

Invloed van aantasting en maatregelen op de faunadiversiteit in een complex landschap

Case studie: Korenburgerveen (1^e fase)

Wilco C.E.P. Verberk
Hans Esselink



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit



© 2004 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2004/234-O
Ede, 2004

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2004/234-O en het aantal exemplaren.

Dit rapport is in opdracht van het Expertisecentrum LNV opgesteld door:

Stichting Bargerveen
Afdeling Dierecologie en -ecofysiologie
Katholieke Universiteit
Postbus 9010
6500 GL Nijmegen

Oplage 130 exemplaren

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

Druk Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij

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

Voorwoord

Het voorliggende rapport is een verslag van de eerste fase van een OBN-referentie-onderzoek in het Korenburgerveen. In dit onderzoek, dat niet alleen in het kader van Overlevingsplan Bos en Natuur wordt uitgevoerd, maar ook een promotie-onderzoek is, wordt een belangrijk thema behandeld: de betekenis van landschappelijke variatie voor de overleving van dierpopulaties en de consequenties daarvan voor met name herstelbeheer.

Dit thema wordt onderzocht in een gebied dat nog zodanig belangrijke natuurwaarden heeft, dat het wordt aangewezen als Natura 2000-gebied. Tegelijk is het een gebied dat (onder andere door oppervlakkige afgraving van het veen en ontginning van de randzone) te lijden heeft van verdroging, vermessing en verzuring. De voortgaande achteruitgang hebben de beheerders doen besluiten om rigoreus in te grijpen in de hydrologie van het gebied: inmiddels zijn verschillende damwanden over grote lengtes in het veen geplaatst, met als doel het vasthouden van water zodat het hoogveen weer gaat groeien.

Het gebied bestaat uit een complex van verschillende typen natuur. Het onderzoek is verricht in (levend en gedegenerend) hoogveen, zure, zwakgebufferde en gebufferde wateren (stilstaand en stromend), en poelen binnen wilgenstruweel, laagveenbos en hoogveenbos. Het onderzoek heeft zich beperkt tot de watermacrofauna: verschillende groepen kleine, ongewervelde dieren die in ieder geval hun larvale stadium in het water doorbrengen.

Uit het onderzoek blijkt dat het gebied, ondanks de aantasting, nog opvallend soortenrijk is. In vergelijking met een overeenkomend gebied in Denemarken is de verdeling van de soorten over het landschap echter niet meer optimaal.

Tegen de achtergrond van een belangwekkend, en ook buiten dit studiegebied geldig, conceptueel kader schetsen de auteurs het belang van variatie in habitats (met een bepaalde watersamenstelling, vorm etc.) voor de overleving van de nog resterende fauna. Daarbij maken ze duidelijk dat de beheerder zich voor een dilemma ziet geplaatst: hoe kan de hydrologie van het complete landschap voor de lange termijn drastisch worden verbeterd zonder dat de aanwezige relictpopulaties van kenmerkende en bedreigde soorten verdwijnen? Inmiddels is gekozen voor een grootschalige en rigoreuze aanpak die (in ieder geval voor de fauna) niet op voorhand tot onverdeeld gunstige resultaten hoeft te leiden. De tweede fase zal, naar verwachting, meer duidelijkheid gaan geven over de effecten op korte termijn. Tevens zal er een verdere uitwerking en onderbouwing plaatsbevinden van de opgedane inzichten, zodat er handvatten komen voor een optimaal (herstel)beheer van waardevolle, complexe landschappen.

Ir. H. de Wilde
Waarnemend Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

1	Algemene inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Probleembeschrijving	8
1.3	Inbedding onderzoek	11
1.4	Rapportage	11
1.5	Leeswijzer	11
2	Inleiding Korenburgerveen	13
2.1	Korenburgerveen	13
2.2	Aantastingen en herstelbeheer	16
2.3	Effecten op de fauna: studieobject watermacrofauna	18
2.4	Doel en onderzoeksvragen	18
2.5	Onderzoeksopzet	19
3	Materiaal en methoden	21
3.1	Monsterlocaties Korenburgerveen	21
3.2	Bemonsteringsmethodiek	24
3.3	Pilot studie Denemarken	25
3.4	Omgevingsvariabelen	25
3.5	Gegevensanalyse	26
4	Resultaten en discussie	29
4.1	Aangetroffen soorten	29
4.2	Meest verklarende variabelen	31
4.3	Schaalniveau	34
4.4	Variatie in watertypen	35
4.5	Habitatgebruik en seizoen	40

4.6	Vergelijking Korenburgerveen en andere hoogveenrestanten in Nederland	43
4.7	Vergelijking Korenburgerveen (NL) en Holmegårds Mose (DK)	45
5	Conclusies en aanbevelingen voor herstelbeheer	51
5.1	Heterogeniteit en soortenrijkdom in het Korenburgerveen	51
5.2	Effecten van herstelmaatregelen in het Korenburgerveen	53
5.3	Behouden van relictpopulaties	56
5.4	Rekening houden met het patroon van systeemonderdelen	56
5.5	Behoud van variatie op landschapsschaal	57
5.6	Monitoren in relatie tot het nemen van maatregelen	58
6	Vervolgonderzoek (tweede fase)	61
6.1	Functionele analyse	62
6.2	Microhabitatgebruik	62
6.3	Landschapsanalyse	62
6.4	Evaluatie van herstelmaatregelen	63
7	Behoud van natuurwaarden in het Korenburgerveen	65
8	Dankwoord	67
9	Literatuur	69
Bijlage 1	Conceptuele kader	73
Bijlage 2	Lijst met aangetroffen taxa	81

1 Algemene inleiding

1.1 Aanleiding

De aanleiding voor dit onderzoek kent twee verschillende aspecten. Enerzijds ontbreekt fundamentele kennis omtrent de relatie tussen terreinheterogeniteit en faunadiversiteit. Anderzijds wordt de directe aanleiding om het onderzoek in het Korenburgerveen uit te voeren gevormd door de mogelijkheden die zich daar voordoen. Hieronder worden beide aspecten nader toegelicht.

Vegetatiekundig onderzoek naar de invloed van de VER-factoren (verzuring, vermesting en verdroging) enerzijds en effecten van herstel-, beheers- en inrichtingsmaatregelen anderzijds heeft de laatste decennia grote aandacht gekregen en heeft veel kennis opgeleverd. 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. Het ruimtegebruik van diersoorten, waarbij iedere soort op een eigen schaalniveau opereert is een belangrijke oorzaak van het ontbreken van deze kennis. Dit complexe ruimtegebruik van diersoorten maakt dat terreinheterogeniteit een belangrijke invloed heeft op de faunadiversiteit in een gebied. Verdroging en vermesting zijn chronische en niet plaatsgebonden verstoringen die leiden tot een nivellering van de milieuvariatie. Hierdoor wordt de terreinheterogeniteit en daarmee de verwachte waarborg voor een hoge faunadiversiteit bedreigd. Herstelbeheer moet zodanig zijn dat flora én fauna ervan profiteren zonder dat nieuwe bottlenecks worden opgeworpen. Het ontbreekt aan



Zomeropname van het Meddose veen. Foto: Wilco Verberk.

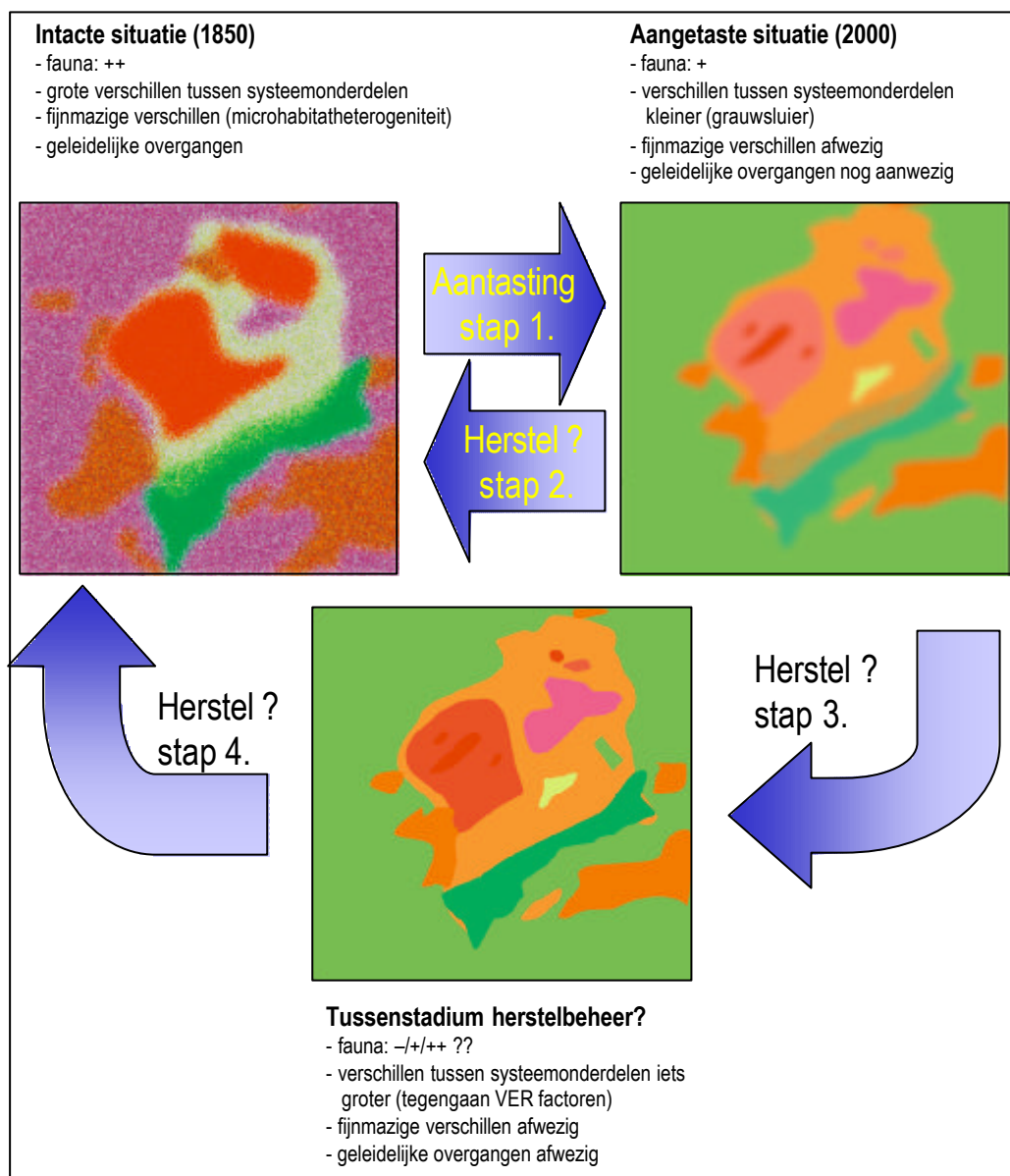
een systematisch onderzoek in een heterogeen landschap op de verschillende schaalniveaus, dat zich richt op de gevolgen voor de faunadiversiteit van aantasting en herstel in relatie tot de daaraan gekoppelde terreinheterogeniteit. Om deze kennis op te doen wordt in het Korenburgerveen een case studie 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 karakteristiek voor de gradiënt van hoogveen naar het omliggende landschap. Daarnaast zijn in het gebied herstelmaatregelen uitgevoerd om effecten van plaatsgevonden aantastingen tegen te gaan. Deze maatregelen zijn gericht op de waterkwaliteit en de waterkwantiteit. Het is onbekend in hoeverre ook de fauna van deze maatregelen zal profiteren.

1.2 Probleembeschrijving

Het kenmerk van dieren is dat zij niet aan één enkele plek gebonden zijn maar aan een complex van onderdelen met verschillende functies (voortplanten, schuilen, voedsel zoeken, overwinteren). Zo'n functionele eenheid (bijvoorbeeld foerageerbiotoop) kan voor verschillende diersoorten een sterk verschillende meetkundige schaal met zich mee brengen (b.v. het foerageerbiotoop van een springstaart is 1 dm², van een dagvlinder 1 ha en van een edelhert 100 ha). Voor veel diersoorten ontbreekt kennis over welke eisen gesteld worden aan het landschap op een bepaald schaalniveau. Deze kennisachterstand voor de fauna heeft een aantal oorzaken die samenhangen met het ruimtegebruik en mobiliteit en de grote soortenrijkdom van fauna.

Doordat de verschillende functionele eenheden ruimtelijk gescheiden kunnen zijn heeft terreinheterogeniteit een belangrijke invloed op individuen en populaties en daarmee op de faunadiversiteit. Met terreinheterogeniteit worden zowel de ruimtelijke aspecten (afstanden, connectiviteit, versnippering) als de kwalitatieve aspecten (aantal verschillende milieutypen) bedoeld. Aantastende factoren (verzuring, vermessing en verdroging) tasten de kwaliteit aan van de standplaats. Wanneer deze aantastingen chronisch en op een groter schaalniveau plaatsvinden leidt dit tot versnippering (afname connectiviteit) en vereenvoudiging (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 (bottleneck) wanneer een soort uit een gebied verdwijnt. Deze kennis is tevens 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). Leidt het herstelbeheer tot een dergelijk herstel van de situatie voor de aantastingen (figuur 1, stap 2)? Doordat het herstelbeheer ook een (versturende) ingreep is kan het eveneens leiden tot een vereenvoudiging (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 ook in deze situatie tijdelijk kan handhaven (figuur 1, stap 4). In hoeverre bovenstaande effecten zich voordoen hangt sterk af van de schaal die beschouwd wordt en de schaal waarop herstelbeheer wordt uitgevoerd. Het is daarom belangrijk om aan te geven wat de ruimtelijke schaal van uitvoering moet zijn en welke stapsgewijze aanpak gevolgd moet worden zodat zowel standplaats als heterogeniteit hersteld worden. Hiervoor is kennis van de beperkende factoren (bottlenecks) noodzakelijk.



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.

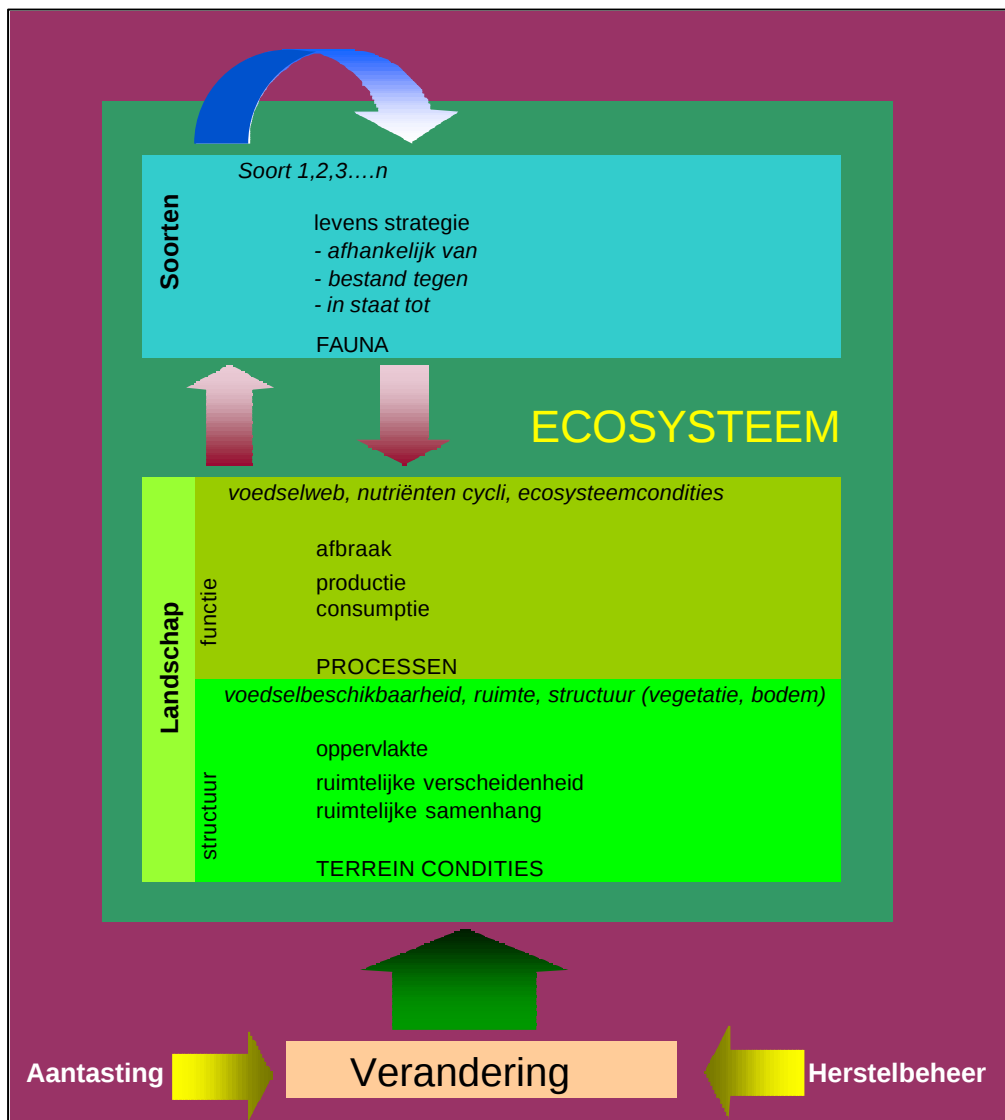
Om te achterhalen wat de beperkende factor is waardoor soorten in een gebied verdwijnen, moet worden nagegaan in hoeverre soort en landschap op elkaar passen (zie figuur 2). Enerzijds dienen de soorteisen in kaart te worden gebracht door vanuit de levensstrategie antwoord te vinden op de vragen 1) waarvan afhankelijk 2) waartegen bestand en 3) waartoe in staat. Anderzijds, vanuit het landschap, dient het functioneren (processen) te worden ontrafeld en moet de oppervlakte, verdeling en ruimtelijke samenhang van de verschillende landschapsonderdelen in kaart worden gebracht. Combinatie per soort van beide aspecten maakt duidelijk in hoeverre de benodigde onderdelen in het landschap in de juiste configuratie (binnen de actie radius) aanwezig zijn.

Het grotendeels ontbreken van een goede conceptuele benadering voor de relatie tussen fauna en landschap geeft problemen bij analyses in hoeverre soort en landschap op elkaar passen. In bijlage 1 is het conceptuele kader opgenomen zoals dat is vervaardigd ter voorbereiding van de discussies over Effectgerichte maatregelen op landschapsschaal. Deze discussies hebben plaatsgehad in 2002 en hebben het doel

om de meerwaarde(n) in beeld te brengen van het uitvoeren van effect gerichte maatregelen op landschapsniveau.

Vanuit de soort is het nodig om ecologische groepen te onderscheiden. Dit maakt het mogelijk om causale verbanden te leggen tussen eigenschapsprofielen van soorten/groepen en het milieu waarin ze voorkomen. Daarnaast ontbreekt voor veel soorten kennis over de kenmerken, zoals de actie radius van een soort en hoe de precieze aard moet zijn van de landschapsonderdelen die een functie vervullen.

Vanuit het landschap moet een concept worden ontwikkeld zodat de eigenschappen ruimte, ruimtelijke verscheidenheid en ruimtelijke samenhang hanteerbaar en meetbaar worden. Bij de beschouwing van één soort moet het relevante schaalniveau worden bepaald en moet de effectieve variatie (wat voor de soort in kwestie als anders wordt ervaren) worden beschouwd. Bij meerdere soorten doen zich de problemen voor van gedeeltelijk overlappende functionele onderdelen en verschillende schaalniveaus waarop de soorten reageren. Bovendien doen zich dit soort verschillen ook voor tussen verschillende organisatie niveaus (individu - populatie) en tussen verschillende levensstadia binnen één soort. Daarnaast ontbreekt grotendeels een systeembenadering voor de fauna gebaseerd op processen (voedselweb, nutriënten cycli, systeemcondities).



Figuur 2. Schematische weergave van het functioneren van een ecosysteem en de effecten van aantasting en herstelmaatregelen. Deze effecten werken door op de soorten en op het landschap en deze twee hangen ook weer sterk samen.

1.3 Inbedding onderzoek

Het onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). De doelstelling van OBN is het inzicht geven in effecten van aantastende factoren en effecten van herstelbeheer op systemen. 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. De kennis over het Korenburgerveen die tijdens deze case studie wordt opgedaan wordt vastgelegd in de vorm van concepten en theorieën en het functioneren van een dergelijk complex landschap. Hierdoor kan deze kennis ook in andere complexe landschappen worden toegepast. 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 (EC-LNV). In het project wordt nauw samengewerkt met de afdeling milieubiologie en de afdeling dierecologie en -ecofysiologie van de KUN alsmede het onderzoeksconsortium OBN-Fauna. Dit onderzoeksconsortium bestaat uit Alterra, KUN, VOFF en Stichting Bargerveen. Daarnaast zijn KUN, 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, KUN, co-promotor), Dr. G. van der Velde (Afdeling Dieroecologie en -ecofysiologie, KUN, co-promotor), Dr. P.F.M. Verdonschot (Alterra, co-promotor), Drs. H. Esselink (Stichting Bargerveen / Afdeling Dieroecologie en -ecofysiologie, KUN, dagelijks begeleider & projectleider), Drs. F.A. Bink, Dr. H.K.M. Moller-Pillot, Dr. J.G.M. Roelofs (afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie, KUN).

1.4 Rapportage

In 2001 en 2002 is in tussentijdse rapportages gerapporteerd over de voortgang van het onderzoek (Verberk & Esselink 2001; Verberk & Esselink 2002a; Verberk & Esselink 2002b). Resultaten van het pilot onderzoek in Holmegårds Mose en andere veengebieden in Denemarken is tevens vastgelegd in een rapport (Verberk & Van Duinen, 2002). Daarnaast is o.a. in het kader van OBN op landschapsschaal gewerkt aan de ontwikkeling van een fauna concept op landschapsschaal. De resultaten zijn vastgelegd in een rapport (Verberk 2002). In bijlage 1 is het gedeelte over het fauna concept overgenomen. Tenslotte hebben de verzamelde gegevens ook geleid tot een aantal Engelstalige publicaties in verschillende tijdschriften (Verberk *et al.* 2001; Verberk *et al.* 2002; Verberk *et al.* 2003; Verberk *et al.* submitted). Ondertussen is de eerste fase van het onderzoek afgerond. Een groot deel van het verzamelde materiaal is uitgewerkt. Een deel van de resultaten moet nog worden uitgewerkt. Het is de bedoeling om in de komende twee jaren in een tweede fase aanvullend onderzoek te verrichten, enerzijds gericht op de evaluatie van het herstelbeheer na enkele jaren en anderzijds gericht op de verdere operationalisering en onderbouwing van de opgedane inzichten. De tweede fase is een noodzakelijk voortzetting van dit onderzoek, die het mogelijk moet maken om meer gedetailleerde aanbevelingen en maatregelen voor het beheer te formuleren. Deze rapportage moet worden gezien als de eindrapportage van de eerste fase van het OBN-onderzoek complexe landschappen, maar heeft dus toch nog enigszins het karakter van een tussentijdse rapportage.

1.5 Leeswijzer

Dit eindrapport geeft een overzicht van de behaalde resultaten gedurende de eerste fase van het onderzoek (2000 t/m 2002). Het overzicht maakt duidelijk wat de

gevonden patronen zijn in faunasamenstelling in het gebied en hoe deze samenhangen met de eigenschappen van het gebied. De analyses zijn hier met name gericht op de terreinheterogeniteit van het gebied. In hoofdstuk 2 wordt het Korenburgerveen beschreven en wordt aangegeven wat het doel en de opzet is van het onderzoek. Hoofdstuk 3 geeft aan waar en hoe de data verzameld zijn. In hoofdstuk 4 worden de data stapsgewijs geanalyseerd. Hierbij wordt aangevangen met een beschrijving van de aangetroffen soorten (§4.1.) en de meest verklarende variabelen (§4.2.). Het belang van schaal komt aan de orde in §4.3. Vervolgens wordt ingegaan op heterogeniteit waarbij eerst een beschrijving wordt gegeven van de watertypen en hun soorten (§4.4.) en het belang van de verschillende watertypen. Het habitatgebruik van soorten alsmede de verschillen daarin tussen voorjaar en najaar worden besproken in §4.5. Vervolgens wordt het Korenburgerveen in een breder kader geplaatst door het gebied te vergelijken met andere hoogveenrestanten in Nederland (§4.6.) en met een vergelijkbaar maar minder sterk aangetast gebied in Denemarken (§4.7.). Deze bovengenoemde aspecten vormen verschillende bouwstenen die vorm geven aan de relatie tussen terreinheterogeniteit en faunadiversiteit. In §5.1. worden deze bouwstenen besproken in het licht van deze relatie. Op basis van de resultaten worden vervolgens conclusies getrokken die uitmonden in aanbevelingen voor herstelbeheer (hoofdstuk 5) en het vervolgonderzoek voor de tweede fase wordt verder toegelicht in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 wordt aangegeven wat er onderzocht moet worden om te komen tot bijsturing en advisering van het beheer om de natuurwaarden van het gehele systeem te behouden.

2 Inleiding Korenburgerveen

2.1 Korenburgerveen

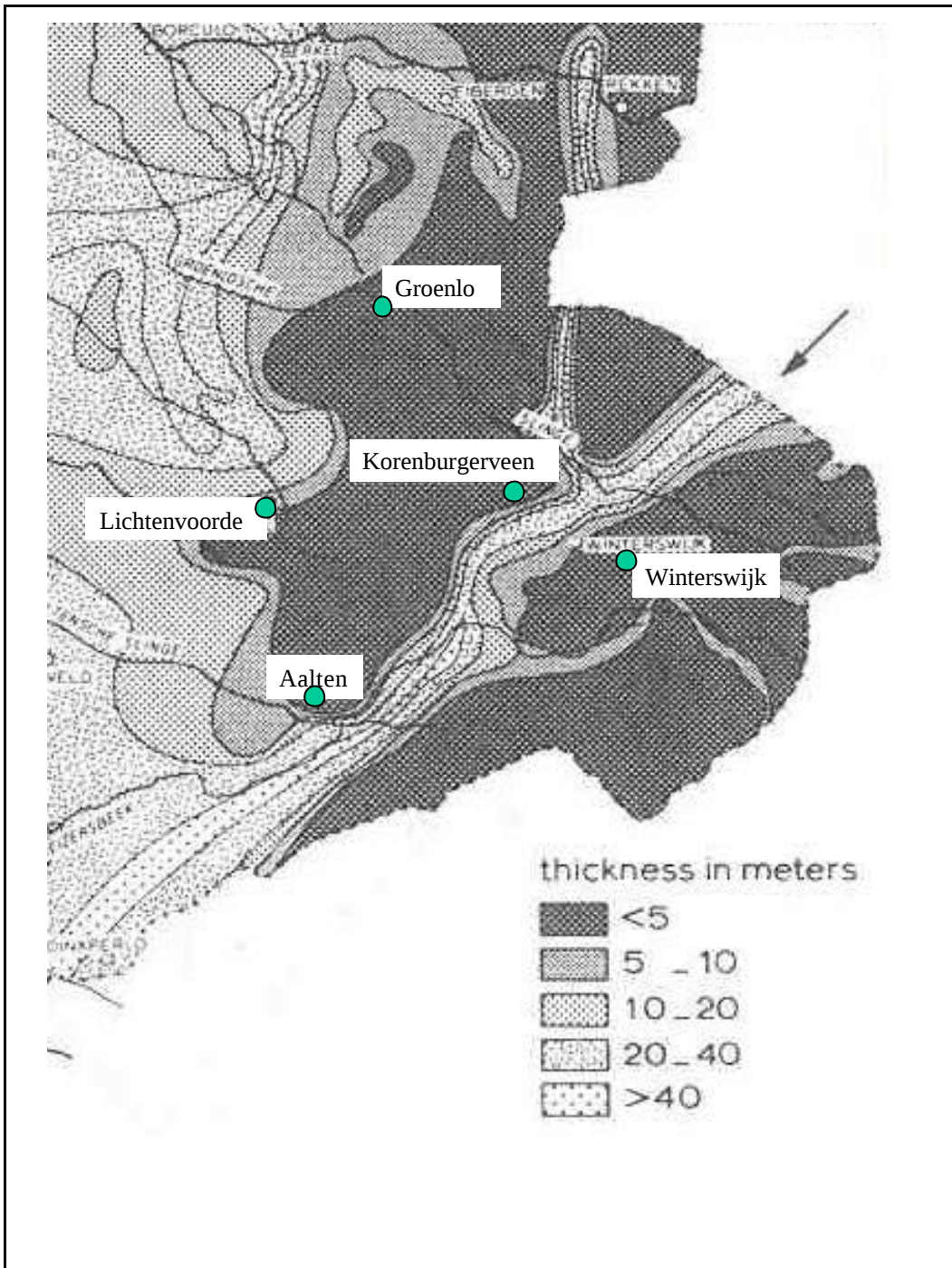
Gebiedsindeling

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 Vragenderveen, het Meddose veen, het Corlese veen en het Korenburgerveen s.s. Grondeigenaren zijn de vereniging Natuurmonumenten, de Stichting Marke Vragenderveen en de gemeente Winterswijk, alsmede enkele particulieren, waarmee Stichting Marke Vragenderveen beheerovereenkomsten heeft afgesloten.

Landschappelijke inbedding

Het Korenburgerveen s.l. ligt op de flank van een tunneldal (figuur 3). Dit is een tunnel die onder het landijs is gevormd tot 140 meter diepte door stromend smeltwater en heeft daarom een zeer rechte vorm. Het tunneldal is gesplitst in twee aanvoerende takken. De ene is afkomstig van Haaksbergen en de andere vanuit Vreden. Ten noorden van het Korenburgerveen ligt een breukvlak haaks op het tunneldal. Dit breukvlak is actief geweest voor de afzetting van dekzanden (laatste ijstijd). Op het breukvlak is dekzand afgezet en deze dekzandrug begrenst het waterscheidingsgebied ten noorden van het Korenburgerveen. Aan de oostzijde wordt het waterscheidingsgebied begrensd door de dekzandrug in het Rommelgebergte. In het noordwesten is een opduiking van tertiaire klei waarop het Vragenderveen (onderdeel van het Korenburgerveen s.l.) ligt. Deze beide dekzandruggen komen in het zuiden bij het dal van de Schaarsbeek 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 afstroming 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 en dat is ook in andere delen van de omgeving in de naamgeving terug te vinden. Zo duidt blik of plek op een basenrijke moerasplek (bv.: Plekenpo, ten zuiden van Winterswijk).

