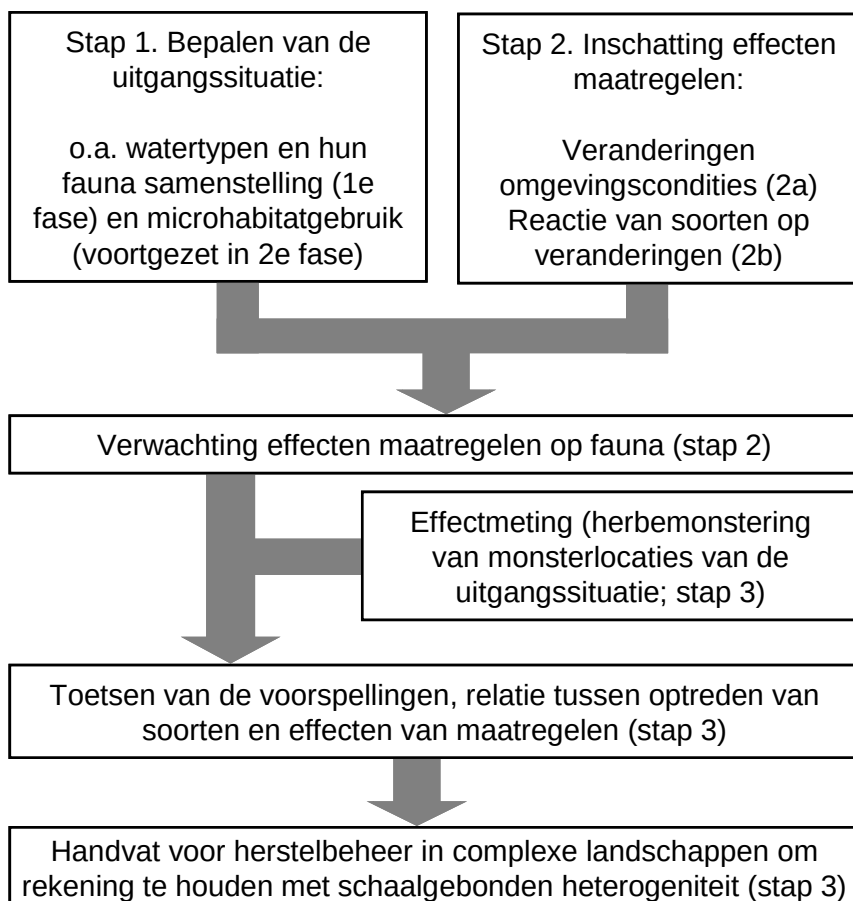
- Evaluatie van effecten van VER-factoren enerzijds en herstelbeheer anderzijds op de watermacrofauna om zo de knelpunten op te sporen en te komen tot advisering om herstelbeheer te optimaliseren.
- Nagaan wat voor de (watermacro)fauna de betekenis is van veranderingen in de heterogeniteit door aantasting enerzijds en herstelbeheer anderzijds.

Het onderzoek van de tweede fase bestaat uit een aantal verschillende stappen (zie figuur 6).

De eerste stap is het vastleggen van de uitgangssituatie: welke watertypen zijn in het gebied aanwezig en welke soorten maken worden hier aangetroffen. Dit onderdeel is grotendeels in de eerste fase uitgevoerd, maar het schaalgebruik van de soorten is in deze tweede fase voortgezet.

De tweede stap is het inschatten van de effecten van de maatregelen op de fauna. Hiertoe wordt op basis van beschikbare kennis van de hydrologie en metingen aan waterkwaliteit nagegaan welke veranderingen zijn opgetreden in de omgevingscondities. Tezamen met de kennis over hoe soorten gebruik maken van het landschap worden vervolgens voorspellingen gedaan over de eerste korte termijn effecten van de herstelmaatregelen op de watermacrofauna. Het is in dit verband onmogelijk om een compleet beeld te krijgen van de ecologie van elke soort en het functioneren van het gehele landschap. Voor het opstellen van een voorspelling richt deze studie zich op de veranderingen in het landschap die het gevolg zijn van VER-factoren of herstelmaatregelen, waarbij de nadruk ligt op veranderingen in terreinheterogeniteit.

De derde stap is het toetsen van de inschatting (stap 2) door een effectmeting. Gedurende de laatste stap worden op basis van de conclusies van het onderzoek aanbevelingen gedaan voor het optimaliseren van het hersteltraject. Naast specifieke kennis gaat het hierbij ook om conceptuele kennis die te veralgemeniseren is naar handvaten voor andere (complexe) landschappen.



Figuur 6. schema van het onderzoek

Uit het bovenstaande volgen onderstaande onderzoeksvragen:

Schaalgebruik watermacrofauna

1. Wat is de watermacrofauna soortensamenstelling in verschillende onderdelen in een waterlichaam gedurende het jaar?
2. Welke eigenschappen kunnen de gevonden verschillen in watermacrofauna soortensamenstelling verklaren?

Evaluatie van herstelmaatregelen

3. Welke veranderingen zijn opgetreden in de omgevingscondities door herstelmaatregelen?
4. Wat zijn de verwachte effecten van de herstelmaatregelen op de watermacrofauna?
5. Wat zijn de gemeten korte termijn effecten van de herstelmaatregelen op de watermacrofauna?

Aanbevelingen herstelbeheer

6. Hoe kan men in complexe landschappen bij het opstellen en uitvoeren van herstelmaatregelen het beste rekening houden met fauna en terreinheterogeniteit?

4 Materiaal en methoden

4.1 Schaalgebruik watermacrofauna

Bemonstering

Gedurende elk seizoen zijn van 3 waterlichamen de verschillende aanwezige microhabitats in 2003 bemonsterd (winter: 5,7,12 februari, voorjaar: 1-3 april, zomer: 25-27 juni, najaar: 12,15,16,19 september). Er zijn zeven verschillende microhabitats onderscheiden: oever, veenmos, fijne opgaande vegetatie (Veenpluis en Snavelzegge), grove opgaande vegetatie (Lisdodde), drijvende vegetatie (Fonteinkruid), bodem en open water. Soms kon een microhabitat niet apart worden bemonsterd, zodat sommige monsters tot twee microhabitats zijn gerekend. Ook waren niet alle onderscheiden microhabitats aanwezig in alle drie de waterlichamen. Tabel 1 toont de bemonsterde microhabitats in de drie wateren per seizoen. De drie waterlichamen zijn zodanig geselecteerd dat ze een gradiënt vormen van zuur-voedselarm (41), via matigzuur-matigvoedselrijk (13) naar gebufferd-voedselrijk (14). Bovendien zijn de waterlichamen alle drie permanent en zonbeschenen. De reden hiervoor is dat deze gradiënt de belangrijkste onderscheidende factor is in de verschillen in soortensamenstelling tussen de bemonsterde wateren (Verberk *et al.*, 2004a). Met deze opzet kan de invloed van deze gradiënt op het microhabitatgebruik van veel taxa worden onderzocht, waarbij ruis door andere factoren (beschaduwning en droogval) wordt geminimaliseerd.

Tabel 1 Overzicht van de bemonsterde microhabitats in de drie verschillende wateren per seizoen. Halve waarden geven aan dat de bemonstering in twee verschillende type microhabitat is ingedeeld. †: wel gemonsterd, geen individuen aangetroffen.

		Oever	Veenmos	Veenpluis, Zegge	Lisdodde	Fontein- kruid	Bodem	Open water	Totaal
Oligotroof	Winter	0	1.5	0.5	0	0	1	0	3
	Spring	0.5	2	0.5	0	0	1	1	5
	Summer	0.5	2	0.5	0	0	1†	0	4
	Autumn	0.5	2	0.5	0	0	1	1	5
	Subtotal	1.5	7.5	2	0	0	4	2	17
Mesotroof	Winter	1	0	1	0	0	1	1	4
	Spring	1	0.5	1.5	0	1	1	1	6
	Summer	1	0	1	0	1	1	1	5
	Autumn	1.5	0	0.5	0	1	1	1	5
	Subtotal	4.5	0.5	4	0	3	4	4	20
Eutroof	Winter	1	0	1	1	1	1	0	5
	Spring	1	0	1	1	1	1	0	5
	Summer	1	0	1	1	1	1	0	5
	Autumn	1.5	0	0.5	1	1	1	0	5
	Subtotal	4.5	0	3.5	4	4	4	0	20
Total		10.5	7.5	9.5	4	7	12	6.5	57

Data analyse

Van de verzamelde macrofauna zijn de volgende groepen gedetermineerd: waterkevers, waterwantsen, kokerjuffers, bloedzuigers, platwormen, pluimmuggen, dansmuggen, meniscusmuggen en libellen. Om de verschuivingen in de watermacrofauna soortensamenstelling gedurende het seizoen beter in beeld te brengen zijn de aangetroffen soorten in de voorjaar, zomer en najaar ingedeeld als nieuw (soort niet aangetroffen in voorgaande seizoen), verdwenen (soort alleen aangetroffen in voorgaande seizoen), gebleven (soort in beide seizoenen aangetroffen). Voor de analyse van de data is per soort de voortbeweging, mate van synchronisatie and dispersie capaciteit bepaald. Voor de voortbeweging zijn soorten ingedeeld in vijf groepen (zwemmer, klevier, graver, kruiper en schaatser), waarbij gebruik is gemaakt van de literatuur (m.n. Verdonschot, 1990) en professional judgement. Soorten zijn ingedeeld als synchroniserend en niet-synchroniserend, waarbij voor waterwantsen en waterkevers de juveniele and adulte stadia apart zijn gecodeerd omdat beide stadia aquatisch zijn. Soorten zijn ingedeeld als synchroniserend, wanneer de aanwezigheid van de soort seizoensafhankelijk is (specifiek afwezig of aanwezig in 1 of 2 seizoenen). Deze indeling is gemaakt onafhankelijk van de data, op basis van een reeks aan literatuur en professional judgement. Voor dispersie (verplaatsing tussen wateren via de lucht) zijn soorten ingedeeld in geen dispersie (0), enige dispersie (1), veel dispersie (2). De mate van dispersie is per seizoen apart gecodeerd, omdat veel soorten in bepaalde seizoenen het adult stadium bereiken en zich dan kunnen verplaatsen. Op basis van deze data is een dispersie index berekend:

$$\text{Dispersie index} = (N1+N2*2) / (N0+N1+N2*2)$$

N0: aantal soorten zonder dispersie

N1: aantal soorten met enige dispersie

N2: aantal soorten met veel dispersie

Een volledige lijst van de aangetroffen taxa en hun ecologie is te vinden in Verberk *et al.*, (2005).

4.2 Evaluatie van herstelmaatregelen

Monsterlocaties Korenburgerveen

Bij de selectie van monsterlocaties is geprobeerd om zo goed mogelijk de variatie die in het gebied aanwezig is te bemonsteren. Na het gebied in zijn geheel te hebben verkend zijn daarna verschillende gebiedsdelen apart bezocht en bemonsterd. Hierbij is in het veld onderscheid gemaakt tussen locaties op basis van de vegetatie (soortensamenstelling en structuur), de waterkwaliteit (veldmetingen aan pH en EGV) en fysieke verschillen van het waterlichaam (oppervlakte, diepte en bodemstructuur). Daarnaast is rekening gehouden met de ruimtelijke ligging van de verschillende wateren, waarbij de gekozen monsterlocaties zoveel mogelijk verspreid over het gebied zijn genomen. Aangezien het gebied buiten de paden nogal ontoegankelijk is (struweel, diepe wateren) liggen de meeste monsterlocaties wel in de nabijheid van de paden.

In tabel 2 zijn de bemonsteringsdata en een korte karakteristiek van de monsterpunten weergegeven en in figuur 7 is de ligging weergegeven. Voor de uitgangssituatie is een deel van de monsterpunten in 1999 bemonsterd in het kader van het onderzoeksproject OBN-Hoogvenen, fauna onderdeel. De overige monsterpunten zijn in 2000, 2001 en 2002 bemonsterd. Het streven is geweest om elke monsterlocatie zowel in het voorjaar als in het najaar te bemonsteren.

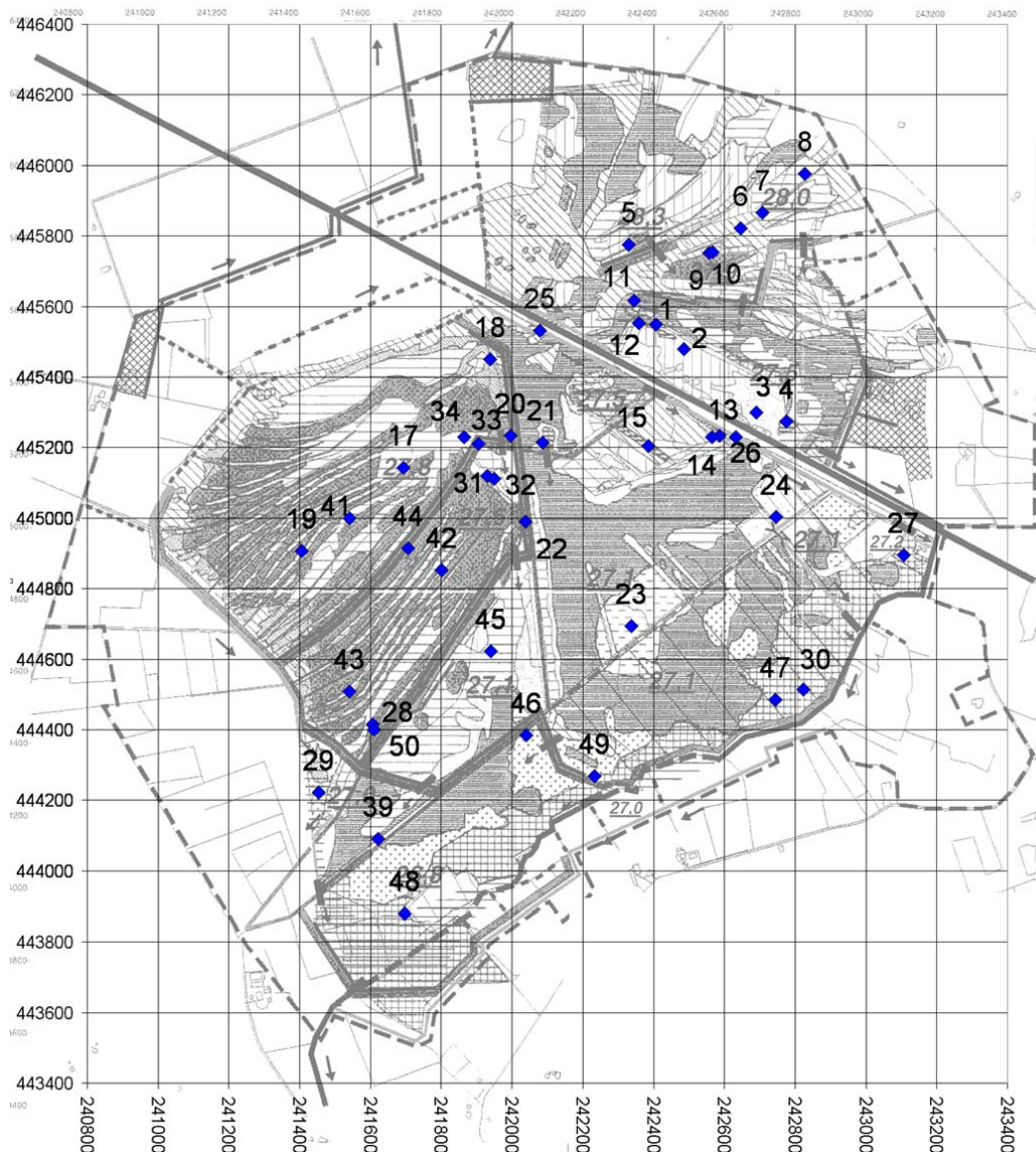
Voor de effectmeting zijn de locaties zijn in 2004 nogmaals bemonsterd. De locaties zijn hierbij in dezelfde volgorde bemonsterd als in de uitgangssituatie. Hierdoor wordt bij de vergelijking van de uitgangssituatie met de effectmeting de invloed van seizoensverschillen gedurende de monsterperiode geminimaliseerd (figuur 8).

In totaal (uitgangssituatie + effectmeting) zijn er 44 verschillende wateren bemonsterd waarbij 212 aparte monsters zijn genomen.

Tabel 2 Overzicht van de monsterlocaties.

	Uitgangssituatie Fauna				Effectmeting Fauna			
	datum bemonstering	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters
volgn korte karakteristiek	g voorjaar	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters	datum bemonstering	aantal monsters
1. lisdode	03-04-00	1	06-11-00	2	31/03/2004	2	18/10/2004	1
2. uitgruut open water in vlakte van veenpluis en veenmos	03-04-00	1	06-11-00	2	31/03/2004	1	18/10/2004	1
3. mesotroof poeltje in gaaiel struweel	03-04-00	1	01-10-01	2	31/03/2004	2	27/09/2004	1
4. grote open eutrofe plas met lisdode en niet	03-04-00	2	30-10-00	2	05/04/2004	2	13/10/2004	1
5. landbouw gebied met fonteinruid	10-04-00	1	30-10-00	3	07/04/2004	2	13/10/2004	1
6. open poeltje in bos met pitrus	10-04-00	1	-	-	07/04/2004	1	-	-
7. poeltje in berkenbroekbos met riet en veenmos	10-04-00	1	13-11-00	2	14/04/2004	1	25/10/2004	1
8. poeltje in wilgenbroekbos met fonteinruid	10-04-00	1	-	-	14/04/2004	1	-	-
9. veerpoot met drifliel	17-04-00	1	-	-	07/04/2004	1	25/10/2004	1
10. open veerpoot met snuvelzegge en veenmos langs de oever	17-04-00	1	13-11-00	2	07/04/2004	1	-	-
11. poeltje in wilgenbroekbos met munt	17-04-00	1	06-11-00	2	05/04/2004	1	18/10/2004	1
12. water/vlakte in dood berkenbroek met kruis	17-04-00	1	-	-	05/04/2004	1	-	-
13. mesotrofe poel zwak gebluterd met veenpluis	25-04-00	1	01-10-01	2	14/04/2004	1	27/09/2004	1
14. eutrofe poel met fonteinruid, zegge en lisdode	25-04-00	1	30-10-00	2	14/04/2004	1	06/10/2004	1
15. brede mesotrofe sloot met waterlilie en riet	25-04-00	2	06-11-00	2	14/04/2004	1	20/10/2004	1
17. grote open veerpoot in vragenderveen	01-05-00	1	20-11-00	2	21/04/2004	1	28/10/2004	1
18. plasjes aan de rand van de hoogveenken met waternevel en zegge	01-05-00	1	20-11-00	2	21/04/2004	1	01/11/2004	1
19. veerpoot met dicht waterveenmos	01-05-00	1	20-11-00	2	21/04/2004	1	28/10/2004	1
20. poeltje in broekbos met munt	15-05-00	1	-	-	03/05/2004	1	-	-
21. grote eutrofe plas met kruislaag en riet	15-05-00	1	06-11-00	2	03/05/2004	1	20/10/2004	1
22. snerpes tussen gagestruweel met veenmos	15-05-00	1	23-10-01	1	03/05/2004	1	28/10/2004	1
23. mesotrofe poeltjes tussen galigaan en riet met waterkorkje	15-05-00	1	13-11-00	2	05/05/2004	1	26/10/2004	1
24. eutrofe alveer slootjes in schraalgraslanden	15-05-00	1	30-10-00	2	05/05/2004	1	13/10/2004	1
25. smalle deel spoorbaan bij ingang gebied	22-05-00	1	16-10-02	1	03/05/2004	1	06/10/2004	1
26. brede deel spoorbaan met wateraardbei en fonteinruid	22-05-00	1	16-10-02	2	05/05/2004	1	06/10/2004	2
27. eutrofe poel met dichte vegetatie	22-05-00	1	23-10-01	1	05/05/2004	1	25/10/2004	1
28. zure veerpoot aan de westrand van vragenderveen	22-05-00	1	16-10-01	1	10/05/2004	1	29/09/2004	1
29. poeltjes in elzenbroekbos met watervolier	22-05-00	1	-	-	10/05/2004	1	-	-
30. smalle diepe eutrofe beek met dikke sliblaag	22-05-00	1	13-11-00	2	10/05/2004	1	25/10/2004	1
31. open zure veerpoot	19-04-99	2	29-11-99	2	12/04/2004	2	03/11/2004	1
32. vochtige laagte in verlandig	19-04-99	2	29-11-99	1	12/04/2004	1	03/11/2004	1
33. slenken tussen vollegas	19-04-99	1	29-11-99	1	12/04/2004	1	03/11/2004	1
34. zure veerpoot in berkenbroekbos	19-04-99	3	29-11-99	1	12/04/2004	1	01/11/2004	1
39. poel in wilgenbroekbos	07-05-02	2	27-11-00	2	26/04/2004	1	01/11/2004	1
41. open zure veerpoot aan de rand van berkenbroekbos	01-05-01	3	25-09-01	2	18/04/2004	1	21/09/2004	1
42. open zure veerpoot tussen veendijken	09-05-01	2	18-09-01	1	18/04/2004	1	21/09/2004	1
43. poeltje in broekbos aan de rand van vragenderveen	09-05-01	1	18-09-01	2	18/04/2004	2	21/09/2004	2
44. open zure veerpoot tussen veendijken	15-05-01	1	01-10-01	1	26/04/2004	1	03/10/2004	1
45. zure veerpoot met dichte beekkleing	15-05-01	1	25-09-01	1	26/04/2004	2	21/09/2004	1
46. ondiep poeltje met zegge in wilgenbroekbos	22-05-01	1	16-10-01	1	28/04/2004	1	03/10/2004	1
47. ondiep poeltje met watervolier in wilgenbroekbos	22-05-01	2	16-10-01	1	28/04/2004	1	03/10/2004	1
48. ondiep poeltje met gele lils in wilgenbroekbos	07-05-02	2	07-10-02	2	28/04/2004	1	29/09/2004	1
49. ondiep poeltje met zegge in elzenbroekbos	07-05-02	2	07-10-02	1	28/04/2004	1	03/10/2004	1
50. zure poeltje in berkenbroekbos	-	-	25-09-01	1	-	-	29/09/2004	1

1. eutrofe plassen en poelen
2. mesotrofe plassen
3. mesotrofe poelen
4. wateren in laagveenbos
5. wateren in wilgenstruweel
6. wateren in hoogveenbos
7. veenputten
8. veenplassen



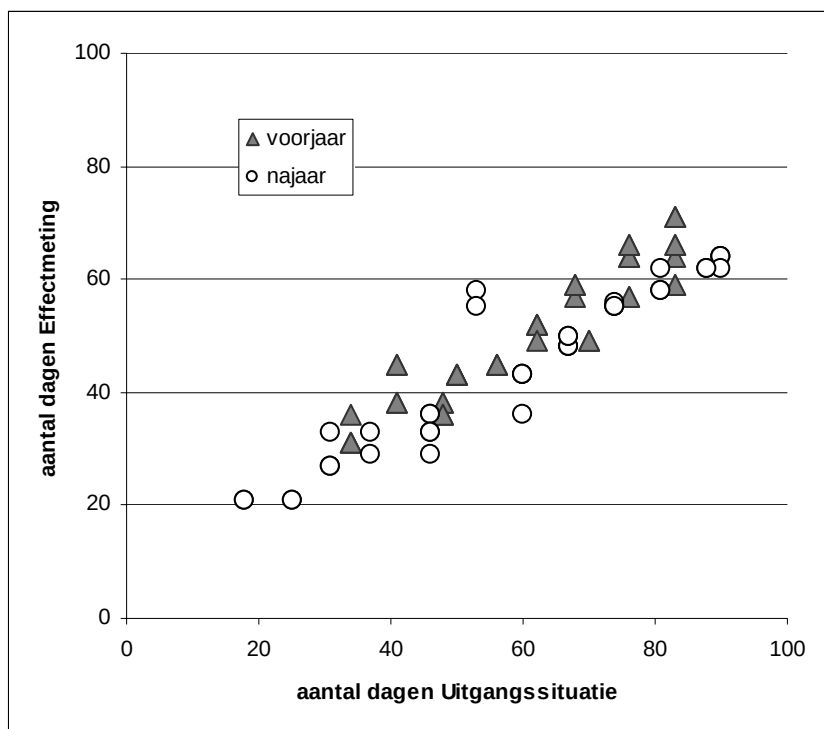
Figuur 7. Ligging van de monsterlocaties.

Bemonsteringsmethodiek

Op elk monsterpunt is gemonsterd met het standaard macrofaunaschepnet (20 x 30 cm, maaswijdte 0,5 mm). In de meeste gevallen werd gemonsterd door het net vanuit het open water naar de oever te trekken. Hierbij werd het net schoksgewijs over de bodem of door de vegetatie bewogen. Op het monsterpunt zijn zoveel mogelijk de verschillende met het oog te onderscheiden microhabitats bemonsterd (open water, oevervegetatie, drijfplanten, bodem). In dichte vegetaties (bijvoorbeeld Veenmos) zijn kleinere scheppen genomen om de hoeveelheid uit te zoeken materiaal te beperken. In deze gevallen waren de soorten in het algemeen ook in hogere dichtheden aanwezig zodat toch voldoende individuen zijn verzameld. In alle gevallen is de exacte scheplengte genoteerd, zodat het mogelijk is om de aangetroffen aantallen naar dichtheden om te rekenen.

Het verzamelde materiaal is in plastic zakken naar het laboratorium vervoerd. Hier is het gekoeld bewaard en meestal binnen twee dagen uitgezocht en uiterlijk binnen vier dagen. De monsters zijn gespoeld over zeven van 2 mm, 1 mm en 0,5 mm waarna de verschillende fracties in witte fotobakken zijn uitgezocht op watermacrofauna. Van de verzamelde fauna zijn de volgende groepen op naam gebracht met behulp determinatie literatuur, een binoculair en waar nodig een microscoop: waterkevers

(adulten en larven), waterwantsen (adulten en nymfen), libellen, kokerjuffers, pluimmuggen, dansmuggen, steekmuggen, meniscusmuggen en borstelwormen.



Figuur 8. Tijdstip van bemonstering in aantal dagen na 1 maart (voor de voorjaarsbemonstering) en aantal dagen na 1 september (voor de najaarsbemonstering) voor zowel de uitgangssituatie (x-as) als de effectmeting (y-as).

Indeling bemonsterde locaties

Als gevolg van de maatregelen zal de waterkwaliteit, waterkwantiteit en/of vegetatiesamenstelling van een aantal locaties zijn veranderd. Andere locaties zullen niet direct door de maatregelen zijn beïnvloed. Om een goede inschatting te kunnen maken van de effecten van de maatregelen zal onderscheid gemaakt worden tussen locaties die wel of niet zijn veranderd. Voor deze indeling wordt gebruik gemaakt van vegetatieopnames, fotomateriaal, waterkwaliteitsmetingen (o.a. zuurgraad, nutriënten, mineralen) en fysische metingen (o.a. diepte, waterturbiditeit, wateroppervlakte) van de locaties voor en na de maatregelen, alsmede kennis over het hydrologisch functioneren van gebied en veldkennis, opgedaan tijdens de verschillende veldbezoeken. Hoewel een locatie door veranderingen kan zijn overgegaan in een ander watertype, is omwille van de duidelijkheid vastgehouden aan de oorspronkelijke indeling in 8 watertypen, zoals die is aangegeven in Verberk *et al.*, (2004a).

Toekenning gebiedsstatus

Op basis van de frequentie en de aangetroffen aantallen is voor elke soort de status in het gebied bepaald in 6 klassen, oplopend van zeer schaars (1) naar zeer abundant (6). Dit is gedaan voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting. Hierbij zijn de volgende klassengrenzen gehanteerd:

	frequentie	abundantie
Zeer schaars	<2	<3
Schaars	2-3	3-8
Vrij schaars	4-7	9-26
Vrij abundant	8-15	27-80
Abundant	16-31	81-242
Zeer abundant	≥32	≥243

Vergelijking uitgangssituatie en effectmeting

Om de watermacrofauna gegevens van de uitgangssituatie te vergelijken met die van de effectmeting zijn de aantallen in voorjaar en najaar omgerekend naar dichtheden. Per locatie zijn de dichtheden in voorjaar en najaar gemiddeld voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting. Hierbij is de analyse uitgevoerd op soortniveau (hoe verandert het voorkomen van de soort?) en daarom zijn larven, nymfen en adulten van dezelfde soort samengevoegd. Taxa die niet uitgedetermineerd zijn (b.v. Mollusca, Tipulidae) en naar verwachting wel meerdere soorten opleveren zijn uit de analyse weggelaten.

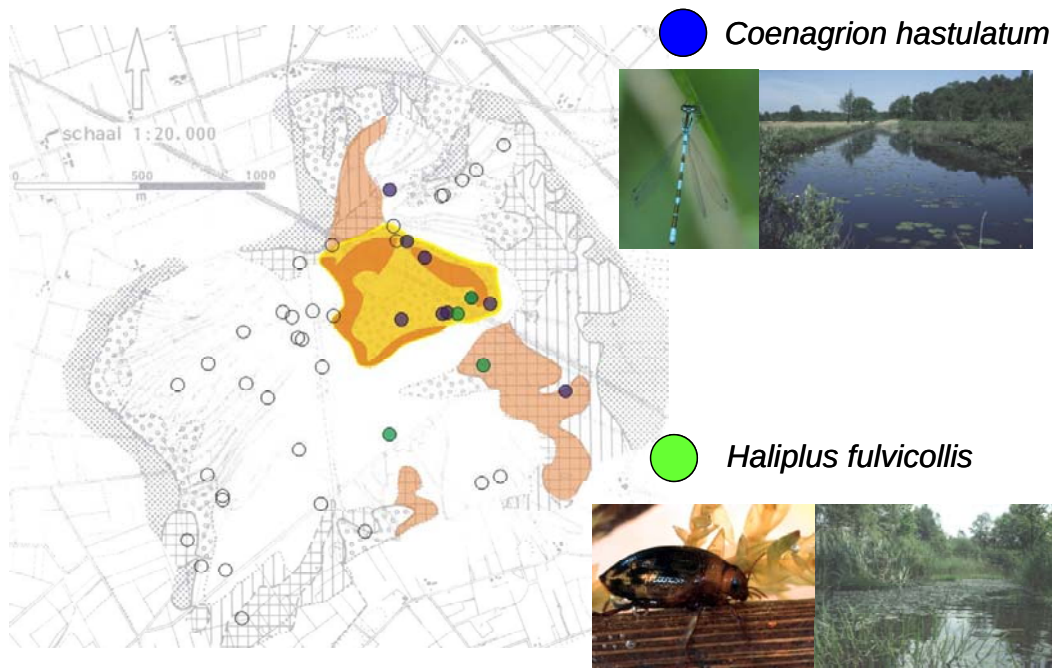
5 Resultaten en Discussie

5.1 Resultaten 1^e fase

In de 1^e fase lag de nadruk op het vastleggen van de uitgangssituatie: Welke watertypen kunnen worden onderscheiden en hoe worden deze door de verschillende soorten gebruikt? De 1^e fase is inmiddels afgerond en de resultaten zijn uitgebreid gerapporteerd in Verberk & Esselink (2004a). De belangrijkste resultaten zijn hieronder genoemd:

1. De hoogveenkern van het Korenburgerveen bevat meer soorten watermacrofauna dan hoogveenrestanten elders in Nederland (Verberk *et al.*, 2006).
2. De faunasamenstelling in het terrein correspondeert sterker met de verschillende ecologische eenheden (gebiedsonderdelen die sterk overeenkomen qua vegetatietype, bodemtype, waterkwaliteit; indeling volgens Zwillbrock, 1995) dan met de vegetatiesoortensamenstelling op de bemonsterde locaties. Deze resultaten wijzen erop dat behalve lokale condities (vegetatiesoortensamenstelling, waterkwaliteit), ook de condities in de omgeving bepalend zijn voor de faunasamenstelling (Verberk *et al.*, 2002; 2006).
3. Een aantal watermacrofaunasoorten zijn gedurende verschillende levensstadia (larven/nymphen en adulten) of verschillend seizoen (voorjaar/najaar) in verschillende watertypen aangetroffen. Dit duidt erop dat deze soorten verschillende functies (voortplanten, foerageren) vervullen in verschillende watertypen. Het voorkomen van verschillende watertypen vormt daarom de voorwaarde voor het voorkomen van deze soorten.
4. Sommige soorten zijn alleen aangetroffen in gradiëntsituaties in het Korenburgerveen (figuur 9). Zo is de keversoort *Haliphus fulvicollis* alleen aangetroffen in zure wateren met een kwelinvloed en deze wateren liggen op de grens tussen kwel en inzijging. De Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*) lijkt afhankelijk te zijn van mesotrofe wateren waarin zowel drijvende zachte waterplanten (b.v. Fonteinkruiden; voor de eiafzet) als verticale opgaande vegetaties (b.v. Zeggen; leefgebied van larven) voorkomen. Ook deze wateren komen met name voor in gradiëntsituaties.
5. Uit een eerste referentieonderzoek in een terrein in Denemarken dat vergelijkbaar is qua heterogeniteit maar dat minder sterk is aangetast, komt naar voren dat in het Korenburgerveen relatief veel soorten weliswaar nog aanwezig zijn, maar dat deze wel veel meer lokaal voorkomen (met een lagere frequentie). Dit zou betekenen dat de nog aanwezige soorten in het Korenburgerveen kwetsbaarder zijn en er voorzichtig moet worden opgesprongen met de leefgebieden.

Deze resultaten van de 1^e fase geven sterke aanwijzingen dat de terreinheterogeniteit zeer belangrijk is voor een hoge (watermacro)faunadiversiteit. Hierbij kunnen soorten afhankelijk zijn van een combinatie van watertypen of van specifieke watertypen die met name in gradiëntsituaties voorkomen. Bovendien hebben zich relatief veel soorten in het Korenburgerveen kunnen handhaven. Mogelijk hebben deze soorten zich in relictpopulaties kunnen handhaven in het Korenburgerveen, waarbij ze -door de hoge heterogeniteit van het gebied- telkens weer een geschikt plekje hebben kunnen vinden.



Figuur 9. Verspreiding van de waterkever *Haliplus fulvicollis* en de Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*) in relatie tot het optreden van kwel en inzijging. Cirkels geven de monsterlocaties aan. Vindplaatsen van *Haliplus fulvicollis* zijn groen opgevuld, vindplaatsen van *Coenagrion hastulatum* blauw.

5.2 Resultaten 2^e fase

In de 2^e fase richt het onderzoek zich op de effectmeting. Omdat het gebruik van de omgeving door soorten schaalafhankelijk is (ruimteschaal en tijdsschaal) wordt het onderzoek naar het schaalgebruik van soorten voortgezet. Hierbij wordt nagegaan hoe soorten gebruik maken van zowel verschillende waterlichamen als de verschillende onderdelen binnen een waterlichaam gedurende een seizoen. Daarnaast wordt -zoals reeds vermeld- in de 2e fase een eerste effectmeting uitgevoerd. Deze effectmeting dient als toets van een voorspelling van de effecten van de maatregelen op de watermacrofauna, die vooraf wordt gemaakt. Voor het opstellen van een dergelijke voorspelling is kennis nodig over de wisselwerking tussen het landschap en de soorten. Vanuit het landschap wordt op basis van beschikbare kennis van de hydrologie en metingen aan waterkwaliteit nagegaan welke veranderingen zijn optreden in de omgevingscondities. Vanuit de soorten wordt de kennis gebruikt die is opgedaan in de 1^e fase en in het onderzoek naar het schaalgebruik van watermacrofauna soorten.

5.3 Gebruik van omgeving door watermacrofauna op verschillende schaalniveaus

5.3.1 Opzet

Het voorkomen van soorten in een waterlichaam is afhankelijk van verschillende factoren zoals o.a. zuurgraad, trofie, droogval, vegetatiestructuur. Al deze factoren hebben effect op verschillende schaalniveaus (Arscott *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2001). Gedurende hun levenscyclus gebruiken soorten verschillende plekken. Sommige soorten maken gebruik van verschillende onderdelen binnen een waterlichaam, terwijl andere soorten meerdere waterlichamen gebruiken. Aantasting leidt tot een vervlakking op alle schaalniveaus. Om na te gaan hoe soorten gebruik maken van

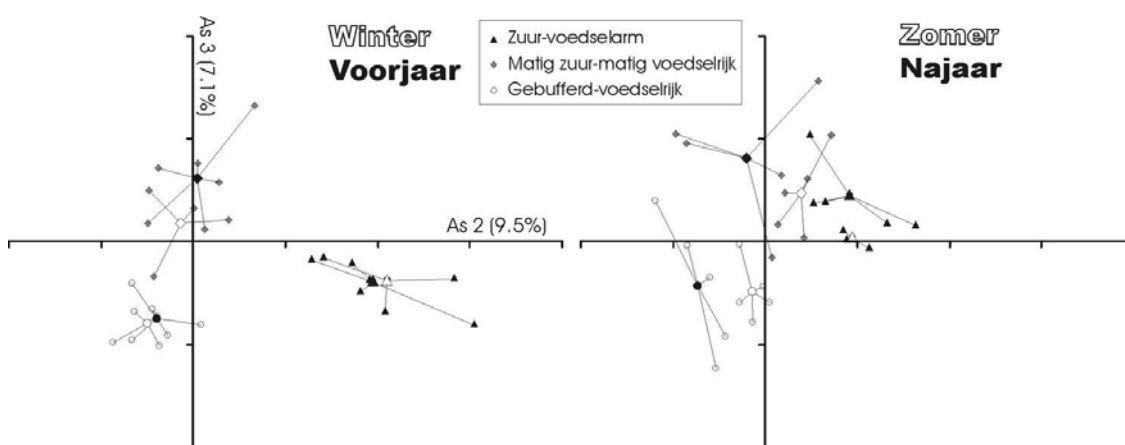
zowel verschillende waterlichamen als de verschillende onderdelen binnen een waterlichaam, is gedurende een seizoen onderzoek verricht op twee schaalniveaus: 1) tussen verschillende onderdelen binnen een waterlichaam; 2) tussen verschillende waterlichamen. Drie wateren zijn onderzocht (toenemend in trofie en mate van zuurbuffering; locatie nummer 41, 13 en 14). In elk water zijn de verschillende onderdelen (bodem, oever, vegetatie, open water, etc.) apart bemonsterd. Deze bemonsteringen zijn in de winter, voorjaar, zomer en najaar uitgevoerd.

Bij de analyse van de gegevens is ingegaan op (i) patronen in soortensamenstelling tussen de onderdelen van een waterlichaam (bodem, oever, vegetatie, open water, etc.); (ii) patronen in soortensamenstelling tussen de drie wateren; (iii) patronen in soortensamenstelling gedurende het seizoen en (iv) de relatie tussen seizoensverschuivingen en aanpassingen van soorten. In Verberk *et al.*, (2005) zijn de resultaten van dit onderzoek uitgebreid gerapporteerd.

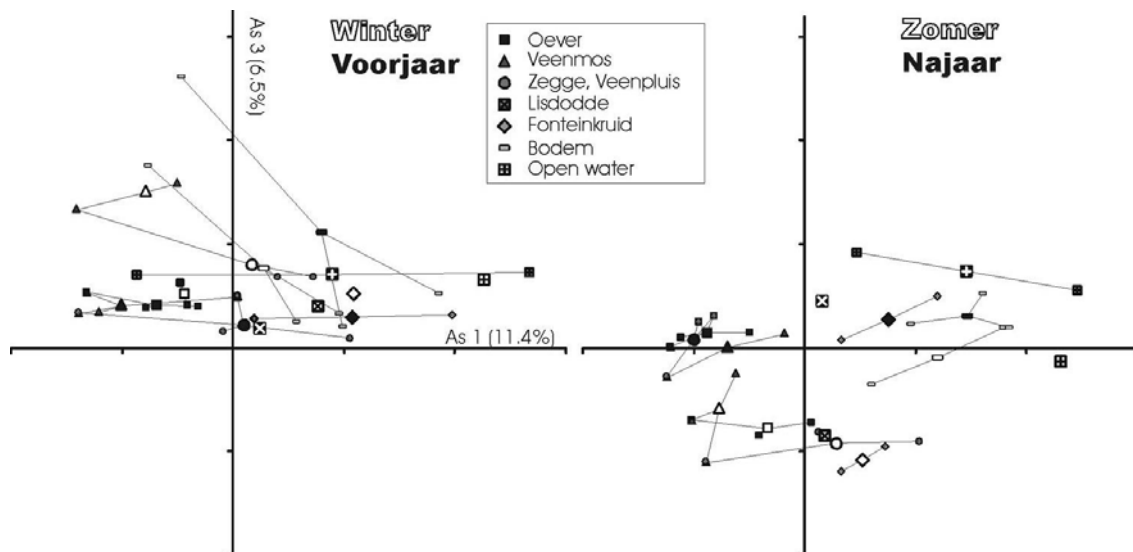
5.3.2 Patronen in soortensamenstelling

Er waren duidelijke verschillen in soortensamenstelling tussen de drie waterlichamen (figuur 10). Deze verschillen waren het duidelijkste in de winter en voorjaar. In de zomer en najaar gingen de drie wateren juist meer op elkaar lijken qua soortensamenstelling.

De verschillen in soortensamenstelling tussen de onderscheiden onderdelen binnen een waterlichaam waren veel kleiner (figuur 11). Een reden hiervoor is dat uitwisseling tussen verschillende onderdelen binnen een waterlichaam veel vaker zal optreden. Toch is een gradiënt zichtbaar van complexe structuren (veenmos, oever) naar simpele structuren (bodem, open water). In tegenstelling tot wat gevonden werd voor de waterlichamen, werden de verschillen tussen de verschillende onderdelen juist duidelijker in de zomer en najaar. Dit geeft aan dat vroeg in het jaar de soortensamenstelling sterk gestructureerd wordt op het niveau van waterlichamen, terwijl later in het jaar het belang van structuurverschillen toeneemt.



Figuur 10. Correspondentie Analyse (CA) die de verschillen in soortensamenstelling toont tussen de verschillende waterlichamen tijdens de verschillende seizoenen. As 2 en 3 zijn weergegeven, waarbij ook is aangegeven hoeveel procent van de variatie door deze assen wordt verklaard (as 1 verklaarde 11.4%). Monsters die in hetzelfde water zijn genomen zijn verbonden met hun centroïde. Open centroïden: winter en zomer. Opgevulde centroïden: voorjaar en najaar. Omwille van de duidelijkheid zijn winter en voorjaar (links) apart weergegeven van zomer en najaar (rechts).



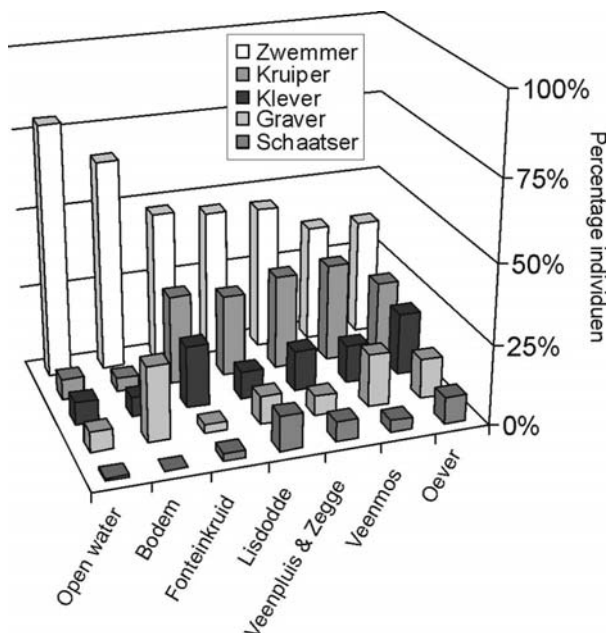
Figuur 11. Correspondentie Analyse (CA) die de verschillen in soortensamenstelling toont tussen de verschillende microhabitats tijdens de verschillende seizoenen. As 1 en 3 zijn weergegeven, waarbij ook is aangegeven hoeveel procent van de variatie door deze assen wordt verklaard. Monsters die in hetzelfde microhabitat zijn genomen zijn verbonden met hun centroide. Open centroiden: winter en zomer. Opgevulde centroiden: voorjaar en najaar. Omwille van de duidelijkheid zijn winter en voorjaar (links) apart weergegeven van zomer en najaar (rechts).

5.3.3 Aanpassingen

Gedurende het seizoen treden fluctuaties op in het aanbod van voedsel en schuilplaatsen door o.a. plantengroei, bladinvall en afbraak. Naast veranderingen in omgevingscondities zullen ook de biotische interacties veranderen gedurende het seizoen, doordat populaties van soorten groter worden (voortplanting) en door verschuivingen in de activiteit en het dieet van soorten. Om met deze seizoensveranderingen om te gaan kunnen soorten (1) zich verplaatsen binnen een waterlichaam, (2) hun levenscyclus synchroniseren met het optreden van gunstige condities of (3) migreren naar een ander water.

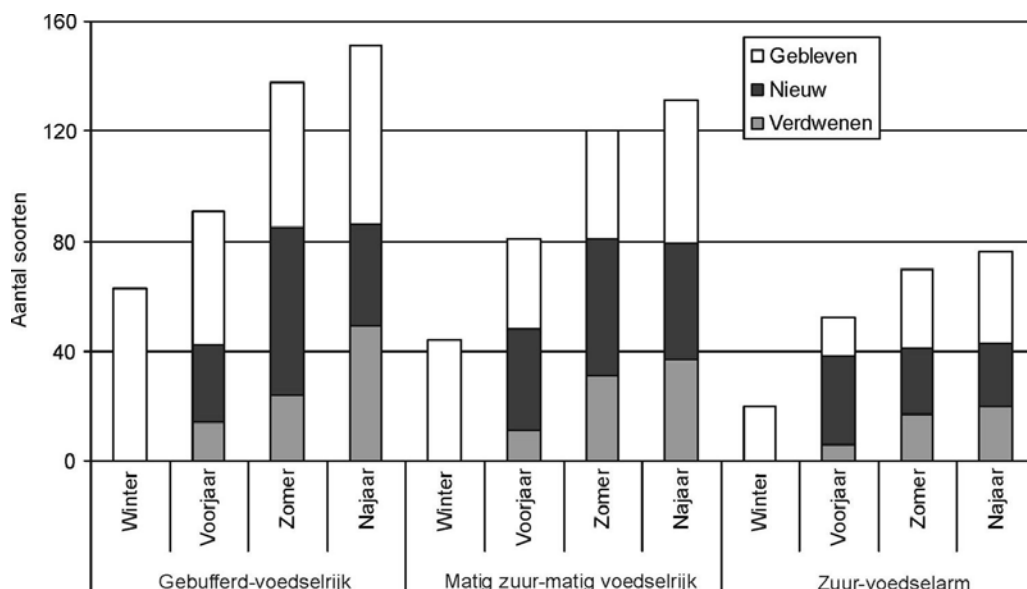
Verplaatsingen binnen een waterlichaam zullen met name samenhangen met de bewegingswijze van soorten. De wijze van voortbewegen bleek inderdaad bepalend voor het gebruik van de verschillende onderdelen binnen een waterlichaam (Figuur 12). Zwemmende soorten werden in grote aantallen gevonden in simpele structuren, terwijl kruipende soorten met name werden gevonden in de complexe structuren. Snelle soorten zijn in het algemeen minder manoeuvreerbaar, terwijl kruipende soorten goed kunnen manoeuvreren, maar trager zijn (Ribera & Nilsson, 1995). Daarom zijn de kruipende, trage soorten in de simpele structuren kwetsbaar, terwijl de snelle soorten daar juist in het voordeel zijn. Dit biedt ook een verklaring waarom de verschillen tussen de onderdelen duidelijker waren in de zomer en najaar. De dichtheden zijn dan het hoogst, waardoor de biotische interacties het meest intens zullen zijn. Hierdoor neemt het belang van structuur toe om bijvoorbeeld predatoren en concurrenten te ontwijken, waardoor de scheiding tussen soorten die verschillen in de wijze van voortbeweging het sterkst zal zijn.

Synchronisatie biedt voordelen wanneer condities slechts tijdelijk geschikt zijn maar wel voorspelbaar. Soorten die hun levenscyclus synchroniseren werden met name aangetroffen in de zomer in de gebufferde wateren (figuur 13). Dit was met name duidelijk voor soorten die in de zomer voor het eerst werden aangetroffen (nieuwe soorten). Soorten synchroniseren waarschijnlijk sterk op fluctuaties in voedselaanbod (algen, detritus, dierlijke biomassa), omdat deze van groot belang voor watermacrofauna (Moller Pillot & Buskens, 1990; Moller Pillot, 2003). Fluctuaties in voedselaanbod zullen met name optreden in de meer gebufferde (en eutrofe)

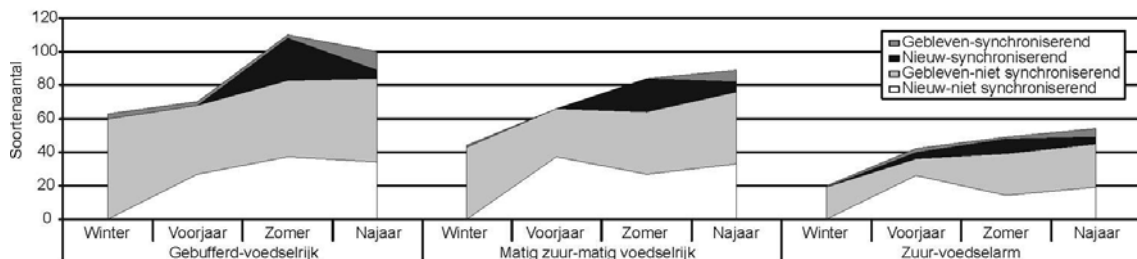


Figuur 12. De relatie tussen wijze van voortbewegen en relatieve abundantie in de verschillende onderdelen van een waterlichaam. De onderdelen zijn gerangschikt van structuurrijk (links; o.a. veenmos, oever) naar structuurarm (rechts; o.a. bodem, open water).

wateren. Zo verloopt o.a. de afbraak sneller in meer gebufferde (en eutrofe) wateren (Kok & van de Laar, 1991). Daarnaast is ook de productie hoger door de hogere trofiegraad. In de oligotrofe zure wateren is het voedselaanbod waarschijnlijk lager en constanter. Deze sterkere fluctuaties in voedselaanbod worden ook weerspiegeld door de hogere *turn-over* van soorten in de gebufferde wateren in zomer en najaar (figuur 14); veel soorten werden dan voor de eerste maal aangetroffen (nieuwe soorten) of werden juist niet langer meer aangetroffen (verdwenen soorten). De tweede voorwaarde voor synchronisatie (naast fluctuaties) is de voorspelbaarheid. Waarschijnlijk zijn de condities in het voorjaar/zomer voor de soorten beter in te schatten (en dus meer voorspelbaar) dan de situatie in het najaar. In het voorjaar begint namelijk de decompositie en productie op gang te komen na een winterperiode waarin veel processen stil hebben gelegen; in het najaar zijn de startcondities variabel, afhankelijk van wat er in de zomer is gebeurd. Bovendien zijn biologische interacties ook onzekerder in het najaar (afhankelijk van de mate waarin soorten zich succesvol in de zomer hebben gereproduceerd).

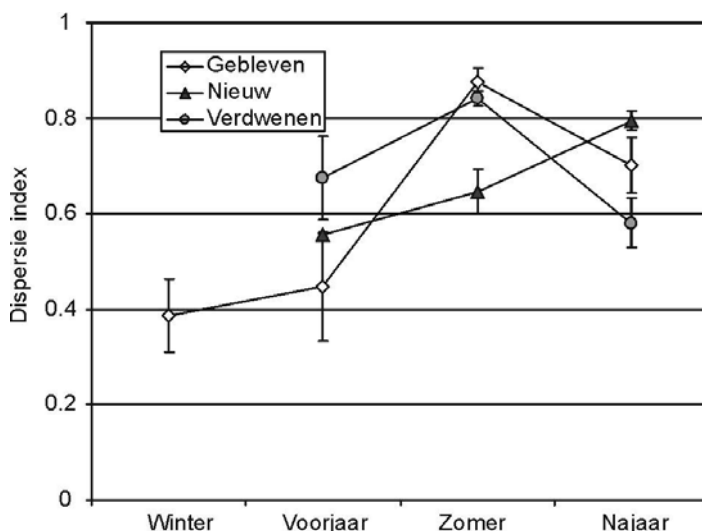


Figuur 13. Aantal soorten in de drie wateren tijdens de verschillende seizoenen, onderverdeeld in verdwenen soorten (alleen in vorige seizoen aangetroffen), nieuwe soorten (niet in vorige seizoen aangetroffen) en gebleven soorten (in beide seizoenen aangetroffen).



Figuur 14. Aantal nieuwe soorten (niet in vorige seizoenen aangetroffen) en gebleven soorten (in beide seizoenen aangetroffen), waarvan het voorkomen wel of niet gesynchroniseerd is.

Dispersie tussen waterlichamen biedt voordelen wanneer geschikte omgevingscondities op dat schaalniveau (tussen waterlichamen) ruimtelijk afwisselend voorkomen. Dispersie biedt voordelen boven synchronisatie wanneer het voorkomen van geschikte omgevingscondities slecht te voorspellen is. In de zomer en najaar zijn de meeste soorten aangetroffen die zich goed kunnen verspreiden (figuur 15). Nieuwe soorten (niet aangetroffen in het vorige seizoen) zijn met name in het najaar mobiel. Dit duidt op een influx van mobiele soorten in het najaar, waaronder bijvoorbeeld *Corixa punctata*, *Hydroporus planus* en *Ilybius ater*. Dit zijn soorten die opportunistisch gebruik kunnen maken van situatie in het najaar, die waarschijnlijk minder voorspelbaar is.



Figuur 15. Dispersie index ($\pm$ standaardfout) van verdwenen soorten (alleen in vorige seizoenen aangetroffen), nieuwe soorten (niet in vorige seizoenen aangetroffen) en gebleven soorten (in beide seizoenen aangetroffen) gedurende de verschillende seizoenen (gemiddelde van de drie wateren).

5.3.4 Conclusie schaalgebruik fauna

Samenvattend kan gesteld worden dat watermacrofauna op verschillende manieren omgaat met tijdelijke, ruimtelijk verspreide geschikte omgevingscondities. Synchronisatie heeft voordelen wanneer het voorspelbaar is waar en wanneer geschikte omgevingscondities optreden. Pieken in voedselbeschikbaarheid treden met name op in meer gebufferde wateren en deze pieken zijn beter in te schatten in het voorjaar. In het voorjaar migreren de meeste soorten vanuit overwinteringsplekken naar bepaalde microhabitats in het water op zich klaar te maken voor de voortplanting (bijvoorbeeld uitsluipen naar adult stadium, eiafzet). In de daarop volgende zomer worden hoge aantallen juveniele stadia gevonden en vindt de groei plaats. Na de voortplanting en groei bereiken de populaties in het najaar de hoogste dichtheden en zal de sterkste selectie bestaan voor de beste structuren, waardoor de verschillende microhabitats een duidelijk verschillende soortensamenstelling hebben. Daarnaast is de situatie het minst voorspelbaar in het najaar, waardoor soorten met een goede dispersie capaciteit in het voordeel zijn omdat zij opportunistisch gebruik kunnen maken van de beschikbare voedselbronnen. Hierdoor is er in het najaar een influx van veelal mobiele soorten. In de winter dalen de dichtheden door sterfte, door

migratie naar overwinteringsplekken, of een combinatie van beide. Hierdoor is de ruimte in het voorjaar weer 'leeg'. Het systeem is als het ware ge-'reset'. De resultaten geven informatie over hoe aantasting tot problemen kan leiden voor een groep van soorten met eenzelfde levensstrategie. Zo kan als gevolg van eutrofiëring de fluctuatie in voedselaanbod toenemen en de voorspelbaarheid afnemen, resulterend in bottlenecks voor soorten met een trage, maar constante groei, die uitgaan van een laag, maar stabiel voedselaanbod (b.v. karakteristieke soorten van ombrotrofe poelen). Synchroniserende soorten lopen het risico dat ze op het verkeerde moment actief zijn. Ingrepen als gevolg van herstelbeheer kunnen deels deze bottlenecks opheffen, b.v. door de eutrofiërende effecten terug te dringen. Wanneer de ingreep gebeurt op een wijze die niet voorspelbaar is zullen met name synchroniserende soorten in het nadeel zijn.