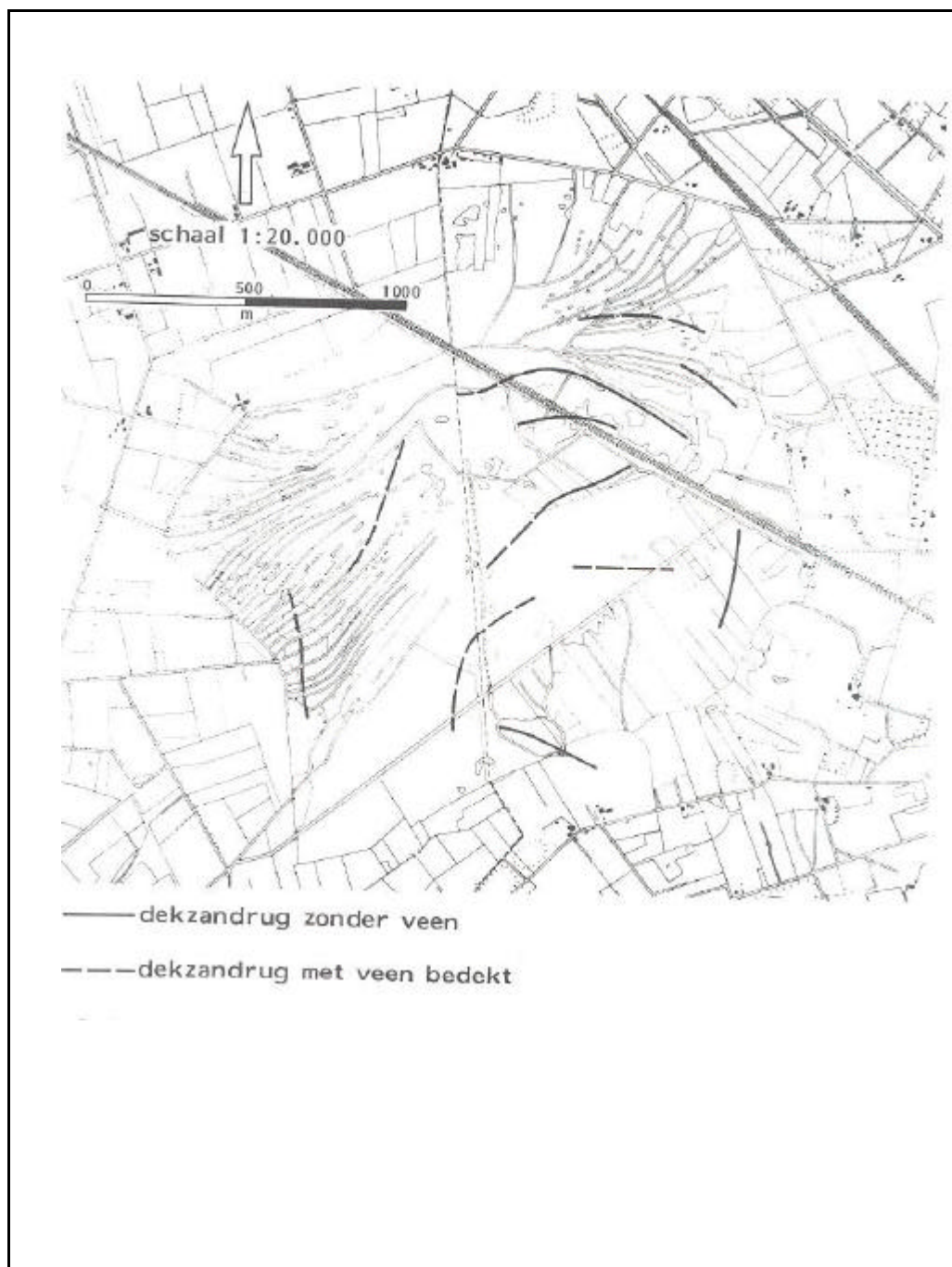


Figuur 3. Ligging van de “Geul van Winterswijk” in de Achterhoek; met de dikte van de watervoerende lagen (Uit: Ernst, De Ridder en De Vries 1970)

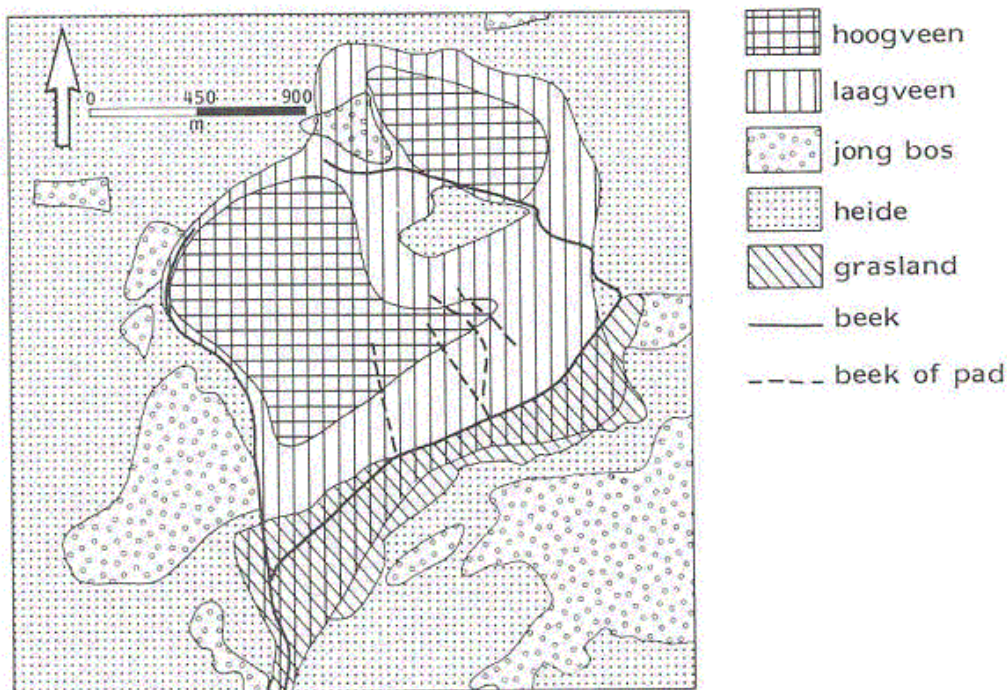
Terreinheterogeniteit

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 de *Scheuchzerietea* (Klasse der hoogveenslenken) en *Oxycocco-Sphagnetea* (Klasse der hoogveenbulten en natte heiden) in het Noordwesten naar de graslanden in het dal van de Schaarsbeek met vegetaties van het *Junco-Molinion* (Verbond van Biezeknoppen en Pijpestrootje), behorend tot de *Molinio-Arrhenatheretea* (Klasse der

matig voedselrijke graslanden). Vroeger was er een sterke toestroom van kwel en bestond het dal van de Schaarsbeek uit stromende stelsels met de bijbehorende kommen. De complexiteit van de gradiënt is nog versterkt doordat het gebied doorsneden werd door een aantal dekzandruggen (figuur 4) welke in het verleden stagnatie in de waterafvoer hebben veroorzaakt. Hierdoor is een reeks van plassen ontstaan, welke zich in verschillende richtingen hebben ontwikkeld (hoogveen, zeggemoeras, broekbos e.d.). Hierdoor is het Korenburgerveen een complex landschap met een hoge mate van terreinheterogeniteit. Het behoort tot de weinige landschappen binnen Nederland waar nog enigszins sprake is van een oorspronkelijke ruimtelijke rangschikking van de verschillende ecosysteemonderdelen, zoals is af te leiden uit vegetatiekaarten uit het verleden (figuur 5).



Figuur 4. Ligging van dekzandruggen in het Korenburgerveen (uit: Mankor 1985).



Figuur 5. Het Korenburgerveen en omgeving rond 1850 (uit: Bink & Van Wirdum 1979).

2.2 Aantastingen en herstelbeheer

Aantastingen

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 Vragenderveen en het Meddose veen zijn éénmansputten 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.



Monsterlocatie nr. 41: Veenput in het Vragender veen, gefotografeerd op 15 mei 2001. Foto: Wilco Verberk.



Zomeropname van het Galigaanveld in het Korenburgerveen s.s. Foto: Wilco Verberk.

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

De meeste systeemonderdelen van het Korenburgerveen zijn in het verleden door ontginning en turfwinning sterk aangetast en worden 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 hoogveenkernel. 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 Pijpenstrootje toegenomen.

Herstelbeheer

In het 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.

2.3 Effecten op de fauna: studieobject watermacrofauna

Gezien de brede opzet van het onderzoek (brede vraagstelling en brede responsgroep) moet er een inperking plaatsvinden zodat de uitvoering van het onderzoek haalbaar blijft. Daarom is er in eerste instantie voor 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 de voortplantingsfase is, die voor de watermacrofauna meestal in het aquatisch milieu plaatsvindt.

2.4 Doel en onderzoeksvragen

Doel

De doelstelling van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is soorten te laten overleven onder de huidige condities totdat aan de randvoorwaarden voor systeemherstel is voldaan. In dit onderzoek moet invulling worden gegeven aan de manier waarop overleving van soorten mogelijk is in heterogene landschappen. Hierbij zijn twee stappen te onderscheiden:

1. Nagaan wat de betekenis is van heterogeniteit voor de watermacrofauna
 2. Evaluatie van effecten van herstelbeheer op heterogeniteit en watermacrofauna
- Het doel van dit project is inzicht verkrijgen in 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 dat

- de kennis die in het Korenburgerveen gegenereerd wordt in andere landschappen kan worden toegepast (fase 1),
- de opgedane kennis bijdraagt aan de ontwikkeling van een concept over de relatie tussen landschap en fauna (fase 1),
- de opgedane kennis bijdraagt aan het opsporen van knelpunten voor de fauna en het vergroten van inzicht in de voorwaarden voor het behoud en herstel van de faunasoortenrijkdom (fase 2),

- deze concepten en theorieën leiden tot duidelijkheid over hoe behoud en herstel gemonitord kan worden (fase 2).

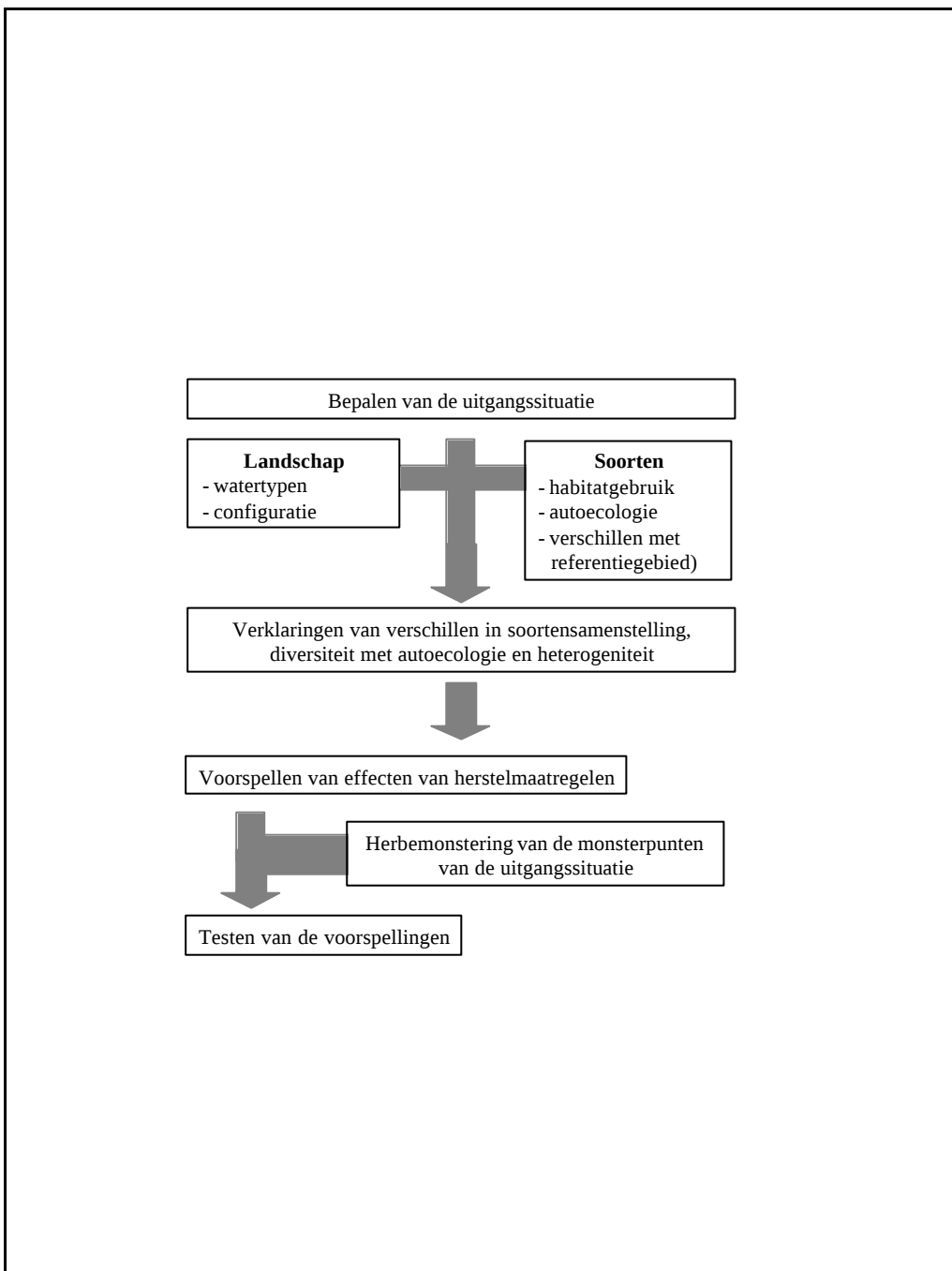
Vraagstelling

Tijdens de eerste fase zijn de volgende vragen aangepakt:

- Wat zijn de huidige faunistische waarden (bepalen uitgangssituatie) van het Korenburgerveen en een buitenlands referentiegebied (Denemarken)?
- Welke omgevingsvariabelen zijn het meest verklarend voor de aangetroffen soorten?
- Bestaat er een relatie tussen de verschillende schaalniveaus, overgangen daartussen en terreinheterogeniteit enerzijds en de faunadiversiteit anderzijds in het Korenburgerveen en in het Deense referentiegebied?
- Welke voorwaarden kunnen op basis van de eerste resultaten, referentieonderzoek (en *best professional judgement*) worden geformuleerd waaraan (hydrologische) herstelmaatregelen moeten voldoen in relatie tot de verschillende schaalniveaus en terreinheterogeniteit in dit type complexe landschappen, opdat naast herstel van abiotiek en vegetatie ook behoud en herstel van de faunadiversiteit worden mogelijk gemaakt?

2.5 Onderzoeksopzet

De opzet van het onderzoek staat schematisch weergegeven in figuur 6. Eerst wordt de situatie vastgelegd voordat de herstelmaatregelen effect hebben (uitgangssituatie). Hiervoor wordt op een groot aantal locaties de watermacrofauna bemonsterd en tevens worden de omgevingsvariabelen gemeten die van belang kunnen zijn. De meest verklarende omgevingsvariabelen worden gebruikt voor de classificatie van de bemonsterde wateren in verschillende watertypen. De verschillende watertypen en de configuratie daarvan vormen belangrijke componenten van de terreinheterogeniteit. Met behulp van ecologische informatie over de aangetroffen soorten en informatie over een referentie situatie wordt geprobeerd om een verklaring te vinden voor de gevonden verschillen in soortensamenstelling en soortenrijkdom. Uiteindelijk wordt op basis van deze uitgangssituatie en de effecten van de herstelmaatregelen (verwacht en gemeten) een voorspelling gedaan van de gevolgen van de herstelmaatregelen voor de watermacrofauna. Deze voorspelling kan worden getoetst door een effectmeting, waarbij de locaties van de uitgangssituaties nogmaals worden bemonsterd.



Figuur 6. Schematische opzet van het onderzoek.

3 Materiaal en methoden

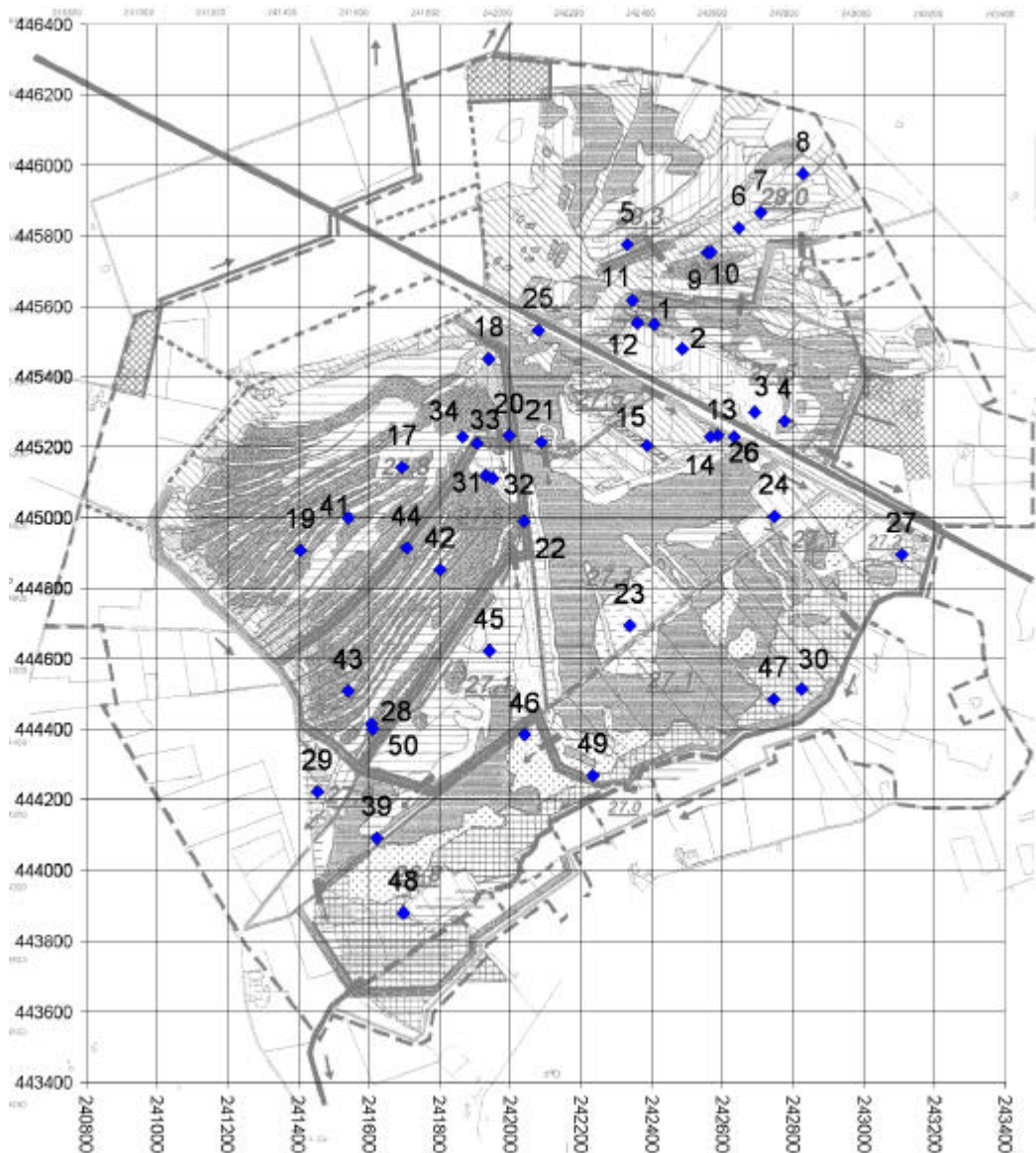
3.1 Monsterlocaties Korenburgerveen

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 1 zijn de bemonsteringsdata en een korte karakteristiek van de monsterpunten weergegeven en in figuur 7 is de ligging weergegeven. Een deel van de monsterpunten is 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. In totaal zijn er 45 verschillende wateren bemonsterd waarbij 121 aparte monsters zijn genomen.

Tabel 1 Overzicht van de monsterlocaties

Volg-nr.	korte karakteristiek	gebiedsonderdeel	datum bemonstering voorjaar	aantal monsters	datum bemonstering najaar	aantal monsters	X coördinaat	Y coördinaat
1	mesotroof poeltje met veenpluis en lisdodde	Meddosche veen	03-04-00	1	06-11-00	2	242,407	445,549
2	oligotroof open water in vlakte van veenpluis en veenmos	Meddosche veen	03-04-00	1	06-11-00	2	242,486	445,479
3	mesotroof poeltje in gagel struweel	Meddosche veen	03-04-00	1	01-10-01	2	242,691	445,300
4	grote open eutrofe plas met lisdodde en riet	Meddosche veen	03-04-00	2	30-10-00	2	242,775	445,275
5	veenpoeltje met aanrijking vanuit landbouw gebied met fonteinkruid	Meddosche veen	10-04-00	1	30-10-00	3	242,330	445,776
6	open poeltje in bos met pitrus	Meddosche veen	10-04-00	1	-	-	242,646	445,821
7	poeltje in hoogveenbos met riet en veenmos	Meddosche veen	10-04-00	1	13-11-00	2	242,708	445,867
8	poeltje in wilgenstruweel met fonteinkruid	Meddosche veen	10-04-00	1	-	-	242,827	445,977
9	veenput met drijftil	Meddosche veen	17-04-00	1	13-11-00	2	242,557	445,752
10	open veenput met snavelzegge en veenmos langs de oever	Meddosche veen	17-04-00	1	-	-	242,566	445,754
11	poeltje in wilgenstruweel met munt	Meddosche veen	17-04-00	1	06-11-00	2	242,345	445,616
12	watervlakte in dood hoogveenbos met kroos	Meddosche veen	17-04-00	1	-	-	242,358	445,553
13	mesotrofe poel zwak gebufferd met veenpluis	Korenburgerveen	25-04-00	1	01-10-01	2	242,586	445,234
14	eutrofe plas met fonteinkruid, zegge en lisdodde	Korenburgerveen	25-04-00	1	30-10-00	2	242,565	445,230
15	brede eutrofe sloot met waterlelie en riet	Korenburgerveen	25-04-00	2	06-11-00	2	242,385	445,205
17	grote open veenpoel in vragenderveen	Vragender veen	01-05-00	1	20-11-00	2	241,693	445,142
18	plasjes aan de rand van de hoogveenkern met waternavel en zegge	Vragender veen	01-05-00	1	20-11-00	2	241,938	445,451
19	veenput met dicht waterveenmos	Vragender veen	01-05-00	1	20-11-00	2	241,405	444,906
20	poeltje in broekbos met munt	Vragender veen	15-05-00	1	-	-	241,995	445,234
21	grote eutrofe plas met krooslaag en riet	Korenburgerveen	15-05-00	1	06-11-00	2	242,087	445,215
22	slenkjes tussen gagelstruweel met veenmos	Vragender veen	15-05-00	1	23-10-01	1	242,038	444,989
23	mesotrofe poeltjes tussen galigaan en riet met watervorkje	Korenburgerveen	15-05-00	1	13-11-00	2	242,337	444,694
24	eutrofe afvoer slootjes in schraalgraslanden	Korenburgerveen	15-05-00	1	30-10-00	2	242,747	445,003
25	smalle deel spoorsloot bij ingang gebied	Korenburgerveen	22-05-00	1	16-10-02	1	242,079	445,532
26	brede deel spoorsloot met wateraardbei en fonteinkruid	Korenburgerveen	22-05-00	1	16-10-02	2	242,632	445,230
27	eutrofe poel met dichte vegetatie	Korenburgerveen	22-05-00	1	23-10-01	1	243,106	444,895

Volg- nr.	korte karakteristiek	gebiedsonderdeel	datum bemonstering voorjaar	aantal monsters	datum bemonstering najaar	aantal monsters	X coördinaat	Y coördinaat
28	zure veenpoel aan de westrand van Vragenderveen	Vragender veen	22-05-00	1	16-10-01	1	241,607	444,416
29	poeltjes in laagveenbos met waterviolier	Vragender veen	22-05-00	1	27-11-00	2	241,453	444,223
30	smalle diepe eutrofe beek met dikke sliblaag	Schaarsbeekdal	22-05-00	1	13-11-00	2	242,824	444,515
31	open zure veenput	Vragender veen	19-04-99	2	29-11-99	2	241,931	445,119
32	vochtige laagte in verlanding	Vragender veen	19-04-99	2	29-11-99	1	241,949	445,112
33	slenken tussen wollegras	Vragender veen	19-04-99	1	29-11-99	1	241,865	445,230
34	zure veenpoel in hoogveenbos	Vragender veen	19-04-99	3	29-11-99	1	241,865	445,230
39	poel in wilgenbroekbos	Corlese Veen	07-05-02	2	27-11-00	2	241,621	444,090
41	open zure veenpoel aan de rand van berkenbroekbos	Vragender veen	01-05-01	3	25-09-01	2	241,540	445,000
42	open zure veenpoel tussen veendijken	Vragender veen	09-05-01	2	18-09-01	1	241,801	448,853
43	poeltje in broekbos aan de rand van Vragenderveen	Vragender veen	09-05-01	1	18-09-01	2	241,540	444,509
44	open zure veenpoel tussen veendijken	Vragender veen	15-05-01	1	01-10-01	1	241,706	444,915
45	zure veenput met dichte bedekking waterveenmos in hoogveenbos	Vragender veen	15-05-01	1	25-09-01	1	241,940	444,623
46	ondiep poeltje met zegge in wilgenstruweel	Schaarsbeekdal	22-05-01	1	16-10-01	1	242,040	444,384
47	ondiep poeltje met waterviolier in wilgenstruweel	Schaarsbeekdal	22-05-01	2	16-10-01	1	242,745	444,486
48	ondiep poeltje met gele lis in wilgenstruweel	Schaarsbeekdal	07-05-02	2	07-10-02	2	241,697	443,880
49	ondiep poeltje met zegge in laagveenbos	Schaarsbeekdal	07-05-02	2	07-10-02	1	242,233	444,185
50	zuur poeltje in hoogveenbos	Vragender veen	-	-	25-09-01	1	241,610	444,400



Figuur 7. Ligging van de monsterlocaties.

3.2 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 binnen vier dagen uitgezocht. De monsters zijn gespoeld

over zeven van 2,1 en 0.5 mm waarna de verschillende fracties in witte fotobakken zijn uitgezocht op watermacrofauna. De platwormen (Tricladia) en bloedzuigers (Hirudinea) zijn levend gedetermineerd, de watermijten zijn geconserveerd in Koenike-oplossing en de overige groepen zijn in 70% ethanol geconserveerd. Van de verzamelde fauna zijn de volgende groepen inmiddels op naam gebracht met behulp determinatie literatuur, een binoculair en waar nodig een microscoop: Coleoptera (adulten en larven), Hemiptera (adulten en nymfen), Odonata, Chaoboridae, Trichoptera, Chironomidae en Dixidae.

3.3 Pilot studie Denemarken

In 2001 is van 12 juli tot 18 juli een veldbezoek gebracht aan de volgende Deense hoogvenen: Portland Mose, Råbjerg Mose, Toft Mose (Lille Vildmose), Holmegårds Mose. Tijdens de bezoeken aan deze veengebieden is ook watermacrofauna verzameld om een globale indruk te krijgen van de soorten in de Deense veengebieden. Hierbij is niet op een standaardwijze bemonsterd omdat dit teveel tijd in beslag zou nemen. Met schepnet en keukenzeef is in verschillende wateren materiaal verzameld wat ter plekke in witte fotobakken is uitgezocht. Hierbij is zo'n 2 uur uitgezocht per monster zodat de bemonsteringsinspanning per water min of meer gelijk is geweest. De aanwezige watermacrofauna is in het veld geconserveerd. Van dit materiaal zijn de volgende groepen inmiddels op naam gebracht met behulp determinatie literatuur, een binoculair en waar nodig een microscoop: Tricladia, Hirudinea, Crustacea, Arachnidae (*Argyroneta aquatica*), Coleoptera (adulten en larven), Hemiptera (adulten en nymfen), Odonata, Chaoboridae, Trichoptera, Chironomidae en Dixidae.

In totaal is op 27 monsterlocaties op deze wijze gemonsterd, waarbij in het Holmegårds Mose de meeste locaties zijn bemonsterd (14) omdat dit gebied evenals het Korenburgerveen een grote terreinheterogeniteit kent met gradiënten van zuur-oligotroof naar gebufferd-meso/eutroof. Evenals bij de monsterlocaties in het Korenburgerveen is hier ook zoveel mogelijk de aanwezige variatie bemonsterd. Voor de vergelijking van het Korenburgerveen en het Holmegårds Mose is daarnaast aanvullend gebruik gemaakt van informatie over de aanwezigheid van soorten uit andere bronnen. In het Holmegårds Mose is door Mogens Holmen eerder onderzoek verricht naar waterkevers in 1980 en 2001 en er zijn checklists te vinden op internet (<http://hjem.get2net.dk/mosen/>) van de wantsen en libellen. Daarnaast zijn tijdens de excursie ook waarnemingen gedaan van adulte libellen. Aanvullende informatie over de aanwezigheid van soorten in het Korenburgerveen is gehaald uit bijvangsten (niet gestandaardiseerde vangsten in verschillende wateren in het Korenburgerveen) en voor libellen is de soortenlijst aangevuld met de lijst volgens Ketelaar *et al.* (2002).

3.4 Omgevingsvariabelen

In tabel 2 staat de lijst met de gemeten omgevingsvariabelen. Hierbij zijn verschillende groepen van omgevingsvariabelen te onderscheiden: abiotiek (waterkwaliteit), bodemstructuur (bodemtype, aanwezigheid van gyttja), vegetatiesoortensamenstelling en -structuur (drijfbladeren, submers, emers) en fysische variabelen (doorzicht, diepte, oppervlakte, beschaduwning, droogval). Voor de abiotiek zijn in het veld de pH en het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) gemeten en zijn watermonsters genomen die in het laboratorium zijn geanalyseerd, waarbij de standaardmethoden zijn gevolgd zoals die ook bij de afdeling Aquatische Ecologie en Milieubiologie (KUN) in gebruik zijn. De soortensamenstelling van de vegetatie en de structuur van de water- en oeverplanten is in het veld opgetekend. De bodemstructuur is bepaald bij het bemonsteren en daarnaast is gebruik gemaakt van bodemkaarten. Fysische parameters zijn in het veld opgetekend.