5.4 Effectmeting: veranderingen in de omgevingscondities

Zowel voor als na de maatregelen zijn op elke monsterlocaties de omgevingscondities (waterkwaliteit, vegetatie, diepte, grootte, etc) bepaald op drie tijdstippen (voorjaar, nazomer, najaar). Door seizoensfluctuaties is het soms lastig om op basis van deze metingen na te gaan welke effecten de maatregelen hebben gehad. Daarom blijft het een inschatting van de effecten, weliswaar op basis van harde meetdata. Aanvullende gegevens die hiervoor nodig zijn worden wel verzameld in het kader van de hydrologische monitoring Korenburgerveen. Het verdient aanbeveling om, wanneer de resultaten van deze hydrologische monitoring beschikbaar zijn, de resultaten van dat onderzoek te koppelen aan de bevindingen in dit rapport.

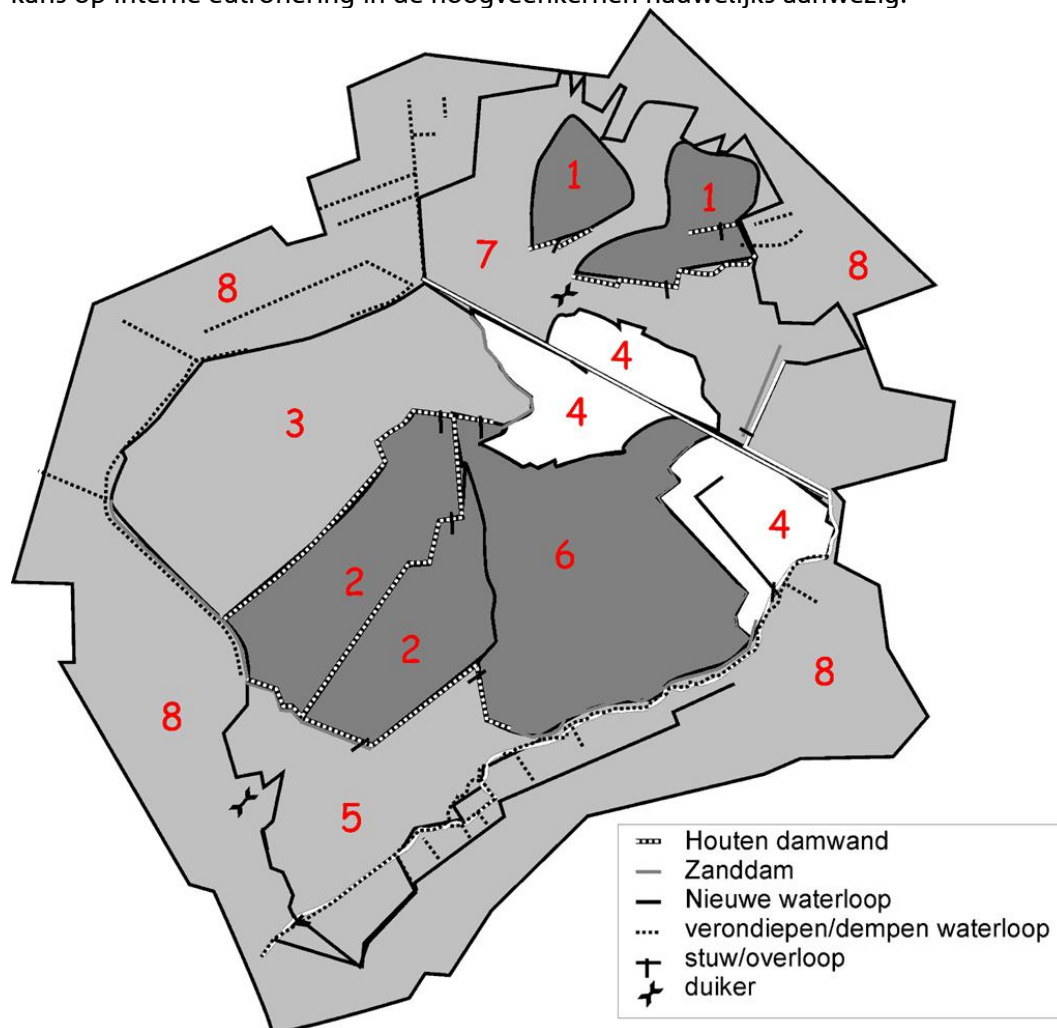
5.4.1 Algemene beschrijving effecten

In het gebied zijn in de periode 2000-2002 verschillende maatregelen uitgevoerd, gericht op vasthouden van gebiedseigen water en het tegengaan van instroom van eutroof landbouwwater. Daarnaast heeft boomkap plaatsgevonden in het Meddosche veen. De bomen zijn afgevoerd met zware rupsband machines, waardoor het bodemprofiel is verstoord. Hierdoor kan de afbraak worden gestimuleerd wat leidt tot het vrijkomen van nutriënten. Dit is afhankelijk van het type veengrond (zeggegeven, rietzeggegeven en broekveen zijn rijk aan nutriënten), de temperatuur en de zuurgraad. In de westelijke veenkern van het Meddosche veen kan dit een rol hebben gespeeld. Hier treedt namelijk ondiepe kwel op aan de westrand waardoor de zuurgraad een waarde rond pH 5 heeft.

Het vasthouden van water gebeurt in verschillende delen van het gebied. Achter de dammen kan de verhoogde waterstand leiden tot het afsterven van bomen, waardoor de lichtinval toeneemt. Dit is met name waargenomen in het Vragender veen. Het opzetten van water kan bovendien leiden tot interne eutrofiëring. Dit is o.a. afhankelijk van de zuurgraad (mate van afbraak) en de kweldruk (aanvoer Ca^{2+} en Fe^{2+} en elektron acceptoren). Wanneer door opzetting van het water de redoxpotentiaal daalt, kan sulfaatreductie plaatsvinden. Het gevormde sulfide kan het fosfaat van het bodemadsorptiecomplex verdrijven, waardoor de nutriëntenbeschikbaarheid toeneemt (systeem is P-gelimiteerd).

Het omleiden van landbouwwater door de slenk ten noorden van de zandige heide in het Meddosche veen leidt tot een verandering van het doorstroompatroon. In feite wordt hier de situatie hersteld zoals die was voor de aanleg van het wandelpad. De slenk zelf zal natter en mogelijk iets voedselrijker worden, waardoor afhankelijk van de doorstroomsnelheid interne eutrofiëring kan optreden. Het verondiepen van waterlopen aan de rand van het gebied (Schaarsbeek, Korenburgerveensloot) heeft tot gevolg dat minder kwel wordt afgevangen en het gebied minder sterk ontwaterd wordt, zonder dat de instroom van landbouwwater toeneemt. Het dempen van waterlopen in de randzone vermindert de toestroom van landbouwwater. Een vermindering van toestromend landbouwwater kan de zuurgraad ter plaatse veranderen, doordat het landbouwwater sterker gebufferd is dan regenwater en/of omdat de invloed van kwel toeneemt.

De veelheid aan factoren die veranderen kan worden vereenvoudigd, doordat veel factoren met elkaar samenhangen en tegelijk veranderen. Daarom zijn de factoren die tegelijk veranderen gegroepeerd in verschillende typen van verandering (groepering naar eenzelfde type verandering). Daarnaast hebben de hierboven beschreven effecten invloed op het schaalniveau van een waterlichaam (zuurgraad, zuurstofregime, temperatuur, bladval, waterstandfluctuatatie etc). Echter, op groter schaalniveau uiten deze effecten zich in een verandering in de variatie aan watertypen (aantal verschillende watertypen) of een verandering in de configuratie van de watertypen (onderlinge afstanden tussen de watertypen). Daarom is het gebied ingedeeld in verschillende deelgebieden die grofweg overeenkomen met de verschillende hydrologische compartimenten (groepering naar ruimtelijke verandering; figuur 16). De maatregelen hebben niet in elk deelgebied eenzelfde effect. De hoger gelegen zandgronden worden het minste beïnvloed. Het opzetten van water zal in de hoogveenkernen anders uitvallen dan in de broekbossen. Zo is de kans op interne eutrofiëring in de hoogveenkernen nauwelijks aanwezig.



Figuur 16. Indeling van het Kornburgerveen in 7 verschillende deelgebieden. Tevens zijn de genomen maatregelen aangegeven.

- | | |
|---|--|
| 1. Hoogveencompartiment Meddosche veen | 5. Zuidelijke broekbossen Corlese Veen |
| 2. Lagere hoogveencompartimenten Vragender veen | 6. Broekbossen Kornburgerveen ss en Corlese Veen |
| 3. Hogere hoogveencompartimenten Vragender veen | 7. Broekbossen Meddosche Veen |
| 4. Hogere dekzandgronden | 8. Randzone |

5.4.2 Indeling bemonsterde locaties

In tabel 3 is voor elke locatie een inschatting gemaakt van de opgetreden veranderingen op basis van o.a. vegetatieopnames, fotomateriaal en waterkwaliteitsmetingen. Op basis van deze gegevens zijn de locatie ingedeeld in drie groepen.

Groep 1 zijn locaties die niet of nauwelijks direct zijn beïnvloed door de maatregelen. Dit zijn overwegend gebufferde wateren die gelegen zijn op hogere zandgronden in het midden of aan de oostkant van het gebied, maar ook enkele veenputten in het hogere compartiment van het Vragender veen (foto 1).



Foto 1. Voorbeeld van een monsterlocatie in groep 1 (niet of nauwelijks beïnvloed). Links: foto genomen van locatie nr. 41 voor de maatregelen op 1 mei 2001, rechts foto genomen na de maatregelen op 18 april 2001.

Groep 2 zijn overwegend locaties in broekbossen die (tijdelijk) natter zijn geworden. Op de locaties in groep 2a werd een verschuiving in de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ verhouding gemeten in de richting van NH_4^+ . Dit duidt op een afname van de redoxpotentiaal, waardoor door zwavelreductie fosfaat in oplossing kan gaan. De nutriënten beschikbaarheid was op deze locaties ook hoger en heeft op verschillende plekken geleid tot een ruigere vegetatie (foto 2).



Foto 2. Voorbeeld van een monsterlocatie in groep 2a (geëutrofiëerde broekbossen). Links: foto genomen van locatie nr. 11 voor de maatregelen op 17 april 2000, rechts foto genomen na de maatregelen op 5 april 2004.

Op de locaties in groep 2b was de afname van de redoxpotentiaal kleiner, waardoor de nutriënten beschikbaarheid niet of nauwelijks is toegenomen. De meetgegevens wijzen erop dat door de hogere waterstand de invloed van grondwater en instromend landbouwwater is afgenomen.

Op de locaties in groep 2c neemt de invloed van landbouwwater af, maar is er daarnaast sprake van een toename van grondwater en/of regenwater.

Groep 3 bevat overwegend veenwateren, waar peilverhoging heeft plaatsgevonden.

Op de locaties in groep 3a wijzen de meetgegevens op een afname van de grondwaterinvloed en een toenemende beïnvloeding van regenwater. Op de meeste locaties zijn bomen gekapt of zijn de bomen minder vitaal, waardoor er meer lichtinval is (Foto 3).



Foto 3. Voorbeeld van een monsterlocatie in groep 3a (vernatte veenwateren). Links: foto genomen van locatie nr. 10 voor de maatregelen op 17 april 2000. Rechts: foto genomen na de maatregelen op 7 april 2004.

Op de locaties in groep 3b werd een verschuiving in de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ verhouding gemeten in de richting van NH_4^+ . Dit duidt op een afname van de redoxpotentiaal, maar door de lage zuurgraad heeft dit hier niet geleid tot interne eutrofiëring.

Op de locaties in groep 3c duiden de meetgegevens op een toename van grondwaterinvloed, waardoor in de meeste gevallen ook hogere CO_2 concentraties zijn gemeten. Daarnaast duiden de verlagingen in de concentraties Kalium en Chloride erop dat er minder landbouwwater het veen instroomt.

Tabel 3 Ingeschatte veranderingen voor elke locatie op basis van verschillende factoren en de indeling in de uiteindelijke groep (zie tekst). --: sterke afname, -: afname, (-): vermoedelijke afname, 0: waarschijnlijk geen verandering, (+):vermoedelijke toename, +: toename, ++ sterke toename. Watertypen: Gebufferde wateren: eutrofe plassen en sloten (1), mesotrofe plassen (2), mesotrofe poeltjes, Broekbossen: wateren in laagveenbos (4), wateren in wilgenstruweel (5), Veenwateren: veenplassen in levend hoogveen (6), veenputten in levend hoogveen (7), wateren in hoogveenbos (8).

Locatie nr.	Watertype	Stromingspatroon	Retentietijd	Waterstand	Waterstandsfluctuaties & kans op droogval	Lichtinval & temperatuur	Water turbiditeit	Nutriënten beschikbaarheid	Vegetatiestructuur	Redoxpotentiaal	Kwel	Zuurgraad	Groep
1	3	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	1
2	2	0	0	0	0	0	0	-	+	0	+	0	1
3	3	0	0	0	(-)	0	-	-	0	0	0	-	3a
4	2	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	1
5	3	-	-	+	-	+	0	-	++	0	-	-	3a
6	6	0	0	+	-	(+)	+	0	+	(-)	(+)	0	3c
7	4	0	(+)	++	-	+	-	-	+	(-)	-	-	2b
8	4	0	+	+	-	0	+	(+)	0	(-)	-	0	2b
9	6	0	0	(+)	-	++	(-)	0	++	(+)	0	0	3a
10	7	0	0	(+)	-	++	+	(-)	++	0	0	0	3a
11	5	+	(+)	++	-	0	(-)	+	++	-	0	-	2a
12	3	0	-	-	+	0	+	-	+	(+)	0	0	2c
13	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
14	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
15	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	(+)	0	1
17	8	0	0	0	0	0	0	0	0	(-)	0	0	1
18	7	0	0	+	(-)	0	0	+	+	(-)	(+)	+	2a
19	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
20	5	+	(-)	+	-	+	0	(+)	+	0	0	0	2c
21	1	0	0	0	-	0	0	0	0	0	+	0	1
22	6	(+)	0	+	-	0	0	(+)	0	(+)	0	0	3b
23	5	0	(+)	0	0	0	0	0	0	(-)	0	-	1
24	1	0	0	0	0	0	0	-	-	+	0	0	1
25	4	0	+	+	-	(+)	(-)	+	++	-	0	0	2a
26	1	+	+	0	0	0	0	0	++	-	-	0	2a
27	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
28	8	0	0	+	-	0	+	0	0	0	(+)	0	3c
29	1	0	0	0	0	++	-	++	++	-	0	0	2a
30	4	0	0	+	-	0	0	0	+	(+)	+	0	2c
31	7	(+)	(+)	+	-	0	(-)	-	0	0	+	+	3c
32	6	(+)	0	0	-	0	-	-	0	0	+	0	3c
33	7	(-)	(+)	0	(-)	0	(+)	(-)	0	(-)	(+)	0	1
34	6	(+)	+	+	-	(+)	0	0	0	(-)	0	0	3a
35	4	0	0	0	0	++	-	0	+	0	0	0	2a
39	5	0	(+)	0	0	0	0	0	0	(-)	0	0	1
41	8	0	(+)	(+)	(-)	0	0	0	0	(-)	0	0	1
42	8	0	0	0	0	0	0	0	+	0	(+)	0	1
43	8	0	+	(+)	-	0	0	+	0	(-)	(+)	0	3b
44	8	0	(+)	0	(-)	0	0	0	0	(-)	0	0	1
45	6	0	(+)	0	(-)	0	0	0	0	0	0	0	1
46	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	(+)	0	1
47	4	0	+	+	-	0	0	+	-	(-)	-	0	2a
48	4	0	+	(+)	(-)	0	+	(+)	0	(-)	0	0	1
49	4	0	+	+	-	0	0	+	0	(-)	0	0	2a
50	7	(-)	(+)	(+)	-	0	(+)	+	0	(-)	0	0	2a

5.5 Inschatting effecten van maatregelen op watermacrofauna

Op basis van de veranderingen in omgevingscondities en het gebruik van de omgevingscondities door watermacrofauna is een inschatting gemaakt van de effecten van de genomen maatregelen op de watermacrofauna. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de effecten op korte termijn (0-5 jr) en de effecten op langere termijn (>5 jr).

Op korte termijn hebben de maatregelen geleid tot grote veranderingen in waterpeil, temperatuur, lichtval, etc. Hierdoor kunnen ze een versturende werking hebben die bovendien door de aanwezige soorten niet voorspelbaar was. Dit betekent dat op de veranderde plekken voor een aantal soorten de omgevingscondities ongeschikt worden. Andere soorten zullen juist van de veranderingen kunnen profiteren. De verwachting is dat de verschillen tussen monsterlocaties door de maatregelen kleiner worden omdat het type verandering op veel plekken hetzelfde is; natter, meer lichtinval (hetzij door boomkap, hetzij door afsterven), minder landbouw water, meer stagnatie van water (met gevolgen voor de redox potentiaal). De soorten die kunnen profiteren zullen daarom overal dezelfde soorten zijn. Dit zullen vooral soorten zijn die snel ter plekke zijn (wie het eerst komt, wie het eerst maalt). Daarom zullen het soorten zijn die mobiel zijn, lokaal abundant zijn en in staat zijn tot een snelle vermeerdering (korte levenscyclus, hoge reproductiecapaciteit). Samenvattend levert dat de volgende hypothesen op:

- Er treedt een nivellering op in soortensamenstelling door de selectieve uitbreiding van enkele soorten
- Het aantal soorten zal afnemen, met name op groter schaalniveau
- Toenemende soorten zullen een of meerdere van de volgende eigenschappen hebben:
 - mobiel (in staat om snel ter plaatse te zijn)
 - abundant in de uitgangssituatie (in staat om snel ter plaatse te zijn)
 - korte levenscyclus, hoge reproductiecapaciteit (r-strategen)
 - aanpassingen aan lage zuurstofconcentraties (afname redoxpotentiaal)
 - algeneter (profiteren van optredende algenbloei)
 - niet sterk synchroniserend (najaarsvoortplanters)

Op lange termijn zullen de maatregelen mogelijk leiden tot meer stabiliteit. Door veenvorming treedt differentiatie op en ontstaat weer een kleinschalig mozaïek van natte, droge en drassige plekken met verschillende vegetatie structuren. De gradiënten tussen verschillende ecosystemen in het gebied kunnen pas na enkele decennia langzaam tot ontwikkeling komen, wanneer de damwanden vermolmd raken. Soorten met een lange ontwikkelingsduur of een lage dispersiecapaciteit zullen op deze termijn kunnen reageren op de veranderingen. Deze lopen wel het risico dat alle nieuwe geschikte plekken reeds zijn ingenomen door algemenere concurrenten, waardoor vestiging lastiger wordt. Synchroniserende soorten kunnen toenemen doordat het optreden van tijdelijk geschikte omgevingscondities voorspelbaarder is geworden. Samenvattend levert dat de volgende hypothesen op voor de lange termijn:

- Toenemende soorten zullen een of meerdere van de volgende eigenschappen hebben:
 - synchroniserend
 - afhankelijk van stabiele gradiënt situaties
 - traag groeiende soorten van oligotrofe omstandigheden
 - weinig mobiel

5.6 Effectmeting: veranderingen in de watermacrofauna

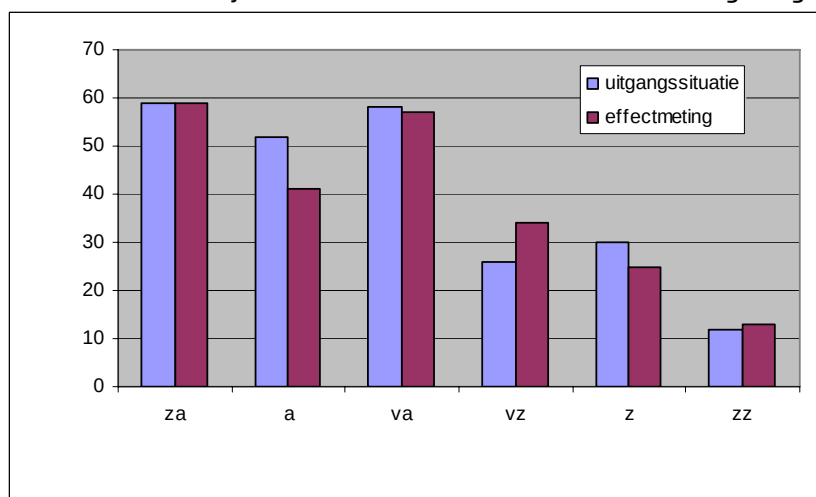
Hieronder worden de effecten van maatregelen op de watermacrofauna beschreven. Hierbij wordt allereerst de vooruitgang en achteruitgang van soorten op

gebiedsniveau besproken. Vervolgens wordt de verandering in soortenrijkdom beschreven voor afzonderlijke wateren en voor meerdere wateren, gegroepeerd naar deelgebied of naar verandering van omgevingscondities. Tenslotte wordt ingegaan op veranderingen in de soortensamenstelling.

5.6.1 Gebiedsniveau

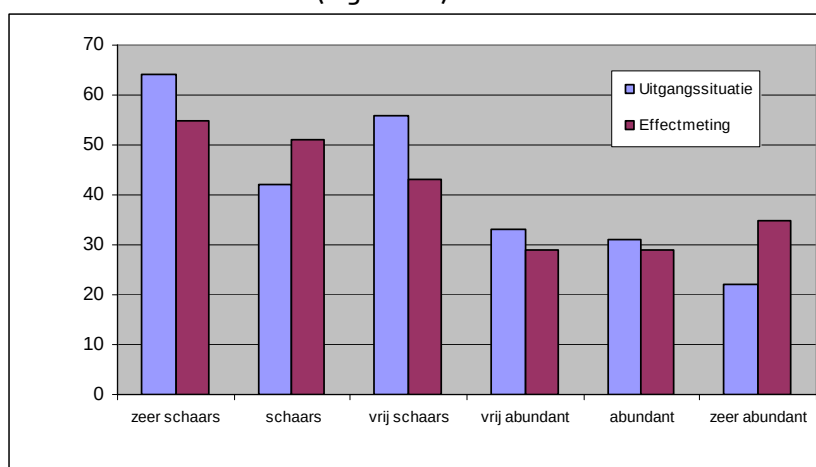
In de gehele onderzoeksperiode (uitgangssituatie en effectmeting) zijn in de standaardmonsters van het Korenburgerveen 276 taxa aangetroffen. In bijlage 1 is de soortenlijst weergegeven (exclusief de groepen die niet zijn uitgedetermineerd). Van elk taxon is voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting de frequentie en abundantie aangegeven, de daarop gebaseerde gebiedstatus en de landelijke zeldzaamheid.

In de uitgangssituatie zijn 237 taxa aangetroffen, waarvan 68 soorten (29%) vrij zeldzaam, zeldzaam of zeer zeldzaam was. In de effectmeting zijn 229 taxa aangetroffen, waarvan 72 zeldzame soorten (31%). 47 taxa werden gedurende de effectmeting niet meer aangetroffen terwijl 39 nieuwe taxa werden aangetroffen. De verdeling van de soorten over de verschillende zeldzaamheidsklassen is nagenoeg gelijk gebleven (figuur 17). Het aantal algemene en zeldzame taxa is iets gedaald, maar het aantal vrij zeldzame en zeer zeldzame taxa is iets gestegen.



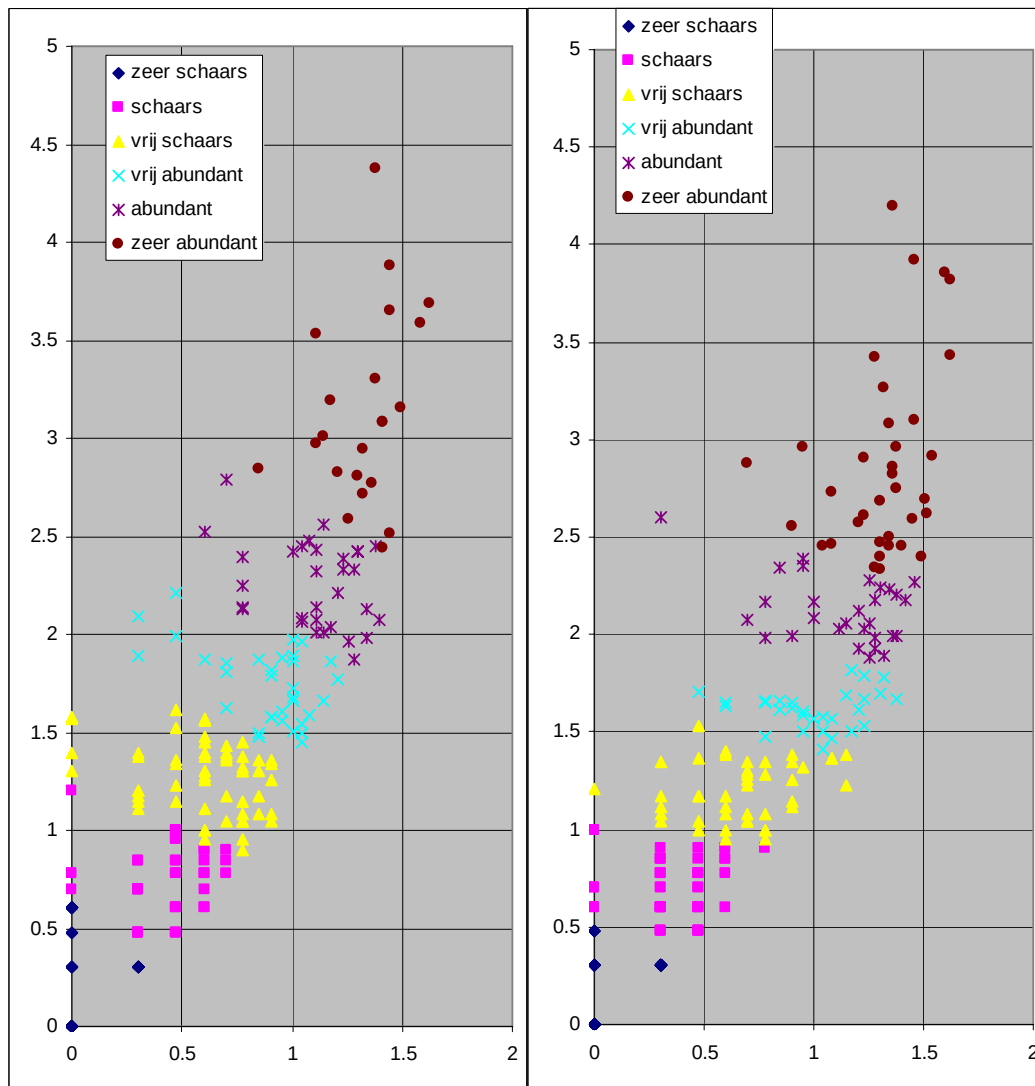
Figuur 17. Verdeling van de soorten over de verschillende zeldzaamheidsklassen.