Tabel 2. Overzicht van de omgevingsvariabelen.

Type variabele	Naam variabele
waterkwaliteit	Elektrisch geleidings vermogen
	Zuurgraad
	Zuurbufferend vermogen
	Extinctie bij 450 nm
	Turbiditeit
	Totaal anorganisch koolstof
	Bicarbonaat-koolstofdioxide ratio
	Opgelost koolstofdioxide
	Bicarbonaat
	Natrium
	Chloride
	Kalium
	Ortho-fosfaat
	Ammonium
	Nitraat
	Ammonium-nitraat ratio
	Calcium
	Magnesium
	Mangaan
	Silicium
	Ijzer
	Zink
	Totaal fosfaat
	Totaal zwavel
	Aluminium
	Aluminium-Calcium ratio
fysisch	bemonsterde diepte
	beschaduwning (4 klassen)
	droogval (3 klassen)
	grootte waterlichaam
	diepte waterlichaam
vegetatie structuur	Aanwezigheid open water
	Aanwezigheid drijvende vegetatie
	Aanwezigheid emerse vegetatie
	Aanwezigheid submerse vegetatie
	Aanwezigheid waterveenmos
	Aanwezigheid bultvormend veenmos
bodem	Aanwezigheid gyttja
	Veensoort
	Bodemsoort
Vegetatie	aan/afwezigheid soort 1...n

3.5 Gegevensanalyse

Meest verklarende variabelen

Op basis van alle gedetermineerde groepen behalve Chironomiden en alle monsterpunten behalve de punten die in 2002 zijn bemonsterd is een Correspondentie Analyse (CA) uitgevoerd. De scores van de monsterpunten op de verschillende assen zijn gecorreleerd met de gemeten variabelen. Alleen de variabelen

met een significante correlatie (Pearson correlatie bij normale verdeling en Spearman rank correlatie bij niet normale verdeling) zijn opgenomen.

Schaalniveau

Voor de analyse naar schaalniveau is gebruik gemaakt van de voorjaarsdata van de monsterpunten in 2000 met alle groepen behalve de Coleoptera larven, Chaoboridae, Chironomidae en Dixidae. Hierbij zijn de monsterpunten in groepen ingedeeld. Ten eerste is op aan- en afwezigheid van in het veld genoteerde plantensoorten een clusteranalyse uitgevoerd waarbij de verschillende monsterpunten op basis van hun lokale vegetatiesamenstelling zijn gegroepeerd. Daarnaast zijn de monsterpunten ingedeeld naar ecologische eenheden. Hiervoor is gebruik gemaakt van de indeling in ecologische eenheden volgens Biologische Station Zwillbrock (1995) en is nagegaan in welke ecologische eenheid een waterlichaam lag. Vervolgens is op basis van de watermacrofauna soortensamenstelling een Correspondentie Analyse uitgevoerd, waarna de ordinatieplots tweemaal zijn weergegeven, éénmaal met de indeling op basis van de lokale vegetatiesamenstelling en éénmaal op basis van ecologische eenheden.

Variatie in watertypen

Het onderscheiden van verschillende watertypen dient te gebeuren op basis van omgevingscondities die relevant zijn voor de soorten. Voor de indeling naar watertypen zijn een aantal stappen gezet. Ten eerste is op basis van alle gedetermineerde groepen behalve Chironomiden en alle monsterpunten behalve de punten die in 2002 zijn bemonsterd een Canonische Correspondentie Analyse (CCA) uitgevoerd om na te gaan welke variabelen de variatie in soortensamenstelling het beste verklaren. Hierbij bleken 5 klassen van variabelen van belang (waterkwaliteit, vegetatiesamenstelling, vegetatiestructuur, bodemparameters en fysische parameters). Omdat de verdeling van het aantal variabelen over de klassen niet gelijk is en omdat veel variabelen zijn gecorreleerd, zijn per klassen de variabelen gecondenseerd door een PCA uit te voeren met de variabelen als species data (zie ook Rundle *et al.* 2002). Deze PCA assen zijn vervolgens weer met een CCA beoordeeld op hun verklarende vermogen, waarbij PCA assen die aan elkaar gecorreleerd waren of weinig variatie verklaarden zijn weggelaten. Vervolgens is een CCA uitgevoerd op soortdata met deze PCA assen als omgevingsdata zodat de variatie in omgevingscondities (PCA assen) voor zover deze relevant is voor de soorten tot uiting komt. De scores van de monsterlocaties op deze CCA assen zijn vervolgens gegroepeerd met behulp van TWINSpan (Hill 1979), zodat locaties met gelijke (voor watermacrofauna relevante) omgevingscondities bij elkaar worden ingedeeld. Vervolgens is per watertype een aantal zaken berekend: het aantal locaties, monsters en soorten, het gemiddeld aantal soorten en het aantal eenlingen (soorten die op maar één locatie zijn aangetroffen), uitgesplitst naar zeldzaamheid (Nijboer & Verdonschot 2001). Daarnaast is voor elke soort de verdeling van de aantallen over de verschillende watertypen berekend. Voor de karakteristieke en zeldzame soorten zijn deze percentages per watertype gesommeerd om een indruk te krijgen van de numerieke bijdrage van locaties als leefgebied voor zeldzame en karakteristieke soorten.

Habitatgebruik en seizoen

Deze analyse is gebaseerd op alle gedetermineerde groepen behalve Chironomiden en alle monsterpunten behalve de punten die in 2002 zijn bemonsterd. De analyse betreft twee onderdelen. Ten eerste zijn monsterlocaties paarsgewijs vergeleken. Voor elk paar is hierbij de dissimilariteit (Euclidian distance) berekend op basis van omgevingscondities (de relevante PCA assen die ook gebruikt zijn voor de watertype indeling) en op basis van de soortensamenstelling. Dit is apart gedaan voor de voorjaarsdata en najaarsdata.

Ten tweede zijn monsterlocaties die zowel in het voorjaar als in het najaar zijn bemonsterd met elkaar vergeleken. Hierbij is het voorkomen van soorten op een locatie in 3 klassen ingedeeld (1 individu, 2-9 individuen, 10 of meer individuen). De monsterlocaties zijn gerangschikt op watertypen om na te gaan in hoeverre soorten verschillen in gebruik van watertypen tussen voorjaar en najaar en (voor waterwantsen en waterkevers) tussen adulten en larven/nymfen.

Vergelijking veenwateren Korenburgerveen en andere hoogveenrestanten

Deze analyse is uitgevoerd op basis van alle gedetermineerde groepen behalve Chironomiden en alle monsterpunten behalve de punten die in 2002 zijn bemonsterd. Voor de vergelijking is het noodzakelijk dat de monsterlocaties een gelijke range in omgevingscondities kennen. Hiervoor is een PCA op basis van waterkwaliteit (o.a. zuurgraad, alkaliniteit, nutriënten zoals ammonium, nitraat, fosfaat en verschillende ionen) uitgevoerd waarna alle monsterpunten in het Korenburgerveen buiten beschouwing zijn gelaten indien ze buiten de abiotiek range vielen van de monsterpunten van de hoogveenrestanten.

Voor de vergelijking zijn alfa (gemiddeld aantal soorten op een locatie), bèta (met behulp van de formule van Whittaker 1960) en gamma (met de methode van Karakassis 1995) diversiteit berekend. De methode van Kay *et al.* (1999) is gebruikt om uit te rekenen hoeveel locaties bemonsterd moeten worden voordat een extra monster minder dan één soort toevoegt. Cumulatieve curven geven een totaal beeld van de verschillende diversiteitindices en zijn gemaakt met het programma BioDiversityProfessional Bèta 1 (McAleece 1997), gebaseerd op 500 willekeurige permutaties.

Vergelijking Korenburgerveen (NL) en Holmegårds Mose (DK)

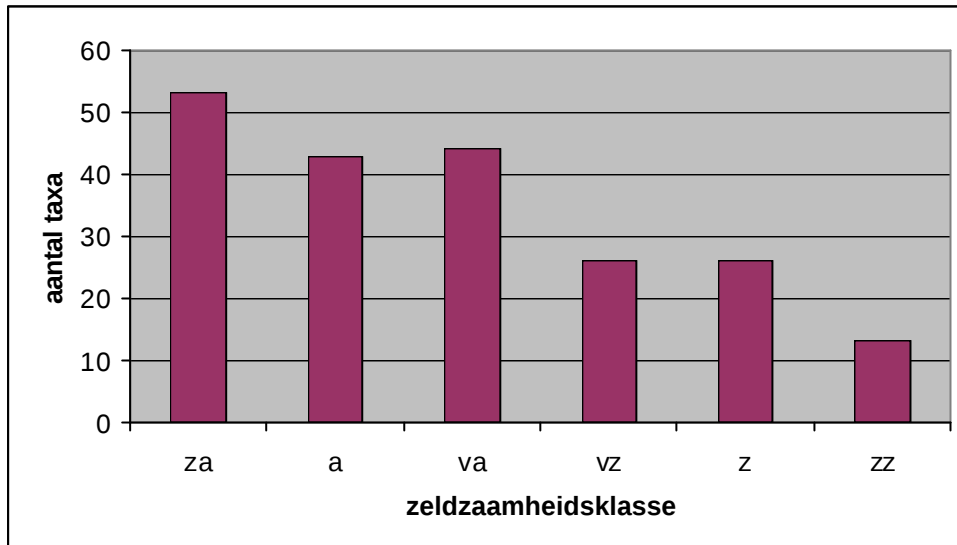
Deze analyse is uitgevoerd op basis van alle gedetermineerde groepen behalve Chironomiden en Wantsen. Informatie over de soorten is verkregen uit de determinatieliteratuur, Van Haren (werkdokument) en uit Verdonschot (1990). De vergelijking tussen beide gebieden is gebaseerd op 14 monsters in het Holmegårds Mose en 56 monsters (1999 en 2000 monsters voorjaar en najaar) in het Korenburgerveen. Voor de vergelijking van de frequenties zijn de 56 monsterpunten van het Korenburgerveen gesubsampled naar 14 monsterpunten zodat een vergelijking met de 14 monsterpunten van het Holmegårds Mose mogelijk was. Deze frequentieverdeling is gemaakt door voor elke soort op basis van de gevonden frequentie de kans te berekenen dat deze bij een herbemonstering van 14 locaties op 1,2,3...14 locaties zou zijn aangetroffen. De sommatie van de kansen voor alle soorten levert dan per aantal locaties het aantal soorten op wat daar verwacht kan worden.

4 Resultaten en discussie

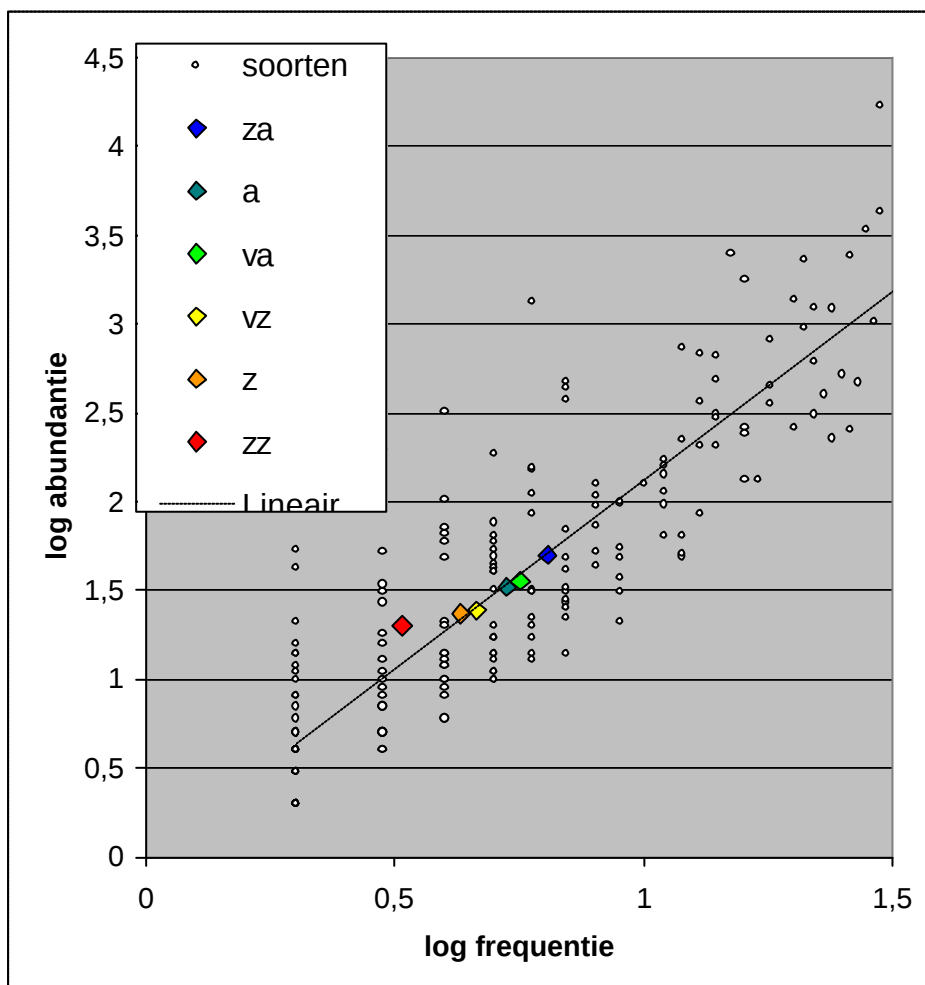
De verschillende groepen watermacrofauna zijn niet tegelijk gedetermineerd, maar gedurende de afgelopen twee jaar. Tussentijds zijn deze data geanalyseerd. Dit heeft tot gevolg dat niet alle gepresenteerde figuren zijn gebaseerd op basis van de laatste determinaties. Bij de gegevensanalyse is aangegeven welke groepen en welke monsterpunten zijn meegenomen in de analyse.

4.1 Aangetroffen soorten

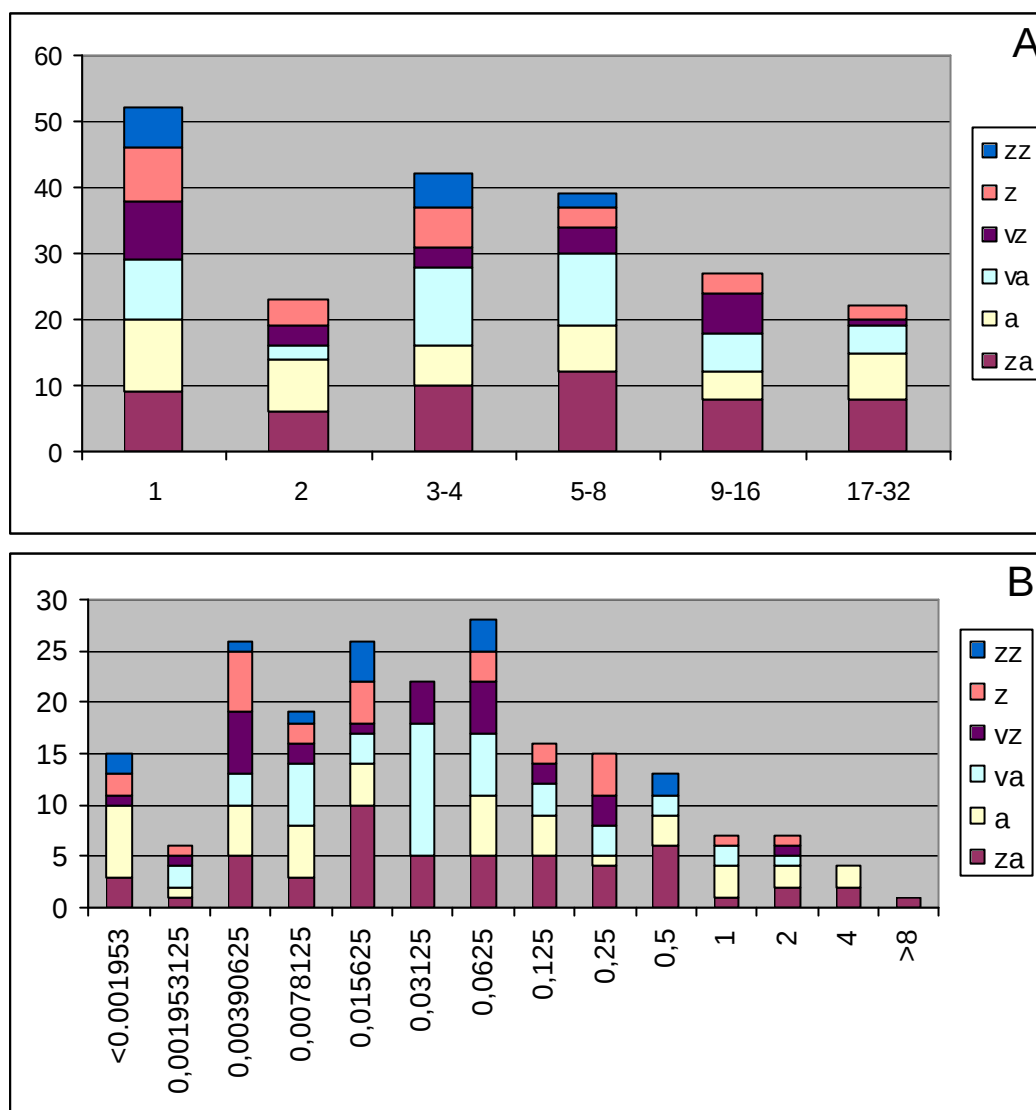
In bijlage 2 is de lijst weergegeven van de 205 taxa (exclusief de groepen die nog niet zijn uitgedetermineerd) die tot nu toe zijn aangetroffen. Daarnaast is van elk taxon de abundantie, frequentie en de zeldzaamheid aangegeven (WEW zeldzaamheidslijst; Nijboer & Verdonchot 2001). Van de aangetroffen taxa is 32 % relatief zeldzaam (zeer zeldzaam, zeldzaam of vrij zeldzaam) en van deze soorten valt een vijfde in de categorie zeer zeldzaam (figuur 8). Er bestaat een duidelijke relatie tussen de frequentie en de abundantie van taxa (figuur 9). Bovendien zijn de zeldzamere taxa minder abundant en frequent aanwezig in vergelijking met de algemenere taxa. Een gedifferentieerder beeld is te zien in figuur 10. Een groot aantal soorten zijn slechts in één waterlichaam aangetroffen (figuur 10a). Het aantal zeer algemene soorten verschilt nauwelijks per frequentie klasse. Uit de onderverdeling naar aantallen (figuur 10b) is af te lezen dat ook zeer zeldzame soorten in wateren een relatief hoge abundantie (>0.5%) kunnen bereiken. Hierbij gaat het in beide gevallen om dansmuggen (*Lasiodiamesa* sp en *Chaetocladius* sp *herkenbosch*). De zeldzame soorten bestrijken ook bijna de hele range in abundantie, op de hoogste twee klassen na. De waterpissebed *Asellus aquaticus* is de meest abundante soort en *Chironomus* sp is het taxon met de hoogste frequentie. *Asellus aquaticus* is een schaaldier (Crustacea) en is daarom afhankelijk van de aanwezigheid van calcium voor de opbouw van zijn exoskelet. Hierdoor is de soort bij voorbaat al uitgesloten in de zuurdere wateren waardoor de frequentie lager is. Op plaatsen waar deze soort niet wordt uitgesloten door de zuurgraad is de soort zeer talrijk, waardoor het de meest abundante soort is. *Chironomus* sp is een insect en kan wateren bezetten over de hele range in zuurgraad. Hierdoor is het de meest frequent aangetroffen soort. De lagere dichtheden (in vergelijking met *A. aquaticus*) zijn mogelijk te verklaren door intensere concurrentie van andere chironomide soorten.



Figuur 8. Aandeel soorten in de verschillende zeldzaamheidsklassen (za = zeer algemeen, a = algemeen, va = vrij algemeen, vz = vrij zeldzaam, z = zeldzaam, zz = zeer zeldzaam).



Figuur 9. Relatie tussen de frequentie van soorten en hun abundantie. Per zeldzaamheidsklasse zijn de gemiddelden van de soorten apart weergegeven (za = zeer algemeen, a = algemeen, va = vrij algemeen, vz = vrij zeldzaam, z = zeldzaam, zz = zeer zeldzaam).



Figuur 10. Relatie tussen zeldzaamheid van soorten en hun frequentie (a) en abundantie (b). De klassen lopen telkens op met een factor 2 waarbij de abundantie is omgerekend als percentage van het totaal aantal individuen. (za = zeer algemeen, a = algemeen, va = vrij algemeen, vz = vrij zeldzaam, z = zeldzaam, zz = zeer zeldzaam).

Uit het voorgaande blijkt dat de landelijke indicatie van zeldzaamheid ten dele wordt weerspiegeld. Zeldzame soorten komen minder frequent voor dan algemene soorten en zijn minder abundant, maar de verschillen zijn klein en bovendien zijn er nog wat zeldzame soorten die in het Korenburgerveen relatief talrijk voorkomen. Daarnaast zijn er ook soorten die landelijk zeer algemeen zijn, maar slechts incidenteel zijn aangetroffen. Dit zijn met name soorten van wat voedselrijkere wateren die in het Korenburgerveen marginaal voorkomen in de relatief voedselrijke wateren (bv. *Laccophilus minutus*, *Ischnura elegans*, *Noterus clavicornis* en *Endochironomus albipennis*).

4.2 Meest verklarende variabelen

Met behulp van een Correspondentie Analyse (CA) is nagegaan welke variabelen de variatie in soortensamenstelling het beste verklaren (tabel 3). Een groot aantal variabelen blijkt gecorreleerd te zijn met een van de CA assen. Deze verschillende CA

assen geven de belangrijkste verschillen weer tussen de verschillende monsterpunten qua soortensamenstelling, waarbij de eerste as de grootste verschillen weergeeft en opvolgende assen de overgebleven variatie in soortensamenstelling weergeven. De eerste CA as hangt sterk samen met verschillen in zuurgraad en alkaliniteit. Deze verschillen komen ook tot uiting in de vegetatie en komen mede tot stand door de samenstelling van de bodem. De tweede CA as hangt sterk samen met fysische eigenschappen van de waterlichamen zoals grootte en diepte. De derde en vierde CA as worden naast de bodemeigenschappen bepaald door verschillende variabelen, waaronder beschaduwing en voedselrijkdom van het water.

Deze analyse geeft aan welke variabelen overeenstemmen met verschillen in soorten, maar het is niet mogelijk om de causale verbanden aan te geven, omdat een aantal variabelen tegelijkertijd verandert. Zo kan de zuurgraad direct effect hebben op het voorkomen van organismen zoals dat het geval is voor slakken, bloedzuigers, de meeste wormensoorten en de Waterpissebed (*Asellus aquaticus*). Voor andere groepen zal de zuurgraad een indirect effect hebben. Zo zullen insecten als groep niet door de zuurgraad beperkt worden aangezien ze een chitineus exoskelet hebben. Hierdoor zijn ze in tegenstelling tot Mollusca en Crustacea niet afhankelijk van calcium in het water en in tegenstelling tot Oligochaeta osmotisch minder afhankelijk van hun omgeving. Hoewel sommige soorten wel een voorkeur hebben voor gebufferde wateren, blijkt uit metingen in laboratoria dat ze bij een bredere range in zuurgraad kunnen overleven. Factoren die samenhangen met de zuurgraad zijn o.a. de vegetatiestructuur, voedselaanbod en concurrentie (Galewski 1971). Een hoger zuurbufferend vermogen leidt tot een versterkte afbraak, waardoor de voedselbeschikbaarheid toeneemt en waardoor drijvende vegetatie zich kan ontwikkelen (Bloemendaal & Roelofs 1988). De vegetatiestructuur speelt voor veel soorten een rol als substraat voor de eiafzet (b.v. drijfbladeren voor verschillende soorten libellen, drijvend afgestorven *Lisdodde* voor de Bruine winterjuffer, kranswieren voor waterkevers (Haliplidae)). Daarnaast biedt de vegetatie schuilgelegenheid voor tal van soorten en voedsel voor herbivore soorten. Evenzo hangen grootte en beschaduwing samen met andere factoren waaronder zuurstofhuishouding, temperatuur, droogval en temperatuursverloop. Hierbij zal de ene soort reageren op temperatuur (veel larven van waterkevers groeien op in ondiepe poeltjes of ondiepere delen van een water), een andere soort op beschaduwing (zo maken veel kokerjuffers gebruik van bladmateriaal als voedsel en als bouw materiaal voor hun kokertje) en weer een andere soort op weer een andere variabele. Variabelen met betrekking tot de bodem hangen enerzijds samen met de mogelijke watertypen die daarop kunnen ontstaan, maar kunnen ook meer direct effect hebben door het bieden van een bepaald substraat.

Samenvattend zijn er dus een groot aantal variabelen van verschillende typen die belangrijk zijn voor de watermacrofauna. Deze factoren zijn belangrijk voor het voltooien van de levenscyclus waarbij ze direct of indirect effect hebben op de fysiologische tolerantie, voedselcondities, het substraat, concurrentie en beschutting. De manier waarop en de mate waarin een bepaalde factor doorwerkt op de voltooiing van de levenscyclus zal per soort en per levensstadium verschillen.

Tabel 3 Omgevingsvariabelen die gecorreleerd zijn met één of meerdere ordinaties. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

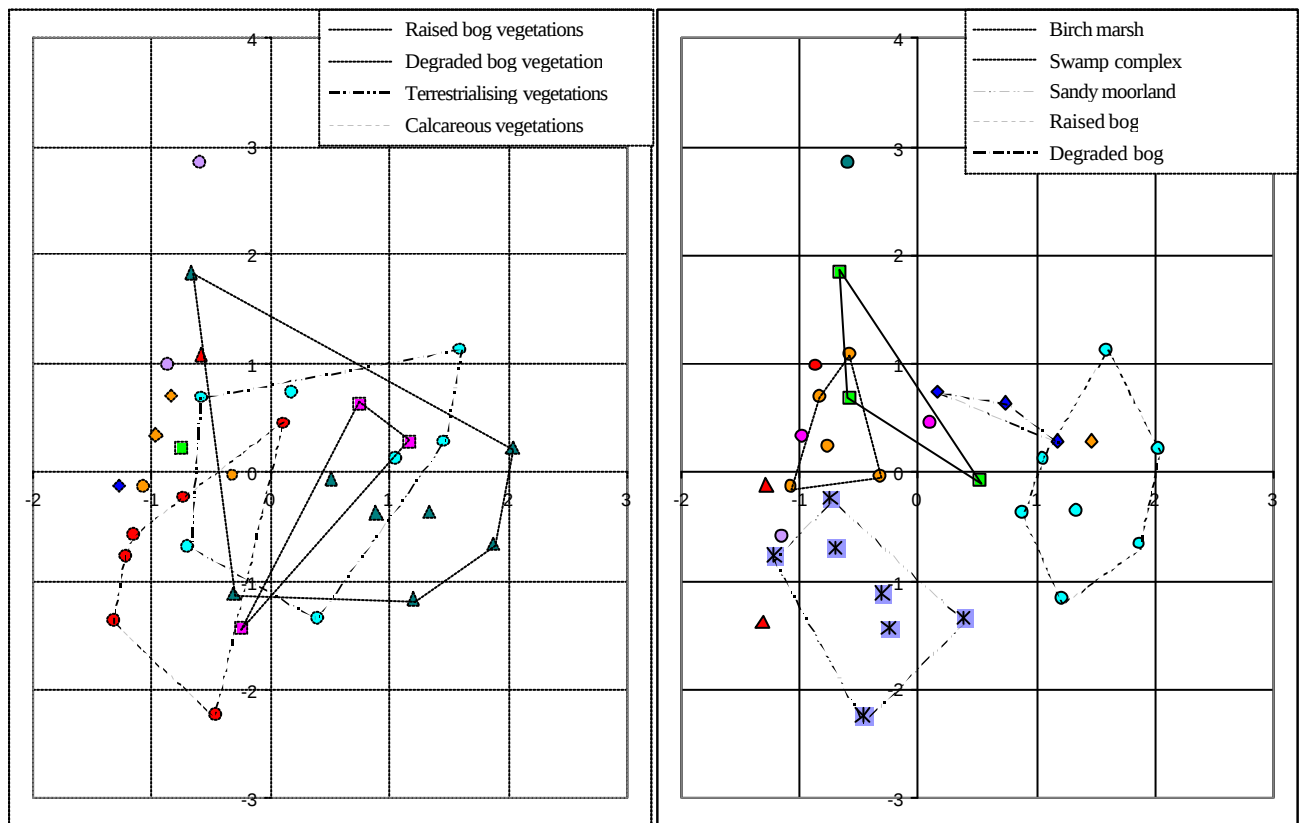
Type variabele	Naam variabele	As1	As2	As3	As4
waterkwaliteit	Elektrisch geleidingsvermogen	**	**		
	Zuurgraad	**		*	*
	Zuurbufferend vermogen	**		**	**
	Extinctie bij 450 nm	**			*
	Totaal anorganisch koolstof	**			
	Bicarbonaat-koolstofdioxide ratio	**			
	Bicarbonaat	**			
	Natrium	**	**		
	Chloride		*	**	
	Ortho-fosfaat	**	**	**	
	Ammonium				**
	Ammonium-nitraat ratio				**
	Calcium	**	**		
	Magnesium	**	*		
	Mangaan	**			
	Silicium	**	**		*
	Zink	**	*	**	
	Totaal fosfaat		**		
	Aluminium	**			
	Aluminium-Calcium ratio	**			*
fysisch	bemonsterde diepte		**		
	beschaduwing (4 klassen)		**		**
	droogval (3 klassen)		**		
	grootte waterlichaam	**	**		
	diepte waterlichaam		**		
vegetatie structuur	Aanwezigheid open water	**	**		
	Aanwezigheid drijvende vegetatie	**	*		*
	Aanwezigheid waterveenmos	**			
	Aanwezigheid bultvormend veenmos	**			
bodem	Bodem (PCA as 1)	**		*	**
	Bodem (PCA as 2)	**			**
	Bodem (PCA as 3)		**	**	
vegetatie soortensamenstelling	Vegetatie soortensamenstelling (PCA as 1)	**	*		
	Vegetatie soortensamenstelling (PCA as 2)		**		*
	Vegetatie soortensamenstelling (PCA as 3)		**		

4.3 Schaalniveau

Van de verschillende variabelen die hierboven zijn genoemd is de bespreking van hun invloed op de watermacrofauna beperkt gebleven tot het schaalniveau van een waterlichaam. Het voorkomen van soorten is echter gebonden aan variabelen welke effect hebben op verschillende schaalniveaus (Arscott *et al.* 2000; Li *et al.* 2001). De aanwezigheid van drijfbladeren zal belangrijk zijn op microschaal, het voorkomen van kwelstromen kan een complex aan wateren beïnvloeden en de regionale hydrologie en landschappelijke inbedding is belangrijk op landschapsschaal. Hierbij zijn zowel ruimteaspecten (talrijkheid van wateren in de omgeving; versnippering) als tijdsaspecten (tijdstip van droogvallen in het jaar, opwarmingssnelheid in het voorjaar) van belang (Huston 1994; Magurran, 1998; Lawton 1999; Southwood 1977). Het schaalniveau waarop dieren opereren (actieradius, levensduur) bepaalt in belangrijke mate het schaalniveau en de variabelen die invloed hebben op hun voorkomen en overleving.