Om uitspraken te kunnen doen over de vooruitgang en achteruitgang van soorten is voor elke soort de status bepaald voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting. Deze status is gebaseerd op de frequentie en abundantie van soorten. Hiertussen bestaat een sterke relatie (Figuur 18).



Figuur 18. De relatie tussen frequentie van taxa en hun abundantie. Elke soort is een status toegekend op basis van zowel de frequentie als de abundantie, zowel voor de uitgangssituatie (links) als voor de effectmeting (rechts).

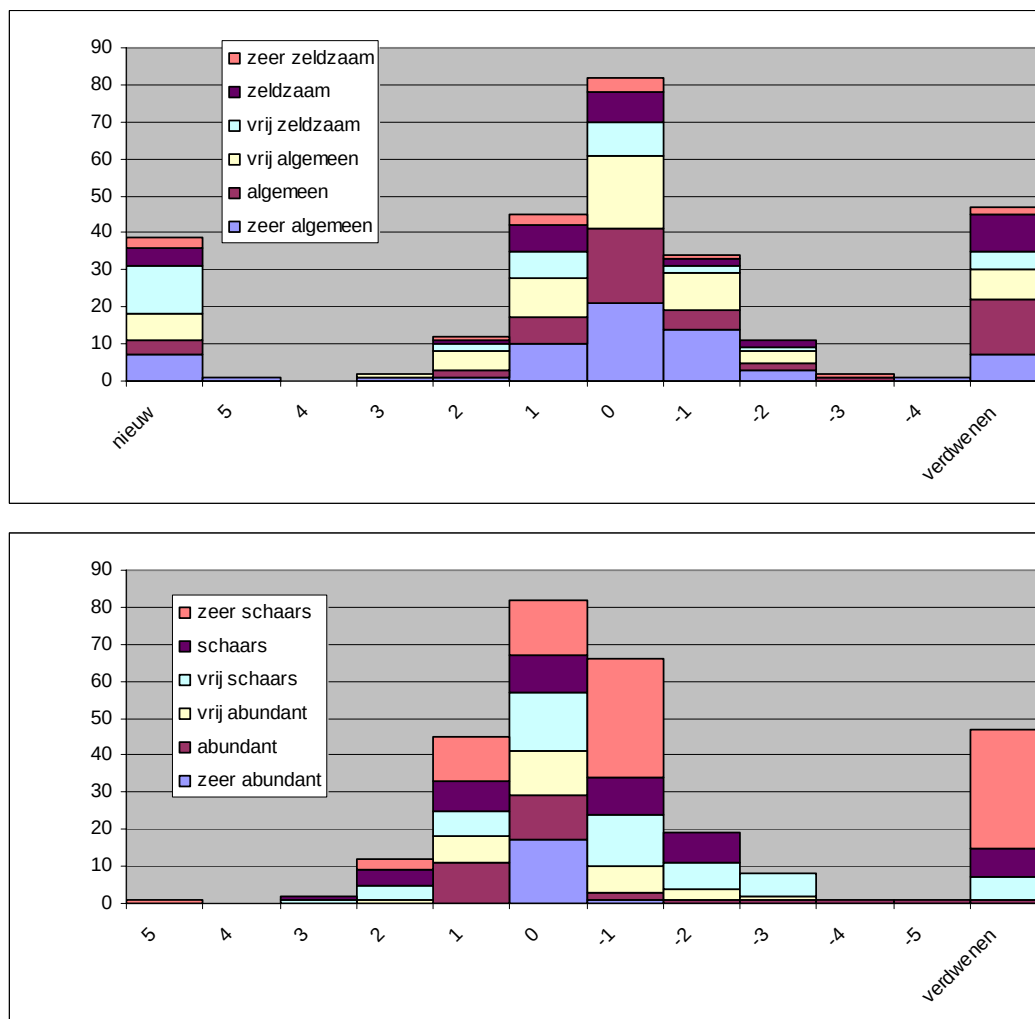
De verdeling van de soorten over de verschillende abundantieklassen verandert wanneer de uitgangssituatie wordt vergeleken met de effectmeting (figuur 19). Er zijn minder soorten ingedeeld in de klasse zeer schaars en meer soorten in de klasse zeer abundant.



Figuur 19. Verdeling van de soorten over de verschillende abundantieklassen.

Door de status van de uitgangssituatie te vergelijken met de effectmeting kan op objectieve wijze de mate waarin de soort is toe- of afgenomen worden bepaald.

Figuur 20 toont het aantal soorten dat toeneemt, afneemt of gelijk blijft. Deze verdeling benadert een normaal curve: de meeste soorten blijven gelijk (83 soorten) of laten een lichte toe- of afname zien (129 soorten), en relatief weinig soorten tonen grote veranderingen. Hierbij is nauwelijks een verschil te zien tussen landelijk algemene soorten en landelijk zeldzame soorten. Wordt eenzelfde curve gemaakt voor de 237 taxa op basis van de gebiedsstatus van de uitgangssituatie, dan valt op dat een nivellering optreedt: soorten die tijdens de uitgangssituatie abundant waren blijven gelijk of nemen toe en soorten die destijds schaars waren nemen af. De 47 taxa die gedurende de effectmeting niet meer zijn aangetroffen zijn met name schaarse taxa. Opvallend is dat slechts één van de 18 taxa die zeer abundant waren tijdens de uitgangssituatie, minder abundant wordt.



Figuur 20. Totaal aantal soorten voor elke klasse verandering. Klasse verandering is het verschil tussen de status berekend op basis van de uitgangssituatie en de effectmeting. A) De soorten zijn onderverdeeld naar de landelijke zeldzaamheid B) De soorten zijn onderverdeeld naar de abundantie tijdens de uitgangssituatie

Samenvattend blijkt dus dat er in de bemonsteringen ongeveer evenveel soorten bijkomen als verdwijnen. Hoewel het grootste deel van de soorten inderdaad nog in het gebied is aangetroffen na de maatregelen zijn er wel duidelijke verschuivingen in frequentie en abundantie opgetreden. Een belangrijke conclusie is dat de abundante soorten vooruit gaan en de schaarse soorten achteruit. Dit betekent dat veel relictpopulaties (die veelal in lage frequenties voorkwamen) opschuiven naar een hogere risico categorie.

5.6.2 Soortenrijkdom

Soortenrijkdom is een schaalafhankelijk begrip. Dit betekent dat veranderingen in diversiteit anders kunnen uitpakken op verschillende schaalniveaus. Het is dus belangrijk om hierin onderscheid te maken. Traditioneel worden drie schaalniveaus onderscheiden: de alfadiversiteit (in deze studie is dat de diversiteit per waterlichaam), de bètadiversiteit (verloop in soorten; *species-turnover*) en de gamma diversiteit (in deze studie is dat de totale diversiteit in het Korenburgerveen).

Alfa diversiteit

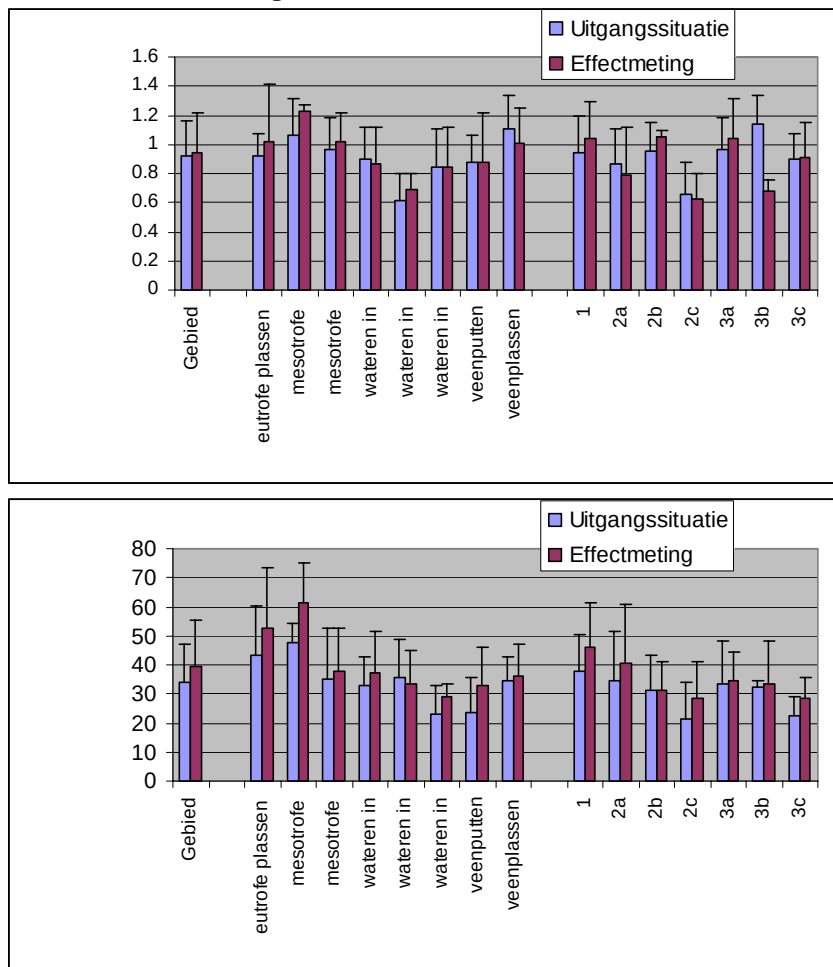
Per monsterlocatie is het aantal aangetroffen soorten bepaald, voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting (figuur 21a). Daarnaast is per locatie ook de Shannon-Wiener diversiteitsindex (Shannon, 1948) uitgerekend (figuur 21b). Deze index weegt ook mee in hoeverre het aantal aangetroffen exemplaren gelijkmatig is

verdeeld over de soorten. Vervolgens is op drie manieren de alfadiversiteit van de uitgangssituatie vergeleken met die van de effectmeting.

Ten eerste is gekeken naar de diversiteit gemiddeld over alle locaties. Hierbij werden gemiddeld significant meer soorten aangetroffen gedurende de effectmeting (40 soorten per water) dan bij de uitgangssituatie (34 soorten per water) ($P < 0.001$). Er was geen significant verschil in de Shannon-index, die ook rekening houdt met de verdeling van de aantallen over de soorten.

Ten tweede is gekeken naar de diversiteit gemiddeld over de watertypen. Voor bijna elk watertype was het gemiddelde aantal soorten hoger, met name de mesotrofe plassen en veenputten hadden een hoger soortenaantal (van 48 naar 61 en van 24 naar 33 soorten respectievelijk). De Shannon-index nam minder sterk toe of nam zelfs af. Vanwege het lage aantal replica's konden de verschillen niet worden getoetst op hun significantie. Een mogelijke verklaring voor het hoge aantal nieuwe soorten in de mesotrofe plassen is dat daar weinig speciale aanpassingen vereist zijn om voor te komen (geen droogval, anaërobie). Hierdoor kunnen soorten die elders toenemen zich makkelijk ook in de mesotrofe plassen vestigen. De veenputten daarentegen zijn redelijk extreem (droogval, hoge temperaturen, voedselarm) en daarom soortenarm, maar doordat ze sterk veranderen (natter, meer stagnatie, lichtinval en algengroei) zijn ze waarschijnlijk voor een aantal extra soorten geschikt geworden.

Ten derde is gekeken naar de gemiddelde diversiteit van locaties per type verandering. Hierbij nam het gemiddeld aantal soorten van de onveranderde monsterlocaties significant toe ($P < 0.01$). Van de veranderde locaties was de toename het sterkste in groep 2c (broekbossen met toename van grond-/regenwater) en groep 3c (veenwateren met toename van grondwaterinvloed). Wederom kwam deze toename niet tot uiting in de Shannon-index.



Figuur 21. Gemiddeld aantal soorten (a) en gemiddelde Shannon-index (b) per waterlichaam, gemiddelde over het hele gebied, per watertype en per type verandering.

Samenvattend blijkt dat op het schaalniveau van een waterlichaam het aantal soorten toeneemt. Deze toename is het sterkst in de watertypen mesotrofe plassen en de veenputten. Bovendien is de toename het sterkst in de plekken die niet zijn veranderd of waar een toename is van de grondwaterinvloed. Wanneer de verdeling van de aantallen over de soorten ook wordt meegewogen vallen de verschillen weg. Dit geeft aan dat er per locatie weliswaar meer soorten zijn aangetroffen, maar ook dat een aantal soorten sterker zijn gaan domineren.

Beta diversiteit & Gamma diversiteit

Om een beeld te krijgen van het verloop in soorten en het totaal aantal soorten in een groep van monsterlocaties zijn cumulatieve curves zeer geschikt. De snelheid waarmee de curve oploopt geeft aan hoeveel nieuwe soorten een extra monsterlocatie toevoegt. De mate van afvlakking geeft een ruwe inschatting van hoe compleet de bemonstering is. Een sterke afvlakking geeft aan dat een grotere bemonsteringsinspanning waarschijnlijk weinig extra soorten zou hebben opgeleverd en matige afvlakking geeft aan dat een grotere bemonsteringsinspanning waarschijnlijk nog veel extra soorten zou hebben opgeleverd. Er zijn cumulatieve curves gemaakt van alle monsterlocaties in het gebied voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting (figuur 22). Hierbij zijn de monsterlocaties op vier manieren gegroepeerd: per watertype, per deelgebied, per type verandering en voor het gehele gebied.

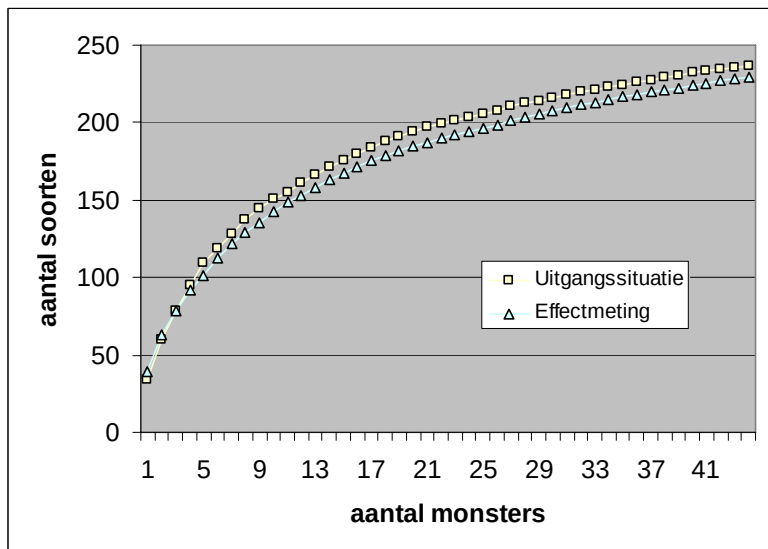
Voor het hele gebied (figuur 22a) lijken de cumulatieve curves van de uitgangssituatie en effectmeting erg veel op elkaar. De curve van de effectmeting begint iets hoger (hogere alfa-diversiteit), maar duikt na 3 locaties onder de curve van de uitgangssituatie. Hierna blijft het verschil tussen beide curves ongeveer constant op 8 soorten.

Wanneer de curves per watertype worden gemaakt (figuur 22b-d) vallen duidelijke verschillen te zien tussen de uitgangssituatie en de effectmeting. Voor sommige watertypen neemt het cumulatief aantal soorten af (mesotrofe poeltjes, wilgenbroekbossen, veenplassen), voor andere watertypen neemt het cumulatief aantal soorten toe (mesotrofe plassen, eutrofe plassen, veenputten). Hoewel het cumulatief aantal soorten hoger of lager is, opvallend is dat de curves van de effectmeting sterker afvlakken dan die van de uitgangssituatie. Dit duidt erop dat extra bemonsteringen tijdens de effectmeting waarschijnlijk minder extra soorten zou hebben opgeleverd dan tijdens de uitgangssituatie. Met andere woorden; het lijkt erop dat ook op het schaalniveau van groepen van locaties een nivellering heeft plaatsgevonden.

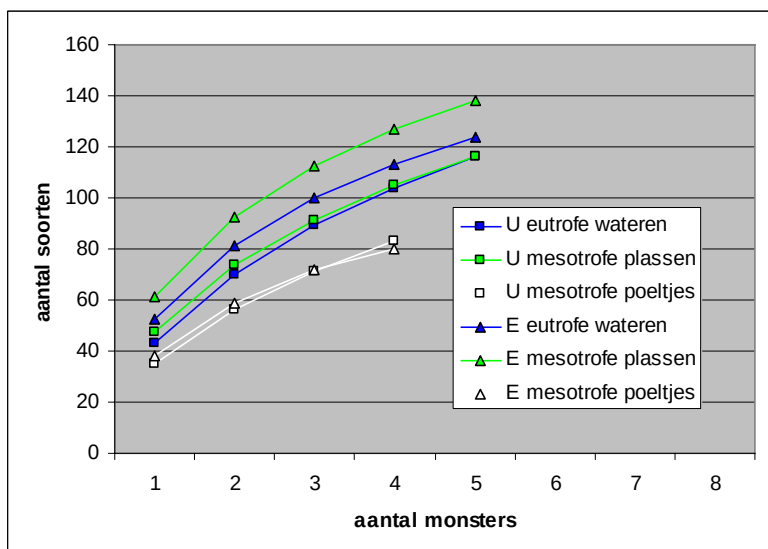
Wanneer de curves per type verandering (figuur 22e-f) worden gemaakt blijkt dat het cumulatief aantal soorten in de effectmeting lager te zijn voor de veranderde monsterlocaties, behalve verandering 3c. Ook de onveranderde monsterlocaties vallen lager uit te vallen in de effectmeting, ondanks de hogere alfa diversiteit. Wederom vertonen de curves van de effectmeting een sterkere afvlakking dan de curves van de uitgangssituatie.

Wanneer de curves per deelgebied worden gemaakt (figuur 22g-i) zijn de verschillen tussen uitgangssituatie en effectmeting het grootst. Het cumulatief aantal soorten in de hoogveencompartimenten en broekbossen in het Meddosche veen ligt in de effectmeting een stuk lager dan in de uitgangssituatie, ondanks een gelijke alfa diversiteit. De locaties in de Zuidelijke broekbossen in het Corlese veen bijna allemaal als onveranderd geclassificeerd en laten ook een toename zien van het cumulatief aantal soorten. De Broekbossen Korenburgerveen ss en Corlese veen behoren grotendeels tot de veranderde monsterlocaties (met name 2a) en hier is het cumulatief aantal soorten niet gestegen en bovendien vlakken de curves van de effectmeting sterker af dan die van de uitgangssituatie. Voor de Hogere dekzandgronden begint de curve van de effectmeting iets hoger (hogere alfa-diversiteit) en stijgt tot 5 locaties wat sterker. Hierna blijft het verschil tussen beide curves ongeveer constant op 17 soorten. Ook voor de hogere hoogveencompartimenten in het Vragender veen is het cumulatief aantal soorten van de effectmeting hoger. Dit hogere compartiment is niet sterk vernat en bovendien is de grondwater invloed op een aantal locaties toegenomen (type verandering 3c) Voor de lagere hoogveencompartimenten in het Vragender veen, die sterker zijn vernat,

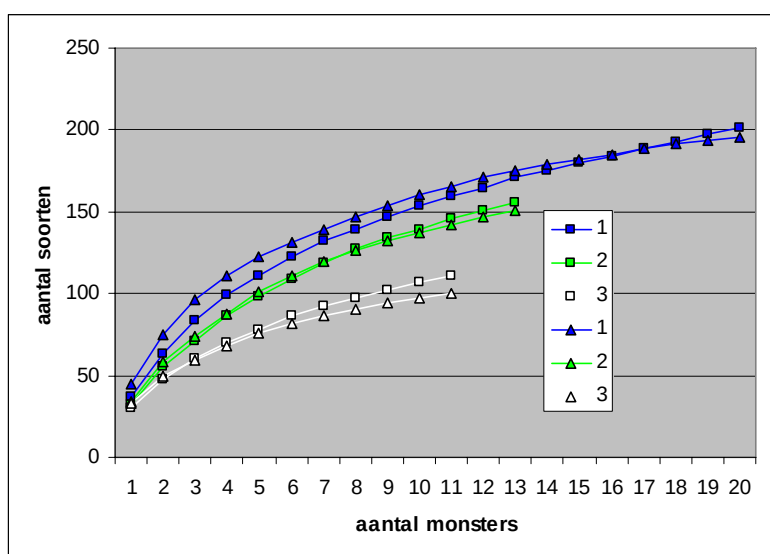
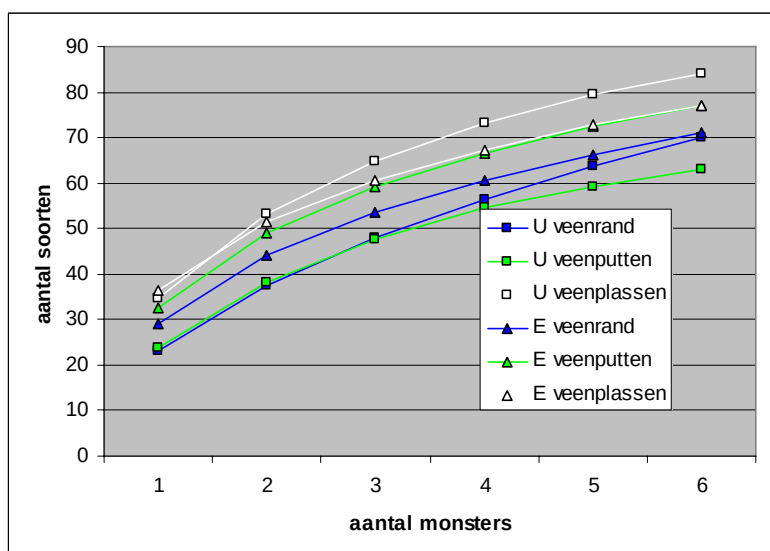
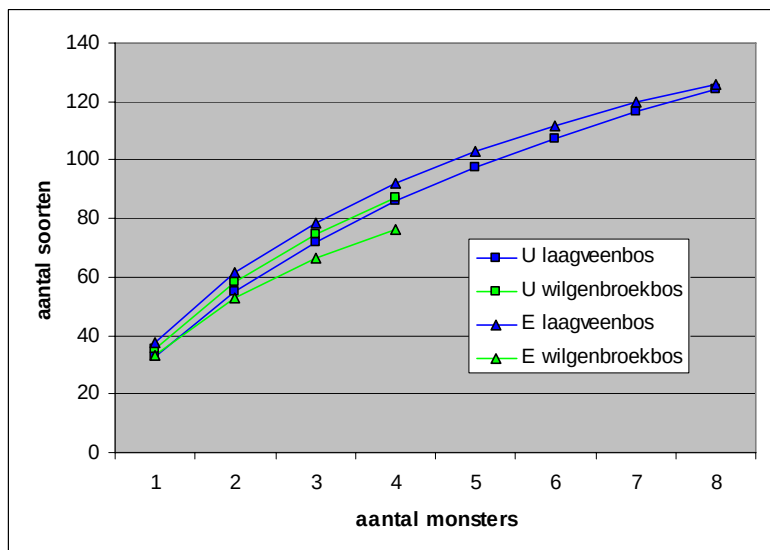
begint de curve van de effectmeting weliswaar hoger, maar duikt na 3 locaties onder de curve van de uitgangssituatie. Samenvattend blijkt dat wanneer groepen van de locaties worden vergeleken tussen de uitgangssituatie en de effectmeting, het cumulatief aantal soorten stijgt in de onveranderde, gebufferde wateren op de hoger gelegen zandgronden. Echter, het cumulatief aantal soorten daalt in de hoogveencompartimenten waar veel vernatte veenwateren liggen met minder grondwaterinvloed (type verandering 3a). Daarnaast valt op dat de curves van de effectmeting sterker afvlakken dan die van de uitgangssituatie. Dit duidt op een nivellering van de soortengemeenschap. Een aantal soorten breidt zich sterk uit waardoor de alfadiversiteit stijgt, maar omdat het overal dezelfde soorten zijn is het cumulatief aantal soorten niet hoger, of zelfs lager. Naast dat enkele soorten qua aantallen sterker zijn gaan domineren, is er dus ook een select aantal soorten waarvan de frequentie sterk toeneemt.

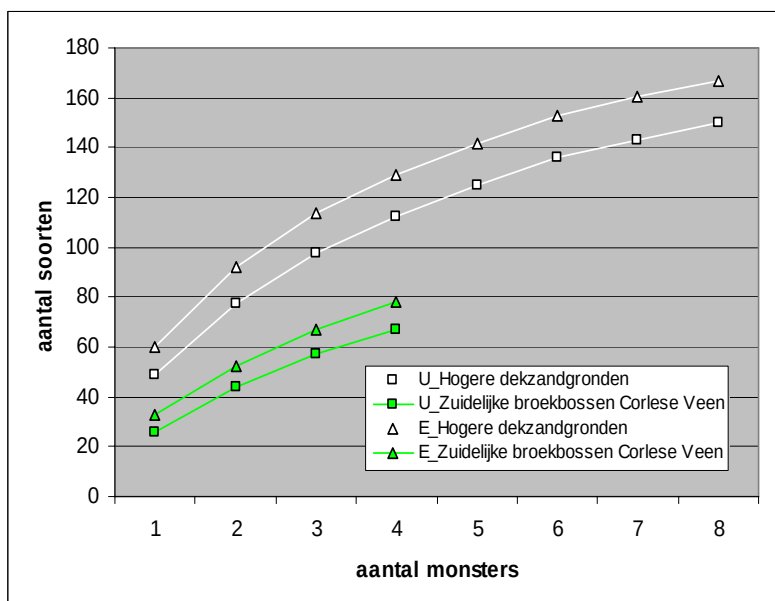
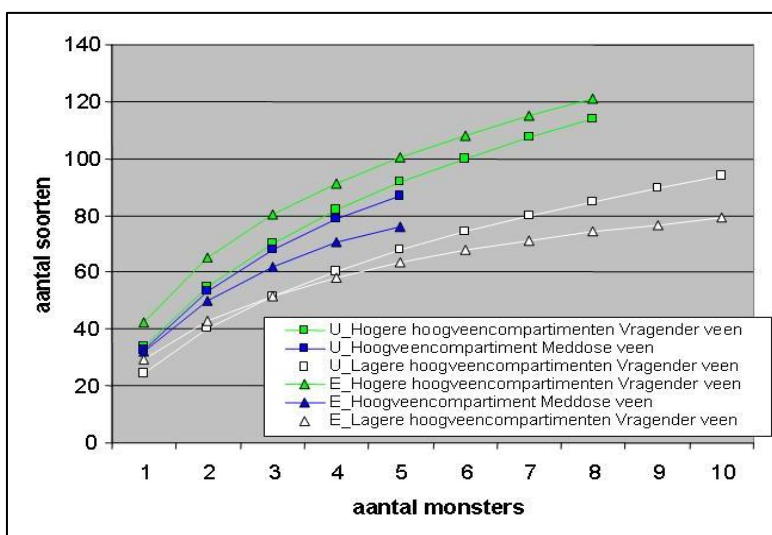
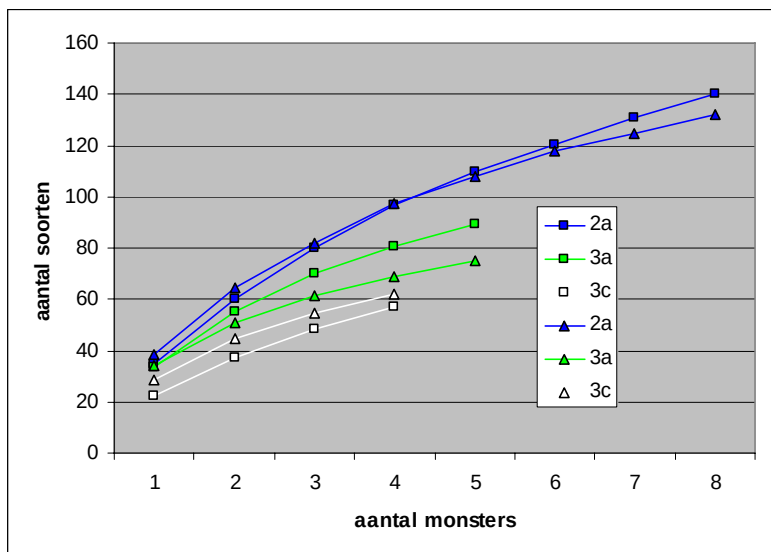


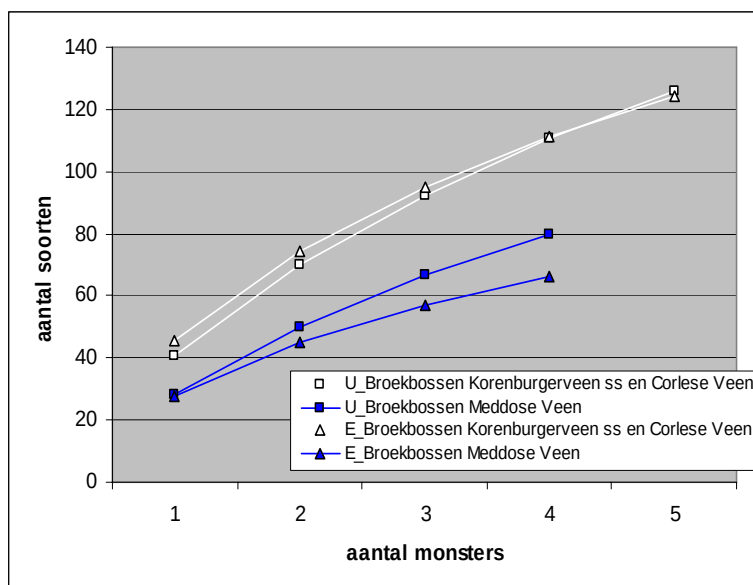
A



B







Figuur 22. Cumulatief aantal soorten voor het hele gebied (a), per watertype (b,c,d), per type verandering (e,f) en per deelgebied (g,h,i).

5.6.3 Soortensamenstelling

Uit de resultaten van de diversiteit is gebleken dat er op klein schaalniveau meer soorten zijn, maar dat op groter schaalniveau over het algemeen sprake is van een nivellering in de soortensamenstelling. Deze is sterker voor de veranderde plekken, maar daarnaast is het deelgebied van belang. Dit patroon is te verklaren wanneer de verandering nieuwe kansen biedt voor een select aantal soorten. Dit zullen over het algemeen mobiele soorten zijn die reeds algemeen zijn, en daardoor als eerste ter plekke kunnen zijn om te profiteren. Op de veranderde plekken kunnen ze hoge aantallen bereiken en daardoor kunnen ze ook worden aangetroffen in aangrenzende, niet veranderde plekken, zodat daar het aantal soorten toeneemt. Daar staat tegenover dat op de veranderde plekken een aantal andere soorten zal verdwijnen, omdat de condities ongeschikt worden. Een deel kan mogelijk uitwijken naar niet veranderde plekken, waardoor een verschuiving optreedt. Om na te gaan in hoeverre en voor welke soorten de hierboven beschreven effecten optreden is het nodig om per soort na te gaan waar deze vooruit en/of achteruit gaat.

In tabel 4 staan de soorten geordend in zeven groepen: soorten die sterk inkrimpen (faunagroep 1 & 2), verschuiven (faunagroep 3, 4 & 5) of uitbreiden (faunagroep 6 & 7). Faunagroep 1 bevat soorten die met name inkrimpen in de hoogveencompartimenten. Deze afname is het sterkste voor verandering type 3a (veenwateren met afname grondwater invloed en toename lichtinval) en treedt met name op in de hoogveencompartimenten in het Meddosa Veen. Voorbeelden zijn de dansmug *Paralimnophyes hydrophilus* en de waterkever *Hydroporus gyllenhalii*. In een vergelijkend onderzoek waarbij in meerdere veenrestanten vernalle plekken en niet vernalle plekken (relict situaties) met elkaar zijn vergeleken (Van Duinen *et al.*, 2003) wordt *Hydroporus gyllenhalii* genoemd als karakteristiek voor relict situaties. Faunagroep 2 bevat soorten die met name verdwijnen op plekken met verandering type 2a (vernalte broekbossen met een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid). Hierbij bestaan verschillen tussen de verschillende deelgebieden, waarbij soorten het sterkste afnemen in deelgebied Broekbossen Korenburgerveen ss en Corlese Veen. Voorbeelden zijn de waterkevers *Agabus affinis* en *Agabus bipustulatus*. *Agabus bipustulatus* plant zich voornamelijk in het voorjaar voort en *Agabus affinis* plant zich alleen in het voorjaar voort.

Faunagroep 3 bevat soorten die toenemen in broekbossen en afnemen in de veenwateren. Voorbeelden zijn *Limnophilus stigma*, *Hydroporus tristis* en *Agabus sturmii*. *Limnophilus stigma* is een soort met een voorkeur voor tijdelijke wateren, en heeft twee reproductie cycli per jaar en terrestrische eieren. Deze soort is verdwenen uit de hoogveencompartimenten in het Meddosa Veen, maar heeft door de hoge reproductie snel kunnen reageren op de veranderingen in de broekbossen, met name in deelgebied

Broekbossen Korenburgerveen ss en Corlese Veen. *Hydroporus tristis* en *Agabus sturmii* zijn beide mobiel als adult. De adulten zijn waarschijnlijk uitgeweken naar aangrenzende gebieden toen de hoogveencompartimenten zijn vernat. *Agabus sturmii* plant zich in het late voorjaar voort en is zelfs toegenomen in de veenwateren met type verandering 3c (veenwateren met toenemende grondwater invloed). *Hydroporus tristis* is sterk afgenomen in de vernatte veenwateren (type verandering 3a) en wordt door Van Duinen *et al.*, (2003) genoemd als karakteristiek voor relict situaties.

Faunagroep 4 bevat soorten die afnemen in de veenwateren en sterk toenemen op de wateren op de hogere dekzandgronden. Voor een deel zijn dit soorten die mogelijk als adult zijn uitgeweken zoals de waterkever *Hydroporus umbrosus*. Deze soort wordt door Van Duinen *et al.*, (2003) genoemd als matig karakteristiek voor herstelsituaties. Ondanks de afname is deze soort nog op veel plaatsen aanwezig. De dansmug *Telmatopelopia nemorum* laat een snelle reactie zien: de soort is sterk afgenomen in de vernatte broekbossen (type verandering 2a) en de hoogveencompartimenten in het Meddosche Veen, maar neemt daarentegen ook sterk toe in de lagere hoogveencompartimenten van het Vragender veen.

Soorten in faunagroep 5 laten een verschuiving zien binnen de veenwateren of naar de veenwateren. Zo neemt de waterkever *Agabus congener* af in de vernatte veenwateren (type verandering 3a) en toe in de veenwateren waar meer grondwater invloed is (type verandering 3c). Mogelijk is deze zeldzame, hoogveen karakteristieke soort afhankelijk van de wat meer minerotrofe plekken in het veen. Deze soort wordt ook door Van Duinen *et al.*, (2003) genoemd als karakteristiek voor relict situaties. De dansmug *Monopelopia tenuicalcar* laat een snelle reactie zien: Deze soort neemt toe in de veenwateren en neemt sterk af in de wateren op de hogere dekzandgronden.

Faunagroep 6 bevat soorten die sterk toenemen in met name de veranderde veenwateren, maar daarnaast ook uitzwermen naar omliggende niet veranderde wateren (type verandering 1). Door van Duinen *et al.*, (2003) wordt de mosmug *Phalacrocer repicata* genoemd als karakteristiek en de dansmug *Psectrocladius platypus* als matig karakteristiek voor herstelsituaties. De waterkever *Enochrus affinis* neemt ook toe, maar wordt door van Duinen *et al.*, (2003) als matig karakteristiek voor relict situaties. Deze soort neemt het sterkste toe in deelgebieden buiten de veenwateren. Er bestaan verschillen in de respons van soorten tussen de vernatte veenwateren (type verandering 3a) en de veenwateren met meer grondwater invloed (type verandering 3c). Zo neemt de zeldzame dansmug *Chaetocladius* sp *herkenbosch* met name toe in de veenwateren met meer grondwaterinvloed, terwijl de koraaljuffer (*Ceragrion tenellum*) met name toeneemt in de vernatte veenwateren met minder grondwaterinvloed.

Faunagroep 7 bevat soorten die sterk toenemen in met name de veranderde broekbossen, maar daarnaast ook uitzwermen naar omliggende niet veranderde wateren (type verandering 1). Voor een deel zijn dit soorten van droogvallende wateren (de kokerjuffer *Anabolia brevipennis* en de steekmug *Aedes annulipes/cantans*) of oevers (de dansmug *Limnophyes* sp en de oppervlakte wants *Hydrometra stagnorum*). Daarnaast zijn een aantal soorten typisch voor een modderig substraat, zoals *Ilybius ater* en *Ilybius quadriguttatus*. Beide *Ilybius* soorten planten zich ook in het najaar voort.

Samenvattend blijkt dus dat er duidelijke patronen zijn in het voorkomen van soorten in de uitgangssituatie en tijdens de effectmeting. De reactie van soorten verschilt tussen de plekken die niet zijn veranderd en de plekken die wel zijn veranderd. Het type verandering maakt hierbij een groot verschil voor de respons van de soorten, zowel de verschillen tussen broekbossen als veenwateren, maar ook binnen de veenwateren. Zo is de achteruitgang van soorten die verdwijnen in veenwateren (faunagroep 1) minder sterk in de veenwateren waar de grondwaterinvloed is toegenomen. Juist op deze plekken blijken enkele zeldzame karakteristieke soorten juist te zijn toegenomen (*Agabus congener* & *Limnephilus elegans*). Dit geeft verdere aanwijzingen voor het belang van minerotrofe overgangssituaties. Daarnaast bestaan er duidelijke verschillen tussen de deelgebieden. De achteruitgang en verschuiving van soorten in de veenwateren (faunagroep 1 en 3) is sterker in de hoogveencompartimenten van het Meddosche veen. Ook is hier de toename van soorten (faunagroep 6) het sterkst. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de wijze van uitvoering; in het Meddosche veen was sprake van een grotere verstoring door zware machines. Daarnaast komt de response van een

aantal soorten overeen met de inschatting in (paragraaf 5.5) dat najaarsvoortplanters (*Ilybius ater*, *Ilybius quadriguttatus*) het beter doen dan voorjaarsvoortplanters (o.a. *Agabus congener*, *Enochrus congener*) doordat ze deze beter bestand zijn tegen onvoorspelbare verstoringen (paragraaf 5.3). Tenslotte stemt de reactie van soorten goed overeen met eerdere gegevens van een onderzoek naar de effecten van vernattingsmaatregelen waarbij een vergelijking is gemaakt tussen verschillende hoogveenrestanten (Van Duinen *et al.*, 2003).

Tabel 4 Procentuele verandering van soorten in de onderscheiden deelgebieden en per type verandering. Zie tekst voor de bespreking van de indeling van soorten in 7 groepen.

	deelgebied								type verandering					
	Hv_Me	Hv_Vo	Hv_Vb	Dekz	Bb_Cz	Bb_Kb	Bb_Me		1	2	2a	3	3a	3c
1 Hydroporus gyllenhalii	-60%	0%	-25%	13%	25%	-20%	25%		5%	-15%	-13%	-18%	-40%	0%
1 Polypedilum uncinatum agg	-60%	-20%	25%	13%	-25%	20%	-25%		5%	0%	0%	-36%	-40%	-50%
1 Xenopelopia sp	-40%	0%	-13%	-13%	-25%	-20%	0%		-10%	-8%	-13%	-27%	-60%	0%
1 Hydrobius fuscipes	-60%	20%	0%	0%	0%	20%	0%		10%	8%	13%	-27%	-80%	25%
1 Zavrelimyia sp	-20%	0%	0%	-25%	0%	20%	0%		-5%	8%	0%	-18%	-40%	0%
1 Limnodrilus hoffmeisteri	-40%	0%	-25%	-13%	0%	0%	0%		-10%	-15%	-13%	-9%	-20%	0%
1 Paralimnophyes hydrophilus	-40%	-10%	0%	0%	-25%	60%	-25%		0%	15%	25%	-36%	-40%	-50%
1 Anacaena globulus	-40%	-10%	13%	0%	25%	0%	-25%		5%	-8%	0%	-18%	-20%	0%
1 Cognettia sphagnetorum	-20%	-30%	0%	0%	0%	0%	0%		-5%	0%	0%	-27%	-20%	-50%
2 Agabus bipustulatus	-20%	-20%	13%	0%	-50%	0%	-75%		-20%	-15%	-25%	-9%	20%	-25%
2 Hyphydrus ovatus	-20%	0%	0%	0%	0%	-40%	0%		0%	-23%	-13%	0%	0%	0%
2 Agabus affinis	-20%	0%	0%	25%	0%	-20%	0%		15%	-23%	-38%	0%	0%	0%
2 Chaoborus flavicans	0%	-20%	0%	-13%	-50%	-40%	0%		-20%	-15%	-25%	-9%	0%	0%
2 Helophorus brevipalpis	-20%	0%	-25%	0%	-25%	-40%	0%		-15%	-15%	-25%	-9%	-20%	0%
2 Glyptotaelius pellucidus	-40%	0%	0%	0%	-50%	-20%	-25%		-10%	-31%	-25%	0%	0%	0%
2 Psectrotanytus varius	0%	0%	0%	-25%	0%	-20%	-50%		-15%	-15%	-25%	0%	0%	0%
2 Chaoborus obscuripes	-20%	-10%	-13%	0%	0%	-40%	0%		-10%	-23%	-25%	0%	0%	0%
2 Anacaena lutescens	-40%	10%	-13%	-38%	0%	-40%	0%		5%	-38%	-38%	-27%	-40%	0%
3 Limnephilus stigma	-40%	0%	0%	0%	25%	40%	0%		10%	-8%	13%	0%	0%	0%
3 Microcara testacea	-40%	-10%	-25%	0%	50%	0%	0%		15%	-38%	-13%	-9%	0%	0%
3 Limnephilus flavicornis	-40%	0%	0%	13%	0%	20%	0%		10%	-15%	0%	0%	0%	0%
3 Hydroporus tristis	-20%	-20%	-13%	-13%	0%	40%	50%		-5%	23%	38%	-27%	-40%	0%
3 Agabus sturmii	-60%	10%	50%	-13%	-50%	20%	0%		-5%	23%	13%	-18%	-40%	25%
4 Telmatopelopia nemorum	-60%	40%	13%	50%	0%	-60%	25%		40%	-38%	-50%	9%	0%	0%
4 Trichostegia minor	-60%	10%	25%	38%	25%	-20%	50%		25%	15%	25%	-18%	-40%	0%
4 Hygrotus decoratus	-20%	0%	13%	50%	50%	0%	0%		40%	-8%	-13%	-9%	-20%	0%
4 Hydroporus umbrosus	-40%	-10%	0%	50%	25%	0%	50%		20%	8%	38%	-9%	-20%	25%
4 Hydroporus erythrocephalus	-20%	-20%	13%	38%	25%	20%	25%		20%	0%	13%	0%	0%	25%
4 Suphrodytes dorsalis	20%	-30%	-13%	63%	0%	40%	0%		20%	8%	0%	-9%	20%	0%
4 Hydroporus angustatus	-20%	-10%	13%	25%	0%	-40%	25%		10%	-8%	0%	-9%	-20%	0%
5 Agabus congener	-20%	-10%	0%	0%	0%	0%	0%		-5%	0%	0%	-9%	-20%	50%
5 Limnephilus elegans	0%	20%	-13%	0%	0%	0%	0%		0%	0%	0%	9%	0%	50%
5 Monopelopia tenuicalcar	40%	30%	13%	-63%	-25%	20%	-50%		-15%	0%	-25%	18%	20%	-25%
5 Anacaena limbata	40%	0%	0%	0%	0%	-20%	-25%		5%	0%	-25%	-9%	0%	-25%
6 Psectrocladius platypus	20%	40%	25%	0%	-25%	-20%	0%		10%	0%	-25%	27%	20%	25%
6 Procladius cf choreus	60%	70%	13%	13%	0%	-20%	-50%		10%	0%	-13%	64%	40%	75%
6 Enochrus coarctatus	60%	50%	63%	38%	25%	0%	25%		25%	54%	38%	55%	40%	50%
6 Enochrus affinis	20%	10%	0%	38%	0%	0%	50%		15%	8%	13%	27%	60%	0%
6 Microvelia buenoi	40%	30%	25%	50%	0%	40%	-25%		20%	31%	38%	36%	40%	0%
6 Cognettia glandulosa	40%	70%	0%	25%	25%	20%	-50%		40%	-15%	-25%	45%	60%	25%
6 Noterus crassicornis	60%	10%	38%	13%	25%	-20%	25%		10%	31%	38%	27%	40%	25%
6 Hebrus ruficeps	80%	20%	13%	0%	0%	-20%	0%		5%	23%	13%	18%	0%	50%
6 Libellula quadrimaculata	-20%	60%	13%	-13%	25%	20%	0%		10%	15%	25%	27%	-20%	50%
6 Notonecta glauca	40%	0%	38%	38%	0%	0%	0%		20%	8%	-13%	27%	40%	0%
6 Polycelis cf tenuis	-20%	20%	38%	13%	25%	0%	50%		15%	23%	25%	18%	0%	50%
6 Enochrus ochropterus	40%	-10%	38%	38%	25%	40%	25%		10%	38%	38%	36%	60%	25%
6 Phalacrocerca replicata	20%	40%	13%	25%	0%	0%	0%		20%	8%	13%	27%	40%	50%
6 Chaetocladus sp herkenbosch	40%	20%	25%	0%	0%	0%	0%		20%	8%	-13%	9%	0%	50%
6 Paratanytarsus lauterborni	40%	10%	0%	50%	0%	20%	0%		20%	23%	0%	9%	0%	25%
6 Ceriagrion tenellum	20%	30%	13%	0%	0%	20%	0%		20%	0%	0%	18%	40%	0%
6 Argynoneta aquatica	60%	40%	13%	13%	0%	80%	25%		25%	46%	38%	27%	20%	25%
6 Chironomus sp	20%	30%	13%	0%	25%	40%	25%		15%	15%	38%	36%	40%	50%
6 Pyrrhosoma nymphula	0%	20%	25%	38%	0%	40%	50%		25%	23%	25%	27%	20%	50%
6 Paratanytarsus sp	40%	10%	13%	25%	25%	20%	0%		15%	31%	13%	9%	0%	25%
7 Acilius canaliculatus	20%	0%	13%	38%	50%	20%	0%		30%	15%	38%	0%	20%	-25%
7 Hydrometra stagnorum	0%	0%	38%	-13%	50%	60%	25%		15%	31%	38%	9%	0%	25%
7 Copelatus haemorrhoidalis	0%	10%	25%	25%	25%	40%	0%		20%	38%	50%	-9%	-20%	0%
7 Anabolia brevipennis	0%	0%	0%	0%	50%	20%	0%		15%	0%	0%	0%	0%	0%
7 Aedes annulipes/cantans	0%	0%	0%	13%	75%	60%	75%		25%	31%	25%	9%	0%	25%
7 Dytiscus dimidiatus	0%	0%	0%	13%	25%	40%	25%		15%	15%	13%	0%	0%	0%
7 Ilybius ater	0%	40%	50%	38%	0%	60%	-25%		35%	38%	63%	9%	-20%	25%
7 Ilybius quadriguttatus	0%	0%	0%	50%	25%	40%	0%		30%	0%	0%	9%	20%	0%
7 Limnophyes sp	0%	20%	25%	63%	75%	40%	-25%		50%	8%	25%	18%	20%	0%
7 Nartus grapii	0%	0%	25%	13%	50%	0%	25%		15%	15%	25%	9%	20%	0%
7 Nais variabilis	0%	-10%	0%	38%	0%	20%	25%		10%	23%	25%	-9%	0%	-25%
7 Coenagrion puella/pulchellum	20%	0%	38%	-13%	0%	0%	0%		5%	15%	25%	0%	0%	0%

6 Conclusies

6.1 Belang van heterogeniteit op verschillende schaal-niveaus

De resultaten van de 1^e fase van het onderzoek geven sterke aanwijzingen voor het belang van heterogeniteit voor de faunadiversiteit in het Korenburgerveen en de causale mechanismen die hieraan ten grondslag liggen. Belangrijk hierbij is dat de soortenlijst niet slechts een optelsom is van de verschillende onderdelen, maar dat soorten afhankelijk zijn van meerdere systeemonderdelen. Dit betekent dat de ruimtelijke samenhang tussen verschillende landschappelijke onderdelen als uitgangspunt dient te worden genomen voor beheer in het kader van OBN met als doelstelling het behouden - en indien mogelijk het verhogen - van de diversiteit aan gemeenschappen behorend bij een intact hoogveenlandschap.

De resultaten van het onderzoek naar het schaalgebruik van watermacrofauna geven aan dat soorten onderscheid maken tussen zowel verschillende watertypen als onderdelen binnen een waterlichaam (microhabitat). Het relatieve belang van watertype en microhabitat voor soorten is sterk afhankelijk van seizoenen (figuur 10 & 11). Soorten hebben verschillende strategieën om geschikte condities optimaal te kunnen benutten. Soorten kunnen hun levenscyclus of een deel daarvan (larvale ontwikkeling) synchroniseren zodat het samenvalt met gunstige condities. Daarnaast kunnen soorten gericht zijn op dispersie om zich zo te verplaatsen naar plekken met gunstige condities. Soorten synchroniseren hun larvale ontwikkeling met name in het voorjaar/zomer (figuur 14), terwijl in het najaar veel nieuwe soorten werden aangetroffen met een goede dispersie (figuur 15). De condities lijken beter voorspelbaar in het voorjaar. Zowel de decompositie van organisch materiaal als de primaire productie komen dan weer op gang na de winterperiode. In het najaar zijn niet alleen de omgevingscondities waarschijnlijk minder voorspelbaar, maar ook de aanwezigheid van concurrenten en predatoren kan sterk verschillen per plek. Synchronisatie werkt beter bij voorspelbare pieken (voorjaar-zomer) en dispersie bij onvoorspelbare pieken (najaar).

Dit geeft een handvat voor om in te schatten hoe aantasting tot problemen kan leiden voor een groep van soorten met eenzelfde levensstrategie. Wanneer door eutrofiëring de fluctuatie in voedselaanbod toeneemt en de voorspelbaarheid afneemt, resulteert dit in bottlenecks voor soorten met een trage, maar constante groei, die uitgaan van een laag, maar stabiel voedselaanbod (b.v. karakteristieke soorten van ombrotrofe poelen). Ingrepen als gevolg van herstelbeheer kunnen deels deze bottlenecks opheffen, b.v. door de eutrofiërende effecten terug te dringen. Soorten met een sterke synchronisatie stemmen hun levenscyclus af op voorspelbare veranderingen. Wanneer de ingreep gebeurt op een wijze die voor de watermacrofauna niet voorspelbaar is, lopen synchroniserende soorten een groter risico om op het verkeerde moment actief te zijn.

6.2 Effecten van herstelmaatregelen in het Korenburgerveen

De omgevingscondities zijn door het uitvoeren van de maatregelen op een groot aantal locaties veranderd (tabel 3). Met name de lager gelegen broekbossen en veenplassen is sprake van een hoger waterpeil, terwijl de omgevingscondities van hoger gelegen wateren grotendeels onveranderd zijn. Bij de vernalte broekbossen nam op de meeste plaatsen door waterstagnatie de redoxpotentiaal af in de onderzoeksperiode (2000-2004). Op een aantal van deze locaties was sprake van een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid als gevolg van interne eutrofiëring. In een aantal andere locaties was geen interne eutrofiëring opgetreden, hoewel ze daar waarschijnlijk wel gevoeliger voor waren geworden ("op scherp gesteld"). Bij een veldbezoek in het najaar van 2005 bleek dat in een aantal broekbos locaties in het Meddosche veen alsnog interne eutrofiëring is opgetreden (foto 4).



Foto 4: Hoge bedekking door Mannagras (*Glyceria fluitans*) in het broekbos in het Meddosche veen op 28-10-2005, duidend op interne eutrofiëring.

Bij de veenplassen namen in de meeste gevallen de grondwaterinvloed en de redoxpotentiaal af. In een klein aantal broekbossen en veenwateren leek de invloed van grondwater toe te nemen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het verminderen van de drainage door de Schaarsbeek en Korenburgerveensloot (verondieping) en het bevorderen van inzijging in de randzone (demping sloten). Veenwateren met meer grondwaterinvloed lagen aan de westrand (locatie 28) van het Vragender veen waar door verondieping van de Korenburgerveensloot minder grondwater wordt afgevangen en in het noordoosten (locatie 31, 32), waar een dekzandrug bijna dagzoomt in het veen (Mankor, 1985). Deze is vermoedelijk meer water gaan toevoeren als gevolg van de toegenomen inzijging in de randzone.

Bij de vergelijking van het aantal soorten watermacrofauna tussen de uitgangssituatie en de effectmeting is onderscheid gemaakt tussen verschillende schaalniveaus. Op het schaalniveau van afzonderlijke wateren neemt het aantal soorten toe. Deze toename doet zich alleen voor in de wateren die niet direct zijn beïnvloed door de maatregelen. Tegelijkertijd wordt de verdeling van de aantallen over de soorten minder evenwichtig; de wateren worden sterker gedomineerd door een klein aantal soorten. Op groter schaalniveau wordt dit ook geconstateerd: een aantal soorten breidt zich sterk uit, waardoor het aantal soorten per water toeneemt. Doordat het overall – grotendeels – dezelfde soorten zijn, neemt het aantal soorten op groter

schaalniveau echter nauwelijks toe of zelfs af. De cumulatieve curves van de effectmeting vertonen ook een sterkere afvlakking dan de curves van de uitgangssituatie (figuur 22). Dit duidt op een nivellering van de soortensamenstelling: enkele soorten breiden zich uit en komen op een groot aantal plekken voor, terwijl vele soorten achteruit gaan en ofwel niet meer zijn aangetroffen (en mogelijk verdwenen) ofwel nog maar sporadisch zijn aangetroffen. De mate waarin deze nivellering optreedt, verschilt tussen watertypen, deelgebieden en het type verandering.

In de veranderde broekbossen en veenwateren komen de cumulatieve curves lager uit. Dit is met name het geval voor de plekken waar de grondwater invloed is afgenomen. In de enkele veenplassen waar de grondwater invloed toenam, werden juist meer soorten aangetroffen, zowel lokaal als cumulatief, waaronder zeldzame, karakteristieke soorten als *Agabus congener* en *Limnephilus elegans*. Dit onderstreept het belang van enige minerotrofe invloed voor dergelijke soorten. De reactie van soorten verschilde sterk tussen de deelgebieden. De wijze van uitvoering heeft in het Meddosche veen tot de grootste verstoring geleid (boomkap, rijbewegingen). Hier zijn ook de grootste veranderingen in soortensamenstelling opgetreden (tabel 4). In het Vragender veen is de directe verstoring in de hoogveencompartimenten door de aanleg van damwanden beperkt gebleven, met name in de hogere veencompartimenten. In de lagere veencompartimenten (waar de sterkste vernatting heeft plaatsgevonden) werden cumulatief wel minder soorten aangetroffen.