Om na te gaan in hoeverre de omgeving van een monsterlocatie van invloed is op de soortensamenstelling is een analyse uitgevoerd waarbij de monsterpunten in twee groepen zijn ingedeeld 1) op basis van de ter plekke aangetroffen vegetatie (als maat van de lokale condities) en 2) op basis van de indeling in ecologische eenheden (volgens Biologische Station Zwilbrock 1995; als maat van de condities in de nabije omgeving).

Vervolgens zijn de beide classificaties vergeleken met een ordinatie op basis van de watermacrofauna soorten (PCA). Hierbij blijkt dat de soortensamenstelling sterker correspondeert met de indeling naar ecologische eenheden (goede differentiatie) dan de groepering op basis van lokale vegetatie (veel overlap) (figuur 11).



Figuur 11. Ordinatie plot (PCA) op basis van de fauna samenstelling. De monsterpunten zijn gegroepeerd op basis van de lokale vegetatie (A) en op basis van ecologische eenheden (B).

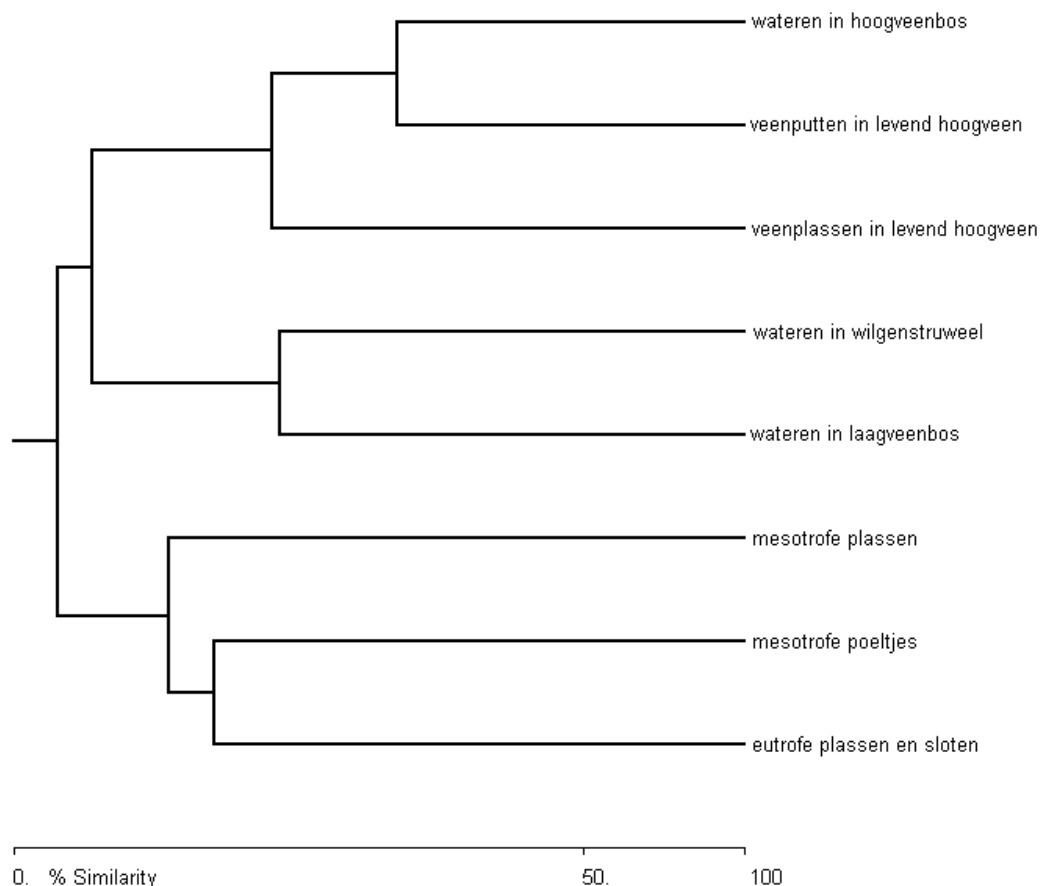
Hoe kan dit verschil tussen lokale vegetatiesamenstelling en ecologische eenheden worden verklaard? Een deel van de variatie in soortensamenstelling kan wel verklaard worden met de lokale vegetatie. Hoewel de ecologische eenheden met name op basis van hun vegetatiesamenstelling zijn onderscheiden, variëren de vegetatie en habitatcondities binnen een eenheid te sterk om de overeenkomst in fauna samenstelling binnen eenheden te kunnen verklaren. Deze resultaten wijzen erop dat fauna soorten van hun omgeving gebruik maken op het schaalniveau van een ecologische eenheid. Blijkbaar is er een factor of een combinatie van factoren die op het niveau van een ecologische eenheid opereert. Naast factoren als bodemtype, bodemstructuur en vegetatietype kan ook afstand een belangrijke factor zijn. De ecologische eenheden zijn namelijk aaneengesloten en derhalve liggen de monsterpunten in dezelfde ecologische eenheid dicht bij elkaar. Dit kan niet de enige factor zijn, omdat sommige monsterpunten in verschillende eenheden dicht bij elkaar liggen, maar binnen een ecologische eenheid kan het wel een belangrijke factor zijn. Door verspreiding van individuen van het ene naar het andere water gaan de verschillende wateren wat faunasamenstelling betreft sterker op elkaar lijken. Behalve de condities van het betreffende waterlichaam is waarschijnlijk ook de aanwezigheid (en variatie) van wateren en soorten in de omgeving bepalend voor de faunasamenstelling van een waterlichaam.

4.4 Variatie in watertypen

De monsterlocaties kunnen op basis van omgevingsvariabelen die relevant zijn voor de watermacrofauna worden ingedeeld in 8 watertypen (tabel 4). Om een indruk te geven wat met elk watertype wordt bedoeld is per watertype het natuurdoeltype aangegeven wat het meest overeenkomt. Hierbij is zoveel mogelijk de indeling aangehouden van het aquatisch supplement (gebruikte bronnen: Higler 2000; Arts 2000; Jaarsma & Verdonschot 2000), maar hiermee bleken sommige watertypen niet goed in te delen en gaf een (terrestisch) natuurdoeltype uit het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001) een betere karakterisering van de omgeving. De verschillende wateren vallen in drie hoofdtypen uit elkaar (figuur 12): (veenwateren, broekbossen en gebufferde wateren) De veenwateren worden gekenmerkt door een lage pH, de uitbundige veenmosgroei en de afwezigheid van zuurbufferend vermogen. De broekbossen verschillen van de gebufferde wateren door de beschaduwing en de hogere ammoniumconcentraties. Binnen de veenwateren onderscheiden de wateren in hoogveenbos zich door de hogere graad van beschaduwing, de hogere totaal fosfaat concentraties, de kleinere grootte en de hogere frequentie van droogvallen. De veenplassen en veenputten in levend hoogveen verschillen van elkaar in grootte. Bovendien hebben de veenputten in levend hoogveen een hogere ammoniumconcentratie en een lagere totaal fosfaat concentratie. Binnen de broekbossen zijn twee watertypen te onderscheiden. De wateren in laagveenbos verschillen van de wateren in wilgenstruweel qua zuurgraad en zuurbufferend vermogen. Daarnaast is de concentratie totaal fosfaat hoger in de wateren in laagveenbos. Binnen de gebufferde wateren zijn drie watertypen te onderscheiden. De eutrofe plassen hebben een hogere zuurgraad en meer zuurbufferend vermogen en worden verder gekenmerkt door de afwezigheid van veenmosgroei en de hoge totaalfosfaat concentraties. Het verschil tussen de mesotrofe plassen en poeltjes is in eerste instantie de grootte, maar daarnaast vallen de mesotrofe poeltjes sneller droog.

Tabel 4. Verschillen in enkele omgevingscondities tussen de verschillende watertypen en de meest overeenkomende natuurdoeltypen.

	Zuurgraad	Zuurbufferend vermogen	Aanwezigheid veenmos	Beschaduwing	Ammonium	Grootte	Mate van droogval	Totaal P	Aquatisch supplement	Handboek Natuurdoeltypen
eutrofe plassen en sloten	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	zwak gebufferde poel op zandgrond (poelen 4.6) / mesotrofe tot eutrofe sloten (laagveenwateren 4.4)	zwakgebufferd ven (3.22) / gebufferde sloot (3.15)
mesotrofe plassen	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	zwak gebufferde poel op zandgrond (poelen 4.6)	zwakgebufferd ven (3.22)
mesotrofe poeltjes	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	temporaire zure poelen (poelen 4.2)	zuur ven (3.23)
wateren in laagveenbos	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		laagveenbos (3.62)
wateren in wilgenstruweel	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		wilgenstruweel (3.55b)
veenplassen in levend hoogveen	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	open water in hoogveengebieden (vennen 1d)	levend hoogveen (3.44)
veenputten in levend hoogveen	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		levend hoogveen (3.44b)
wateren in hoogveenbos	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		hoogveenbos (3.63)



Figuur 12. Dendrogram van de verschillende watertypen.

In tabel 5 is voor elk watertype aangegeven of er soorten aanwezig zijn die slechts op één monsterlocatie zijn aangetroffen (eenlingen), in hoeverre er zeldzame soorten zijn aangetroffen, in hoeverre er soorten zijn aangetroffen die karakteristiek zijn voor zure condities (acidofiel/acidobiont) of veencondities (tyrfofiel/tyrfobiont) en hoe de verdeling is van de aantallen van zeldzame soorten die op meer dan een monsterlocatie zijn aangetroffen.

Het algemene beeld is dat in de eutrofe plassen en mesotrofe plassen de meeste soorten zijn aangetroffen en tevens de meeste eenlingen. Zeldzame soorten die op meer dan een monsterlocatie zijn aangetroffen bereiken hun hoogste dichtheid in veenplassen in levend hoogveen, veenputten in levend hoogveen of wateren in hoogveenbos. Dit komt mede doordat het hier om soorten gaat die karakteristiek voor veen zijn en deze soorten zijn in het algemeen tevens zeldzaam. Het hoge aandeel eenlingen in de watervoedselrijkere en meer gebufferde wateren is te verklaren doordat deze milieus minder stressvol zijn waardoor soorten zich hier makkelijker kunnen handhaven dan in een voedselarme en zure hoogveenpoel. Hoewel het aandeel van zeldzame soorten in de veenwateren het hoogst is, heeft elk watertype een aanzienlijk numeriek aandeel aan zeldzame soorten. Hierbij kunnen ook karakteristieke soorten (met name de acidofiele soorten) buiten de veenwateren hoge dichtheden bereiken. Op de mesotrofe poeltjes na heeft elk watertype bovendien een of meerdere zeldzame soorten waarvan meer dan 75% van de aantallen in dat watertype zijn gevonden (grijs gearceerd). Dit is een aanwijzing dat zo'n soort sterk afhankelijk is van dat betreffende watertype.

Tabel 5. Informatie over de bemonstering, soortenrijkdom en aandeel karakteristieke en zeldzame soorten per watertype.

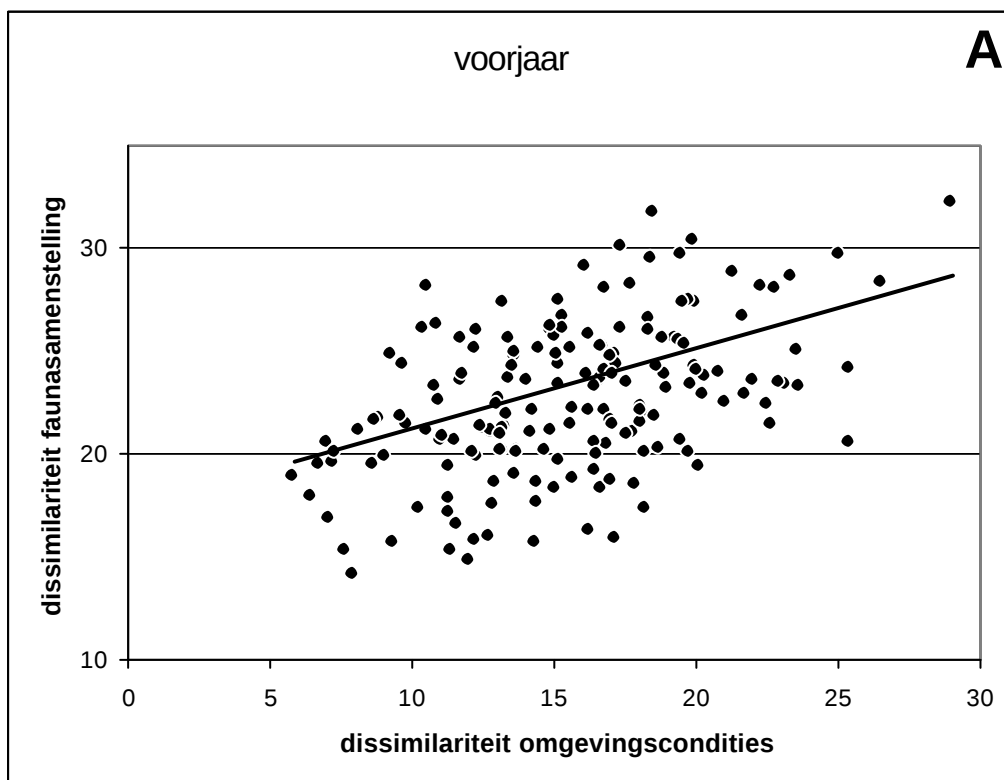
		eutrofe plassen en sloten	mesotrofe poeltjes	mesotrofe plassen	wateren in laagveenbos	wateren in wilgenstruweel	veenplassen in levend hoogveen	veenputten in levend hoogveen	wateren in hoogveenbos
bemonstering	aantal lokaties	5	4	5	8	5	6	5	7
	aantal monsters	12	10	17	20	14	18	13	16
soorten	totaal aantal soorten	101	72	104	97	78	82	58	62
	gemiddeld aantal soorten	43.0 (16.8)	36.5 (10.5)	47.8 (5.4)	31.6 (18.0)	32.8 (11.1)	36.7 (8.3)	29.8 (7.5)	21.9 (11.7)
éénlingen	za	2	0	2	2	3	0	0	0
	a	3	1	6	0	0	1	0	0
	va	5	0	2	1	1	1	1	0
	vz	0	0	4	4	1	0	0	0
	z	2	0	1	4	1	0	0	0
	zz	2	0	2	2	0	0	0	0
	totaal éénlingen	14	1	17	13	6	2	1	0
zeldzaam	vz	95%	105%	282%	249%	133%	234%	357%	246%
	z	149%	122%	199%	303%	308%	299%	188%	232%
	zz	41%	79%	94%	0%	22%	83%	120%	262%
	totaal	285%	306%	575%	552%	462%	615%	665%	740%
karakteristiek	acidofiel (39)	385%	402%	718%	411%	327%	458%	743%	455%
	acidobiont (4)	15%	5%	0%	36%	57%	80%	44%	163%
	tyrphofiel (23)	74%	208%	228%	304%	165%	471%	467%	385%
	tyrphobiont (5)	0%	36%	122%	8%	0%	149%	145%	39%
	totaal	474%	650%	1069%	760%	549%	1158%	1398%	1042%
zz Dansmug	<i>Chaetocladius sp herkenbosch</i>	0%	0%	1%	0%	0%	0%	24%	74%
zz Waterkever	<i>Colymbetes paykulli</i>	0%	23%	0%	0%	0%	77%	0%	0%
zz Kokerjuffer	<i>Limnephilus elegans</i>	0%	0%	0%	0%	0%	6%	18%	77%
zz Kokerjuffer	<i>Hagenella clathrata</i>	0%	0%	0%	0%	11%	0%	0%	89%
zz Waterkever	<i>Haliphus fulvicollis</i>	41%	49%	0%	0%	11%	0%	0%	0%
zz Libel	<i>Coenagrion hastulatum</i>	0%	7%	93%	0%	0%	0%	0%	0%
zz Dansmug	<i>Lasiodiamesa sp</i>	0%	0%	0%	0%	0%	0%	78%	22%
z Waterkever	<i>Graptodytes granularis</i>	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
z Waterkever	<i>Hydrochus megaphallus</i>	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%

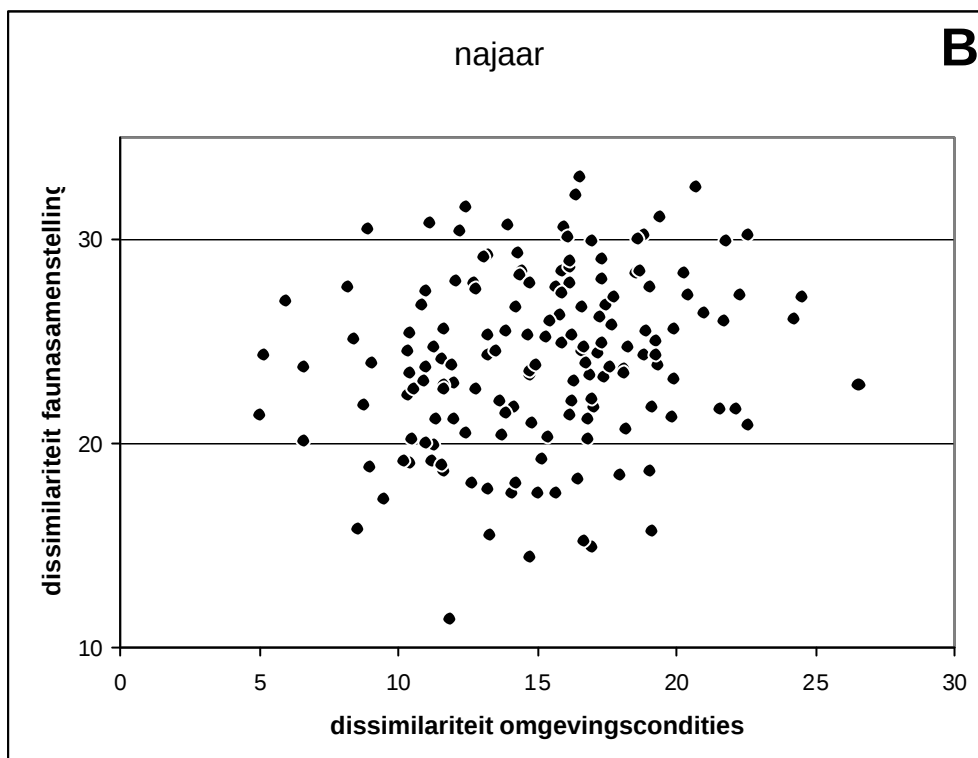
z	Waterkever	<i>Hydroporus melanarius</i>	0%	0%	0%	0%	22%	0%	0%	78%
z	Kokerjuffer	<i>Limnephilus stigma</i>	0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%
z	Dansmug	<i>Glyptotendipes foliicola</i>	12%	0%	88%	0%	0%	0%	0%	0%
z	Waterkever	<i>Hydrochus brevis</i>	0%	17%	0%	0%	83%	0%	0%	0%
z	Dansmug	<i>Paratendipes gr nudisquama</i>	0%	0%	92%	0%	0%	8%	0%	0%
z	Waterkever	<i>Agabus congener</i>	0%	0%	0%	0%	0%	4%	82%	15%
z	Pluimmug	<i>Chaoborus pallidus</i>	6%	0%	0%	92%	0%	1%	0%	0%
z	Waterkever	<i>Hydraena palustris</i>	0%	0%	0%	0%	16%	84%	0%	0%
z	Waterkever	<i>Agabus affinis</i>	0%	19%	0%	33%	41%	0%	7%	0%
z	Libel	<i>Ceragrion tenellum</i>	0%	0%	0%	0%	0%	99%	0%	1%
z	Pluimmug	<i>Mochlonyx martinii</i>	0%	0%	0%	0%	0%	2%	4%	94%
z	Mosmug	<i>Phalacrocer replicata</i>	0%	33%	0%	0%	0%	13%	49%	5%
z	Kokerjuffer	<i>Trichostegia minor</i>	0%	1%	0%	62%	35%	0%	0%	2%
z	Waterkever	<i>Ilybius guttiger</i>	30%	43%	2%	7%	7%	7%	0%	4%
z	Waterkever	<i>Hydroporus obscurus</i>	0%	5%	0%	0%	3%	55%	20%	17%
z	Waterkever	<i>Ilybius aenescens</i>	0%	4%	18%	8%	0%	26%	26%	17%
vz	Libel	<i>Cordulia aenea</i>	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%
vz	Dansmug	<i>Dicrotendipes gr tritonus</i>	0%	0%	78%	22%	0%	0%	0%	0%
vz	Waterkever	<i>Limnebius aluta</i>	25%	0%	0%	0%	75%	0%	0%	0%
vz	Waterkever	<i>Nartus grapii</i>	0%	0%	0%	14%	0%	0%	86%	0%
vz	Pluimmug	<i>Mochlonyx velutinus</i>	0%	0%	0%	74%	0%	0%	3%	22%
vz	Dansmug	<i>Zavrelia sp</i>	0%	15%	23%	56%	6%	0%	0%	0%
vz	Libel	<i>Leucorrhinia dubia</i>	0%	25%	15%	0%	0%	60%	0%	0%
vz	Waterkever	<i>Suphrodytes dorsalis</i>	13%	0%	0%	8%	0%	8%	0%	71%
vz	Waterkever	<i>Hydroporus neglectus</i>	15%	0%	0%	35%	25%	8%	0%	18%
vz	Waterkever	<i>Hydroporus scalesianus</i>	18%	16%	0%	0%	0%	15%	32%	20%
vz	Kokerjuffer	<i>Holocentropus stagnalis</i>	0%	11%	31%	2%	0%	4%	52%	0%
vz	Kokerjuffer	<i>Enochrus ochropterus</i>	4%	3%	7%	0%	2%	25%	10%	49%
vz	Waterwants	<i>Microvelia buenoi</i>	1%	9%	0%	11%	5%	0%	39%	35%
vz	Libel	<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	0%	8%	5%	0%	0%	46%	41%	0%
vz	Kokerjuffer	<i>Oligotrichia striata</i>	14%	11%	13%	2%	0%	30%	20%	10%
vz	Waterkever	<i>Acilius canaliculatus</i>	5%	6%	10%	18%	7%	33%	14%	6%
vz	Dansmug	<i>Telmatopelopia nemorum</i>	0%	0%	0%	8%	12%	5%	60%	16%

Samenvattend blijkt dat elk watertype soorten heeft die daarvan afhankelijk lijken te zijn. Veenwateren herbergen de hoogste dichtheden zeldzame en karakteristieke soorten, maar deze soorten zijn zeker niet beperkt tot deze monsterlocaties. Karakteristieke soorten houden zich ook tijdelijk op in de meer voedselrijke en gebufferde monsterpunten. Hierdoor is risicospreiding mogelijk. Wanneer de veenwateren tijdelijk ongeschikt worden kunnen de meer voedselrijke en gebufferde monsterpunten fungeren als nieuwe bronnen voor herkolonisatie en deze plekken zijn dan belangrijk voor de overleving van populaties op de lange termijn. Bovendien zijn deze watertypen van belang omdat ze hun eigen 'karakteristieke' soorten herbergen. Zo heeft *Coenagrion hastulatum* landelijk gezien de grootste populatie in het Korenburgerveen (Ketelaar 2002).

4.5 Habitatgebruik en seizoen

Naast de verschillen in soortensamenstelling tussen watertypen bestaan er ook verschillen in soortensamenstelling tussen het voorjaar en het najaar. Deze seizoensverschillen zijn belangrijk omdat ze samenhangen met verschillen in de levenscyclus van de soorten. Dit komt door verschil in de lengte van een cyclus, het startpunt van de cyclus en het habitatgebruik van de verschillende levensstadia. Zo maken de meeste groepen alleen tijdens het larvale stadium gebruik van het aquatische milieu. Een uitzondering hierop betreffen (de meeste) waterwantsen en waterkevers die zowel als larve als adult in het water verblijven (hoewel overwintering en verpoping op het land kan plaatsvinden). Om het belang van de verschillende watertypen te bepalen voor het succesvol doorlopen van de gehele levenscyclus is het van belang om na te gaan hoe het habitatgebruik van soorten is in de verschillende seizoenen. In figuur 13 zijn monsterlocaties paarsgewijs met elkaar vergeleken. Hierbij zijn per paar de dissimilariteit in faunasamenstelling en de dissimilariteit in omgevingscondities bepaald. In het voorjaar bestaat er een verband tussen deze twee maten van dissimilariteit: monsterlocaties met dezelfde omgevingscondities hebben ook een zelfde faunasamenstelling. In het najaar is een dergelijk verband afwezig. Dit is een aanwijzing dat het habitatgebruik van soorten verschillend is tussen voorjaar en najaar.





Figuur 13. Verband tussen de dissimilariteit in watermacrofauna gemeenschap en de dissimilariteit in omgevingscondities in het voorjaar (a) en het najaar (b).

Seizoen	Vergelijking	P-waarde	R2
Voorjaar	$y = 0.3904 \cdot x + 16.597$	1.64E-05 ***	0.226
Najaar	$y = 0.2133 \cdot x + 20.899$	2.41E-01	0.041

Uit deze resultaten wordt duidelijk dat er verschillen bestaan in habitatgebruik tussen voorjaar en najaar. Voor een deel kunnen de verschillen in soortensamenstelling en soortenabundantie tussen voor- en najaar worden verklaard door afbraakprocessen in het najaar, wintersterfte en levenscyclus (Verberk *et al.* 2002). Dit verklaart niet direct dat er wel in het voorjaar, maar niet in het najaar een verband bestaat tussen omgevingscondities en soortensamenstelling. Blijkbaar stellen de soorten in het voorjaar strengere eisen aan de omgevingscondities dan in het najaar. In het voorjaar beginnen veel soorten met de populatieopbouw. Hydrophilidae (waterkevers) bevestigen in het voorjaar hun eicoconnen aan planten (Drost 1992). Bovendien verspreiden adulte waterkevers zich van de overwinteringshabitats naar de voortplantinghabitats en komen eieren uit (Galewski 1971). Deze dispersie in het voorjaar is met name van belang voor mobiele soorten zoals kevers en wantsen (Van der Hammen 1992), die hier het grootste aandeel van de soorten vormen. In tabel 6 is het habitatgebruik van larven en adulten van enkele waterkevers en waterwantsen weergegeven. Hierbij zijn vijf verschillende groepen te onderscheiden en per groep zijn soorten weergegeven waarvan voldoende waarnemingen zijn. Bij de eerste groep verschilt het habitatgebruik tussen larven en adulten niet. Tot deze groep behoort onder andere *Agabus bipustulatus*. Deze soort is zeer algemeen en heeft een goed vliegvermogen. Bovendien is de soort goed bestand tegen uitdroging omdat hij tijdelijk op semi-terrestrische wijze kan leven (Davy-Bowker 2002) waardoor hij ook wateren kan bezetten die soms droogvallen (Eyre *et al.* 1992). Hierdoor kan de soort dus meer watertypen gebruiken en bereiken. De tweede groep bevat soorten waarvan de adulten in het voorjaar deels andere watertypen bezetten dan in het najaar. Met name de meer oligotrofe wateren worden in het najaar bezet. In de derde groep worden soorten aangetroffen waarvan de adulten een bredere range aan watertypen bezetten dan de larven. Hierbij zijn twee subgroepen te onderscheiden: een groep waarbij de larven de meer oligotrofe wateren

prefereren en een groep waarbij de larven deze wateren mijden. In groep 4 worden juist soorten aangetroffen waarvan de larven een bredere range aan watertypen bezetten dan de adulten. Mogelijk zijn de soorten in groep 3 en 4 dus van meer wateren afhankelijk dan gedacht wordt wanneer alleen naar één van de levensstadia wordt gekeken. *Ilybius guttiger* (groep 5) is een voorbeeld van een soort waarbij er een bijna complete scheiding optreedt in seizoen en in watertype bezetting tussen larven en adulten. Van deze soort verblijven de adulten in het voorjaar in de broekbossen en planten zich voort in het najaar in de mesotrofe en meer eutrofe plassen.

Samenvattend maken een aantal wantsen en keversoorten van meer of andere watertypen gebruik tijdens de verschillende levensstadia. Mogelijk is dit ook voor zeldzame soorten het geval, maar doordat van deze soorten meestal onvoldoende waarnemingen zijn is dit niet aan te tonen of uit te sluiten.

Tabel 6 Het voorkomen van soorten op monsterlocaties die zowel in het voorjaar als het najaar zijn bemonsterd. De monsterlocaties zijn gerangschikt op basis van watertype en de soorten zijn gerangschikt in verschillende groepen met een verschillend habitatgebruik. Alleen de soorten met meer dan 4 waarnemingen zijn weergegeven en ten behoeve van vergelijking zijn de adulten van de genera *Hydroporus* en *Halipus* samengevoegd.

*: larven en nymfen.