Voor het hele gebied (figuur 22a) lijken de cumulatieve curves van de uitgangssituatie en effectmeting erg veel op elkaar. Dit is het gevolg van de verschillende reacties van soorten per deelgebied en per type verandering. Zoals ook in de eindrapportage van de 1^e fase werd beargumenteerd biedt een grote terreinheterogeniteit allerlei mogelijkheden voor diersoorten om risico's te spreiden. Immers een verandering zal niet overal even sterk doorwerken, waardoor de populatie in delen van het gebied kan standhouden en zich van daaruit weer verspreiden. Een deel van de soorten kan op deze manier in het gebied voortbestaan. Van soorten die zich door middel van risicospreiding in het Korenburgerveen hebben kunnen handhaven, wordt niet verwacht dat deze op korte termijn verdwijnen, aangezien effecten op populatieniveau zich minder snel manifesteren. Doordat de uitgangssituatie (wel/geen toevoer van lokaal landbouwwater via de ondergrond) en de wijze van uitvoering (wel/geen boomkap, wel/geen rijbewegingen) verschilt tussen het Meddosche veen en het Vragender veen, heeft een groot deel van de aanwezige soorten zich in één van de gebiedsdelen kunnen handhaven. Hoewel het grootste deel van de soorten inderdaad nog in het gebied is aangetroffen na de maatregelen zijn er wel duidelijke verschuivingen opgetreden. Een belangrijke conclusie is dat de abundante soorten vooruit gaan en de schaarse soorten achteruit (figuur 20). Dit betekent dat veel relictpopulaties (die veelal in lage frequenties voorkwamen) opschuiven naar een hogere risico categorie.

Soorten die in het Korenburgerveen reeds abundant waren hebben beter kunnen profiteren van de veranderingen. Daarnaast bestaat de verwachting dat op korte termijn met name soorten zullen profiteren die mobiel zijn, een korte levenscyclus hebben en nieuwe geschikte condities opportunistisch kunnen uitbuiten. Op langere termijn kunnen minder mobiele soorten, soorten met een tragere groei en soorten met een sterke synchronisatie nieuwe geschikte plekken bereiken. Dit zijn eigenschappen die met name voordelig zijn in een stabiel en voedselarm landschap en zullen daarom waarschijnlijk met name goed zijn ontwikkeld bij veenkaracteristieke soorten. Deze soorten lopen echter wel het risico dat alle nieuwe geschikte plekken reeds zijn ingenomen door algemenere concurrenten, waardoor vestiging lastiger wordt (Shurin 2000).

6.3 Synthese aantasting en herstel van complexe landschappen

Hieronder worden de verkregen resultaten verwerkt tot een synthese over het functioneren van complexe landschappen. Dit wordt voor hoogveenlandschappen in

detail uitgewerkt, waarbij eerst wordt beschreven hoe het landschap functioneerde in de intacte situatie en hoe het door aantasting is veranderd. Vanuit deze informatie worden vervolgens de mogelijkheden voor systeemherstel beschreven. Daarna wordt de synthese verbreed naar complexe landschappen in het algemeen (paragraaf 6.4).

6.3.1 Intacte hoogveenlandschappen en de aantastingsgeschiedenis

Het beeld dat veel mensen hebben van hoogveen is dat van een extreem milieu (hoge zuurgraad, weinig nutriënten), dat weliswaar soortenarm is, maar de soorten die er voorkomen zijn zeer gespecialiseerd om in deze extreme omstandigheden te kunnen voortbestaan. Dit zijn soorten die door de achteruitgang van de hoogvenen landelijk zeldzaam en daarmee beschermenswaardig zijn. Dit beeld is correct, maar incompleet.

Intacte hoogveenlandschappen zijn heterogeen met geleidelijke overgangen van de zure voedselarme veenkern naar het omliggende landschap waar zich overgangsveen en lagg zones hebben gevormd (Wheeler & Proctor, 2000; Schouten, 2002). Veel soorten die karakteristiek zijn voor het hoogveenlandschap zijn sterk afhankelijk van deze overgangen waar meer minerotrofe omgevingscondities aanwezig zijn. Ook binnen de hoogveenkern is er in de intacte situatie veel variatie in veenwateren met betrekking tot grootte, diepte, vegetatiestructuur, doorstroming, maar er zijn ook aanzienlijke verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid tussen de veenwateren (Smits *et al.*, 2002).

De karakteristieke soorten gebruiken de variatie in het landschap op verschillende manieren. Een aantal soorten gebruiken selectief de minerotrofe overgangen als foerageerbiotoop of hebben hier hun larvale ontwikkeling. Veenbeekjes, waar de watertemperatuur lager is, maar die wel een continue aanvoer van nutriënten (rheotrofie) hebben, bieden geschikte leefcondities voor weer andere soorten. De hoogveenkern is voedselarm en zuur en kent daarnaast een lage dynamiek. Soorten van de hoogveenkern zullen daarom minder energie hoeven te stoppen in dispersie en houden daardoor meer energie over voor hun overleving (toleren van hoge zuurgraad, lage zuurstofspanning). Weer andere soorten zijn gebonden aan temporaire wateren (Van Duinen *et al.*, 2004a) en hebben speciale aanpassingen om de temporaire wateren in het hoogveenlandschap te benutten (droogte resistente eieren, snelle, gesynchroniseerde larvale ontwikkeling). Hierdoor is het aantal soorten per individueel waterlichaam laag. Tussen wateren zijn de verschillen in soortensamenstelling echter groot (hoge bètadiversiteit), waardoor het landschap als geheel onderdak biedt aan vele soorten (Van Duinen *et al.*, 2002).

Doordat de hoogveenlandschappen vanuit de rand zijn verveend en ontgonnen, zijn de overgebleven veengebieden meestal slechts restanten van de vroegere hoogveenkern. De oorspronkelijke randzones zijn grotendeels verdwenen en nog met name in de kleinere (kom)veentjes aanwezig. Als voorbeeld kunnen worden genoemd Korenburgerveen, Wooldse Veen, Haaksbergerveen, Witte Veen en Tuspeel. Ook in de hoogveenvennen en bosveentjes in het Dwingelerveld zijn meer minerotrofe omgevingscondities te vinden.

Tijdens het proces van ontginning en aantasting door VER-factoren is de oppervlakte geschikt leefgebied voor karakteristieke soorten drastisch afgenomen. Tegelijkertijd ontstonden ook secundaire habitats waar - een deel van de - soorten een toevluchtsoord vonden, zoals oude greppels uit de tijd van de boekweitbrandcultuur en één-mans-verveningputten. Door vermeting en mineralisatie ontstaan omgevingscondities die enigszins overeenkomen met de randzones en door toenemende waterstandfluctuaties ontstaan op andere plekken temporaire poelen. Daarnaast kunnen vennen een secundair habitat vormen voor karakteristieke soorten van het hoogveenlandschap. Veel vennen zijn immers restanten van vroegere verveningen. Verder zijn er verschillende ventypen en/of verschillende plekjes binnen een ven die sterk overeenkomen met verschillende onderdelen uit een hoogveenlandschap. Zo vormen voedselarme zure plekjes in vennen een biotoop, dat vergelijkbaar is met de hoogveenkern. Een aantal soorten die in Estland vooral in de zeer oligotrofe omstandigheden van de hoogveenkern voorkomen, zoals de Venwitsnuitlibel (*Leucorrhinia dubia*) en de waterkever *Laccophilus poecillus* hebben bijvoorbeeld in Nederland nog relict populaties in voedselarme vennen. Verschillende verlandingsvegetaties in vennen en variatie in de mate van buffering door een lichte

aanrijking door grondwater of door oppervlakkige afstroming van water (Verschoor *et al.*, 2002) vormen biotopen die vergelijkbaar zijn met het overgangsveen en de lagg zone.

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 kolonisatiekans). Hierdoor zijn veel soorten in staat geweest om het aantastingsproces te overleven waarbij ze geschikte secundaire habitats hebben gekoloniseerd en zo zijn mee geschoven 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. Het feit dat veel soorten die karakteristiek zijn voor vennen en venen een strategie hebben die met name gericht is op handhaving (en daarmee minder op dispersie), zal bovenstaande nog verder versterken. In niet opgeschoonde vennen blijken inderdaad veelal nog relictpopulaties voor te komen (Van Kleef & Esselink, 2005). Ook in relict-situaties in hoogvenen zijn relatief veel karakteristieke soorten aangetroffen (Van Duinen *et al.*, 2003). De vondst van de dansmug van het geslacht *Lasiodiamesa* in het Zinkse (onderdeel van de Peelvenen) is hier een voorbeeld van. *Lasiodiamesa* is karakteristiek voor de laggzone van hoogveenlandschappen en het Zinkse ligt op de rand van het vroegere uitgestrekte Peelveen. Hoewel het gebied sterk is aangetast en over grote delen sterk is vergrast met Pijpenstrootje is het gebied niet ontgonnen, waardoor populaties van *Lasiodiamesa* zich waarschijnlijk op deze plekken hebben kunnen handhaven. Ook het voorkomen van een grote populatie van de Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*) in het Wooldse Veem is een voorbeeld van een karakteristieke soort die zich heeft kunnen handhaven gedurende het geleidelijke aantastingsproces, doordat er in secundaire habitats geschikte condities zijn ontstaan.

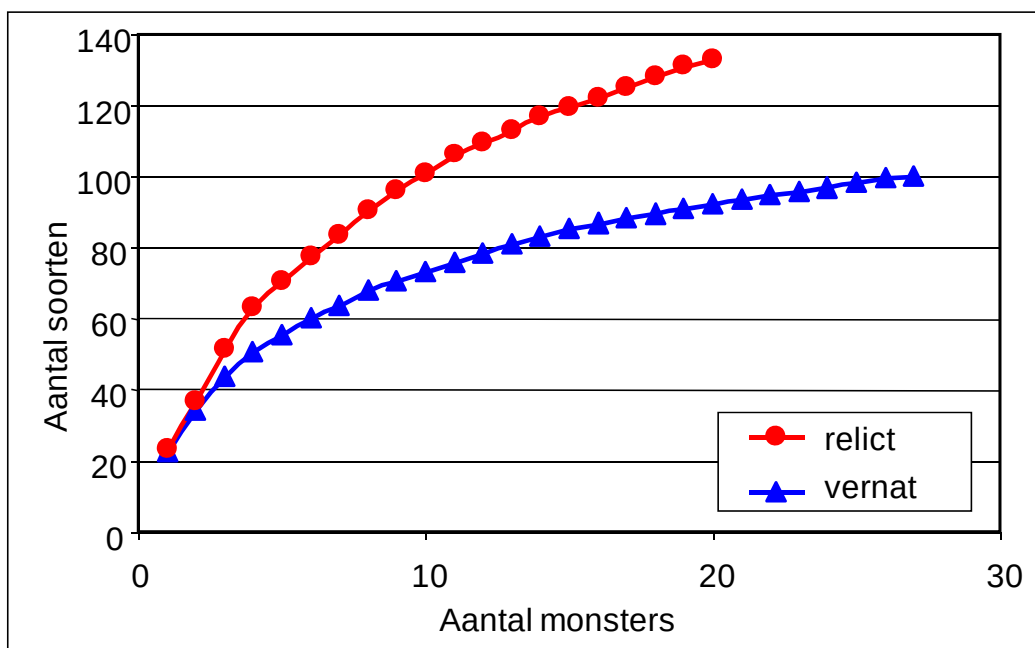
Wat geschikte condities zijn, is soortspecifiek, waardoor het ook van soort tot soort verschilt in hoeverre deze zich hebben kunnen handhaven in secundaire habitats. Een vergelijking tussen een intacte situatie in Estland en aangetaste situaties in Nederland laat zien (Van Duinen & Esselink, 2002; Van Duinen *et al.*, 2004b; 2004c) dat een deel van de soorten die in Estland beperkt is tot overgangssituaties, in de Nederlandse gebieden algemeen voorkomt (o.a. *Nais variabilis*, *Leucorrhinia rubicunda*, *Ablabesmyia phatta*, *Coenagrion lunulatum*). Deze soorten zijn waarschijnlijk beperkt tot de wat voedselrijkere plekken in een intact hoogveenlandschap (zoals overgangsveen, veenbeekjes, lagg zone) en deze beperking is in de Nederlandse gebieden opgeheven. Andere soorten die in Estland gebonden zijn aan de overgangssituaties blijken in Nederland zeer zeldzaam (o.a. *Somatochlora arctica*, *Coenagrion hastulatum*, *Lasiodiamesa* sp, *Halipilus fulvicollis*). Voor deze soorten is de lage nutriëntenbeschikbaarheid in Estse hoogveenkernen dus niet de (enige) beperkende factor. Deze soorten kunnen gebonden zijn aan dergelijke overgangssituaties vanwege het voorkomen van specifieke condities die met name in gradiënten voorkomen (bepaalde waterkwaliteit, zoals licht minerotrofe condities of elektrolytarm water), specifieke vegetatiestructuren (o.a. Fonteinkruiden, Zeggen), de hydrologische stabiliteit (geen/nauwelijks peilfluctuaties, constante temperatuur) en/of het voorkomen van verschillende omgevingscondities op korte afstand (terreinheterogeniteit). Dergelijke overgangen kennen meestal ook een zeer soortenrijke vegetatie (Baaijens, 1985).

6.3.2 Herstel hoogveen op landschapsschaal

Het doel van herstelbeheer is het behoud en herstel van gemeenschappen behorend bij een intact hoogveenlandschap. Dit zijn twee doelen (behoud en herstel) die veelal in één adem worden genoemd. Zo ligt in het huidige beheer de nadruk op het vasthouden van (gebiedseigen) water om zo over grote oppervlakten natte, voedselarme condities te creëren die geschikt zijn voor veenmosgroei. Door de aanleg van dammen en stuwen wordt de oppervlakkige afstroming van water beperkt. Hierbij wordt veelal een snelle stijging van het waterpeil nagestreefd, omdat men de negatieve effecten van verdroging zo snel mogelijk wil stoppen en omkeren.

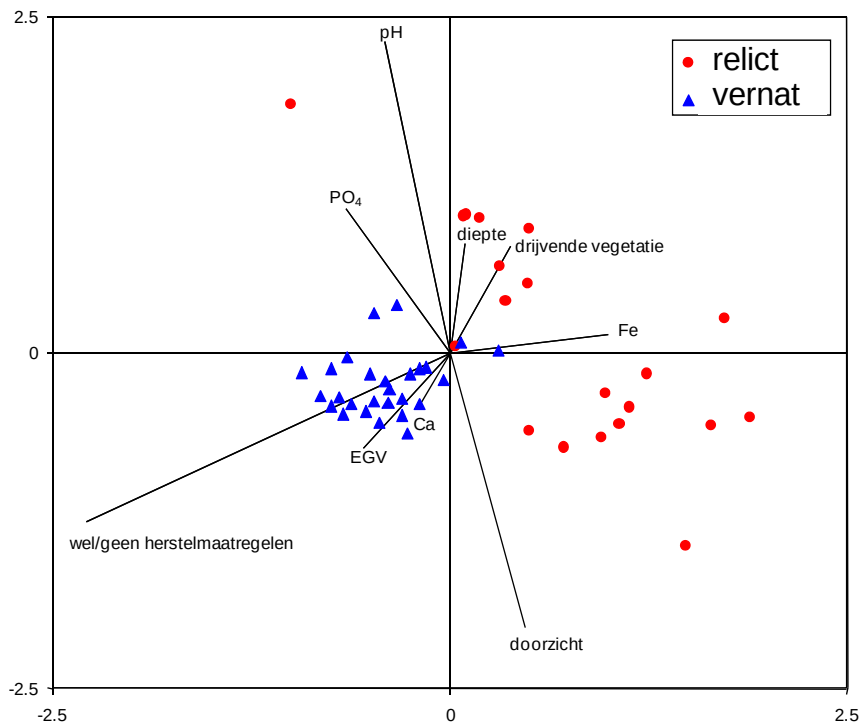
Behoud van waardevolle relict populaties

Het onderzoek in het Korenburgerveen geeft een beeld van de effecten op korte termijn (<4 jaar). De resultaten van het huidige onderzoek in het Korenburgerveen komen echter sterk overeen met het vergelijkend onderzoek in het kader van OBN-hoogvenen, waarbij in meerdere hoogveenrestanten vernatte plekken en niet vernatte plekken (relict situaties) met elkaar zijn vergeleken (Van Duinen *et al.*, 2003; Van Duinen *et al.*, 2004b). Uit het vergelijkende blijkt dat de totale soortenrijkdom hoger was in de relictsituaties (133 vs 100; figuur 23). Bovendien vlakt de curve van de vernatte situaties sterker af, wat eveneens duidt op een nivellering. Dit verschil was nog sterker voor karakteristieke soorten (34 vs 24). Een aanzienlijk deel van de karakteristieke soorten (12) werden alleen maar aangetroffen in relict situaties. Deze soorten komen voor in zowel veenputten waar drijftilvorming is, als putten waar veenmos alleen ondergedoken aanwezig is, of waar geen veenmosgroei optreedt. Ook relict situaties die wat vegetatie betreft niet erg waardevol lijken, blijken relictpopulaties van relatief veel karakteristieke en (zeer) zeldzame soorten te kunnen herbergen (Van Duinen *et al.*, 2004b).



Figuur 23. Cumulatief aantal soorten voor vernatte situaties (driehoekjes) en relict situaties (cirkels) in verschillende veenrestanten in Nederland (naar: Van Duinen *et al.*, 2003).

In het vergelijkende onderzoek van van Duinen zijn ook vergelijkingen zijn gemaakt over langere periodes (1-30 jaar), waardoor het mogelijk is om uitspraken te doen over de effecten op langere termijn. Een belangrijk aspect op langere termijn is de kolonisatie van herstelde plekken door karakteristieke soorten. Hierboven is uitgelegd dat verwacht wordt dat juist hoogveen karakteristieke soorten een laag kolonisatievermogen hebben. Wanneer het aantal soorten wordt uitgezet tegen het aantal jaren na vernatting blijkt dat het aantal zeldzame soorten wel toeneemt met de tijd; een kolonisatie effect (figuur 25a). Voor het aantal karakteristieke soorten is echter geen significant verband gevonden (figuur 25b). Dit duidt erop dat ofwel kolonisatie door hoogveen karakteristieke soorten inderdaad lastiger verloopt, of dat andere factoren een belangrijke rol spelen (onvoldoende herstel van leefomgeving). Beide mogelijkheden betekenen dat momenteel een groot aantal hoogveen karakteristieke soorten voor hun overleving nog afhankelijk is van relict situaties in hoogveenrestanten.

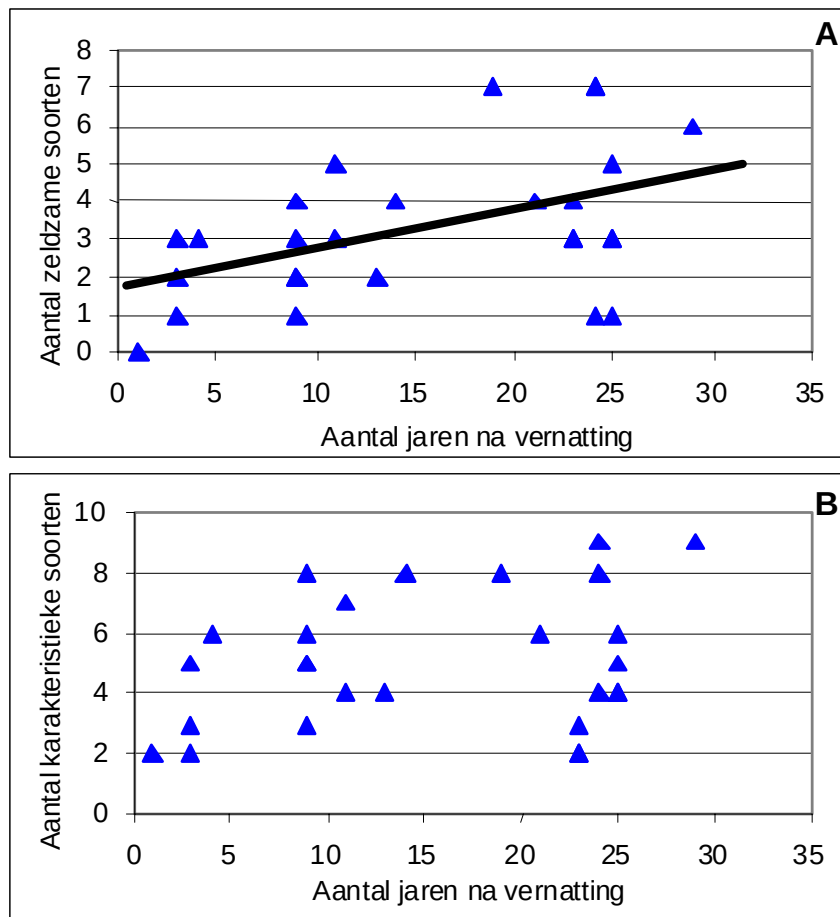


Figuur 24. Correspondentie analyse plot van de watermacrofauna soortensamenstelling in vernatte situaties (driehoekjes) en relict situaties (cirkels) in verschillende veenrestanten in Nederland (naar: Van Duinen et al., 2003). Significante omgevingsvariabelen ook aangegeven (lijnen).

Herstel van omgevingscondities

Voor herstel van de vegetatie behorend bij hoogveenkernen biedt vernatting goede perspectieven. Zo stimuleert het vernatten van witveen tot in het maaiveld de groei van veenmossen als *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum recurvum*, *Sphagnum papillosum* en vaatplanten als Veenpluis en Eénarig wollegras (Smolders et al., 2004). In zwartveen geeft plas-dras-vernatting de beste perspectieven, tenzij er voldoende relatief jong, weinig gehumificeerd, organisch materiaal aanwezig is. Dan kunnen zich door vernatting drijftillen vormen (Tomassen et al., 2003; 2004).

Voor herstel van de fauna biedt grootschalige, snelle vernatting weinig perspectief. Uit dit onderzoek komt naar voren dat een dergelijke vernatting leidt tot een nivellering van de faunagemeenschap: wat reeds abundant was wordt abundanter en wat schaars was wordt nog schaarser of verdwijnt. Met name de kwetsbare relictpopulaties (die veelal in lage frequenties voorkwamen) worden hierdoor getroffen. Deze resultaten stemmen overeen met het vergelijkend onderzoek in het kader van OBN-hoogvenen (Van Duinen et al., 2003; Van Duinen et al., 2004b). Hierbij werd eveneens een nivellering gevonden in de watermacrofauna gemeenschap; de soortensamenstelling van vernatte situaties lijkt veel sterker op elkaar dan de soortensamenstelling van relict situaties (figuur 24). Verder bleek het verschil tussen herstel en relict situaties niet of nauwelijks te verklaren met gemeten omgevingsvariabelen zoals pH, fosfaat, doorzicht, etc. De ijzer concentratie was het sterkste gecorreleerd met het wel of niet uitvoeren van herstelmaatregelen. Omdat ijzerconcentraties hoger zijn in grondwater duidt dit waarschijnlijk op een sterkere invloed van grondwater in de relict situaties. In de vernatte situaties is deze (verder) afgenomen, doordat het vastgehouden oppervlaktewater deze wegdukt. Daarnaast blijkt de aanwezigheid van structuren van drijvende vegetaties een belangrijk onderscheid te zijn tussen herstel en relict situaties. Soorten gebruiken deze structuren op verschillende manieren, bijvoorbeeld voor hun eiafzet (o.a. waterjuffers en waterwantsen), als schuilgelegenheid, als voedsel of als bouwsteen voor hun kokertje (b.v. de kokerjuffer *Glyptotendipes pellicidus*).



Figuur 25. Relatie tussen het aantal soorten en het aantal jaren na vernatting voor zeldzame soorten (a) en karakteristieke soorten (b) (naar: Van Duinen *et al.*, 2003).

Uit dit onderzoek en het onderzoek door van Duinen *et al.*, (2003) komt naar voren dat snelle, grootschalige vernatting leidt tot een nivellering, waarbij slechts een beperkt aantal soorten kunnen profiteren, terwijl veel karakteristieke en zeldzame soorten risico's lopen om juist door de maatregelen te verdwijnen. Hiervoor zijn twee oorzaken.

De eerste oorzaak is dat de uitvoering van maatregelen op de huidige wijze gepaard gaat met het optreden van schokeffecten. Dit leidt -in ieder geval op de korte termijn- tot een homogenisering van de leefomgeving; door het opzetten van water verdwijnen lokale verschillen in stroming, diepte, droogvalregime, verlandingsuccessie, beschaduwing, opbouw en afbraak van veen. Soorten die afhankelijk zijn van deze verschillende plekken worden direct getroffen. Bovendien treden de veranderingen dermate snel op dat veel soorten zich niet kunnen verplaatsen naar eventueel nieuwe geschikte plekken elders in het gebied, omdat ze weinig mobiel zijn, of slechts tijdelijk (in het adulte levensstadium) mobiel zijn.

De tweede oorzaak is dat diersoorten afhankelijk zijn van de terreinheterogeniteit in een hoogveenlandschap. Deze terreinheterogeniteit bestaat uit structuurverschillen (diepte, grootte, droogval, vegetatiestructuren) en kwaliteitsverschillen (mate van buffering, voedselrijkdom, zuurgraad, mineralenbeschikbaarheid). Het stimuleren van veenmosgroei is weliswaar belangrijk voor het ontstaan van een deel van deze terreinheterogeniteit: Hierdoor ontstaat op microschaal afwisseling in open water, drassig veenmos en veenmos bulten. Daarnaast beïnvloedt het de waterhuishouding, doordat veengroei leidt tot een fijnmazig patroon van watertjes en stroompjes die het water zeer geleidelijk afvoeren. Echter, minerotrofe overgangen, variaties in

voedselrijkdom en de bijbehorende andere vegetatiestructuren (o.a. drijvende vegetaties) worden niet of onvoldoende hersteld met het huidige herstelbeheer. Het belang van deze omgevingscondities wordt onderstreept door vergelijkend onderzoek in Estland (Van Duinen *et al.*, 2002), het vergelijkend onderzoek tussen relict situaties en vernatte situaties (Van Duinen *et al.*, 2003), en door het feit dat in het Korenburgerveen in de veenwateren met meer grondwaterinvloed juist een toename is van het soortenaantal ten opzichte van de uitgangssituatie, zowel lokaal als cumulatief, inclusief zeldzame en karakteristieke soorten als *Agabus congener* en *Limnephilus elegans*.

Mogelijkheden voor herstelbeheer

Uit bovenstaande volgt dat het probleem van de achteruitgang van hoogveenlandschappen breder is dan enkel verdroging (en vermessing). Ook de (variatie in de) mineralen beschikbaarheid is zeer belangrijk. De afname van de mineralen beschikbaarheid is een belangrijke oorzaak voor de achteruitgang en het uitblijven van herstel van faunagemeenschappen. Ook vanuit de biogeochemie is reeds bekend dat buffering vanuit de ondergrond een belangrijke rol speelt bij drijftilvorming en de productie van CO₂ en methaan (Lamers *et al.*, 1999) die beide als koolstofbron voor veenmos dienen (Raghoebarsing *et al.*, 2005). Ook vanuit de landschapsecologie wordt duidelijk dat veenlandschappen niet willekeurig verdeeld zijn in het dekzandlandschap, maar dat deze juist op plekken liggen waar naast beperking van de afvoer ook van oudsher een aanvoer van gebufferd water heeft plaatsgevonden (Baaijens, 1986).

Het grote belang van minerotrofe condities betekent ook dat de focus op herstel van hoogveenvormende vegetaties verbreed moet worden naar herstel van het landschap waarvan niet alleen de hoogveenkern deel uitmaakt, maar ook de omliggende, meer minerotrofe delen en overgangen daartussen. Dit heeft tot gevolg dat de focus op het vasthouden van (gebiedseigen) water verbreed moet worden. Naast de afvoerbeperking 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.