HU Scientific name	Water type																															
	2	2	2	2	1	1	8	8	8	8	7	7	7	7	7	6	6	6	6	6	6	5	5	5	4	4	4	3	3	3	3	
1. <i>Agabus bipustulatus</i>																																
1. <i>Agabus bipustulatus</i> *																																
1. <i>Ilybius ater</i>																																
1. <i>Ilybius ater</i> *																																
1. <i>Hydrobius fuscipes</i>																																
1. <i>Hydrobius fuscipes</i> *																																
2. <i>Hesperocorixa castanea</i>																																
2. <i>Enochrus affinis</i>																																
3a. <i>Hesperocorixa linnei</i>																																
3a. <i>Hesperocorixa linnei</i> *																																
3a. <i>Hesperocorixa sahlbergi</i>																																
3a. <i>Hesperocorixa sahlbergi</i> *																																
3a. <i>Halipus</i> sp																																
3a. <i>Halipus</i> sp *																																
3b. <i>Hygrotus inaequalis</i>																																
3b. <i>Hygrotus inaequalis</i> *																																
3b. <i>Hydroporus</i> sp																																
3b. <i>Hydroporus</i> sp *																																
4. <i>Agabus sturmii</i>																																
4. <i>Agabus sturmii</i> *																																
4. <i>Ilybius aenescens</i>																																
4. <i>Ilybius aenescens</i> *																																
5. <i>Ilybius guttiger</i>																																
5. <i>Ilybius guttiger</i> *																																

occurred only in autumn

occurred only in spring

occurred in both seasons

1 individual

2-9 individuals

10+ individuals

HU: Habitatgebruik

- 1) Habitatgebruik van adulten en larven overlapt
- 2) Habitatgebruik van adulten verschilt met seizoen
- 3) Adulten met bredere range dan larven
 - a) larven mijden ombrotrofe condities
 - b) larven prefereren ombrotrofe condities
- 4) Larven met bredere range dan adulten
- 5) Habitatgebruik van adulten en larven verschilt met seizoen en per watertype

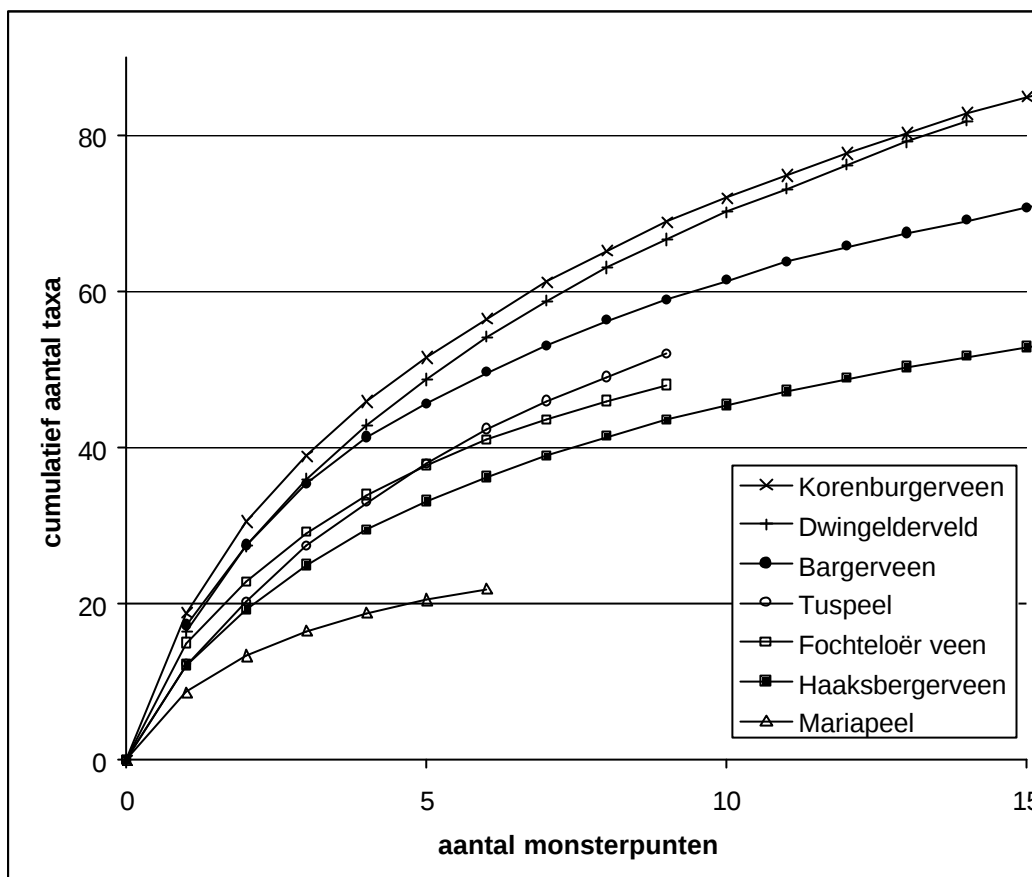
Watertype

- 1) wateren in wilgenstruweel
- 2) wateren in laagveenbos
- 3) eutrofe plassen en sloten
- 4) mesotrofe plassen
- 5) mesotrofe poeltjes
- 6) veenplassen in levend hoogveen
- 7) veenputten in levend hoogveen
- 8) wateren in hoogveenbos

4.6 Vergelijking Korenburgerveen en andere hoogveenrestanten in Nederland

Het Korenburgerveen herbergt meer soorten dan andere hoogveenrestanten die bemonsterd zijn in het kader van het fauna onderdeel van het onderzoeksproject OBN-Hoogvenen. Dit is niet verwonderlijk aangezien in het Korenburgerveen meer watertypen worden aangetroffen. Interessanter is of het Korenburgerveen ook soortenrijker is wanneer alleen de hoogveenwateren van het Korenburgerveen worden vergeleken met de hoogveenwateren die zijn bemonsterd in andere hoogveenrestanten. In figuur 14 is de cumulatieve soortenrijkdom van verschillende hoogveengebieden weergegeven. Deze curve geeft een visuele weergave van de alfa, bèta en gamma diversiteit (de soortenrijkdom per monsterlocatie, de toename van soorten met meer monsterlocaties en de totale soortenrijkdom in een gebied respectievelijk). Deze indices van diversiteit staan weergegeven in tabel 7. Het Korenburgerveen heeft de hoogste alfa, bèta en gamma diversiteit. Het Dwingelderveld komt het dichtste in de buurt. De monsterlocaties die hier zijn bemonsterd vallen weliswaar binnen de range van omgevingscondities voor hoogveenwateren, maar verschillen onderling sterk in mate van voedselrijkdom. Door het lage aantal monsterlocaties is de bemonsterde variatie per monsterlocatie hiermee mogelijk overschat.

Omdat een zelfde range aan omgevingscondities is vergeleken is de hoge soortendiversiteit in de hoogveenkern van het Korenburgerveen waarschijnlijk het gevolg van interactie van de hoogveenkern met de omliggende systeemonderdelen. De omliggende systeemonderdelen zijn in het Korenburgerveen heterogener dan in de andere bestudeerde hoogveenrestanten.



Figuur 14. Cumulatieve aantal soorten watermacrofauna met toeneemende aantallen monsterlocaties in de hoogveenrestanten van verschillende hoogveenrestanten in Nederland.

Tabel 7. Aantal monsterpunten (N), gemiddeld aantal soorten (S_{gem}) en totaal aantal soorten (S_{totaal}) in de hoogveenrestanten van de hoogveenrestanten. De berekende indexen zijn het geschatte totaal aantal soorten (S_8), het geschatte totaal aantal monsterlocaties waarbij een extra monsterlocatie minder dan een soort toevoegt (N^*) en de Beta diversiteit (β).

	Metingen			Berekeningen		
	N	S_{gem}	S_{totaal}	S_8	N^*	β
Korenburgerveen	40	18.9	115	114	13	5.04
Dwingelderveld	14	16.4	82	95	14	4.80
Bargerveen	20	17.3	78	80	15	3.64
Tuspeel	9	12.2	52	68	11	4.57
Fochteloër veen	9	15.0	48	55	9	2.68
Haaksbergerveen	20	12.2	58	61	10	3.99
Mariapeel	6	8.7	22	25	6	1.89

4.7 Vergelijking Korenburgerveen (NL) en Holmegårds Mose (DK)

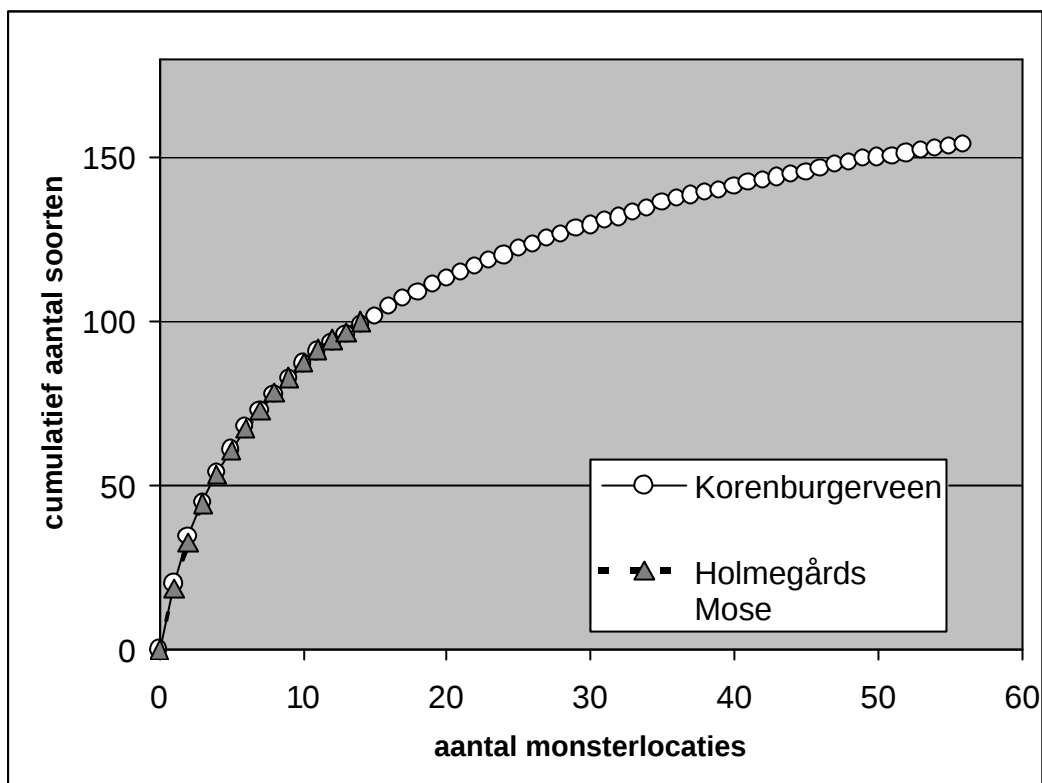
In het Holmegårds Mose zijn twee deels verdroogde hoogveenkernen aanwezig, met aan de rand een lagg-zone, schraalgraslandvegetaties, broekbossen en droge heide. De verschillende systeemonderdelen leken sterk op de onderdelen in het Korenburgerveen alleen meer uitgesproken. Tijdens de veldbezoeken is de indruk ontstaan dat de veensystemen in Denemarken weliswaar ook gedeeltelijk aangetast worden/zijn door verdroging, maar dat de gevolgen van vermessing zich nog niet sterk hebben gemanifesteerd. Dit uit zich ook in de uitgesprokenheid van de vegetatie en de aanwezigheid van karakteristieke en zeldzame terrestrische soorten die in Nederland sterk worden bedreigd (o.a. Veenhooibeestje, Veenbesparelmoervlinder, Keizersmantel en Gevlekte glanslibel).



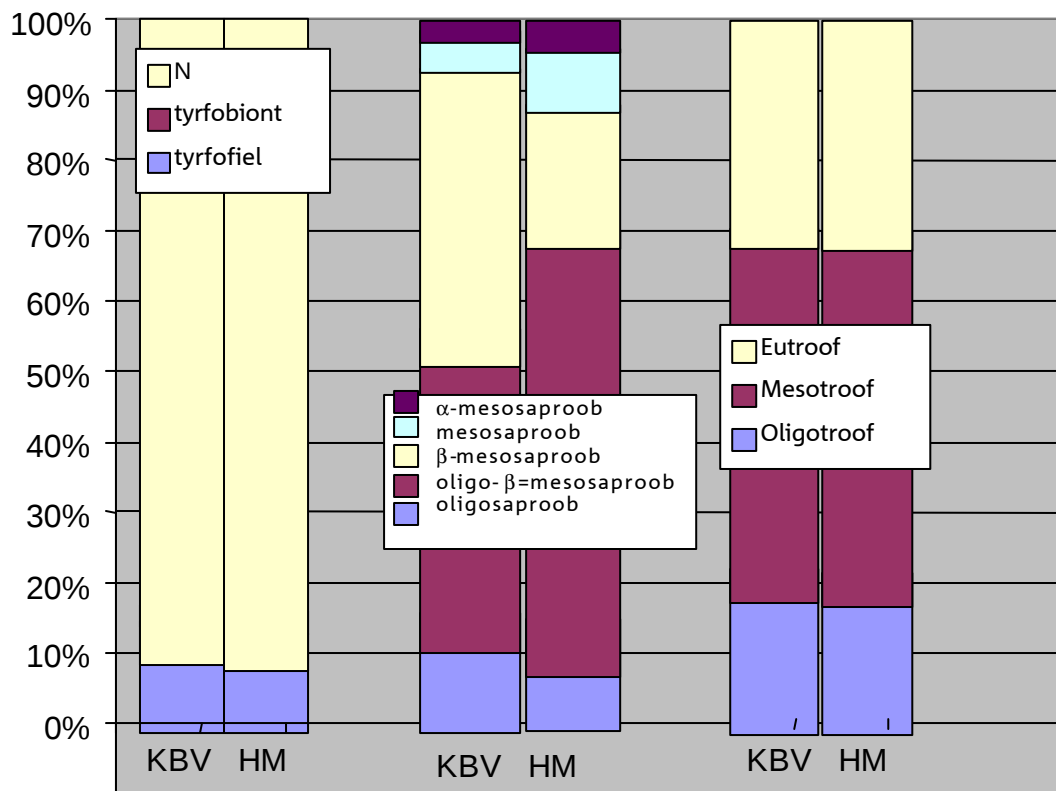
De Keizersmantel (Argynnis paphia) op een bloemrijk graslandje in het Holmegårds Mose. Foto: Wilco Verberk.

Om na te gaan in hoeverre het Holmegårds Mose geschikt is als referentiegebied moeten de gebieden 1) goed vergelijkbaar zijn qua soortensamenstelling van de watermacrofauna en moet 2) het Holmegårds Mose minder sterk aangetast zijn. Voor het laatste criterium is gekeken naar het aantal soorten, het aantal karakteristieke soorten en het aantal zeldzame soorten.

Met de bemonsteringen in beide gebieden zijn in totaal 168 taxa aangetroffen. Met de aanvullende gegevens uit andere bronnen zijn er in totaal 241 taxa watermacrofauna bekend van beide gebieden. Voor het bepalen van de overeenkomst in watermacrofaunasamenstelling is uitgegaan van de aangetroffen taxa bij de bemonsteringen. Van taxa die in een van beide gebieden niet zijn aangetroffen is nagegaan of deze wel van het gebied bekend zijn, zodat het aannemelijk is dat deze soort is gemist tijdens de bemonstering. Op basis van de soorten die de beide gebieden gemeenschappelijk hebben (93) en de soorten die uniek zijn voor een van beide gebieden (KBV 53, HM 20) kan een overlap worden berekend. Deze overlap is 72%. Een aantal factoren maken dat dit percentage wordt onderschat en hiervoor kan worden gecorrigeerd. Van 9 taxa reikt het areaal niet tot in Denemarken (gecorrigeerde overlap: 75%). Een zelfde correctie voor de factoren bemonsteringsintensiteit, seizoen en biotoop levert een overlap op van 83% tot 88%, afhankelijk van de weging die aan deze factoren wordt meegegeven. Het gemiddeld aantal soorten per monsterlocatie was niet significant verschillend (student t toets: $P=0.46$). Bovendien liep het aantal soorten even snel op (figuur 15). De totale soortensamenstelling van de beide gebieden was niet verschillend voor wat betreft karakteristieke soorten, indicatie voor saprobie en trofie niveau (figuur 16).

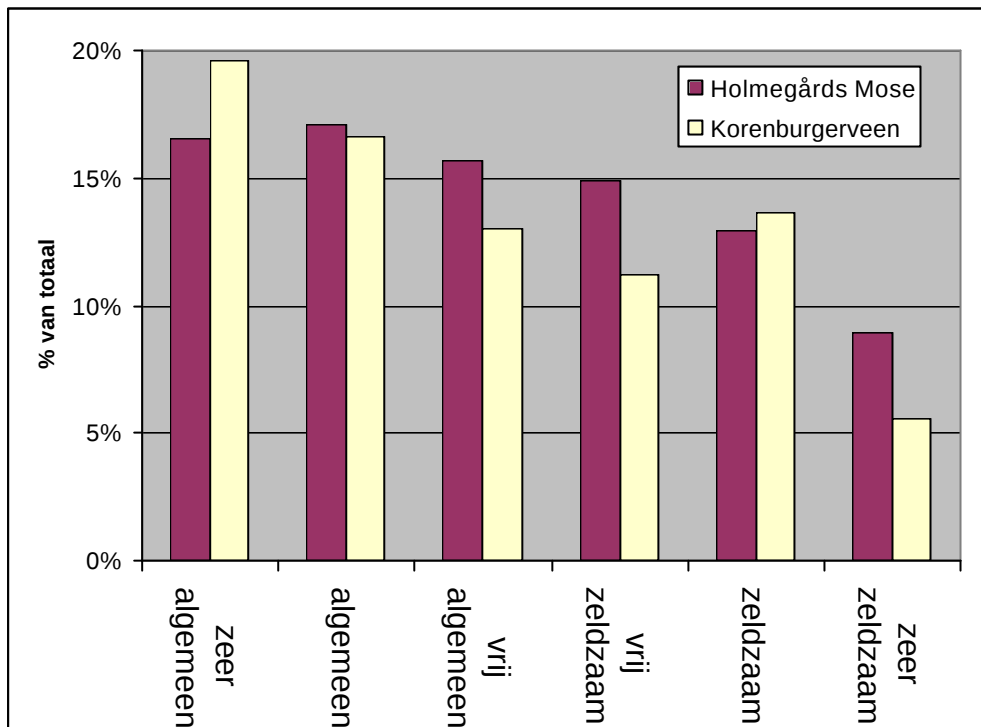


Figuur 15. Cumulatief aantal soorten bij toenemend aantal monsterlocaties in het Korenburgerveen en het Holmegårds Mose.



Figuur 16. Het aandeel karakteristieke soorten (tyrfofiel, tyrfobiont), de indicatie van de soorten voor saprobie en trofie voor het Korenburgerveen en het Holmegårds Mose.

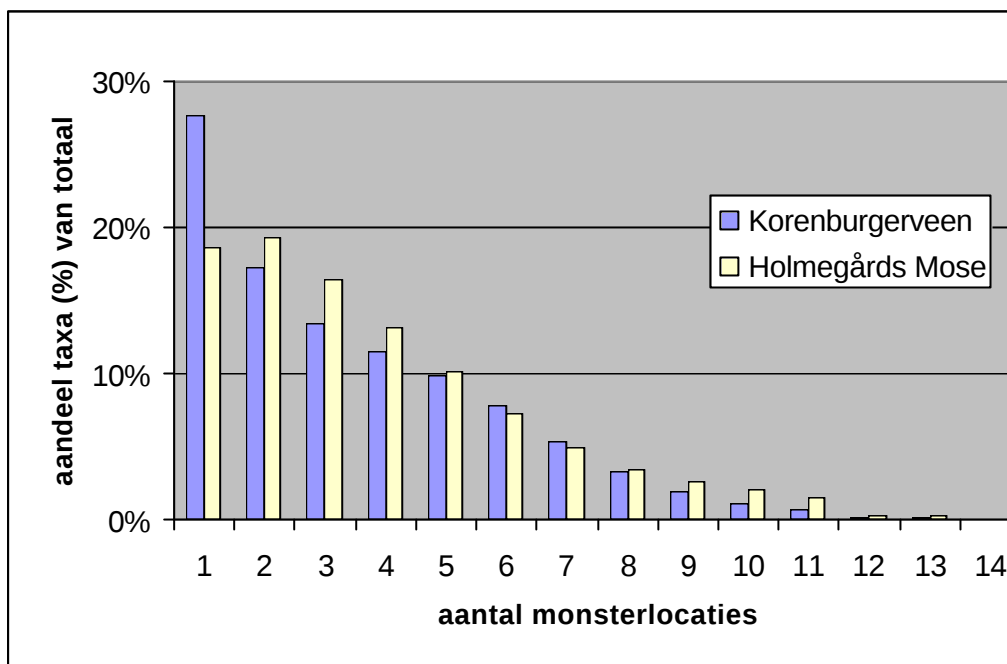
Het percentage zeldzame soorten is niet hoger in het Holmegårds Mose (36%) dan in het Korenburgerveen (30%). De gemiddelde frequentie van de soorten per zeldzaamheidsklasse verschilt nauwelijks tussen de beide gebieden (figuur 17); hooguit hebben de zeer zeldzame soorten een iets hogere frequentie in het Holmegårds Mose en de zeer algemene soorten een iets hogere frequentie in het Korenburgerveen. Hierin zit behoorlijk wat ruis door factoren als seizoen, areaal en biotoop. Daarom is voor alle soorten nagegaan of deze factoren een mogelijke verklaring bieden voor het exclusief of in hogere frequentie voorkomen van de soort in een van de beide gebieden. Van de soorten waarvoor geen van deze factoren een mogelijke verklaring bood (55 soorten) is een frequentieverdeling gemaakt.



Figuur 17. Gemiddelde frequentie (% bezette monsterpunten van een gebied) voor het Korenburgerveen en het Holmegårds Mose per zeldzaamheidsklasse (za = zeer algemeen, a = algemeen, va = vrij algemeen, vz = vrij zeldzaam, z = zeldzaam, zz = zeer zeldzaam).

De verwachting hierbij is dat in de aangetaste situatie karakteristieke soorten nog maar heel lokaal voorkomen en dat er tevens een aantal eurytope soorten zijn die overal kunnen voorkomen. In de intacte situatie wordt juist verwacht dat de karakteristieke soorten nog vrij algemeen voorkomen en dat er maar weinig soorten zullen zijn die zich overal handhaven.

Een trend die in de frequentieverdeling (figuur 18) opvalt is dat het Korenburgerveen een groot aandeel soorten heeft die op 1 locatie worden aangetroffen, terwijl in het Holmegårds Mose een groot aandeel soorten op 2-3 locaties wordt aangetroffen. Daarnaast heeft het Korenburgerveen een groter aandeel soorten die op veel locaties (7, 50%) wordt aangetroffen in vergelijking met het Holmegårds Mose. Ook zijn voor deze 55 soorten de zeldzame soorten meer frequent en de algemene soorten minder frequent aangetroffen in het Holmegårds Mose in vergelijking met het Korenburgerveen.



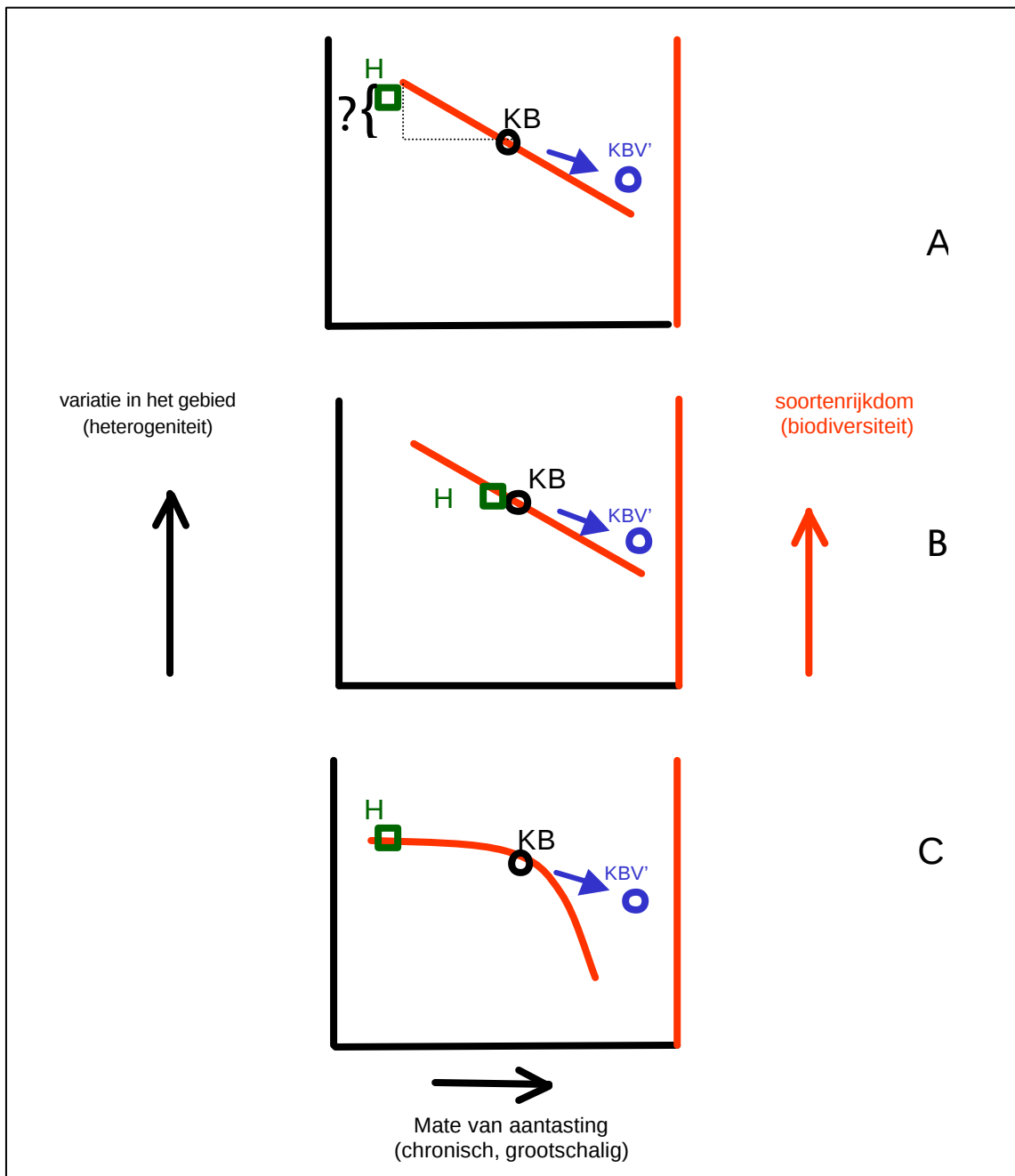
Figuur 18. Frequentieverdeling van de onderscheidende soorten (soorten waarvoor verschillen in dominantie tussen beide gebieden waarschijnlijk niet verklaard worden door seizoen, biotoop en areaal).

Aan de hand van een schema zijn de resultaten gesitueerd (figuur 19). Het Korenburgerveen (KB) en het Holmegårds Mose (H) kunnen worden weergegeven met hun eigen mate van aantasting en mate van heterogeniteit (mogelijkheid A). Hierbij zal het Holmegårds Mose minder sterk zijn aangetast en zal daarom ook een hogere maat van heterogeniteit kennen. Bij verdergaande aantasting zal de heterogeniteit nog verder afnemen (KB'). Op de tweede y-as staat de soortenrijkdom aangegeven. De soortenrijkdom zal in het intacte referentiegebied hoger zijn dan in het Korenburgerveen. Hoeveel hoger de soortenrijkdom is in het referentiegebied zal (bij een lineair verband) informatie geven over het verlies van soorten bij verdergaande aantasting (KB').

Zoals hierboven vermeld is naar twee criteria gekeken om na te gaan in hoeverre het Holmegårds Mose geschikt is als referentiegebied: 1) het gebied moet vergelijkbaar zijn qua soortensamenstelling van de watermacrofauna en 2) het gebied moet minder sterk aangetast zijn. De soortensamenstelling blijkt goed overeen te stemmen voor de beide gebieden ($\pm 80\%$). Op basis van de vegetatie en terrestrische fauna lijkt het gebied ook minder sterk aangetast. Echter, er zijn geen verschillen in aantal soorten, aantal karakteristieke soorten en aantal zeldzame soorten. Mogelijk is het Holmegårds Mose op basis van de watermacrofauna dus minder intact dan op basis van de vegetatie en terrestrische fauna het geval leek te zijn (mogelijkheid B).

Voor soorten waarbij biotoop, seizoen en areaal waarschijnlijk geen rol spelen lijken de frequentieverdelingen tussen beide gebieden te verschillen. Hierbij lijkt het erop dat in het Korenburgerveen zeldzame en karakteristieke soorten nog wel aanwezig zijn (geen verschil in aantal soorten), maar dat ze nog maar heel lokaal voorkomen (lagere frequentie). De afnemende kwaliteit van de wateren als gevolg van aantasting leidt er mogelijk toe dat karakteristieke soorten zich nog alleen kunnen handhaven op zeer specifieke locaties, terwijl het terreinverlies en minder stressvol (oligotroof) worden van de wateren leidt tot een toename van de frequentie van de eurytope soorten. Dit betekent dat het verband tussen aantasting en soortenrijkdom mogelijk niet lineair is (mogelijkheid C). Het Holmegårds Mose is dan minder sterk aangetast, maar dat uit zich voor de watermacrofauna nog niet in een afname van het aantal soorten op gebiedsniveau, omdat soorten zich nog bij een zekere aantasting in relictsituaties marginaal kunnen handhaven. Dit idee van weerstand van systemen waarbij een bepaalde aantasting niet meteen leidt tot een afname in soorten is voor ondiepe meren beschreven (Scheffer *et al.* 2001). Het logische

gevolg is dat bij verdergaande aantasting of verdergaand verlies aan heterogeniteit de soortenrijkdom veel sterker zal afnemen (de rek is er dan uit).



Figuur 19. Schematische inpassing van de resultaten in verschillende alternatieve mogelijkheden. H: Holmegårds Mose, KBV: Korenburgerveen, KBV': Korenburgerveen bij afnemende heterogeniteit en verdergaande aantasting. A) het verschil in soortenaantal tussen H en KBV (?) geeft informatie over de situatie bij verdergaande aftakeling (KBV'). B) De mogelijkheid dat het H maar weinig minder is aangetast dan het KBV. C) De mogelijkheid dat het verband tussen aftakeling en soortenrijkdom niet lineair verloopt. Zie tekst voor verdere uitleg.

5 Conclusies en aanbevelingen voor herstelbeheer

5.1 Heterogeniteit en soortenrijkdom in het Korenburgerveen

De gepresenteerde resultaten geven aanwijzingen over de relatie tussen heterogeniteit en soortenrijkdom en over de achterliggende mechanismen. Hierbij is sprake van een additief effect en een synergistisch effect. Het additieve effect van heterogeniteit houdt in dat elk habitatype zijn eigen soorten bevat en dat meerdere habitattypen noodzakelijkerwijs meer soorten bevatten. Dit effect van habitatdiversiteit komt duidelijk naar voren bij de bespreking van de watertypen en hun (zeldzame en karakteristieke) soorten. Het synergistische effect houdt in dat een combinatie van habitattypen meer soorten oplevert dan dezelfde habitattypen afzonderlijk. Er zijn verschillende mechanismen die dit synergistische effect kunnen verklaren:

1. soorten kunnen van zeer specifieke condities afhankelijk zijn die alleen heersen bij graduele overgangen tussen twee habitattypen (gradiënten).
2. soorten kunnen van verschillende watertypen afhankelijk zijn (bijvoorbeeld tijdens verschillende levensstadia of tijdens verschillende seizoenen).
3. soorten profiteren op populatieniveau van de heterogeniteit doordat de uitsterfkans van een populatie lager is. Dit komt door risicospreiding waarbij:
 - a) de configuratie van belang is (subpopulaties die tezamen een metapopulatie vormen)
 - b) de habitatdiversiteit van belang is (een verstoring werkt niet in alle habitattypen even sterk door, waardoor suboptimale habitattypen soms zeer belangrijk zijn als tijdelijk refugium).

Aanwijzingen voor het optreden van het synergistische effect komen naar voren bij de vergelijking van de veenwateren van het Korenburgerveen met de veenwateren van andere hoogveenrestanten. De gevonden hogere diversiteit in het Korenburgerveen kan ook het gevolg zijn van het mass effect (Shmida & Wilson 1985), waarbij een hoge lokale soortenrijkdom wordt veroorzaakt door immigratie van nabijgelegen maar andere habitattypen. Een aantal soorten in de veenplassen in levend hoogveen van het Korenburgerveen zullen afkomstig zijn van mesotrofe en eutrofe wateren in de omgeving (mass effect) en een aantal soorten zullen afhankelijk zijn van de terreinheterogeniteit (synergisme). Het is lastig om voor een soort na te gaan welk van deze effecten het belangrijkste is. Het Korenburgerveen kent een aantal soorten die karakteristiek zijn voor veenwateren en ook alleen in het Korenburgerveen zijn aangetroffen, zoals *Lasiodiamesa gracilis*. Deze soort is mogelijk afhankelijk van overgangssituaties in het veen (mechanisme 1), maar de heterogene omgeving kan ook voor de persistentie van de populatie hebben gezorgd (mechanisme 3b), aangezien het waarschijnlijk een relict populatie betreft die is achtergebleven na de laatste ijstijd (Verberk *et al.* 2003). Soorten waarvoor de veenwateren een suboptimaal habitat vormen kunnen ook afhankelijk zijn van de veenwateren, wanneer de optimale habitat tijdelijk verdwijnt (mechanisme 3b).



Adult vrouwtje van de dansmug Lasiodiamesa sp. Foto: René Krekels

Uit de resultaten van habitatgebruik en seizoen word duidelijk dat het habitatgebruik in het voorjaar anders is dan in het najaar. Hierbij is beargumenteerd dat dit samenhangt met de voortplanting en de levenscyclus. Daarnaast zijn voor een aantal waterkevers en waterwantsen ook verschillen in habitatgebruik tussen de levensstadia aangetoond. Dit betekent dat mechanisme 2 voor sommige soorten inderdaad een rol speelt en dat op deze manier habitatheterogeniteit van belang is voor het voltooien van de levenscyclus. *Ilybius guttiger* was hierbij het meest sprekende voorbeeld waarbij een (bijna) complete scheiding in habitatgebruik is gevonden voor zowel seizoen als habitatgebruik van larven en adulten. Maar ook voor andere soorten werd een gedeeltelijke scheiding gevonden. Voor de meeste waterkevers en waterwantsen was hierbij het habitatgebruik van de adulten breder dan voor de larven en nymfen. Dit kan worden verklaard door migratie van adulten tussen de watertypen, doordat ze in tegenstelling tot de larven in bepaalde tijdsperiodes kunnen vliegen en omdat de levensduur van de meeste adulten meerdere jaren omvat, terwijl de larvale ontwikkeling meestal in één seizoen wordt afgerond (Nilsson 1986). Anderzijds kunnen de larven ook minder bestand zijn tegen chemische en fysiologische stress (Richoux 1994), waardoor ze een smallere range hebben. Dit bevestigt het idee dat eisen aan de omgevingscondities in het voorjaar strenger zijn en dat dit samenhangt met de reproductie, waardoor er alleen in het voorjaar een verband bestaat tussen dissimilariteit in fauna samenstelling en dissimilariteit in omgevingscondities.

Uit de vergelijking tussen het Korenburgerveen en het Holmegårds Mose kwam naar voren dat 1) ofwel het Holmegårds Mose bijna even sterk is aangetast als het Korenburgerveen, ofwel dat 2) de watermacrofauna gemeenschap tot op zekere hoogte weerstand kan bieden aan aantasting. Gezien het feit dat de vegetatie en terrestrische fauna uitgesproken aanwezig waren lijkt het eerste niet het geval. Bovendien blijkt uit de frequentie analyse van een selectie van soorten waarvoor minder ruis in de dataset zit (ruis als gevolg van verschillen in seizoen, biotoop en areaal) dat de frequenties van zeldzame soorten in het Korenburgerveen lager zijn dan in het Holmegårds Mose. De tweede mogelijkheid is daarom de meest waarschijnlijke. Weerstand van de gemeenschap op overleving van restpopulaties kan via mechanisme 3a en 3b plaatsvinden. Het belang van terreinheterogeniteit op de persistentie van watermacrofaunapopulaties is ook geopperd door Moller-Pillot (2003). In zijn tienjarige studie naar de bovenloop van de beek de Roodloop, een zeer dynamisch systeem, bleek dat wanneer de optimale habitat verdween (door o.a. droogval, vegetatiesuccessie, instroom van zuur water) soorten zich handhaafden in marginale habitats. Hoewel het Korenburgerveen een stuk minder dynamisch is, zullen de soorten die in het Korenburgerveen voorkomen zijn aangepast aan de dynamiek die daar

geldt. Hierdoor kan risicospreiding ook bij de lagere dynamiek in het Korenburgerveen een rol spelen bij de overleving.

Samenvattend komen uit het onderzoek 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 lijkt te zijn van de verschillende onderdelen, maar dat soorten ook afhankelijk zijn van meerdere systeemonderdelen. Voor herstelbeheer in het kader van OBN met als doelstelling het behouden - en indien mogelijk het verhogen - van de biodiversiteit dient het Korenburgerveen dan ook in zijn geheel te worden beschouwd.

Aangezien het Korenburgerveen als case studie dient voor het optimaliseren van de wijze van uitvoering van herstelmaatregelen worden de aanbevelingen voornamelijk in algemene zin geformuleerd. Bovendien zijn de maatregelen in het Korenburgerveen reeds afgerond en betreffen een aantal aanbevelingen stappen van de uitvoering die reeds genomen zijn. Concrete aanbevelingen voor het Korenburgerveen zullen worden gedaan waar deze kunnen bijdragen tot een zinvolle bijstelling van de maatregelen.

De ideeën en aanwijzingen vanuit de resultaten over het functioneren van het gebied nopen tot het voorzichtig omgaan met een dergelijk heterogeen gebied. Dit komt ook tot uitdrukking in de aanbevelingen die hieronder worden gedaan. Deze aanbevelingen volgen uit het concept en dienen als voorzichtigheidsprincipe te worden gezien: op het moment is nog onbekend wat de effecten van de maatregelen zullen zijn, maar de aanbevelingen zijn vuistregels waarmee eventuele negatieve effecten kunnen worden voorkomen.

5.2 Effecten van herstelmaatregelen in het Korenburgerveen

Op het moment is nog onbekend wat de effecten van de maatregelen zullen zijn. In de tweede fase kan hier meer gedetailleerd op worden ingegaan doordat in deze fase de soorten nader worden beschouwd en een effectmeting wordt uitgevoerd. Vooralsnog kan op basis van veldindrukken een eerste inschatting worden gegeven van de effecten van de herstelmaatregelen op de verschillende gebiedsonderdelen. Deze veranderingen kunnen in algemene zin worden betrokken op de fauna. Hierbij wordt een inschatting gemaakt voor de korte, middellange en lange termijn.

Op korte termijn (1-5 jr.) zullen de maatregelen waarschijnlijk een aantal veranderingen tot gevolg hebben. In de veenkernen van het Meddosche veen zal het peil stijgen en zullen de peilfluctuaties afnemen. Tijdens de uitvoering van de maatregelen zijn hierbij grote veranderingen in de omgevingscondities op microschaal ontstaan door de kap van berkenopslag en de rijbewegingen om deze bomen af te voeren. Als gevolg van de rijbewegingen kan op mesoschaal een kortstondige toename in habitatheterogeniteit optreden als gevolg van het dagzomen van verschillende bodemlagen. De variatie in de veenputjes kan door de veranderingen afnemen. Enerzijds neemt door de kap de variatie in beschaduwing af en daarnaast worden de verschillende veenputjes aaneengeschaakeld bij het opzetten van het waterpeil (afname variatie in waterkwaliteit en verlanding). Het is mogelijk dat dit voor een aantal soorten verstorend heeft gewerkt. In het Vragenderveen is een eventuele verstoring door kap en waterstandsverhogingen beperkt gebleven tot de stroken waarin de dam is geplaatst. Op de korte termijn zullen relictpopulaties in het Vragenderveen daarom niet of nauwelijks negatief beïnvloed worden, terwijl dit wel het geval kan zijn in het Meddosche veen. Bovendien zal het aantal waterlichamen toenemen door de hogere waterstand, waardoor het leefgebied van sommige watermacrofaunasoorten (met name de soorten die een korte levensduur hebben en een hoge mobiliteit) ook kan toenemen. Daarnaast wordt op korte termijn verwacht dat de trofiegraad van de afvoerslenk in het Meddose veen zal toenemen, doordat deze weer voedselrijk water gaat afvoeren. Hierbij zullen naar verwachting ook de waterstanden stijgen. Gezien het feit dat dit recentelijk ook de afvoerroute was worden hiervan geen negatieve effecten op de populatie van soorten verwacht. In de zandige heide in het centrale deel van het gebied worden weinig veranderingen in trofie verwacht en ook weinig veranderingen in waterstanden en waterstandfluctuaties, omdat dit gebiedsdeel grotendeels op een goed doorlatende dekzandrug is gelegen. Het opzetten van het waterpeil van de spoorloot kan wel leiden tot een verandering in omgevingscondities,

doordat een hogere waterstand de kwelinvloed in de spoorsloot kan wegdrücken. De mate waarin dit effect ook werkelijk zal optreden is onbekend. In hoeverre soorten positief of negatief hierop reageren hangt tevens af van de situatie waarin de soorten nu voorkomen in de spoorsloot (marginaal, stabiel, uitbreidend). Zo komt in de spoorsloot een populatie van de zeer zeldzame *Haliphus fulvicollis* voor. Deze soort is acidofiel en bekend uit kleinere mesotrofe, zwakzure wateren met weinig algengroei (Drost et al 1992). Deze soort is alleen aangetroffen in het bredere deel van de spoorsloot op de grens van kwel en inzijging (volgens de kaart in Mankor 1985). Mogelijk is deze soort afhankelijk van de gradiëntsituatie (mechanisme 1). De reactie van deze soort op de herstelmaatregelen hangt af van de verandering in zowel trofiegraad als zuurgraad en zuurbufferend vermogen. Tenslotte zullen op de korte termijn de waterstanden in de Schaarsbeek en de aangrenzende Elzenbroekbossen waarschijnlijk hoger worden door opstuwing en vasthouden van water. Hierdoor kunnen meer anaërobe condities ontstaan waardoor de redoxpotentiaal daalt en de mogelijkheid bestaat tot interne eutrofiëring (Lamers et al. 1998). Onder anaërobe omstandigheden reduceert sulfaat namelijk tot sulfide, wat in plaats van fosfaat aan ijzer bindt. Hierdoor ontstaat een verbinding (pyriet) van gereduceerd sulfaat (sulfide) en het ijzer in de bodem en gaat de beschikbaarheid van fosfaat omhoog. Bovendien is vrij sulfide toxisch. Als deze effecten van toxiciteit, anaërobie en eutrofiëring optreden in het Elzenbroekbos kunnen relictpopulaties (van kwelbroekbossen) achteruitgaan of verloren gaan (bijvoorbeeld *Laccornis oblongus*, *Agabus uliginosus*). Samenvattend hebben de herstelmaatregelen op korte termijn mogelijk op een aantal gebiedsonderdelen een negatief effect doordat verstoring (sterke wijzigingen in omgevingscondities, interne eutrofiëring) optreedt. Hierdoor kunnen relictpopulaties die in dergelijke gebiedsonderdelen voorkomen, achteruitgaan of verdwijnen. Aangezien de grootste stijging van het waterpeil in de winterperiode plaatsvindt wordt o.a. verwacht dat soorten die overwinteren in popstadium op de oever sterk zullen reageren. Soorten



Bloeiende Waterviolier (Hottonia palustris) in Elzenbroekbos in het Korenburgerveen. Foto: Gert-Jan van Duinen.

met een geringe dispersie en een lange levenscyclus zijn hierbij het minst flexibel en zullen als eerste verdwijnen (indien de nieuwe condities ongunstig zijn) of het laatste profiteren (indien de nieuwe condities gunstig zijn). Soorten met een goede dispersie en een korte levenscyclus zullen nieuw ontstane wateren snel koloniseren en kunnen hierdoor in ieder geval op korte termijn in het gebied sterk toenemen.

Op middellange termijn (6-50 jr.) zullen een aantal overgangen tussen deelgebieden waarschijnlijk scherper worden. De damwanden delen het Vragenderveen op in

hydrologisch gescheiden compartimenten. Hierdoor is het mogelijk dat de variatie in condities binnen een compartiment zal afnemen en de verschillen tussen de compartimenten abrupter worden. Geleidelijke overgangen van het hoogveen naar het Elzenbroekbos en naar het Wilgenstruweel met moerasvegetaties zullen minder geleidelijk worden. Overgangsmilieus nemen in deze delen af. De ontwikkeling van de Schaarsbeek met snelstromende stukken, stilstaande verlandende stukken, e.d. zal waarschijnlijk op middellange termijn tot ontwikkeling komen waardoor er meer variatie ontstaat in beek gerelateerde milieutypen. Nieuwe soorten van stromende wateren kunnen zich mogelijk vestigen. Hoe het Elzenbroekbos en het Wilgenstruweel zich ontwikkelt op middellange termijn is onduidelijk. Dit is afhankelijk van het feit of interne eutrofiëring op korte termijn optreedt en de veranderingen in de regionale waterhuishouding indien gestopt wordt met het winnen van drinkwater bij Corle. Op middellange termijn kan dus mogelijk een kleine winst geboekt worden voor stromend water soorten in het Korenburgerveen. Negatieve effecten op soorten kunnen optreden door de mogelijke afname in heterogeniteit (scherper worden van geleidelijke overgangen). (Relict)populaties die afhankelijk zijn van overgangstypen zullen sterk afnemen en mogelijk verdwijnen (§5.1, mechanisme 1). 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 populatie niveau zich minder snel manifesteren. Op middellange termijn kunnen dergelijke soorten wel verdwijnen.

Daarnaast zijn op middellange termijn de verschillen mogelijk scherper geworden. De geleidelijke schaal in geschiktheid die noodzakelijk is voor risicospreiding (optimaal - suboptimaal - ongeschikt) is dan niet meer aanwezig. Bovendien zullen soorten met een lange levenscyclus en een lage dispersie op



Damwand van het bovenste compartiment van het Vragender veen, gefotografeerd in het vroege voorjaar van 2002 . Foto: Wilco Verberk.

middellange termijn kunnen profiteren van de herstelmaatregelen (eventuele negatieve effecten voor dergelijke soorten hebben waarschijnlijk al grotendeels plaatsgehad op korte termijn). Ook wordt op middellange termijn verwacht dat de effecten van aantastende factoren op de standplaats zullen afnemen. Zo zal de afnemende vermestende invloed (door vermindering van de instroom van voedselrijk water en stikstof depositie) op middellange termijn een positieve invloed hebben op zowel de flora als de fauna.

Op lange termijn (>50 jr.) is de verwachting dat zich in de hoogveencompartimenten een acrotelm laag heeft gevormd. Doordat het veen over de dammen zal groeien en door verval

van de damwand zal de hydrologische isolatie die het gevolg was van de damwand afnemen. Hierdoor kunnen geleidelijke overgangen zich op deze termijn ook weer ontwikkelen. Het is de vraag in hoeverre de oorspronkelijke soortensamenstelling (van de situatie voor de aantasting) dan is hersteld en in hoeverre de soortensamenstelling van de uitgangssituatie (van de situatie voor de uitvoering van de maatregelen) is behouden. Dit is afhankelijk van de mate waarin soorten op korte en middellange termijn uit het gebied zijn verdwenen en de aanwezigheid van bronpopulaties in de omgeving.

5.3 Behouden van relictpopulaties

Relictpopulaties in een gebied zijn meestal gebonden aan specifieke condities die in delen van dat gebied nog heersen. Wanneer er naast de bronlocatie(s) ook nog marginale habitats bezet worden omdat ze op korte afstand liggen kan een relictpopulatie verspreid zijn over een groter deel van het gebied. Het Korenburgerveen kent veel zeldzame en karakteristieke soorten die in Nederland bedreigd worden, zowel terrestrische fauna (Biologische Station Zwillbrock 1995) als watermacrofauna soorten (b.v. *Coenagrion hastulatum*, *Colymbetes paykulli*, *Haliphus fulvicollis*, *Lasiodiamesa gracilis*, *Haganella clathrata*). Bovendien komt uit de vergelijking tussen Korenburgerveen en Holmegårds Mose naar voren dat de zeldzame soorten in het Korenburgerveen op een kleiner aantal locaties te vinden zijn. Met name grootschalige maatregelen kunnen ertoe leiden dat een relictpopulatie uit een terrein verdwijnt. Door hun versturende werking worden de bronlocaties ongunstig beïnvloed en door hun grootschaligheid kunnen ook omliggende marginale habitats ongunstig worden beïnvloed, die anders een belangrijke rol kunnen spelen bij dekolonisatie. Wanneer een soort uit een gebied verdwijnt, moet kolonisatie van elders optreden. Deze bronpopulaties van elders liggen meestal op grote afstand. Bovendien is in het geval van het Korenburgerveen het gebied relatief klein en sterk geïsoleerd door de omringende landbouwpercelen. Deze factoren (oppervlakte, isolatie, afstand) beperken herkolonisatie van elders (MacArthur & Wilson 1967). Bovendien verloopt herkolonisatie voor veel hoogveensoorten moeizaam (Van Duinen *et al.* 2003), ook al is de afstand zeer klein. Een verklaring hiervoor is dat insecten de neiging hebben om zich te verspreiden wanneer de lokale dichtheden hoog zijn. Mogelijk is de kwaliteit van de locaties waar dergelijke soorten zich nu nog bevinden niet optimaal, waardoor ze geen hoge dichtheden bereiken. Dit betekent dat het niet verstandig is om alleen op herkolonisatie van elders in te zetten. In het herstelbeheer is het daarom van belang dat conserverende maatregelen worden genomen, die ervoor zorgen dat populaties van de aanwezige karakteristieke en zeldzame soorten binnen de terreinen behouden blijven en mogelijk versterkt worden. Voor een meer concrete invulling van de habitatcondities die het behoud van soorten vereist en de voorwaarden waaraan conserverende maatregelen moeten voldoen, is het noodzakelijk om grip te krijgen op welke factoren op welk schaalniveau van belang zijn voor de verschillende soorten.

5.4 Rekening houden met het patroon van systeemonderdelen

Ruwweg zijn in het Korenburgerveen op landschapsschaal de verschillende systeemonderdelen (hoogveenkern, natte heide, laagveen en schraalgraslanden, beekdal) nog min of meer aanwezig in de oorspronkelijke configuratie. Door de jaren heen zijn de systeemonderdelen echter wel veranderd als gevolg van aantasting (verdroging, opslag van bomen e.a.). Hierdoor zijn sommige systeemonderdelen lokaal verder teruggedrongen, in kwaliteit achteruit gegaan en de grenzen en overgangen tussen de systeemonderdelen zijn verschoven.

De verschillende systeemonderdelen in het Korenburgerveen staan niet los van elkaar en er vindt uitwisseling van onder andere nutriënten en soorten plaats. Dat de systeemonderdelen niet los van elkaar staan wordt ondersteund door het feit dat het lokale voorkomen van watermacrofaunasoorten in het Korenburgerveen ook lijkt af te hangen van de omgeving, de ecologische eenheid waarin een waterlichaam is gesitueerd (§4.3). De bijzondere soorten in het Korenburgerveen staan onder druk en zijn beperkt tot de

gebiedsdelen met de meest optimale condities op de verschillende schaalniveaus waarop de soort opereert.

De actuele verspreiding van soorten in het Korenburgerveen hangt daarom samen met de huidige configuratie van de geschikte condities. De huidige ruimtelijke verdeling van geschikte condities zal afwijken van zowel de historische situatie als van de situatie die men beoogt te bereiken met de uitvoering van herstelmaatregelen. Hierdoor zal de huidige verspreiding van soorten eveneens afwijken van de toekomstige verspreiding. Omdat elke soort andere eisen stelt aan de omgeving zullen de huidige verspreiding en toekomstige verspreiding per soort op een andere manier van elkaar verschillen. Buffering van het water, voedselrijkdom van het water, beschaduwning van het water en vegetatiestructuur reageren niet parallel en even sterk op de veranderingen. Zo kunnen bijvoorbeeld soorten die oorspronkelijk aan de veenrand voorkwamen (lichte beschaduwning, relatief voedselarme condities) nu zijn teruggedrongen tot de hoogveenkern (bijvoorbeeld *Lasiodiamesa gracilis*). Daarnaast verschuiven soorten die afhankelijk zijn van buffering van het water in tegenovergestelde richting van soorten die reageren op zuurdere condities.

Wanneer deze condities langzaam genoeg veranderen kunnen soorten (zowel planten als dieren) meeschuiven met deze veranderingen, zoals ook het geval was tijdens de geleidelijke veranderingen als gevolg van de aantastingen. Soorten verschillen in hun mobiliteit en daarmee in hun vermogen om mee te schuiven met deze veranderingen. Geadviseerd wordt daarom om veranderingen op gebiedsschaal zeer geleidelijk te laten verlopen. In het geval van het Korenburgerveen wordt geadviseerd om de waterstanden geleidelijk op te hogen, waarbij naast de absolute peilschaalverhoging ook rekening moet worden gehouden met de weersomstandigheden. Zo kan bij aanhoudende neerslag besloten worden om de stuw tijdelijk zodanig te verlagen dat het peil in de compartiment op het gewenste niveau blijft en dat onbedoelde inundatie achterwege blijft. In het hoogveengedeelte is het mogelijk dat een bepaalde hoeveelheid vastgehouden water niet zal leiden tot een andere waterstand ten opzichte van maaiveld doordat het veen kan opzwellen, maar voor de andere systeemonderdelen zal dit minder snel het geval zijn.

5.5 Behoud van variatie op landschapsschaal

Uit deze studie zijn ook aanwijzingen naar voren gekomen omtrent het belang van de variatie van habitattypen (§4.4. & §4.5.). Elk watertype voegt weer nieuwe, bijzondere soorten toe, doordat iedere soort verschillende eisen stelt aan de omgeving. Bovendien zijn er aanwijzingen dat het geheel meer is dan een optelsom van de afzonderlijke delen (§4.6.) Soorten kunnen afhankelijk zijn van overgangscondities (mechanisme 1). Er zijn soorten die van verschillende watertypen afhankelijk zijn voor de voltooiing van hun levenscyclus (mechanisme 2) en populaties hebben door risicospreiding betere overlevingskansen in heterogene landschappen (mechanisme 3). Dit betekent dat het belangrijk is om met beheer de variatie in het gebied te behouden en zo mogelijk te versterken. Hierbij dienen de potenties van de verschillende terreindelen en omliggende terreinen zoveel mogelijk te worden benut. Het behoud van variatie vereist dat bij de uitvoering van maatregelen rekening wordt gehouden met zowel de ruimtelijke als temporele schaal. Een hoge ruimtelijke verscheidenheid en diversiteit wordt gekenmerkt door een lage dynamiek (Van Leeuwen 1966). Dit betekent dat grote veranderingen (shokeffecten) in alle gebiedsonderdelen moeten worden voorkomen.



Monsterlocatie nr. 11: Wilgenstruweel gelegen in de slenk van het Meddose veen, gefotografeerd op 17 april 2000. Foto: Gert-Jan van Duinen.

5.6 Monitoren in relatie tot het nemen van maatregelen

Op basis van deze aanwijzingen kan gesteld worden dat bij uitvoering van maatregelen rekening gehouden moet worden met de ruimtelijke rangschikking van wateren en de variatie in watertypen. De moeilijkheid hierbij is om dit te kwantificeren: welke watertypen vervullen belangrijke functies (voor voortplanting, foerageren, overwintering) en welke waterlichamen zijn belangrijke *stepping stones* voor populaties? Dit betekent dat het noodzakelijk is om voorafgaand aan de herstelmaatregelen een systeemanalyse uit te voeren om 1) na te gaan of en waar relictpopulaties aanwezig zijn en 2) grip te krijgen op de manier waarop het systeem functioneert. Op basis hiervan kunnen voorwaarden worden geformuleerd waaraan de herstelmaatregelen in het betreffende terrein(deel) moeten voldoen. In het algemeen moeten de maatregelen rekening houden met patroon en variatie, opdat ze niet eenvormig werken. Dit wordt hieronder verder uitgewerkt voor de bovengenoemde aspecten en voor de verschillende aspecten van een maatregel: Intensiteit (verandering per tijdseenheid), ruimtelijke schaal en fasering.

Voor relictpopulaties (§5.3.) is het van belang vast te stellen waar in het gebied nog individuen voorkomen. Herstelmaatregelen moeten zodanig ruimtelijk gefaseerd worden dat bij de uitvoering de gebieden met individuen zoveel mogelijk worden ontzien. Nadat andere gebiedsdelen geschikt zijn geworden en monitoring heeft uitgewezen dat de soort zich daar ook heeft gevestigd, kan worden overwogen om ook de oorspronkelijke locaties aan te pakken.

Voor de situatie dat de huidige verspreiding en schaal van functioneren (als gevolg van aantasting) afwijkt van de beoogde toekomstige verspreiding en de manier waarop een ecosysteem in theorie zou moeten functioneren (§5.4.) is het van belang om de schaal van ingrijpen hierop aan te passen. Wanneer de systeemonderdelen nog in een min of meer oorspronkelijke configuratie aanwezig zijn, maar de overgangen en begrenzingen zijn verschoven (zoals het geval is in het Korenburgerveen) is het goed om door herstelbeheer de geschikte condities langzaam te verschuiven naar de gewenste eindlocatie. Indien het voldoende langzaam gaat kunnen soorten meeschuiven en zich blijven handhaven in het gebied. Dit betekent dat indien het grootschalige maatregelen betreft (zoals in het Korenburgerveen) de intensiteit zeer laag moet zijn (langzame verandering). Bij een spronggewijze aanpak moet gemonitord worden of de soorten deze sprong ook hebben gemaakt, zoals bij de aanpak van relict populaties.

Voor het behoud van variatie (§5.5.) geldt de algemene stelregel dat de maatregelen niet verstorend mogen werken (voorkómen van schokeffecten op grotere schaal). Dit betekent dat een eenheid (heideperceel, schraalgrasland e.d.) gefaseerd wordt aangepakt ofwel ruimtelijk waarbij op kleine schaal een hoge intensiteit getolereerd kan worden (bijvoorbeeld gefaseerd maaien, kleinschalig plaggen) ofwel temporeel en op grotere schaal waarbij de intensiteit (de mate van verandering) zeer laag is voor de gehele eenheid (bijvoorbeeld herstel van de hydrologie).

Het vastleggen van de situatie voorafgaand aan de uitvoering van maatregelen is noodzakelijk voor het bepalen van de aanwezigheid van relict populaties en de uitvoering van een systeemanalyse. Daarnaast is de uitgangssituatie essentieel voor de evaluatie van de maatregelen. Tezamen met monitoring, het volgen van de ontwikkelingen na de uitvoering, kunnen de effecten van de maatregelen worden vastgesteld. Op basis van deze ontwikkelingen kan dan besloten worden in hoeverre bijstelling van de maatregelen noodzakelijk is.

6 Vervolgonderzoek (tweede fase)

De relatie tussen terreinheterogeniteit en faunadiversiteit is zeer complex doordat elke component zijn eigen spatiotemporele schaalniveau kent. De vereiste kennis om de verschillende zaken in te vullen, ontbreekt in veel gevallen (Op welk schaalniveau opereert soort A? Wat is een relevante maat voor heterogeniteit voor soort B?). Om effecten van aantasting enerzijds en van herstelmaatregelen anderzijds op deze relatie tussen terreinheterogeniteit en faunadiversiteit te onderzoeken, is het belangrijk grip te krijgen op algemene patronen in faunasamenstelling en de meest bepalende factoren. Seizoensverschillen, ruimtegebruik en de bepalende factoren in het Korenburgerveen zijn in grote lijnen duidelijk. Uit het onderzoek zijn aanwijzingen gekomen voor het belang van heterogeniteit en de manier waarop dat dit kan werken. De gevonden patronen in de watermacrofauna gemeenschap geven aan welke kennis opgedaan dient te worden in het vervolgonderzoek voor het verder ontrafelen van de relatie tussen heterogeniteit en diversiteit en de effecten van aantasting en herstelbeheer.