Welke mogelijkheden hebben beheerders om in hoogveenlandschappen effectief herstelbeheer uit te voeren? Uit het bovenstaande volgen twee richtlijnen:

1. Voorkomen van schokeffecten
2. Behouden en herstellen van terreinheterogeniteit van het hoogveenlandschap

Deze richtlijnen stonden grotendeels ook in de eindrapportage van de eerste fase. Groot verschil is echter dat de richtlijnen nu zijn onderbouwd met harde meetgegevens, terwijl ze in de eerste fase met name waren gefundeerd op de ideeën over het belang van heterogeniteit.

Uit de vorige paragraaf wordt duidelijk dat de twee doelen van beheer (behoud en herstel van gemeenschappen behorend bij een intact hoogveenlandschap) elk hun eigen aanpak behoeven. Vaak is de verdergaande achteruitgang van soorten een belangrijk motief voor beheerders om snel verbeteringen tot stand te brengen. Leidend principe moet echter de achteruitgang van soorten zijn, niet een zo snel mogelijk herstel van het systeem: Een verdere achteruitgang van soorten moet uiteraard snel worden gestopt, maar vervolgens kan de weg naar systeemherstel zeer geleidelijk plaatsvinden, zonder schokeffecten. Er kan dus een korte-termijn-strategie gericht op het stoppen van de achteruitgang (conservering) worden onderscheiden van een lange-termijn-strategie gericht op herstel van het systeem (restoratie).

De korte-termijn-strategie richt zich op het behoud van relictpopulaties. Mits de huidige condities niet verslechteren, kunnen de aanwezige karakteristieke soorten zich waarschijnlijk vrij goed handhaven, doordat hun strategie met name daarop is gericht. Deze soorten hebben aanpassingen aan het overleven van drogere periodes of hebben deze juist nodig (deze doen zich immers ook voor in een intacte situatie). Snelle vernatting kan daarentegen averechts werken, doordat soorten niet zijn aangepast aan permanente inundatie. Daarom dienen maatregelen op korte termijn niet gepaard te gaan met grote veranderingen (schokeffecten), maar zich juist te

richten op het voorkomen van verdere, negatieve veranderingen. Hierbij biedt geleidelijke vernatting echter geen garantie voor het behoud van relict populaties. Het gaat namelijk om het wegnemen van de oorzaken achter de achteruitgang en dat gaat verder dan enkel het voorkomen van meer verdroging. Populaties van soorten die afhankelijk zijn van doorstroming of lichte aanrijking met meer minerotroof water zullen alleen behouden blijven of kunnen toenemen, wanneer deze doorstroming of aanrijking blijft bestaan of wordt hersteld. Wanneer door geleidelijke opstuwing van het waterpeil de kwaliteit van het water geleidelijk ongeschikt wordt voor soorten, zullen deze soorten toch verdwijnen.

Op korte termijn kunnen maatregelen in de directe omgeving van het gebied effectief bijdragen aan het verminderen van de ontwatering van het gebied (b.v. het dempen van greppels en het dempen/verondiepen van omliggende sloten). Doordat de maatregelen worden genomen buiten het gebied, zullen de effecten in het gebied zelf geleidelijk zijn. Daarnaast kunnen in het gebied de meest voor de hand liggende zaken worden aangepakt waar het risico minimaal is. Het gaat hierbij om zeer kleinschalige ingrepen gericht op het vertragen van de afvoer van water, zoals het dichten van greppels.

De lange-termijn-strategie richt zich op herstel van het systeem, zodat relictpopulaties zich kunnen uitbreiden. Naast herstel van condities voor veenvorming betekent dit ook een versterking van de terreinheterogeniteit. Vernatting door aanleg van dammen kan op de lange termijn het systeemherstel frustreren, doordat scherpe grenzen (grote peilverschillen) worden gecreëerd tussen de hoogveenkern en het omliggende landschap. Ook verbeteringen op lange termijn moeten geleidelijk worden gerealiseerd om schokeffecten te voorkomen. Immers, het ontginningsproces en de aantastingsproces zijn ook geleidelijke processen die in de loop van decennia zijn opgetreden. Een geleidelijke aanpak heeft een aantal voordelen. Ten eerste voorkomt het schokeffecten, waardoor de kans dat aanwezige relictpopulaties verdwijnen door de veranderingen minimaal is. Ten tweede leidt een geleidelijke uitvoering niet tot nivellering (geen verlies terreinheterogeniteit). Ten derde biedt het de soorten die als relictpopulatie in secundaire habitats voorkomen betere overlevingskansen, doordat ze langzaam kunnen (terug)schuiven naar het toekomstig leefgebied. Doordat de meeste karakteristieke soorten een strategie hebben die met name gericht is op handhaving en niet op dispersie is het zeer belangrijk dat ze voldoende tijd hebben om het nieuwe geschikte plekken te koloniseren. Het feit dat in de huidige situatie de bronpopulaties van deze soorten in het terrein zelf een stuk kleiner zijn en dat de afstanden naar andere terreinen met bronpopulaties groter zijn, maakt het nog belangrijker om bronpopulaties binnen het terrein te behouden. Dit verhoogt de noodzaak van een geleidelijke aanpak.

Versterking van de terreinheterogeniteit is mogelijk door de processen die ten grondslag liggen aan de variatie in omgevingscondities te herstellen. Op landschapsschaal is met name het herstel van de regionale hydrologische relaties in de ondergrond te noemen. De invloed van grondwater kan vergroot worden door het dempen en verondiepen van sloten. Andere maatregelen zijn het beperken van winning van drinkwater in de nabije omgeving. Zo wordt in Corle, ten zuidenwesten van het Korenburgerveen drinkwater gewonnen uit de smeltwatergeul. Daarnaast kan voor het Korenburgerveen nog de recreatieplas 't Hilgeloo genoemd worden als verliespost in de regionale hydrologie. Deze zandwinplas ligt op de smeltwatergeul, ten noordoosten van het Korenburgerveen. Het versterken van de grondwaterinvloed leidt tot meer minerotrofe condities in bepaalde gebiedsdelen, met name bij de dekzandopduikingen in het gebied en aan de rand. Verwerving van omliggende percelen en vermindering van drinkwater zijn moeizame maatregelen waarvan de realisatie een lange tijd in beslag neemt. Ter overbrugging van deze periode kunnen interne maatregelen noodzakelijk zijn om verdergaande achteruitgang te voorkomen, zoals het voorkomen van verdergaande verbossing. Kleinschalige boomkap kan daarbij uitkomst bieden. Dit kan een bijdrage leveren aan de vermindering van verdamping. Daarnaast vergroot dit de lichtinval, waardoor veenmossen sneller kunnen uitbreiden. Deze maatregelen moeten wel worden herhaald en zijn bovendien erg arbeidsintensief. Ze zijn daarom alleen zinvol als overbruggingsmaatregel indien het systeem herstellende is of wanneer binnen

afzienbare tijd herstel mogelijk wordt. Zoals met alle interne maatregelen is het aan te bevelen om ze kleinschalig (maatwerk) en gefaseerd in tijd en ruimte uit te voeren, zodat de versturende werking beperkt blijft tot een klein deel van het terrein.

Gegevens over het huidige voorkomen van soorten moeten als handvat gebruikt worden voor de keuzes in deze fasering.

Zowel voor de korte-termijn-strategie als de lange-termijn-strategie geldt dat monitoring noodzakelijk is om een vinger aan de pols te houden. Zo kan worden bepaald of de achteruitgang werkelijk is gestopt, of soorten inderdaad langzaam meeschuiven naar toekomstig geschikt leefgebied en of soorten inderdaad de nieuwe plekken koloniseren die door kleinschalig maatwerk zijn gecreëerd. Op basis van de monitoringsgegevens kan dan worden besloten om maatregelen terug te draaien, bij te stellen of de volgende stap van het herstelplan uit te voeren.

6.4 Herstel van complexe landschappen vereist herstel op landschapsschaal

De synthese voor hoogveenlandschappen kan worden verbreed naar complexe landschappen in het algemeen. Actief ingrijpen is noodzakelijk om de negatieve effecten van aantasting tegen te gaan. Beheersmaatregelen, zoals plagen, baggeren, kappen, etc. kunnen lokale effecten van verzuring, verdroging en vermessing tegengegaan. Ze kunnen echter op groter schaalniveau ook leiden tot een verdere afname van de heterogeniteit. Door de snelheid, grootschaligheid en intensiteit van uitvoering kunnen ze leiden tot vervlakking wanneer over grote oppervlakten een verandering plaatsvindt in dezelfde richting: overal natter, minder reliëfverschillen, etc. Monotone vlaktes van Struikhei of Dophei na grootschalige plagwerkzaamheden zijn hiervan voorbeelden.

Omdat soorten (planten en dieren) afhankelijk zijn van heterogeniteit voor het voltooien van hun levenscyclus of voor de handhaving van hun populaties, kunnen maatregelen juist leiden tot een ongewenst verlies aan biodiversiteit. Dieren zijn op korte termijn afhankelijk van heterogeniteit en ruimte en lopen het risico als eerste te verdwijnen. Daarnaast kunnen korte perioden van ongeschiktheid funest zijn. Bovendien valt voor de fauna het meest te verliezen/conserveren, omdat het een soortenrijke groep is. Tenslotte opereert de fauna op een brede scala aan schaalniveaus, zodat de groep ook het meest gevoelig is voor vervlakking van het landschap. Dit betekent dat beheer rekening dient te houden met de betekenis van heterogeniteit en schaal.

Beheerders zien zich dus voor een dilemma geplaatst: niet ingrijpen met als gevolg dat de biodiversiteit afneemt door aantasting, of wel ingrijpen, met een verstoring als gevolg die kan leiden tot een afname van de heterogeniteit waardoor de biodiversiteit afneemt. Om dit dilemma op te lossen zijn de volgende drie stappen belangrijk: (i) de aantastingsgeschiedenis, (ii) de korte termijn aanpak en (iii) de lange termijn aanpak.

De aantastingsgeschiedenis gaat over de reactie van soorten op effecten van aantasting en historisch gebruik. Geschiede omgevingscondities zijn verdwenen, verschoven of juist ontstaan. Soorten die we nu in een natuurgebied kunnen aantreffen zullen daarom in de intacte situatie deels in andere gebiedsdelen hebben gezeten of zelfs alleen buiten het gebied. Soorten zijn verschoven naar de huidige plekken, waar ze een toevluchtsoord vonden. De korte termijn draait om het behoud van soorten die nog als relictpopulatie aanwezig zijn in een specifiek gebied onder de huidige condities (actuele situatie). Op lange termijn wordt echter gestreefd naar (duurzaam) systeemherstel. Deze kennen elk een eigen wijze van ingrijpen en moeten op elkaar worden afgestemd via fasering in de uitvoering, zowel in ruimte als in tijd. Op zowel korte als lange termijn moet worden gestreefd naar behoud van heterogeniteit. Belangrijk hierbij is de schaal waarop het systeem functioneert en dit hangt samen met de historische beïnvloeding en de configuratie van de landschapsonderdelen (grootte, afstand). Voor behoud van de heterogeniteit moet de schaal (in ruimte en tijd) van de maatregelen aangepast worden op de schaal van het functioneren. Doordat meestal sprake is van kleine natuursnippers is maatwerk een

vereiste, omdat er geen tussenruimte is waar naar toe kunnen of van waaruit dieren kunnen herkoloniseren. Het behoud van soorten op korte termijn is daarom afhankelijk van herhaaldelijke kleinschalige ingrepen om de geschikte condities te scheppen of behouden.

In de huidige praktijk wordt in het streven naar systeemherstel op lange termijn éénmalige, grootschalige ingrepen uitgevoerd om in het natuurgebied de condities te creëren zoals die naar voren komen uit de ecosysteemvisies (bv. vernatting van hoogveenrestanten). Dergelijke grootschalige maatregelen leiden echter tot verlies aan heterogeniteit, althans op de korte termijn. Hoewel heterogeniteit van belang is voor elk organismen op telkens verschillende schaalniveaus is het in de praktijk lastig om de heterogeniteit te verhogen door actief ingrijpen (herstelbeheer), met name op kleiner schaalniveau. Dit komt omdat heterogeniteit wordt gekenmerkt door stabiele, geleidelijke overgangen. Versterken van landschapsvormende processen die ten grondslag liggen aan de variatie in systeemcondities is een goed alternatief om de heterogeniteit te vergroten. Het moge duidelijk zijn dat dit een veel geleidelijkere verschuiving in de richting van systeemherstel zal zijn, die weliswaar langzamer zal zijn, maar met behoud van de heterogeniteit en de daarvan afhankelijke biodiversiteit.

Uit bovenstaande volgen de belangrijkste voordelen van een benadering op landschapsschaal. Zo biedt het de mogelijkheid om problemen aan te pakken die het schaalniveau van het landschap spelen. Zo hoeft oplossing niet te worden gevonden in het natuurgebied zelf, maar kan in de directe omgeving worden gezocht. Hierdoor kan de versturende werking van ingrepen beperkt blijven. Vervlakking en versnippering zijn belangrijke problemen die op groter schaalniveau spelen, omdat ze leiden tot verlies aan heterogeniteit. Het versterken van de onderliggende systeemprocessen brengt geleidelijk een sterkere differentiatie aan in het landschap waartussen vervolgens gradiënten ontstaan. Dit leidt tot een toename van de heterogeniteit. Bovendien kunnen door de geleidelijke verschuiving van onderdelen de organismen afhankelijk van deze onderdelen makkelijker meeschuiven. Een benadering op landschapsschaal biedt de mogelijkheid om rekening te houden met de ruimtelijke samenhang tussen de verschillende onderdelen in het landschap waardoor op bepaalde plekken ecologisch kansrijke gradiënten kunnen worden behouden of versterkt en waardoor diersoorten die verschillende onderdelen in het landschap gebruiken ook kunnen worden meegenomen.

Tijdens het hele proces van uitvoering kan hierbij het bewust zijn van fauna en de eisen die ze stellen, een bijdrage leveren aan het voorkomen van goedbedoelde maatregelen die vanuit fauna oogpunt ongunstig zijn.

6.5 Aanbevelingen beleid

Uit dit onderzoek komen de volgende zaken naar voren:

1. Kennis van de verspreiding van relictpopulaties is van groot belang voor de uitvoering
2. Schokeffecten moeten worden voorkomen; effecten moeten geleidelijk zijn
3. Herstel van de regionale hydrologie is zeer kansrijk

Om basis daarvan worden de volgende aanbevelingen gedaan voor het beleid:

1. Stel vooronderzoek in complexe landschappen verplicht.

Bij herstel van een complex landschap kan vooronderzoek een belangrijke bijdrage leveren tot het succes van herstelmaatregelen. Dit vooronderzoek dient zich te richten op zowel het beschrijven van de uitgangssituatie als het begrijpen daarvan. Dit heeft tot gevolg dat naast de mogelijkheden voor het beperken van de waterafvoer ook gekeken dient te worden naar de mogelijkheden en de betekenis van de wateraanvoer, zowel kwantitatief, maar zeker ook kwalitatief. Hierbij dient ook de historische situatie te worden betrokken. De historische situatie geeft informatie over hoe het landschap vroeger functioneerde. Vergelijking van het historisch functioneren en het huidig functioneren, geeft aan de potenties aan en maakt duidelijk welke doelen haalbaar zijn en welke niet. Met deze gebiedsspecifieke kennis kan concreet worden voorgesteld hoe optimalisatie en *fine-tuning* van herstelbeheer eruit ziet.

2. Versoepel de tijdslimiet voor het besteden van verkregen subsidie

Een belangrijk argument om maatregelen binnen enkele jaren geheel uit te voeren is dat het geld alleen beschikbaar is in deze periode. Om ervoor te zorgen dat maatregelen geleidelijke effecten hebben is in een aantal gevallen fasering van de uitvoering nodig. Dit betekent dat ook verlening van subsidie niet aan een beperkte tijd gebonden moet zijn. Bovendien zijn sommige maatregelen pas op langere termijn te realiseren (verwerven percelen), terwijl deze ook in de aanloopperiode kosten met zich mee brengen (voorlichting, besprekingen, etc.; creëren van draagvlak).

3. Faciliteer herstel van regionale hydrologie

Omliggende percelen zijn veelal nog in agrarisch gebruik, worden onttrokken en bemest. Gezien de huidige ontwikkelingen in de ruimtelijke ordening liggen hier grote kansen voor natuurbehoud en -herstel. Omdat verwerving van deze percelen moeizaam is, vormt dit een reële vertraging in zowel het veiligstellen van het gebied (stoppen achteruitgang; korte termijn) als het herstel van het gebied (lange termijn). Het aangaan van beheersafspraken of het overdragen van het beheer, zodat het perceel beheerd kan worden in dienst van het aanliggende natuurgebied is een goed alternatief voor verwerving van deze gebieden. Hiervoor zijn ook subsidieregelingen aan te vragen, zodat het ook economisch rendabel is, maar aanvraag daarvan brengt een papierlast met zich mee. Deze papierlast vormt een drempel voor het sluiten van beheersovereenkomsten en daarmee voor herstel van de regionale hydrologie. Beperking van de papierlast of onderbrengen van de alle subsidieaanvragen in een regio bij één lokale organisatie kan het sluiten van beheersovereenkomsten faciliteren.

Dankwoord

Aan dit onderzoek heeft een groot aantal mensen bijgedragen. Voor hun hulp bij het determineren bedanken we Jan Cuppen, Bas Drost, Anders Nilsson en Bernhard van Vondel (waterkevers), Bert Higler (kokerjuffers), Henk Moller-Pillot en Peter Langton (dansmuggen). De volgende mensen bijgedragen aan het verzamelen en uitwerken van gegevens: Ankie Brock, Gijs Broens, Martijn Dijkman, Gert-Jan van Duinen, Miranda van Es, Joana Frazão, Marten Geertsma, Esther Graaskamp, Paul van Hoek, Hein van Kleef, Ilke Kolenbrander, Jan Kuper, Annelies Luteijn, Daniel van der Loo, Marijn Nijssen, Cindy van Orsouw, Wouter Nijssen, Theo Peeters, Michel Smits, Peter Spierenburg, Tijn van de Steeg, Liesbet Timan en Lisa Wiesmann. Daarnaast willen we Ankie Brock apart bedanken voor de analyse van de water- en bodemonsters. Marij Orbons bedanken we voor de prettige samenwerking in het lab van de afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie (KUN) en later in het lab van de afdeling Dierecologie en -ecofysiologie (KUN). Daarnaast willen we Gert Jan Baaijens bedanken we voor zijn leerzame en boeiende verhalen over het Korenburgerveen, gradiënten en het ontstaan van veenlandschappen. Voor de begeleiding bedanken wij het Deskundigenteam Fauna en de mensen van de begeleidingscommissie: Frits Bink, Rob Leuven, Henk Moller-Pillot, Jan Roelofs, Henk Siepel, Gerard van der Velde en Piet Verdonschot. Verder zijn de collega's van Stichting Bargerveen onmisbaar geweest als klankbord voor de ideeën die ontwikkeld zijn vanuit dit onderzoek, waarbij we met name onze collega's van de 'aquatenkamer' Gert Jan van Duinen en Hein van Kleef willen noemen. Tenslotte was het onderzoek niet mogelijk geweest zonder de prettige medewerking van de medewerkers van Natuurmonumenten. In het bijzonder willen we Han Duyverman, de beheerder van het Korenburgerveen, bedanken voor alle relevante achtergrondinformatie en informatie omtrent de actuele veldsituatie en de beheersproblematiek.

7 Literatuur

Arscott DB, K Tockner & JV Ward (2000) Aquatic habitat diversity along the corridor of an Alpine floodplain river. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 679-704.

Baaijens GJ (1985) Over grenzen. *De Levende Natuur* 86 (3): 102-110.

Baaijens GJ (1986) Toelichting bij de voorlopige gradiëntekaart schaal 1: 250.000 van Nederland. Eerste concept. Eigen uitgave. 64 pp.

Bink FA, AJ Beintema, H Esselink, J Graveland, H Siepel & AHP Stumpel (1998) Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.

Biologische Station Zwillbrock (1995) Beheersvisie Korenburgerveen. Biologische Station Zwillbrock, Vreden.

Lamers LPM, C Farhoush, JM van Groenendaal & JGM Roelofs (1999) Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology*, 87: 639-648.

Li J, A Herlihy, W Gerth, P Kaufmann, S Gregory, S Urquhart & DP Larsen (2001) Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46: 87-97.

Mankor J (1985) Het Korenburgerveen, een ecohydrologische onderzoek. RIN, intern rapport 87/9, Leersum

Nijboer RC & PFM Verdonschot (red) (2001) Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19. 77 pp.

Raghoebarsing AA, AJP Smolders, MC Schmid, WIC Rijpstra, M Wolters-Arts, J Derksen, MSM Jetten, S Schouten, JS Sinninghe Damsté, LPM Lamers, JGM Roelofs, HJM Op den Camp & M Strous (2005) Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436: 1153-1156.

Ribera I & AN Nilsson (1995) Morphometric patterns among diving beetles (Coleoptera: Noteridae, Hygrobiidae, and Dytiscidae). *Canadian Journal of Zoology*, 73, 2343-2360.

Schouten, MGC (Red) (2002) Conservation and restoration of raised bogs - Geological, hydrological and ecological studies. Dúchas - The Heritage Service of the Department of the Environment and Local Government, Ireland; Staatsbosbeheer, the Netherlands; Geological Survey of Ireland; Dublin

Schouwenaars JM, H Esselink, LPM Lamers & PC Van der Molen (2002) Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen - bestaande kennis en benodigd onderzoek. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij Wageningen.

Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.

Shurin JB (2000) Dispersal Limitation, Invasion Resistance, and the Structure of Pond Zooplankton Communities. *Ecology* 81(11): 3074-3086.

Smits MJA, GA van Duinen, JG Bosman, AMT Brock, J Javoiš, JT Kuper, TMJ Peeters, MAJ Peeters & H Esselink (2002) Species richness in a species poor system: aquatic macroinvertebrates of Nigula raba, an intact raised bog system in Estonia. In: Proceedings of the International Peat Symposium - Peat in Horticulture - Quality and Environmental Changes (red Schmielewski G & Rochefort L): 283-291.

Smolders AJP, HBM Tomassen, J Limpens, GA Van Duinen, S Van der Schaaf & JGM Roelofs (2004). Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. In: G.A. van Duinen *et al.*, (Red.) Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit - 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/305, Ede. Pp. 71-108

Tomassen HBM, AJP Smolders, LPM Lamers & JGM Roelofs (2004). Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87.

Tomassen HBM, AJ Smolders, JM Van Herk, LPM Lamers & JGM Roelofs (2003). Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: an experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science* 6: 141-151.

Van den Bosch, M. & H. Kleijer (2003) De ontwikkeling van het landschap ten oosten van Winterswijk. *Cainozoic research, special issue* 1:3-26.

Van den Brand, St. H. (1995). De plantengroei van Winterswijk. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Van Duinen GA, Brock AMT, Kuper JT, Peeters TMJ Smits, MJA, Verberk WCEP & Esselink H (2002) Important keys to successful restoration of characteristic aquatic macroinvertebrate fauna of raised bogs. In: Proceedings of the International Peat Symposium - Peat in Horticulture - Quality and Environmental Changes (eds Schmielewski G & Rochefort L): 292-302.

Van Duinen, G.A. & H. Esselink (2002) 5 Fauna. In: Onderzoek herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. Rapport EC-LNV nr. 2002/139, Ede (eds H. Tomassen, F. Smolders): 135-162.

Van Duinen, G.A., 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. *Wetland Ecology and Management*, 11, 447-459.

Van Duinen GA, Dees A, Esselink, H (2004a) Importance of permanent and temporary water bodies for aquatic beetles in the raised bog remnant Wierdense Veld. *Proceedings Experimental and Applied Entomology* 15: 15-20.

Van Duinen GA, HH van Kleef, M Nijssen, CAM van Turnhout, WCEP Verberk, J Holtland & H Esselink (2004b) Schaal en intensiteit van herstelmaatregelen: Hoe reageert de fauna? In: G.A. van Duinen *et al.*, (Red.) Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit - 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/305, Ede. Pp.189-240.

Van Duinen GA, AMT Brock, JT Kuper, TMJ Peeters & H Esselink (2004c) 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.

Van 't Hullenaar JW (2000) Zuiver veen in hoger sferen - Hydrologisch inrichtingsplan voor herstel van het Korenburgerveen - definitieve versie. Hullenaar Ecohydrologisch Adviesbureau, Zwolle.

Van Kleef HH, H Esselink (2005). Analyse van de effecten van herstelmaatregelen op watermacrofauna in zwakgebufferde oppervlaktewateren. Een vergelijkend onderzoek in vier vennen waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. Rapport EC-LNV 2005/261-O, Ede

Verberk WCEP, GA van Duinen, TMJ Peeters & H Esselink (2001) Importance of variation in water-types for water beetle fauna (Coleoptera) in Korenburgerveen, a bog remnant in the Netherlands. Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV) 12: 121-128.

Verberk, WCEP, AMT Brock, GA van Duinen, M van Es, JT Kuper, TMJ Peeters, MJA Smits, L Timan & H Esselink (2002) Seasonal and spatial patterns in macroinvertebrate assemblage in a heterogeneous landscape. Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV) 13: 35-43.

Verberk, WCEP & H Esselink (2003) Faunaherstel vereist de integratie van landschapsecologie en dierecologie. Landschap 20(5): 3-7.

Verberk WCEP, GA Van Duinen, HKM Moller Pillot & H Esselink (2003) *Lasiodiamesa gracilis* (Chironomidae: Podonominae) new for the Dutch fauna. Entomologische Berichten 63 (2): 40-42.

Verberk WCEP & H Esselink (2004a) OBN-project: "Invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen (eindrapportage 1e fase). Rapport EC-LNV nr 2004/234-O Ede, 86 pp.

Verberk WCEP & H Esselink (2004b) OBN-project: "Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen 2e fase" tussenrapportage maart 2004. 21 pp.

Verberk WCEP & H Esselink (2005a). Aggregation of water beetles: mechanisms of dispersal. Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV) 16: 51-61

Verberk WCEP & H Esselink (2005b) OBN-project: "Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen 2e fase" voortgangsrapportage januari 2005. 10 pp.

Verberk WCEP, HH van Kleef, M Dijkman, P van Hoek, P Spierenburg & H Esselink (2005) Seasonal changes on two different spatial scales: response of aquatic invertebrates to water body and microhabitat. Insect Science 12(4):263-280.

Verberk WCEP, GA van Duinen, AMT Brock, RSEW Leuven, H Siepel, PFM Verdonschot, G van der Velde & H Esselink (2006). Importance of landscape heterogeneity for the conservation of aquatic macroinvertebrate diversity in bog landscapes. Journal for Nature Conservation, *in druk*.

Verdonschot PFM (1990) Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Provincie Overijssel, Zwolle; Rijksinstituut voor natuurbeheer, Leersum.

Verschoor AJ, GJ Baaijens, AP Grootjans, S van der Schaaf, W Rooke, FH Everts & NPJ de Vries (2002) Hoogveenontwikkeling in veentjes en kleinschalige hoogveencomplexen op het Dwingelerveld ; Een landschapsbenadering. Deel 2: Landschapsontwikkeling en hydrologie RUG / EGG consult everts & de vries in opdracht van EC-LNV.

Bijlage: Lijst met aangetroffen taxa met voor elk taxon de landelijke zeldzaamheid

(Naar Nijboer & Verdonschot, 2001) de taxonomische groep, alsmede de frequentie, abundantie en toegekende status voor zowel de uitgangssituatie als de effectmeting.