Op een aantal vragen die in de offerte zijn vermeld is in deze rapportage antwoord gegeven. De offerte heeft betrekking op onderzoek voor een periode van 4 jaar. Er zijn eveneens enkele vragen die in deze eerste fase van het onderzoek nog niet of nauwelijks aan de orde zijn gekomen:

- Welke bottlenecks bestaan er in het systeem voor verdwenen of bedreigde soorten/groepen?
- Worden deze bottlenecks door de herstelmaatregelen opgeheven of kunnen maatregelen mogelijk leiden tot nieuwe bottlenecks?
- Wat zijn de eerste effecten na uitvoering van de hydrologische herstelmaatregelen op de faunadiversiteit?
- Welke variabelen (biotisch en abiotisch) moeten met welke frequentie gemeten worden om de effecten van (hydrologische) herstelmaatregelen in dit type complexe landschappen op de faunadiversiteit te kunnen bepalen?

In het onderzoek van de komende twee jaar (tweede fase) zal het vraagstuk benaderd worden vanuit zowel de soorten (§6.1. & §6.2.) als het landschap (§6.3.) (§1.3; figuur 1). Bovendien concentreert het onderzoek van de tweede fase zich op de effecten van de herstelmaatregelen (§6.4.).

Vanuit de soorten wordt via een studie naar de microhabitat en een literatuurstudie naar soortseigenschappen geprobeerd om levensstrategieën van soorten op te stellen. Een landschappelijke analyse wordt uitgevoerd om meer grip te krijgen op het functioneren van het Korenburgerveen en het in kaart brengen van ecologisch kansrijke gradiënten. Deze zaken tezamen moeten inzicht verschaffen in de causale (omgevings)factoren die het voorkomen van soorten verklaren en de bottlenecks die voor soorten (kunnen) bestaan. Met deze inzichten wordt meer gedetailleerde informatie verkregen over de mechanismen achter de relatie tussen terreinheterogeniteit en faunadiversiteit.

Tezamen met de effectmeting na de herstelmaatregelen moet dit leiden tot inzicht in de veranderingen die optreden na het nemen van de herstelmaatregelen, zowel veranderingen in de soortensamenstelling (welke soorten profiteren wel/niet van de maatregelen?) als veranderingen in het landschap (Van welk watertype / Op welk schaalniveau verbeteren de omgevingscondities wel/niet?). Inzicht in de oorzakelijke verbanden tussen de effecten van het herstelbeheer en de veranderingen in de watermacrofaunagemeenschap moeten het mogelijk maken om meer gedetailleerde aanbevelingen voor herstelbeheer te geven. Hierbij valt te denken aan concretisering van fasering in tijd (tijdstip waarop de soorten mobiel zijn) en fasering in ruimte (van afzonderlijke soorten/soortgroepen, het ruimte gebruik). Hieronder worden de verschillende onderdelen nader toegelicht.

6.1 Functionele analyse

In het vervolgonderzoek is het de bedoeling in te gaan op de biologie/levensstrategie van de soorten. Om zich te handhaven of om een nieuwe plek te bereiken heeft iedere soort in de loop van de evolutie bepaalde kenmerken ontwikkeld als aanpassing aan of weerstand tegen bepaalde milieu-omstandigheden, zoals bijvoorbeeld hoog chloridegehalte, lage zuurgraad, langdurige droogte en sterke stroming. Voorbeelden van kenmerken zijn de levensduur, droogteresistentie, een adembuis, vleugels of een chitineuze huid. De strategie die soorten kunnen volgen om zich in een bepaalde omgeving te handhaven, hangt af van de combinaties van kenmerken waarover een soort beschikt. In hoeverre een soort succesvol is, hangt af van de omgeving. Veranderingen in de omgeving resulteren in een onnatuurlijke standplaats (zuur én voedselrijk), toename van dynamiek (piekafvoeren) of afname van dynamiek (rivier vastlegging, afname zandverstuiving), ruimtelijke versnippering en nivellering van ruimtelijke variatie. Deze veranderingen hebben tot gevolg dat belangrijke, vaak sturende factoren onderling van belang wisselen.

Voor de functionele analyse worden enerzijds effecten van aantastingen en herstelmaatregelen vertaald naar sturende factoren voor de watermacrofauna en anderzijds worden kenmerken van soorten gecombineerd tot strategieën. Vervolgens wordt de mate van succes van alle strategieën (al dan niet gecombineerd) afgezet tegen de invloed van de sturende factoren (bv. bij een grote invloed van de sturende factor droogvallen is een strategie van snelle ontwikkeling succesvol). Dit biedt de mogelijkheid om bij veranderende omgevingscondities de verschuivingen in de soortensamenstelling te voorspellen. Daarnaast biedt het ook de mogelijkheid tot evaluatie en interpretatie van gevonden verschuivingen in de soortensamenstelling (zie onder andere Siepel 1995).

6.2 Microhabitatgebruik

Elk waterlichaam bestaat uit een aantal verschillende microhabitats (o.a. bodem, open water, submerse vegetatie, drijvende vegetatie). Soorten kunnen een bepaald water prefereren vanwege de waterkwaliteit of de nabije omgeving, maar ook omdat er een bepaald microhabitat in voorkomt. Kennis van het benodigde microhabitat is van belang bij het opsporen van bottlenecks. Bovendien kan het inzicht opleveren in verschillen in microhabitatgebruik van verschillende levensstadia. Voor de studie naar habitatgebruik binnen een waterlichaam wordt nieuw materiaal verzameld in drie verschillende wateren (eutroof/gebufferd, mesotroof/zwakgebufferd en oligotroof/zuur) waarbij de verschillende microhabitattypen apart worden bemonsterd (verticale oevervegetatie, bodem, open water, drijfbladeren etc.). Het is de bedoeling om in alle vier de seizoenen te bemonsteren.

6.3 Landschapsanalyse

Het is de bedoeling om voor het Korenburgerveen vast te stellen waar ecologisch kansrijke gradiënten in het terrein aanwezig zijn, eventueel welke van deze gradiënten worden beïnvloed door de herstelmaatregelen en eventueel waar als gevolg van herstelmaatregelen condities ontstaan voor het ontstaan van nieuwe ecologisch kansrijke gradiënten. Bovendien moet een dergelijke analyse inzicht opleveren in de complexe hydrologie van het gebied en de betekenis daarvan voor de soortendiversiteit. De aanpak die gevolgd wordt is gebaseerd op de cybernetische relatietheorie van Van Leeuwen (1966) waarin hij het theoretische verband schetst tussen ruimtelijke verscheidenheid en dynamiek. Deze theorie geeft aan bij welke voorwaarden soortenrijke gradiënten tot ontwikkeling kunnen komen. Daarom is ze relevant voor het natuurbeheer en voor dit onderzoek naar terreinheterogeniteit aangezien een gradiënt één van de manieren is waarop heterogeniteit zich kan manifesteren. Op basis van deze voorwaarden en op basis van de bodemkaart en grondwatertrappen kaart is voor Nederland reeds een kaart vervaardigd waarop de meest kansrijke gradiënten staan weergegeven (Baaijens 1985). Voor het landgoed Hackfort is een dergelijke analyse op gebiedsniveau uitgevoerd. Deze exercitie geeft niet alleen inzicht in de (potentiële) natuurwaarden van het gebied, maar ook in het hydrologisch en ecologisch functioneren (Baaijens & de Poel 1985).

6.4 Evaluatie van herstelmaatregelen

Op basis van informatie van de landschapsanalyse, de microhabitatbemonstering en de functionele analyse wordt een voorspelling gemaakt van effecten van het herstelbeheer. Daarnaast wordt ook een effectmeting uitgevoerd, waarbij de locaties die voor de uitvoering van de maatregelen zijn bemonsterd nogmaals worden bemonsterd. Op basis van deze zaken tezamen worden de herstelmaatregelen geëvalueerd. Hierbij is het belangrijk om te beseffen dat dit geen complete evaluatie kan bieden van het beheer. Een periode van 1 á 2 jaar na uitvoering is een erg korte tijd waarin alleen directe korte termijn effecten kunnen optreden. Met name de indirecte effecten en de effecten op de fauna met een lange ontwikkelingsduur en lagere mobiliteit, zullen hooguit voorspeld maar niet vastgesteld worden. Daarvoor is een effectmeting na langere tijd (na 5-10 jaar en na 50-100 jaar) nodig.

7 Behoud van natuurwaarden in het Korenburgerveen

Wat moeten we concreet in het Korenburgerveen doen om de fraaie natuurwaarden te behouden? Hiervoor moeten we eerst weten wat de effecten zijn van de maatregelen. Voor het bepalen van de effecten van de maatregelen wordt een aantal zaken gemonitord (Van 't Hullenaar 2000) en levert het onderzoek van de tweede fase inzicht in de effecten van de maatregelen op de watermacrofauna. Voor het bepalen van de effecten van de maatregelen op het gehele systeem (flora, fauna en onderliggende -geohydrologische processen) is verder onderzoek noodzakelijk. Dit wordt hieronder toegelicht.

De maatregelen hebben effecten gehad die aan de start van het onderzoek niet voorzien konden worden omdat de uitvoering in sommige gevallen afwijkt van het herstelplan. Een voorbeeld zijn de dammen in het Vragenderveen die boven het maaiveld uitsteken (in het herstelplan was voorzien dat deze zouden worden afgedekt met veenplaggen). Om na te gaan in hoeverre deze situatie een barrière vormt voor organismen is het noodzakelijk om te meten aan andere, terrestrische, niet vliegende soortgroepen.

De maatregelen zijn grootschalig uitgevoerd en hebben daarom ook op grote schaal invloed op het landschap. De meeste organismen maken op kleiner schaalniveau gebruik van hun leefomgeving. Om na te gaan hoe de maatregelen op dit kleinere schaalniveau de kwaliteit en afwisseling van de leefomgeving beïnvloeden is een intensief monitoring programma nodig naar o.a. abiotiek en vegetatie. Dit intensieve monitoringsprogramma is ook noodzakelijk om vast te stellen in hoeverre gradiënten veranderen (verscherpen/verzwakken) en in hoeverre en met welke snelheid gradiënten verschuiven als gevolg van de maatregelen.

Er dient een analyse te worden gemaakt hoeveel extra meetpunten noodzakelijk zijn en waar deze dienen te liggen. Van de natte bossen aan de westkant van het gebied is een gedetailleerde uitgangssituatie vastgelegd. Voortzetting van deze meetreeks verdient aanbeveling en zal veel kennis opleveren van de effecten van de maatregelen in dit deel van het gebied.

Kennis van de effecten van de maatregelen op het gehele systeem en op kleiner schaalniveau vergroot niet alleen de bruikbaarheid van de data van de tweede fase van dit project, maar geeft ook de handvatten voor bijsturing van de herstelmaatregelen ten behoeve van optimalisatie van systeemherstel.

8 Dankwoord

Onderzoek aan watermacrofauna is zeer arbeidsintensief. Naast het bemonsteren moeten de monsters in het laboratorium nauwkeurig worden uitgezocht, waarbij alle aangetroffen dieren er één voor één worden uitgepikt. Deze moeten vervolgens met binoculair of microscoop worden gedetermineerd, waarbij soms minutieuze structuren bekeken moeten worden. Zonder de hulp van de medewerkers en studenten van Stichting Bargerveen en de afdeling Dierecologie en -ecofysiologie (KUN) was dit onderzoek niet mogelijk geweest: Ankie Brock, Gert-Jan van Duinen, Miranda van Es, Marten Geertsma, Hein van Kleef, Jan Kuper, Sandra Lomans, Marijn Nijssen, Theo Peeters, Yvette Plass, Ted Post, Michel Smits, Jasper Stalpers en Liesbet Timan. 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).

Voor hun hulp bij de determinatie en controle van gedetermineerde fauna bedanken we: Jan Cuppen, Bas Drost, Tjeerd-Harm van den Hoek, Anders Nilsson en Bernhard van Vondel (waterkevers), Dik Hermes (waterwantsen), Bert Higler (kokerjuffers), Henk Moller-Pillot en Peter Langton (dansmuggen), Kees Goudsmits, Vincent Kalkman en Klaas-Douwe Dijkstra (libellen).

Het studiebezoek aan Denemarken was nooit een succes geworden zonder de gastvrijheid in Vildmosegård en de informatie en medewerking van: Frits Bink, Soeren Hansen, Bjarke Huus Jensen, Birgit Knudsen, Henk Moller-Pillot, Jan Pedersen en Mette Risager.

Voor de begeleiding bedanken wij het Deskundigenteam Fauna en de mensen van de begeleidingscommissie: Frits Bink, Rob Leuven, Henk Moller-Pillot, Jan Roelofs, Gerard van der Velde en Piet Verdonchot. Daarnaast willen we Gert Jan Baaijens bedanken voor zijn informatie over de ontstaanswijze en het functioneren van het Korenburgerveen en zijn ideeën over gradiënten. 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 perfecte 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.

9 Literatuur

- Arcsott DB, Tockner K & Ward JV (2000) Aquatic habitat diversity along the corridor of an Alpine floodplain river. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 679-704.
- Arts GHP (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 13, Vennen. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr AS-13. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Baaijens GJ (1985) Over grenzen. *De Levende Natuur* 86 (3): 102-110.
- Baaijens GJ & De Poel KR (1985) Kansrijke oecologische gradiënten in het onderzoeksgebied Hackfort - herkenning, aard en betekenis voor het natuurbeheer. In: *Onderzoek naar aangepaste landbouw (COAL-onderzoek); Jaaroverzicht 1984*. 's- Gravenhage/'s-Hertogenbosch, Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek. COAL-publikatie nr. 26. p. 85-111.
- Bal D, Beije HM, Fellinger M, Haveman R, Van Opstal AJFM, Van Zadelhoff FJ (2001) *Handboek Natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport EC-LNV nr 2001/020. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Bink FA, Beintema AJ, Esselink H, Graveland J, Siepel H. & Stumpel AHP (1998) Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Bink FA & Van Wirdum G (1979) Geohydrologisch en vegetatiekundig onderzoek in het Korenburgerveen s.l. in de ruilverkaveling Winterswijk-west. Deelrapport biologische aspecten. RIN-rapport 79/12, Leersum.
- Biologische Station Zwillbrock (1995) Beheersvisie Korenburgerveen. Biologische Station Zwillbrock, Vreden.
- Bloemendaal FHJL & Roelofs JGM (1988) *Waterplanten en waterkwaliteit*. Uitgeverij K.N.N.V., Utrecht.
- Davy-Bowker J (2002) A mark and recapture study of water beetles (Coleoptera: Dytiscidae) in a group of semi-permanent and temporary ponds. *Aquatic Ecology* 36: 435-446.
- Drost MBP, Cuppen HPJJ, Van Nieukerken EJ & Schreijer M (eds.) (1992) *De waterkevers van Nederland*. Uitgeverij K.N.N.V., Utrecht.
- Ernst LF, De Ridder NA & De Vries JJ (1970) A geohydraulic study of east Gelderland (Netherlands). *Geologie en Mijnbouw*, 49(6):457-488.
- Eyre MD, Carr R, McBlane RP & Foster GN (1992) The effect of varying site-water duration on the distribution of water beetle assemblages, adults and larvae (Coleoptera: Haliplidae Dytiscidae, Hydrophilidae). *Archiv für Hydrobiologie* 124 (3): 281-291.
- Galewski K (1971) A study on morphobiotic adaptations of European species of the Dytiscidae (Coleoptera). *Polski Pismo entomologiczne* 41: 487-702.
- Higler LWG (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr AS-07. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Hill MO (1979) *TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Cornell University, New York.
- Huston MA (1994) *Biological Diversity – The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jaarsma NG & Verdonschot PFM (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 5, Poelen. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr AS-05. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Karakassis I (1995) S_{∞} : a new method for calculating macrobenthic species richness. *Marine Ecology Progress Series* 120: 299-303.

- Kay WR, Smith MJ, Pinder AM, McRae JM, Davis JA & Halse SA (1999) Patterns of distributions of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. *Freshwater Biology* 41: 299-316.
- Ketelaar R (2002) De status van de Speerwaterjuffer (*Coenagrion hastulatum*) in Nederland, een karaktersitieke libel van niet aangetaste vennen (Odonata). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 16: 1-10.
- Ketelaar R, Verberk W & Rademaker J (2002) Libellen kijken in Nederland: Het Korenburgerveen. *Brachytron* 6(1): 13-15.
- Lamers LPM, HBM Tomassen, JGM Roelofs (1998) Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Lawton JH (1999) Are there general laws in ecology? *Oikos* 84: 177-192.
- Li J, Herlihy A, Gerth W, Kaufmann P, Gregory S, Urquhart S & Larsen DP (2001) Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46: 87-97.
- MacArthur RH & Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*, Princeton, N.J.: Princeton University Press.
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. University Press, Cambridge (United Kingdom).
- Mankor J (1985) Het Korenburgerveen, een ecohydrologische onderzoek. RIN, intern rapport 87/9, Leersum.
- McAleece, N (1997) *Biodiversity Professional Beta 1*. The Natural History Museum, London and The Scottish Association for Marine Science, UK.
- Moller-Pillot HKM (2003) Hoe waterdieren zich handhaven in een dynamische wereld. Brabants Landschap, Haaren.
- Nijboer RC & Verdonschot PFM (eds.) (2001) *Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren*. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19. 77 pp.
- Nilsson AN (1986) Life cycles and habitats of the northern European Agabini (Coleoptera: Dytiscidae). *Entomologica basiliensia* 11:391-417.
- Richoux P (1994) Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Coleoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 377-395.
- Rundle SD, Foggo A, Choiseul V & Bilton T (2002) Are distribution patterns linked to dispersal mechanism? An investigation using pond invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 47: 1571-1581.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Schouwenaars JM, Esselink H, Lamers LPM & Van der Molen PC (2002). *Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen - bestaande kennis en benodigd onderzoek*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij Wageningen.
- Shmida A & Wilson MV (1985) Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12:1-21.
- Siepel H (1995) Applications of microarthropod life-history tactics in nature management and ecotoxicology. *Biology and fertility of soils* 19(1): 75-83.
- Southwood TRE (1977) Habitat, the template for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 377-365.
- Ten Houte de Lange SM (1987) *Ruimtelijke heterogeniteit en fauna - een literatuurstudie*. Landschap 3: 196-215.
- Van der Hammen H (1992) *De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland*. Provincie Noord-Holland; Dienst Ruimte & Groen, Haarlem.
- Van Duinen GA, Brock AMT, Kuper JT, Leuven RSEW, Peeters TMJ, Roelofs JGM, Van der Velde G, Verberk WCEP & Esselink H (2003) *Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates*. Wetland Ecology and Management.
- Van Haren T (werkdokument) *Document autoecologie watermacrofauna*. 224 pp.
- Van Leeuwen CG (1966) A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15: 25-46.

- Van 't Hullenaar JW (2000) Zuiver veen in hoger sferen - Hydrologisch inrichtingsplan voor herstel van het Korenburgerveen - definitieve versie. Hullenaar Ecohydrologisch Adviesbureau, Zwolle.
- Verberk WCEP (2002) OBN op landschapsschaal - kansen voor faunabehoud en faunaonderzoek. Verslag ter voorbereiding op OBN op landschapsschaal. 11 pp.
- Verberk WCEP, Brock AMT, Van Duinen GA, Van Es M, Kuper JT, Peeters TMJ, Smits MJA, Timan L & Esselink H (2002) Seasonal and spatial patterns in macroinvertebrate assemblage in a heterogeneous landscape. Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (NEV) 13: 35-43.
- Verberk WCEP & Esselink H (2001) OBN-project: "Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen" Voortgangsrapportage november 2001. 10 pp.
- Verberk WCEP & Esselink H (2002a) OBN-project: "Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen" Tussenrapportage mei 2002. 19 pp.
- Verberk WCEP & Esselink H (2002b) OBN-project: "Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap. Case studie: Korenburgerveen" Voortgangsrapportage november 2002. 9 pp.
- Verberk WCEP & Van Duinen GA (eds.) (2002) Hoogveenlandschappen in Denemarken - Excursieverslag 12-18 juli 2001. 13 pp + bijlagen.
- Verberk WCEP, Van Duinen GA, Brock AMT, Leuven RSEW, Verdonschot PFM & Esselink H (submitted) Diversity of aquatic invertebrates in bog landscapes: evidence for synergism of habitat diversity and habitat configuration. Journal of Nature Conservation.
- Verberk WCEP, Van Duinen GA, Moller Pillot HKM & Esselink H (2003) *Lasiodiamesa gracilis* (Chironomidae: Podonominae) new for the Dutch fauna. Entomologische Berichten 63 (2): 40-42.
- Verberk WCEP, Van Duinen GA, Peeters TMJ & Esselink H (2001) Importance of variation in water-types for water beetle fauna (Coleoptera) in Korenburgerveen, a bog remnant in the Netherlands. Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (NEV) 12: 121-128.
- Verdonschot PFM (1990) Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Provincie Overijssel, Zwolle; Rijksinstituut voor natuurbeheer, Leersum.
- Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs 30: 279-338.

Bijlage 1 Conceptuele kader

Aanleiding

De aanleiding voor deze bijlage¹ is het initiatief vanuit de Begeleidingscommissie Kennis van OBN voor het opschalen van OBN onderzoek naar de landschapsschaal. In dit stuk zal worden aangegeven dat opschaling naar landschapsschaal met name voor fauna veel kansen biedt. Dit enerzijds als geschikt studieobject en anderzijds als een groep van organismen die sterk kunnen profiteren van OBN-inzicht op landschapsschaal.

Doel

Het doel van deze bijlage is het duidelijk maken van de (complexe) relaties die diersoorten hebben met hun omgeving, het landschap. Hier ligt het accent met name op de ruimtelijke relaties aangezien dit bij uitstek het domein is van de fauna (vanwege de mobiliteit van de fauna). We willen duidelijk maken dat relaties op grotere schaal (dan standplaatsniveau) belangrijk zijn voor dieren en (met name) hun populaties. Daarom kan veel winst worden behaald met OBN op landschapsschaal.

Dit besef moet bijdragen tot de ontwikkeling van een werkwijze waarbij 1) alle betrokkenen (van technische uitvoerders van de maatregelen tot de dierkundigen en de deskundigen van overige disciplines) elkaar kunnen verstaan met betrekking tot schaalaspecten in ruimte en tijd, en waardoor 2) enerzijds de maatregelen doelmatig kunnen worden uitgevoerd en anderzijds de condities voor het behoud van de fauna kunnen worden gewaarborgd.

Theorie

Inleiding

Het is algemeen bekend dat door verzuring, vermesting en verdroging milieucondities voor veel soorten zijn verslechterd. In het kader van OBN worden herstelmaatregelen uitgevoerd gericht op het overleven van soorten totdat de randvoorwaarden zijn hersteld. De maatregelen moeten de negatieve effecten van VER-factoren tegengaan (bekalken, vasthouden van water, maaien). Deze maatregelen zijn sterk gericht op vegetatie en het standplaatsniveau (de plek waar de plant staat). Door deze aanpak zijn veel successen op vegetatiegebied geboekt, maar deze aanpak leidt niet automatisch tot herstel van fauna. Om te begrijpen waarom dit herstelbeheer niet altijd succesvol is voor de fauna is het noodzakelijk om de mobiliteit van fauna in ogenschouw te nemen. Dieren zijn door hun vermogen zich te verplaatsen in staat de verscheidenheid aan situaties in het landschap te benutten. Omdat deze verschillende situaties niet altijd bij elkaar liggen is dit verplaatsingsvermogen ook noodzaak.

De bovengenoemde VER-factoren leiden op groter schaalniveau tot versnippering (kwantitatieve achteruitgang) en vervlakking (kwalitatieve achteruitgang). Vervlakking en versnippering kunnen ook veroorzaakt worden door herstelmaatregelen. Met versnippering wordt hier de afname in oppervlakte en aantal geschikte biotopen bedoeld en met vervlakking wordt de afname in variatie bedoeld.

Hier wordt variatie breed opgevat: zowel een mozaïek van min of meer duidelijk te onderscheiden plekken, maar ook gradiënten met ruimtelijke verschillen zonder duidelijke grenzen (zie box 1). Versnippering en vervlakking vormen voor organismen (flora en fauna) een bedreiging, maar voor de fauna zijn de effecten sneller zichtbaar omdat dieren afstanden in een kortere tijd afleggen (dag-nacht migraties en seizoensmigraties). Hierdoor komen ze eerder in de problemen wanneer bijvoorbeeld het voedselbiotoop is verdwenen of ongeschikt geraakt.

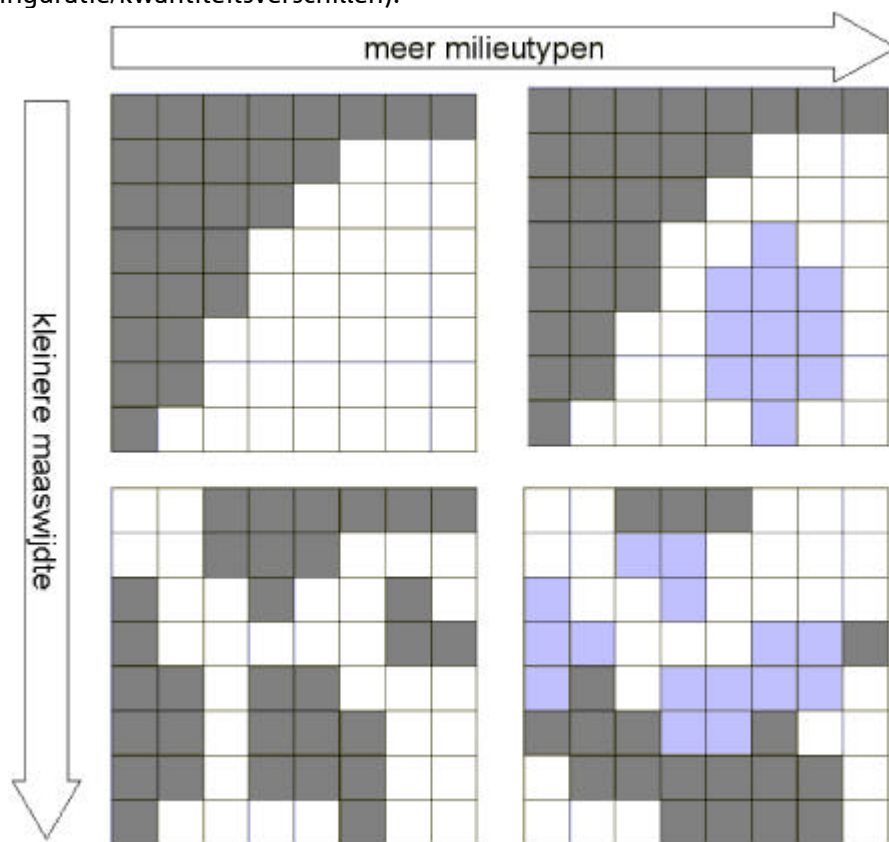
¹ Deze bijlage is ook verschenen in Verberk 2002

BOX 1: variatie

Variatie is een verzamelwoord voor zaken die te maken hebben met ruimtelijke verschillen in een landschap. Begrippen die hiermee samenhangen zijn patroon, mozaïek, complexiteit, heterogeniteit, structuurvariatie, structuurdiversiteit en habitatdiversiteit. Daarnaast wordt het vaak aangeduid met 'patchiness' waarbij een 'patch' wordt onderscheiden van zijn omgeving door (biologisch relevante) discontinuïteiten in de milieu-omstandigheden. Het begrip variatie is schaalafhankelijk. Dit betekent dat elk schaalniveau een eigen maat voor variatie heeft. Zo kan een terrein op kleine schaal homogeen zijn (aaneengesloten heidestuk van 1 are) terwijl het op grotere schaal heterogeen is (overgangen van heide naar bos en open zand).

In feite bestaat variatie uit twee componenten:

1. (per oppervlakte) het scala aan verschillen (het aantal milieutypen/biotopen, de kwaliteitsverschillen),
2. de maaswijdte van het landschap (grootte en afstand van de afzonderlijke milieutypen, de configuratie/kwantiteitsverschillen).



Met deze twee componenten kan uiting worden gegeven aan variatie. Zo kent een terrein met een zeer geleidelijke gradiënt een grote maaswijdte (weinig afzonderlijke plekjes in een mozaïek) en een grote variatie aan (subtiel) verschillende milieutypen. Daarnaast kan een afwisselende heide worden opgevat als een gebied met een kleine maaswijdte, bestaande uit een klein aantal duidelijk begrensde milieutypen. De definitie van een milieutype en verschillen tussen milieutypen is cruciaal bij de beschrijving van de variatie in een landschap en dit maakt dat het lastig is om variatie te meten en uit te drukken in getallen.

Keuze van het werkveld

Het kenmerk van dieren is dat zij niet aan één enkele plek gebonden zijn maar aan een complex van onderdelen met verschillende functies. De moeilijkheid ligt hier in de definitie van het schaalniveau. De functionele eenheid (bv. foerageerbiotoop) kan voor verschillende diersoorten een sterk verschillende meetkundige schaal met zich mee brengen (box 2; b.v.

het foerageerbiotoop van een springstaart is 1 dm², van een dagvlinder 1 ha en van een edelhert 100 ha).

Hulpmiddelen voor het weergeven van patronen en hoedanigheden zijn topografische kaarten, vegetatiekaarten en luchtfoto's. Het stapsgewijs weergeven op verschillende schaal (in- en uitzoomen) wordt reeds gehanteerd bij het veralgemeniseren van grootheden en het illustreren van de werking van ecosystemen t.a.v. de waterhuishouding. Teneinde de ingewikkelde relatie tussen landschap en fauna in zijn algemeenheid te kunnen aanpakken, wordt van de zijde van de dierecologen naar een methode gezocht waarbij de vertrouwde technieken gehanteerd worden bij het ontwikkelen van nieuwe inzichten.

Voor een beter begrip van de verschillende ruimtelijke relaties van dieren met hun omgeving is het inzichtelijk om door de ogen van een diersoort het landschap te bekijken. De relatie tussen een individueel dier en het landschap is weer van een andere orde dan van de populatie en het landschap.

BOX 2. Schaalgebruik

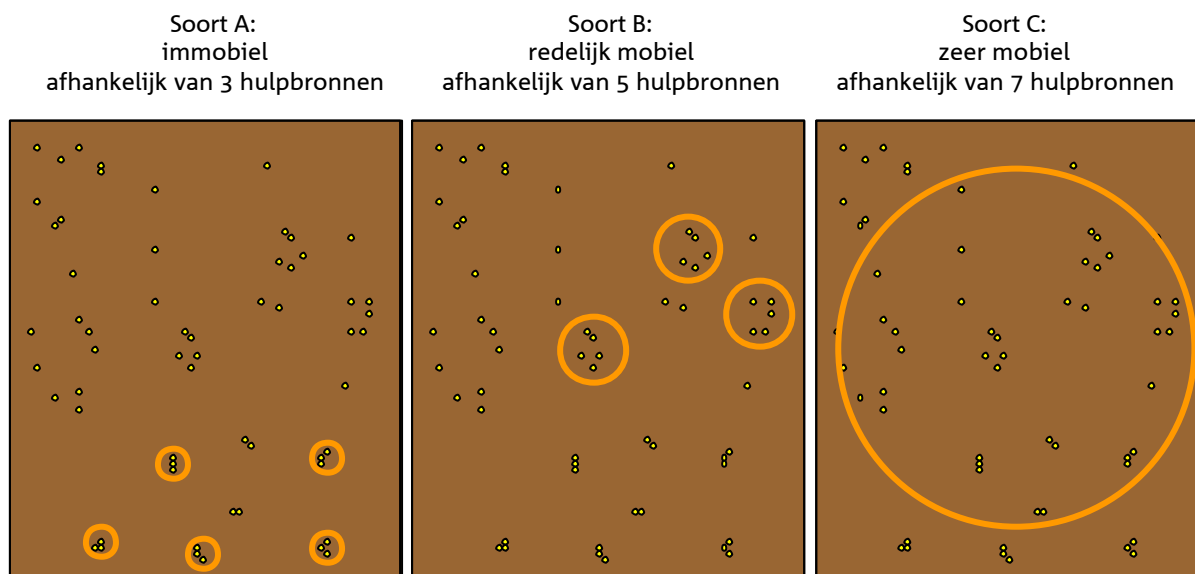
Het verschil binnen één diergroep in ruimtegebruik kan geïllustreerd worden aan de hand van dagvlinders, omdat van deze soortgroep veel bekend is. Zo zijn dagvlindersoorten als *Atalanta*, Groot koolwitje en Kleine vos echte trekkers. Ze kunnen wel gebruik maken van een gebied van 25 km². Deze soorten worden daarom overal gesignaleerd en *hoeven* geen relatie te hebben met de directe omgeving waar ze worden waargenomen. Deze soorten gebruiken natuurlijk wel onderdelen van het landschap voor voedsel, voortplanting etc. Daarnaast zijn er ook dagvlindersoorten zoals bijvoorbeeld Oranjetipje, Heideblauwtje en Groot dikkopje die zich beperken tot een gebied van een enkele hectare. Aanwezigheid van deze soorten is wel gekoppeld met de kwaliteit (aanwezigheid van waard- en nectar planten, structuren voor oriëntatie, etc.) van de directe omgeving.

Het individu

Voor het individu is het van belang om zich succesvol voort te planten. Dit betekent dat het landschap moet voldoen aan de eisen/voorwaarden van een soort voor de voltooiing van de levenscyclus. Vanuit het individu bekeken zijn er drie vragen die van belang zijn:

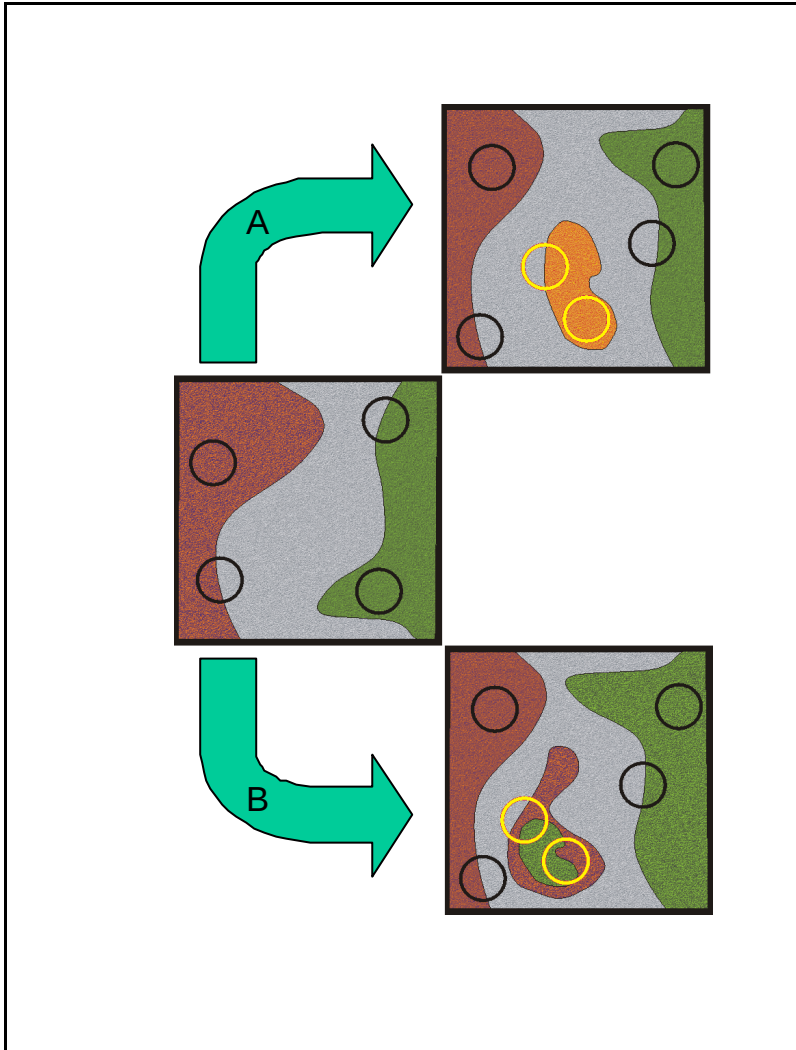
1. Waartegen is het individu bestand? / wat is nog te tolereren (b.v. uitdroging, verstoring)
2. Waarvan is het individu afhankelijk? / wat is nodig voor het overleven en reproduceren (b.v. voedsel, schuilplaatsen)
3. Waartoe is het individu in staat? (b.v. migratie, grootte van nakomelingschap voor heropbouwen van de populatie).

Willen deze vragen betekenis krijgen dan moeten ze worden gezien in een bepaald landschap. Wat heeft het landschap te bieden en hoe passen soort en landschap op elkaar? Een zelfde onderdeel vervult niet alle functies (hoewel hierin wel een overlap kan zijn; het broedbiotoop van een Grasmus kan ook de schuilbiotoop zijn). Dit betekent dat het landschap een zekere variatie (verschillende biotopen; box 1) moet hebben. Daarbij is het van belang dat de maaswijdte (box 1) van het landschap (de afstand van de plekken die verschillende functies vervullen) overeenkomt met de schaal van het individu (de homorange) (Figuur 1).



Figuur 1. Voorbeeld van de gevolgen van een verschillend schaalgebruik. Een landschap met een heterogene distributie van voedselbronnen (onder geclusterd en boven meer verspreid). Soorten met een verschillend schaalgebruik (homerange) hebben een verschil in verspreidingspatroon. Soort A heeft een kleine homerange en heeft 3 voedselbronnen nodig. Hierdoor is deze soort gebonden aan het onderste deel van het landschap. Soort B heeft een middelgrote homerange en heeft 5 voedselbronnen nodig, waardoor deze soort gebonden is aan het middelste deel van het landschap. Soort C heeft een grote homerange en heeft 7 voedselbronnen nodig. Soort C is daarom niet beperkt in zijn voorkomen.

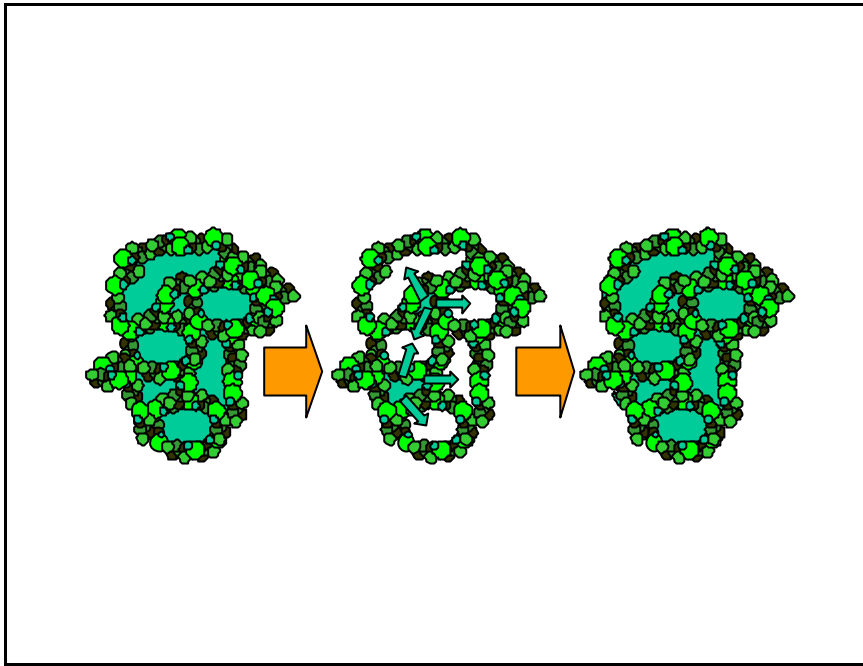
Een nieuw biotoop creëert daarom nieuwe bestaansmogelijkheden voor organismen (Figuur 2a), maar dit geldt ook voor een meer gevarieerde configuratie (Figuur 2b). Dit betekent dat verschillende biotopen tezamen een meerwaarde hebben over de afzonderlijke typen apart (synergisme: het geheel is meer dan de som der delen). Hiervoor zijn enkele welbekende voorbeelden te noemen (zandhagedis – zand / hei, dagvlinder – waardplant / voedselplant / mieren, amfibieën – zomerbiotoop / winterbiotoop), maar dit geldt waarschijnlijk voor veel diersoorten (~75%), mits de biotoopindeling ook plaatsvindt in relatie tot het organisme (een springstaart voltooit zijn levenscyclus in een grasveld wat vanuit de mens gezien één biotoop is, maar waar vanuit de springstaart gezien verschillende biotopen in te onderscheiden zijn).



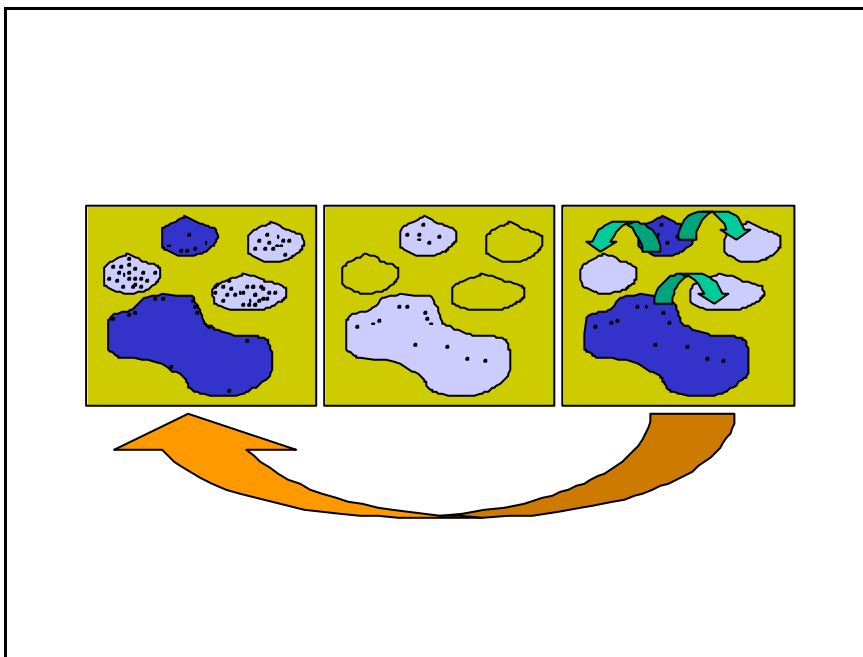
Figuur 2. Meer variatie biedt meer mogelijkheden voor soorten. Meer variatie kan zowel een toevoeging van een nieuw type (a) als een complexere configuratie van de verschillende typen inhouden (b).

De populatie

Daar een populatie uit individuen bestaat zijn de dingen die gelden voor het individu ook van belang voor de populatie. Verschil is dat een populatie van een groter schaalniveau afhankelijk is in de ruimte (meer individuen) en in de tijd (duurzaam voortbestaan van populaties). Voor het persistent voorkomen van de populatie in de tijd is het noodzakelijk dat de populatie bestand is tegen stochastische negatieve invloeden (predatie, verdroging). Een belangrijk mechanisme om dit te bereiken is risicospreiding, waarbij variatie een belangrijke rol speelt. Variatie heeft tot gevolg dat de invloed van een negatieve factor niet overal even sterk of tegelijkertijd optreedt. In deze plekjes (refugia) kunnen individuen overleven zodat de aantalsfluctuaties worden gedempt. Daarnaast hebben ze daarna een grotere kans om zich succesvol te kunnen voortplanten (doordat veel soortgenoten dood zijn is een ecologische niche vrij) zodat de populatie zich sneller kan herstellen. Risicospreiding kan optreden in terreinen met voldoende kleine maaswijdte zodat de biotopen van elkaar gescheiden zijn (de kwantitatieve component van variatie). Door de afscheiding hoeft een negatieve invloed zoals bijvoorbeeld predatie er niet toe te leiden dat alle biotopen worden leeg gepredeerd (figuur 3). Daarnaast kan risicospreiding ook optreden in gebieden met verschillende biotopen (de kwalitatieve component van variatie), waarbij een negatieve invloed (bv. verdroging) niet in elk biotoop even sterk doorwerkt (figuur 4).

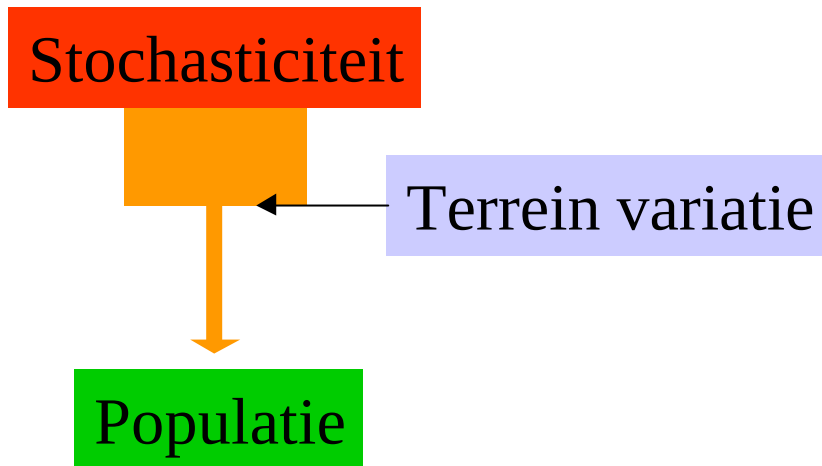


Figuur 3. Risicospreiding bij gelijke 'patches'. Door variatie (afscheiding van biotopen) worden niet alle patches leeg gepredeerd (groen → wit). Doordat in sommige 'patches' individuen overleven herstelt de populatie zich weer.



Figuur 4. Risicospreiding bij ongelijke 'patches'. Door variatie (verschil in diepte (licht/donker blauw) tussen de 'patches') vallen bij verdroging niet alle plekken droog. In de diepere poelen overleven individuen die na de droge periode weer uitzwermen naar de ondiepe habitats.

In tegenstelling tot het individu gaat het bij populaties niet om specifieke biotopen die functies vervullen, maar variatie *an sich*, waardoor de effecten van stochasticiteit via risicospreiding minder sterk doorwerken (figuur 5). Dit proces van risicospreiding moet niet te absoluut worden gezien (wel/niet), maar meer geleidelijk (meer/minder). Zo zal variatie leiden tot onvoorspelbaarheid van de condities die de organismen gaan tegenkomen. Dit leidt er toe dat in sommige plekjes soort A meer succes zal hebben dan soort B. In het geheel zal dit niet competitieve uitsluiting voorkomen, zodat soorten met een vergelijkbare ecologie toch tezamen kunnen voorkomen.



Figuur 5. De effecten van stochasticiteit worden door terreinvariatie een stuk minder sterk.

Functies van het landschap

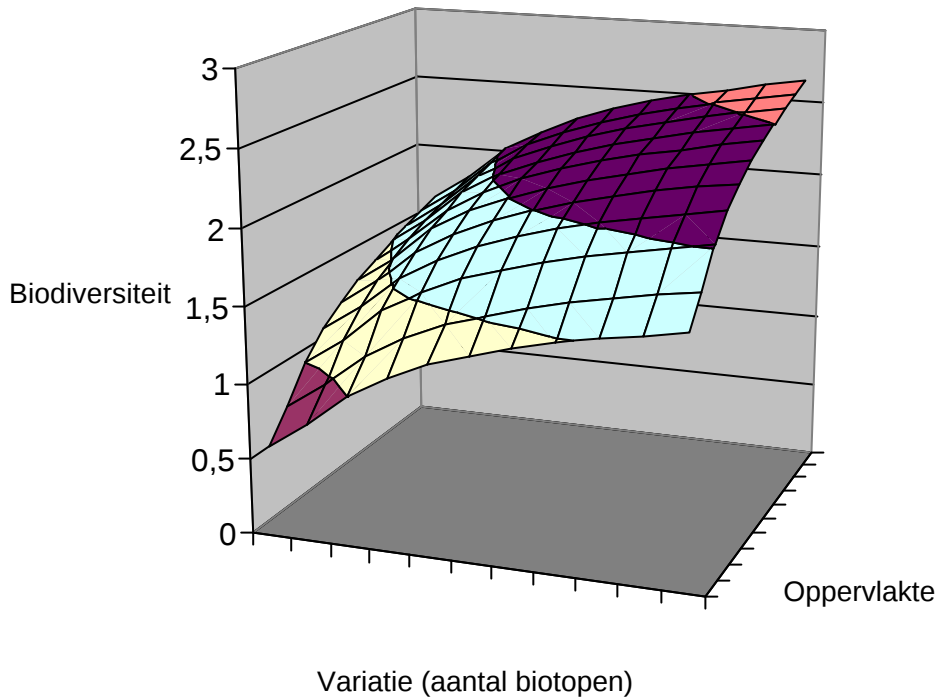
Er is hierboven al enkele keren gerefereerd aan de functies die een landschap vervult voor dieren. Voor het individu vervult het landschap een aantal functies die specifiek samenhangen met het biotooptype. Voorbeelden zijn voortplantingsbiotoop, foerageerbiotoop, overwinteringsbiotoop, schuilbiotoop en opwarmbiotoop. Daarnaast is het voor het vervullen van de levenscyclus van belang dat de verschillende specifieke biotopen bij elkaar liggen en dat het landschap dus een bepaalde configuratie van biotooptypen kent.

Daarnaast vervult het landschap een functie voor het individu die niet specifiek samen hangt met een bepaald biotooptype maar met variatie *an sich*. Hierbij kan oriëntatie genoemd worden (oriëntatie is alleen mogelijk wanneer een soort onderscheid kan maken en er dus variatie is).

Tenslotte heeft variatie in het landschap op het niveau van de populatie een belangrijke functie bij de risicospreiding (dempen van stochasticiteit) en daarmee het (duurzame) voortbestaan van populaties en soorten.

Het is belangrijk dat de schaal van de variatie (maaswijdte) overeenkomt met de schaal die bij een soort past. Zo heeft elke soort een optimum voor een bepaalde maat van variatie (ten Houte de Lange, 1987). Dit betekent dat het landschap op verschillende schaalniveaus een bepaalde variatie moet hebben. Daarnaast is er voor een soort een zekere speelruimte in het schaalgebruik. De grens aan de bovenkant wordt gevormd door de maximale afstand die een organisme kan afleggen en de grens aan de onderkant wordt gevormd door het té gevarieerd worden (zeer complex, alle plekjes zijn anders). Voor een gegeven organisme is het voordelig dat de variatie binnen de mogelijkheden kleinschalig is, want dan liggen de verschillende biotopen dicht bij elkaar en zijn de af te leggen afstanden kleiner. Daarnaast is er het idee van robuuste natuur met grote oppervlakte. De impliciete aanname bij dit gedachtegoed is dat een groot oppervlakte automatisch veel verschillende biotopen met zich mee brengt. Deze ideeën staan niet tegenover elkaar, maar vullen elkaar aan (figuur 6). Met toenemende oppervlakte kunnen dieren met grootschalige behoeften ook voorkomen en zal ook de variatie toenemen waardoor de biodiversiteit toeneemt. Daarnaast neemt de biodiversiteit toe met een toenemende variatie (NB: mogelijk daalt deze curve aan het eind, wanneer de variatie te kleinschalig wordt). Dit betekent dat een groot minder gevarieerd

gebied evenveel biodiversiteit kan herbergen als een wat kleiner, maar meer gevarieerd gebied. De soortensamenstelling zal echter niet identiek zijn.



Figuur 6. Theoretisch verband tussen oppervlakte, variatie en biodiversiteit. Een hogere oppervlakte en variatie leiden beide tot een hogere diversiteit. Een klein gevarieerd gebied kan evenveel biodiversiteit bevatten als een groot minder gevarieerd gebied.

Bijlage 2 Lijst met aangetroffen taxa

Lijst van de 205 taxa die tot nu toe zijn aangetroffen (exclusief de groepen die nog niet zijn gedetermineerd). Per taxon zijn, frequentie (submonsters samengevoegd en voorjaar en najaar samengevoegd) en abundantie (sommeling van dichtheden in aantal indicatoren per 5 meter van 45 monsterlokaties) zeldzaamheidsklasse (zeer algemeen, algemeen, vrij algemeen, vrij zeldzaam, zeldzaam en zeer zeldzaam) weergegeven.

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie	Zeldzaamheidsklasse
Ablabesmyia monilis	5	12	a
Ablabesmyia phatta	7	94	a
Acilius canaliculatus	16	133	vz
Acilius sulcatus	2	4	a
Acricotopus lucens	6	439	a
Aeshna cyanea	4	39	va
Agabus affinis	5	16	z
Agabus bipustulatus	23	226	za
Agabus congener	4	41	z
Agabus striolatus man	1	3	z
Agabus sturmii	13	309	za
Agabus uliginosus	1	6	z
Agabus undulatus	3	9	va
Agabus unguicularis	1	13	zz
Agrypnia varia	1	3	vz
Anacaena globulus	8	36	za
Anacaena limbata	8	54	za
Anacaena lutescens	25	251	za
Argyroneta aquatica	21	1247	za
Asellus aquaticus	29	17051	za
Beraeodes sp minutus	1	53	vz
Cercyon convexiusculus	2	15	a
Ceriagrion tenellum	5	1351	z
Chaetocladius sp herkenbosch	3	321	zz
Chaoborus crystallinus	23	1221	a
Chaoborus flavicans	10	112	a
Chaoborus obscuripes	7	108	va
Chaoborus pallidus	4	75	z
Chironomus sp	31	2348	za
Cladopelma gr lateralis	2	26	va
Cladotanytarsus sp	2	12	za

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie	Zeldzaamheidsklasse
Coelambus impressopunctatus	2	8	a
Coenagrion hastulatum	6	68	zz
Coenagrion puella/pulchellum	13	657	a
Colymbetes paykulli	3	7	zz
Copelatus haemorrhoidalis	3	20	va
Cordulia aenea	2	33	vz
Corixa sp	5	13	za
Corynoneura scutellata agg	5	110	a
Cricotopus brevipalpis	1	10	zz
Cricotopus holsatus	1	3	vz
Cricotopus trifasciatus agg	1	1	a
Cymatia bonsdorffi	1	3	vz
Cymatia coleoptrata	2	30	za
Cymbiodyta marginella	6	40	a
Cyphon sp larve	20	2318	a
Dendrocoelum lacteum	8	99	a
Dicrotendipes gr lobiger	3	58	a
Dicrotendipes gr tritonus	2	4	vz
Dicrotendipes notatus	1	1	a
Dixella aestivalis	1	9	va
Dixella amphibia	17	450	va
Dixella autumnalis	1	7	va
Dugesia sp	4	63	a
Dytiscus dimidiatus	1	3	z
Dytiscus marginalis	7	43	a
Dytiscus semisulcatus cf	1	1	zz
Endochironomus albipennis	1	2	za
Endochironomus gr dispar	13	488	za
Endochironomus tendens	4	13	za
Enochrus affinis	11	64	va
Enochrus coarctatus	6	27	va
Enochrus fuscipennis	1	2	z
Enochrus melanocephalus	2	4	a
Enochrus ochropterus	10	63	vz
Enochrus testaceus	1	1	za
Erpobdella sp	5	31	za
Gerris lacustris	1	3	za
Gerris lateralis	1	13	zz
Gerris odontogaster	3	11	a
Glossiphonia complanata	4	44	za
Glossiphonia heteroclita	1	3	za
Glyptotaelius pellucidus	5	30	va
Glyptotendipes foliicola	3	11	z

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie	Zeldzaamheidsklasse
Glyptotendipes gripekoveni	3	13	va
Glyptotendipes paripes	1	3	a
Graptodytes granularis	2	4	z
Graptodytes pictus	4	13	za
Guttipelopia guttipennis	4	31	va
Hagenella clathrata	4	10	zz
Haliphus fluviatilis	3	5	a
Haliphus fulvicollis	4	53	zz
Haliphus furcatus	1	3	zz
Haliphus heydeni	4	9	a
Haliphus immaculatus	2	6	a
Haliphus lineolatus	1	2	vz
Haliphus ruficollis	10	95	za
Hebrus pusillus	6	24	va
Hebrus ruficeps	8	47	va
Helobdella sp	3	13	za
Helochares lividus	2	7	a
Helochares punctatus	11	48	va
Helophorus aquaticus	1	1	z
Helophorus brevipalpis	6	13	za
Helophorus nanus	1	4	z
Hesperocorixa castanea	4	19	va
Hesperocorixa linnei	8	20	za
Hesperocorixa sahlbergi	26	468	a
Holocentropus dubius	4	186	va
Holocentropus picicornis	1	42	a
Holocentropus stagnalis	9	126	vz
Hydaticus seminiger	4	10	va
Hydraena britteni	1	3	vz
Hydraena palustris	4	16	z
Hydreana testacea	1	5	va
Hydrobius fuscipes	12	85	za
Hydrochus brevis	3	8	z
Hydrochus carinatus	11	50	va
Hydrochus megaphallus	2	3	z
Hydroglyphus pusillus	1	1	a
Hydrometra stagnorum	1	1	a
Hydrophilus piceus	1	3	va
Hydroporus angustatus	8	30	va
Hydroporus erythrocephalus	22	400	a
Hydroporus gyllenhalii	15	242	va
Hydroporus melanarius	2	10	z
Hydroporus neglectus	6	47	vz

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie	Zeldzaam- heidsklasse
Hydroporus obscurus	17	821	z
Hydroporus palustris	7	51	za
Hydroporus planus	4	16	za
Hydroporus scalesianus	6	26	vz
Hydroporus striola	1	3	vz
Hydroporus tristis	20	944	va
Hydroporus umbrosus	28	1030	va
Hygrobia hermanni larve	1	4	a
Hygrotus decoratus	17	359	va
Hygrotus inaequalis	21	308	za
Hyphydrus ovatus	4	16	za
Ilybius aenescens	19	258	z
Ilybius ater	7	72	va
Ilybius fenestratus	2	17	a
Ilybius guttiger	15	133	z
Ilybius quadriguttatus	3	9	va
Ilybius subaeneus	1	1	vz
Ilyocoris cimicoides	8	97	za
Ischnura elegans	1	11	za
Laccobius sp	2	4	za
Laccophilus minutus	2	3	za
Laccornis oblongus	1	3	z
Lasiodiamesa sp	6	469	zz
Lestes viridis	2	6	va
Leucorrhinia dubia	5	19	vz
Leucorrhinia rubicunda	11	224	vz
Libellula sp	6	32	va
Limnebius aluta	2	9	vz
Limnephilus affinis/incisus	1	1	za
Limnephilus elegans	3	47	zz
Limnephilus flavicornis	6	21	va
Limnephilus lunatus	4	9	za
Limnephilus nigriceps	1	1	zz
Limnephilus stigma	2	51	z
Limnophyes sp	10	141	za
Microcara testacea larve	12	676	a
Microvelia buenoi	10	171	vz
Microvelia reticulata	13	205	a
Mochlonyx martinii	5	153	z
Mochlonyx velutinus	4	42	vz
Monopelopia tenuicalcar	25	2418	a
Nartus grapii	3	5	vz
Natarsia sp cf punctata	13	295	va

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie)	Zeldzaamheidsklasse
Noterus clavicornis	2	6	za
Noterus crassicornis	24	519	za
Notonecta glauca	6	30	za
Notonecta obliqua	3	19	va
Notonecta viridis	1	4	va
Oligotrichia striata	15	260	vz
Parachironomus arcuatus agg	1	1	za
Paralimnophyes hydrophilus	7	126	va
Paramerina cingulata	3	102	va
Paratanytarsus sp	3	65	za
Paratendipes gr lobiger	1	1	a
Paratendipes gr nudisquama	3	70	z
Peltodytes caesus	4	48	za
Phalacrocerca replicata	10	157	z
Planaria torva	1	15	vz
Plea minutissima	11	730	za
Polycelis sp	12	367	za
Polypedilum cf uncinatum	29	4336	a
Polypedilum gr sordens	3	12	za
Porhydrus lineatus	5	30	va
Procladius sp cf choreus	14	2502	za
Psectrocladius gr psilopterus	4	39	a
Psectrocladius platypus	15	1779	va
Psectrocladius sordidellus	1	1	a
Psectrotanypus varius	5	152	za
Pseudosmittia sp	1	20	va
Pyrrhosoma nymphula	21	610	a
Rhantus exsoletus	1	7	za
Rhantus suturalis	2	4	a
Rhantus suturellus	1	1	z
Sialis sp	2	195	za
Sigara striata	1	3	za
Suphrodytes dorsalis	5	21	vz
Sympetrum danae	1	2	a
Sympetrum sanguineum	1	2	va
Sympetrum striolatum	1	1	a
Sympetrum vulgatum	1	2	va
Tanytarsus sp	6	376	za
Telmatopelopia nemorum	19	1361	vz
Triaenodes sp bicolor	5	84	za
Trichostegia minor	12	205	z
Xenopelopia sp (nigricans / falcigera)	27	3400	za

Wetenschappelijke naam	Frequentie	Abundantie gesommeerde dichtheid van 45 mp (# ind per 5 meter)	Zeldzaam- heidsklasse
Zavrelia sp	4	58	vz
Zavreliella marmorata	1	4	va
Zavreliomyia sp	4	12	va