Naam	Zeldzaamheid	Groep	uitgangssituatie (2000-2002)			effectmeting (2004)		
			frequentie	abundantie	status	frequentie	abundantie	status
Ablabesmyia longistyla/monilis	Algemeen	Dansmug	6	21	vrij schaars	2	4	schaars
Ablabesmyia phatta	Algemeen	Dansmug	7	74	vrij abundant	2	2	zeer schaars
Acilius canaliculatus	Vrij zeldzaam	Waterkever	16	59	vrij abundant	24	47	vrij abundant
Acilius sulcatus	Algemeen	Waterkever	2	3	schaars	4	7	schaars
Acricotopus lucens	Algemeen	Dansmug	6	136	abundant	6	148	abundant
Aedes annulipes/cantans	Zeer algemeen	Steekmug	2	2	zeer schaars	12	538	zeer abundant
Aedes cinereus	Vrij algemeen	Steekmug	2	16	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Aedes geniculatus pop	Vrij algemeen	Steekmug	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Aedes punctor	Algemeen	Steekmug	3	22	vrij schaars	4	10	vrij schaars
Aeshna cyanea	Vrij algemeen	Blauwe glazenmaker	4	19	vrij schaars	2	6	schaars
Aeshna juncea	Vrij zeldzaam	Venglazenmaker	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Agabus affinis	Zeldzaam	Waterkever	5	8	schaars	5	22	vrij schaars
Agabus bipustulatus	Zeer algemeen	Waterkever	22	95	abundant	15	32	vrij abundant
Agabus congener	Zeldzaam	Waterkever	4	8	schaars	2	7	schaars
Agabus striolatus	Zeldzaam	Waterkever	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Agabus sturmii	Zeer algemeen	Waterkever	14	102	abundant	14	49	vrij abundant
Agabus uliginosus	Zeldzaam	Waterkever	1	3	zeer schaars	1	4	schaars
Agabus undulatus	Vrij algemeen	Waterkever	3	4	schaars	4	8	schaars
Agabus unguicularis	Zeer zeldzaam	Waterkever	1	4	zeer schaars	4	8	schaars
Agrypnia varia	Vrij zeldzaam	Kokerjuffer	1	1	zeer schaars	1	5	schaars
Anabolia brevipennis	Zeldzaam	Kokerjuffer	0	0	zeer schaars	3	15	vrij schaars
Anacaena globulus	Zeer algemeen	Waterkever	8	18	vrij schaars	6	10	vrij schaars
Anacaena limbata	Zeer algemeen	Waterkever	8	38	vrij abundant	8	14	vrij schaars
Anacaena lutescens	Zeer algemeen	Waterkever	25	118	abundant	18	77	abundant
Anopheles claviger	Vrij zeldzaam	Steekmug	1	4	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Anopheles gr maculipennis	Vrij algemeen	Steekmug	0	0	zeer schaars	1	10	schaars
Argyroneta aquatica	Zeer algemeen	Waterspin	21	518	zeer abundant	35	831	zeer abundant
Asellus aquaticus	Zeer algemeen	Waterpissebed	28	7632	zeer abundant	29	8376	zeer abundant
Athripsodes aterrimus	Zeer algemeen	Kokerjuffer	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Aulodrilus pluriseta	Algemeen	Borstelworm	2	78	vrij abundant	1	5	schaars
Beraeodes cf minutus	Vrij zeldzaam	Kokerjuffer	1	16	schaars	0	0	zeer schaars
Berosus luridus	Vrij zeldzaam	Waterkever	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Bidessus grossepunctatus	Zeer zeldzaam	Waterkever	0	0	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Bidessus unistriatus	Vrij zeldzaam	Waterkever	0	0	zeer schaars	2	3	schaars
Brachytroch pratense	Vrij zeldzaam	Glassnijder	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Cercyon convexusculus	Algemeen	Waterkever	2	5	schaars	2	3	schaars
Cercyon sternalis	Vrij zeldzaam	Waterkever	0	0	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Ceragrion tenellum	Zeldzaam	Koraaljuffer	5	611	abundant	11	284	zeer abundant
Chaetocladius piger agg	Algemeen	Dansmug	0	0	zeer schaars	2	12	vrij schaars
Chaetocladius sp herkenbosch	Zeer zeldzaam	Dansmug	3	162	vrij abundant	9	911	zeer abundant
Chaoborus crystallinus	Algemeen	Pluimmug	23	593	zeer abundant	17	408	zeer abundant
Chaoborus flavicans	Algemeen	Pluimmug	10	73	vrij abundant	3	6	schaars
Chaoborus obscuripes	Vrij algemeen	Pluimmug	8	62	vrij abundant	3	23	vrij schaars
Chaoborus pallidus	Zeldzaam	Pluimmug	21	889	zeer abundant	24	905	zeer abundant
Chironomus sp	Zeer algemeen	Dansmug	31	1418	zeer abundant	40	7139	zeer abundant
Cladopelma gr lateralis	Vrij algemeen	Dansmug	2	25	vrij schaars	3	3	schaars
Cladotanytarsus sp	Zeer algemeen	Dansmug	2	5	schaars	1	1	zeer schaars
Coelambus impressopunctatus	Algemeen	Waterkever	2	3	schaars	4	4	schaars
Coelostoma orbiculare	Vrij algemeen	Waterkever	0	0	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Coenagrion hastulatum	Zeer zeldzaam	Speerwaterjuffer	6	28	vrij schaars	3	4	schaars
Coenagrion puella/pulchellum	Algemeen	Azuur/var. waterjuffer	13	269	abundant	16	374	zeer abundant
Cognettia glandulosa	Vrij algemeen	Borstelworm	13	137	abundant	24	566	zeer abundant
Cognettia sphagnetorum	Vrij algemeen	Borstelworm	4	335	abundant	0	0	zeer schaars
Colymbetes paykulli	Zeer zeldzaam	Waterkever	3	4	schaars	5	11	vrij schaars
Copelatus haemorrhoidalis	Vrij algemeen	Waterkever	3	9	schaars	11	26	vrij abundant
Cordulia aenea	Vrij zeldzaam	Smaragdlibel	2	24	vrij schaars	3	6	schaars
Corixa dentipes	Vrij zeldzaam	Waterwants	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Corixa punctata	Zeer algemeen	Waterwants	2	2	zeer schaars	3	3	schaars
Corynoneura cf scutellata agg	Algemeen	Dansmug	5	71	vrij abundant	5	12	vrij schaars
Cricotopus brevipalpis	Zeer zeldzaam	Dansmug	1	3	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Cricotopus cylindraceus/festivellus	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	3	zeer schaars
Cricotopus sylvestris agg	Zeer algemeen	Dansmug	0	0	zeer schaars	2	8	schaars
Cricotopus trifasciatus agg	Algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Culex territans	Vrij algemeen	Steekmug	0	0	zeer schaars	2	5	schaars
Culiseta alaskaensis	Vrij algemeen	Steekmug	1	6	schaars	1	3	zeer schaars
Culiseta annulata	Algemeen	Steekmug	1	1	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Culiseta morsitans	Zeer algemeen	Steekmug	10	263	abundant	17	106	abundant
Cymatia bonsdorffi	Vrij zeldzaam	Waterwants	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Cymatia coleoptrata	Zeer algemeen	Waterwants	2	15	vrij schaars	1	10	schaars
Cymbiodyta marginella	Algemeen	Waterkever	6	20	vrij schaars	14	24	vrij schaars
Cyphon sp	Algemeen	Waterkever	20	645	zeer abundant	22	1198	zeer abundant
Dendrobaena octaedra ?	Vrij algemeen	Borstelworm	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Dendrocoelum lacteum	Algemeen	Platworm	7	12	vrij schaars	9	32	vrij abundant
Dero digitata	Algemeen	Borstelworm	13	937	zeer abundant	8	362	zeer abundant
Dero dorsalis	Vrij algemeen	Borstelworm	10	77	vrij abundant	10	121	abundant
Dero obtusa	Zeldzaam	Borstelworm	5	23	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Dicrotendipes gr lobiger	Algemeen	Dansmug	3	23	vrij schaars	3	8	schaars
Dicrotendipes gr tritonus	Vrij zeldzaam	Dansmug	2	2	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Dicrotendipes nervosus	Zeer algemeen	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars

Naam	Zeldzaamheid	Groep	uitgangssituatie (2000-2002)			effectmeting (2004)		
			frequentie	abundantie	status	frequentie	abundantie	status
Dicrotendipes notatus	Algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Dixella aestivalis	Vrij algemeen	Meniscusmug	1	4	zeer schaars	4	6	schaars
Dixella amphibia	Vrij algemeen	Meniscusmug	17	214	abundant	20	251	zeer abundant
Dixella autumnalis	Vrij algemeen	Meniscusmug	1	2	zeer schaars	3	6	schaars
Dixella serotina	Zeldzaam	Meniscusmug	0	0	zeer schaars	2	6	schaars
Dugesia/Planaria	Zeer algemeen	Platworm	3	10	schaars	5	11	vrij schaars
Dytiscus circumcinctus	Zeer zeldzaam	Waterkever	0	0	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Dytiscus dimidiatus	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	6	8	schaars
Dytiscus marginalis	Algemeen	Waterkever	7	20	vrij schaars	6	9	vrij schaars
Eiseniella tetraedra	Algemeen	Borstelworm	1	37	vrij schaars	2	4	schaars
Enallagma cyathigerum	Vrij algemeen	Watersnuffel	0	0	zeer schaars	1	2	zeer schaars
Endochironomus albipennis	Zeer algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Endochironomus gr dispar	Zeer algemeen	Dansmug	13	210	abundant	20	482	zeer abundant
Endochironomus tendens	Zeer algemeen	Dansmug	4	13	vrij schaars	4	7	schaars
Enochrus affinis	Vrij algemeen	Waterkever	11	28	vrij abundant	18	115	abundant
Enochrus coarctatus	Vrij algemeen	Waterkever	6	24	vrij schaars	24	99	abundant
Enochrus fuscipennis	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Enochrus melanocephalus	Algemeen	Waterkever	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Enochrus ochropterus	Vrij zeldzaam	Waterkever	10	32	vrij abundant	21	60	vrij abundant
Enochrus testaceus	Zeer algemeen	Waterkever	1	1	zeer schaars	1	4	schaars
Erpobdella octoculata	Zeer algemeen	Bloedzuiger	2	13	vrij schaars	2	7	schaars
Erpobdella testacea	Zeer algemeen	Bloedzuiger	9	36	vrij abundant	9	40	vrij abundant
Fridericia sp	Vrij algemeen	Borstelworm	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Gerris lacustris	Zeer algemeen	Oppervlakte wants	1	1	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Gerris lateralis	Zeer algemeen	Oppervlakte wants	1	4	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Gerris odontogaster	Algemeen	Oppervlakte wants	3	4	schaars	2	2	zeer schaars
Glossiphonia cf complanata	Zeer algemeen	Bloedzuiger	5	27	vrij schaars	5	120	abundant
Glossiphonia heteroclita	Zeer algemeen	Bloedzuiger	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Glyptotaelius pellucidus	Vrij algemeen	Kokerjuffer	7	23	vrij schaars	1	5	schaars
Glyptotendipes caulicola	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	4	25	vrij schaars
Glyptotendipes foliicola	Zeldzaam	Dansmug	3	10	schaars	0	0	zeer schaars
Glyptotendipes gripekoveni	Vrij algemeen	Dansmug	3	3	schaars	2	2	zeer schaars
Glyptotendipes paripes	Algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	3	10	vrij schaars
Graptodytes granularis	Zeldzaam	Waterkever	2	2	zeer schaars	2	11	vrij schaars
Graptodytes pictus	Zeer algemeen	Waterkever	4	5	schaars	1	2	zeer schaars
Guttipelopia guttipennis	Vrij algemeen	Dansmug	4	25	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Haemonais waldvogeli	Zeldzaam	Borstelworm	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Haemopsis sanguisuga	Algemeen	Bloedzuiger	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Hagenella clathrata	Zeer zeldzaam	Kokerjuffer	4	4	schaars	3	4	schaars
Halipilus fluviatilis	Algemeen	Waterkever	3	3	schaars	0	0	zeer schaars
Halipilus fulvicollis	Zeer zeldzaam	Waterkever	4	24	vrij schaars	6	30	vrij abundant
Halipilus furcatus	Zeer zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Halipilus heydeni	Algemeen	Waterkever	4	8	schaars	2	4	schaars
Halipilus immaculatus	Algemeen	Waterkever	2	5	schaars	0	0	zeer schaars
Halipilus lineolatus	Vrij zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Halipilus ruficollis	Zeer algemeen	Waterkever	10	46	vrij abundant	7	46	vrij abundant
Hebrus pusillus	Vrij algemeen	Oppervlakte wants	6	11	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Hebrus ruficeps	Vrij algemeen	Oppervlakte wants	8	22	vrij schaars	14	115	abundant
Helobdella stagnalis	Zeer algemeen	Bloedzuiger	4	20	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Helochares lividus	Algemeen	Waterkever	2	5	schaars	0	0	zeer schaars
Helochares punctatus	Vrij algemeen	Waterkever	11	31	vrij abundant	16	41	vrij abundant
Helophorus aequalis	Zeer algemeen	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Helophorus aquaticus	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Helophorus brevipalpis	Zeer algemeen	Waterkever	6	11	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Helophorus nanus	Zeldzaam	Waterkever	1	4	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Hesperocorixa castanea	Vrij algemeen	Waterwants	4	10	vrij schaars	6	19	vrij schaars
Hesperocorixa linnei	Zeer algemeen	Waterwants	8	12	vrij schaars	3	4	schaars
Hesperocorixa sahlbergi	Algemeen	Waterwants	26	277	zeer abundant	28	387	zeer abundant
Holocentropus dubius	Vrij algemeen	Kokerjuffer	4	74	vrij abundant	4	43	vrij abundant
Holocentropus picicornis	Algemeen	Kokerjuffer	1	20	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Holocentropus stagnalis	Vrij zeldzaam	Kokerjuffer	9	40	vrij abundant	7	41	vrij abundant
Hydaticus seminiger	Vrij algemeen	Waterkever	4	6	schaars	12	23	vrij schaars
Hydraena brittani	Vrij zeldzaam	Waterkever	1	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Hydraena palustris	Zeldzaam	Waterkever	4	10	vrij schaars	6	10	vrij schaars
Hydraena testacea	Vrij algemeen	Waterkever	1	2	zeer schaars	3	3	schaars
Hydrobius fuscipes	Zeer algemeen	Waterkever	12	39	vrij abundant	12	29	vrij abundant
Hydrochus brevis	Zeldzaam	Waterkever	3	7	schaars	3	3	schaars
Hydrochus carinatus	Vrij algemeen	Waterkever	11	35	vrij abundant	17	61	vrij abundant
Hydrochus megaphallus	Zeldzaam	Waterkever	2	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Hydroglyphus pusillus	Algemeen	Waterkever	1	1	zeer schaars	2	4	schaars
Hydrometra gracilentia	Zeldzaam	Oppervlakte wants	0	0	zeer schaars	3	5	schaars
Hydrometra stagnorum	Algemeen	Oppervlakte wants	1	1	zeer schaars	9	21	vrij schaars
Hydrophilus piceus	Vrij algemeen	Waterkever	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Hydroporus angustatus	Vrij algemeen	Waterkever	8	11	vrij schaars	8	24	vrij schaars
Hydroporus erythrocephalus	Algemeen	Waterkever	22	135	abundant	26	149	abundant
Hydroporus gyllenhali	Vrij algemeen	Waterkever	15	73	vrij abundant	12	23	vrij schaars
Hydroporus incognitus	Vrij algemeen	Waterkever	0	0	zeer schaars	3	4	schaars
Hydroporus melanarius	Zeldzaam	Waterkever	2	3	schaars	0	0	zeer schaars
Hydroporus neglectus	Vrij zeldzaam	Waterkever	6	20	vrij schaars	8	45	vrij abundant
Hydroporus obscurus	Zeldzaam	Waterkever	17	242	abundant	19	220	zeer abundant
Hydroporus palustris	Zeer algemeen	Waterkever	6	14	vrij schaars	6	22	vrij schaars
Hydroporus planus	Zeer algemeen	Waterkever	4	6	schaars	1	2	zeer schaars
Hydroporus scalesianus	Vrij zeldzaam	Waterkever	6	8	vrij schaars	8	42	vrij abundant
Hydroporus striola	Vrij zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Hydroporus tristis	Vrij algemeen	Waterkever	20	267	abundant	19	149	abundant
Hydroporus umbrinus	Vrij algemeen	Waterkever	28	328	zeer abundant	32	491	zeer abundant
Hygrobia hermanni	Algemeen	Waterkever	1	4	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Hygrotus decoratus	Vrij algemeen	Waterkever	16	162	abundant	22	282	zeer abundant
Hygrotus inaequalis	Zeer algemeen	Waterkever	19	74	abundant	21	78	abundant
Hyphydrus ovatus	Zeer algemeen	Waterkever	4	18	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Ilybius aenescens	Zeldzaam	Waterkever	18	92	abundant	16	133	abundant
Ilybius ater	Vrij algemeen	Waterkever	7	31	vrij abundant	20	50	vrij abundant
Ilybius fenestratus	Algemeen	Waterkever	2	5	schaars	0	0	zeer schaars
Ilybius fuliginosus	Algemeen	Waterkever	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Ilybius guttiger	Zeldzaam	Waterkever	14	46	vrij abundant	15	66	vrij abundant
Ilybius quadriguttatus	Vrij algemeen	Waterkever	3	9	schaars	10	146	abundant
Ilybius subaeneus	Vrij zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Ilyocoris cimicoides	Zeer algemeen	Waterwants	8	23	vrij schaars	8	22	vrij schaars

Naam	Zeldzaamheid	Groep	uitgangssituatie (2000-2002)			effectmeting (2004)		
			frequentie	abundantie	status	frequentie	abundantie	status
Ischnura elegans	Zeet algemeen	Lantaartje	1	4	zeer schaars	2	3	schaars
Laccobius bipunctatus	Zeet algemeen	Waterkever	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Laccobius sinuatus	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Laccophilus minutus	Zeet algemeen	Waterkever	2	3	schaars	2	4	schaars
Laccornis oblongus	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Lasiodiamesa sp	Zeet zeldzaam	Dansmug	6	176	abundant	2	5	schaars
Lestes viridis	Vrij algemeen	Houtpantserjuffer	2	5	schaars	2	13	vrij schaars
Leucorrhinia dubia	Vrij zeldzaam	Venwitsnuitlibel	5	11	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Leucorrhinia rubicunda	Vrij zeldzaam	Noordse witsnuitlibel	11	117	abundant	12	292	zeer abundant
Libellula depressa	Vrij algemeen	Platbuik	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Libellula quadrimaculata	Vrij algemeen	Viervlek	5	15	vrij schaars	12	37	vrij abundant
Limnebius aluta	Vrij zeldzaam	Waterkever	2	7	schaars	4	15	vrij schaars
Limnephilus decipiens	Vrij zeldzaam	Kokerjuffer	0	0	zeer schaars	1	2	zeer schaars
Limnephilus elegans	Zeet zeldzaam	Kokerjuffer	3	14	vrij schaars	4	9	vrij schaars
Limnephilus flavicornis	Vrij algemeen	Kokerjuffer	6	9	vrij schaars	6	12	vrij schaars
Limnephilus lunatus	Zeet algemeen	Kokerjuffer	4	4	schaars	2	2	zeer schaars
Limnephilus nigriceps	Zeet zeldzaam	Kokerjuffer	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Limnephilus stigma	Zeldzaam	Kokerjuffer	2	16	vrij schaars	3	5	schaars
Limnephilus subcentralis	Zeldzaam	Kokerjuffer	0	0	zeer schaars	1	2	zeer schaars
Limnodrilus claparedeanus	Zeet algemeen	Borstelworm	1	1	zeer schaars	1	2	zeer schaars
Limnodrilus hoffmeisteri	Zeet algemeen	Borstelworm	7	704	zeer abundant	2	400	abundant
Limnophyes sp	Zeet algemeen	Dansmug	10	53	vrij abundant	23	98	abundant
Lumbriculus variegatus	Zeet algemeen	Borstelworm	26	1200	zeer abundant	29	1258	zeer abundant
Macropelopia sp	Zeet algemeen	Dansmug	0	0	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Mansonia richiardi	Vrij algemeen	Steekmug	5	24	vrij schaars	7	222	abundant
Mesenchytraeus sp	Algemeen	Borstelworm	1	1	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Microcara testacea	Algemeen	Waterkever	12	297	abundant	9	225	abundant
Micropsectra lindrothi	Vrij algemeen	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Microvelia buenoi	Vrij zeldzaam	Oppervlakte wants	10	94	vrij abundant	22	170	abundant
Microvelia reticulata	Algemeen	Oppervlakte wants	13	102	abundant	20	214	zeer abundant
Mochlonyx martinii	Zeldzaam	Pluimmug	8	65	vrij abundant	8	18	vrij schaars
Mochlonyx velutinus	Vrij zeldzaam	Pluimmug	4	28	vrij schaars	3	3	schaars
Monopelopia tenuicalcar	Algemeen	Dansmug	24	1990	zeer abundant	23	661	zeer abundant
Nais variabilis	Vrij algemeen	Borstelworm	13	3382	zeer abundant	17	797	zeer abundant
Nartus grapii	Vrij zeldzaam	Waterkever	5	6	schaars	11	32	vrij abundant
Natarsia cf punctata	Vrij algemeen	Dansmug	13	118	abundant	13	106	abundant
Nepa cinerea	Zeet algemeen	Waterwants	0	0	zeer schaars	2	3	schaars
Noterus clavicornis	Zeet algemeen	Waterkever	2	7	schaars	1	1	zeer schaars
Noterus crassicornis	Zeet algemeen	Waterkever	24	279	abundant	33	421	zeer abundant
Notonecta glauca	Zeet algemeen	Waterwants	6	12	vrij schaars	14	17	vrij schaars
Notonecta obliqua	Vrij algemeen	Waterwants	3	7	schaars	1	1	zeer schaars
Notonecta viridis	Vrij algemeen	Waterwants	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Oligotrichia striata	Vrij zeldzaam	Kokerjuffer	15	109	abundant	24	159	abundant
Orthocladus holsatus	Vrij zeldzaam	Dansmug	1	4	zeer schaars	1	4	schaars
Parachironomus arcuatus agg	Zeet algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Paralimnophyes hydropilus	Vrij algemeen	Dansmug	7	30	vrij abundant	5	17	vrij schaars
Paramerina cingulata	Vrij algemeen	Dansmug	3	33	vrij schaars	4	13	vrij schaars
Paratanytarsus lauterborni	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	8	13	vrij schaars
Paratanytarsus sp	Zeet algemeen	Dansmug	3	41	vrij schaars	11	38	vrij abundant
Paratanytarsus tenellulus	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	3	15	vrij schaars
Paratanytarsus tenuis agg	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	2	7	schaars
Paratendipes gr lobiger	Algemeen	Dansmug	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Paratendipes gr nudisquama	Zeldzaam	Dansmug	3	98	vrij abundant	3	7	schaars
Paratendipes transcaucasicus	Zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	10	schaars
Pelodytes caesus	Zeet algemeen	Waterkever	4	36	vrij schaars	2	2	zeer schaars
Phalacrocerca replicata	Zeldzaam	Mosmug	10	48	vrij abundant	18	190	abundant
Plea minutissima	Zeet algemeen	Waterwants	11	284	abundant	9	246	abundant
Polycelis cf tenuis	Zeet algemeen	Platworm	11	122	abundant	19	97	abundant
Polypedilum gr sordens	Zeet algemeen	Dansmug	3	6	schaars	4	12	vrij schaars
Polypedilum uncinatum agg	Algemeen	Dansmug	28	4457	zeer abundant	25	282	zeer abundant
Porhydrus lineatus	Vrij algemeen	Waterkever	5	25	vrij schaars	3	11	vrij schaars
Potamothenix hammoniensis	Algemeen	Borstelworm	1	25	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Potamothenix heuscheri	Vrij algemeen	Borstelworm	1	38	vrij schaars	1	1	zeer schaars
Pristina aquiseta	Vrij algemeen	Borstelworm	1	1	zeer schaars	1	3	zeer schaars
Procladius cf choreus	Zeet algemeen	Dansmug	14	1027	zeer abundant	23	728	zeer abundant
Psectrocladius gr psilopterus	Algemeen	Dansmug	4	37	vrij schaars	5	20	vrij schaars
Psectrocladius gr sordidellus/limbatellus	Algemeen	Dansmug	1	5	schaars	3	34	vrij schaars
Psectrocladius obivus	Vrij zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	2	zeer schaars
Psectrocladius platypus	Vrij algemeen	Dansmug	16	666	zeer abundant	21	1835	zeer abundant
Psectrotanytus varius	Zeet algemeen	Dansmug	6	135	abundant	1	2	zeer schaars
Pseudosmittia sp	Vrij algemeen	Dansmug	1	6	schaars	1	1	zeer schaars
Pyrhosoma nymphula	Algemeen	Vuurjuffer	20	262	abundant	31	253	zeer abundant
Ranatra linearis	Algemeen	Waterwants	0	0	zeer schaars	2	4	schaars
Rhantus exsoletus	Zeet algemeen	Waterkever	0	0	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Rhantus suturalis	Algemeen	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Rhantus suturellus	Zeldzaam	Waterkever	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Rhynchelmis limosella	Zeldzaam	Borstelworm	4	9	vrij schaars	0	0	zeer schaars
Schineriella schineri	Zeet zeldzaam	Dansmug	0	0	zeer schaars	1	16	vrij schaars
Scirtes sp	Zeet algemeen	Waterkever	3	17	vrij schaars	5	751	zeer abundant
Sialis sp	Zeet algemeen	Slijkvlieg	2	123	vrij abundant	2	22	vrij schaars
Sigara semistriata	Algemeen	Waterwants	0	0	zeer schaars	2	15	vrij schaars
Sigara striata	Zeet algemeen	Waterwants	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Slavina appendiculata	Vrij algemeen	Borstelworm	9	76	vrij abundant	6	45	vrij abundant
Stylodrilus sp	Vrij algemeen	Borstelworm	3	3	schaars	0	0	zeer schaars
Suphrodytes dorsalis	Vrij zeldzaam	Waterkever	5	7	schaars	9	39	vrij abundant
Sympetrum danae	Algemeen	Zwarte heidelibel	1	2	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Sympetrum sanguineum	Vrij algemeen	Bloedrode heidelibel	1	4	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Sympetrum striolatum	Algemeen	Bruinrode heidelibel	1	1	zeer schaars	0	0	zeer schaars
Sympetrum vulgatum	Vrij algemeen	Steenrode heidelibel	2	3	schaars	3	51	vrij abundant
Tanytarsus sp	Zeet algemeen	Dansmug	6	249	abundant	5	18	vrij schaars
Telmatopelopia nemorum	Vrij zeldzaam	Dansmug	18	385	zeer abundant	22	314	zeer abundant
Triaenodes bicolor	Zeet algemeen	Kokerjuffer	5	42	vrij abundant	6	97	abundant
Trichostegia minor	Zeldzaam	Kokerjuffer	11	91	vrij abundant	16	85	abundant
Tubifex tubifex	Algemeen	Borstelworm	2	14	vrij schaars	4	45	vrij abundant
Vejdovskia comata	Algemeen	Borstelworm	1	4	zeer schaars	1	1	zeer schaars
Xenopelopia sp	Zeet algemeen	Dansmug	26	1213	zeer abundant	20	294	zeer abundant
Zavrelia sp	Vrij zeldzaam	Dansmug	4	30	vrij schaars	5	19	vrij schaars
Zavrelia marmorata	Vrij algemeen	Dansmug	1	4	zeer schaars	2	2	zeer schaars
Zavrelimyia sp	Vrij algemeen	Dansmug	4	7	schaars	2	6	schaars

