



Kennisnetwerk OBN

Omgang met boszones rond heideveentjes



Omgang met boszones rond heideveentjes



Universiteit
Antwerpen

Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK



Vlaanderen
is wetenschap



Stichting WBBS



Waarneming.nl

© 2019 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2019/OBN231-NZ
Driebergen, 2019

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12, het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en de provincie Drenthe.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2019/OBN231-NZ en het aantal exemplaren.

Deze rapportage is ook verschenen met nummer Ecobe 019-R232

Oplage 50 exemplaren

Samenstelling Msc. L.J. Norda (Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer)
Ing. M. Koopmans (Altenburg & Wymenga)
Ir. W. Beekman (Artesia)
Dr. H.J.W. Vermeulen (Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station)
Dhr. A. Woldering (Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station)
Dr. D. Maes (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek)
Prof. R. Van Diggelen (Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer)

Foto voorkant Drents heideveentje in boswachterij Schoonloo

Foto's rapport De foto's in dit rapport zijn gemaakt door medewerkers van Altenburg & Wymenga, tenzij anders vermeld.

De website van het OBN Kennisnetwerk is www.natuurkennis.nl

Productie Vereniging van Bos- en Natuureigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Inhoud

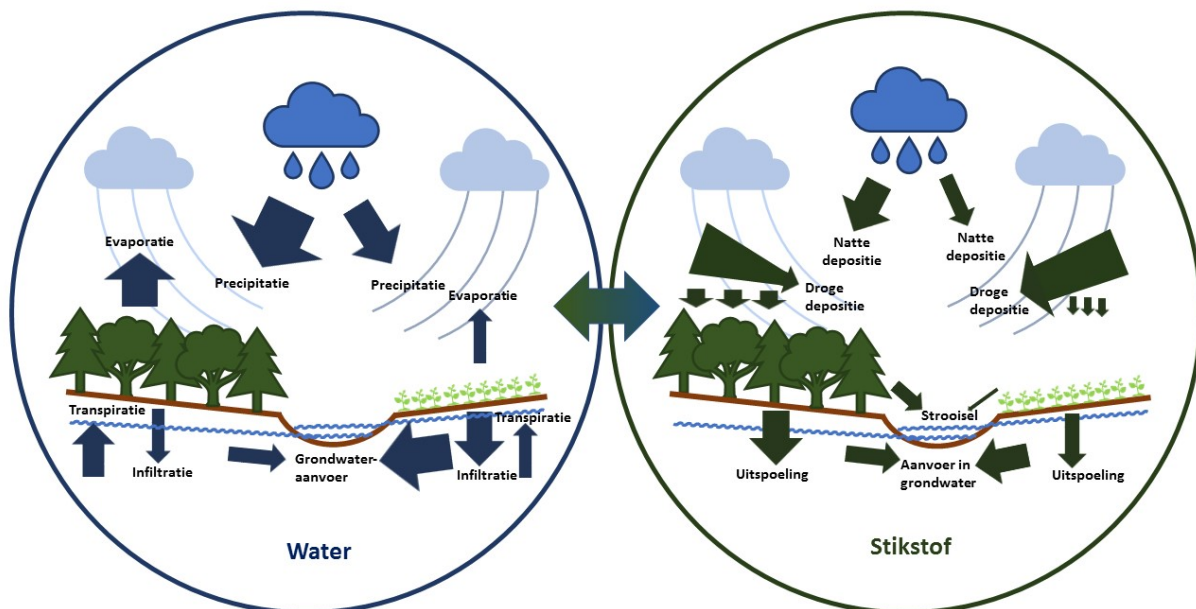
Inhoud	3
Leeswijzer	12
1. Inleiding	14
1.1. Probleemstelling	14
1.2. Omschrijving habitattypen en kenmerkende fauna	16
1.3. Problematiek habitatype	17
1.3.1. Eutrofiëring	17
1.3.2. Verdroging	19
1.3.3. Aanvoer van anorganisch koolstof	19
1.3.4. Microklimaat	20
2. Literatuurstudie	21
2.1. Inleiding	21
2.2. Effect van boszones op de hydrologie	22
2.3. Effect van boszones op nutriëntenbeschikbaarheid	26
2.3.1. Effect van boszones op stikstofdepositie	26
2.3.2. Effect van boszones op stikstofaanvoer via het grondwater	27
2.3.3. Effect van boszones op uitspoeling overige nutriënten.	31
2.3.4. Effect van boszones op bladval	32
2.3.5. Pollendepositie	34
2.3.6. Samenvatting	35
2.4. Effect van boszones op het microklimaat	37
2.5. Effect van kap op de problematiek	39
2.5.1. Effect van kap op grondwaterstromen	39
2.5.2. Effecten van kap op de nutriëntenbeschikbaarheid	40
3. GIS-studie	42
3.1. Inleiding	42
3.2. Ecologische profielen van 10 hoogveensoorten	43
3.2.1. Turfloopkever - <i>Agonum ericeti</i>	43
3.2.2. Veenzwartschild - <i>Pterostichus aterrimus</i>	44
3.2.3. Heide roodkruin - <i>Anisodactylus nemorivagus</i>	44
3.2.4. Veenmier – <i>Formica picea (transkaukasica)</i>	45
3.2.5. Veenhooibeestje – <i>Coenonympha tullia</i>	46
3.2.6. Veenbesparelmoervlinder – <i>Boloria aquilonaris</i>	47
3.2.7. Veenbesblauwtje – <i>Plebejus optilete</i>	48
3.2.8. Hoogveenglanslibel – <i>Somatochlora arctica</i>	49
3.2.9. Venwitsnuitlibel – <i>Leucorrhinia dubia</i>	50
3.2.10. Noordse glazenmaker – <i>Aeshna subarctica</i>	51
3.3. Materiaal en methode	52

3.3.1.	Veenselectie	52
3.3.2.	Analyse GIS studie	53
3.3.3.	Analyse regionale studie	55
3.4.	Resultaten GIS studie	56
3.4.1.	Veenbesparelmoedervlinder – <i>Boloria aquilonaris</i>	56
3.4.2.	Veenbesblauwtje – <i>Plebejus optilete</i>	59
3.4.3.	Veenhooibeestje – <i>Coenonympha tullia</i>	60
3.4.4.	Venwitsnuitlibel – <i>Leucorrhinia dubia</i>	62
3.4.5.	Noordse glazenmaker – <i>A. subarctica</i> en Hoogveenglanslibel – <i>S. arctica</i>	65
3.4.6.	Turfloopkever – <i>A. ericeti</i>	65
3.4.7.	Veenzwartschild – <i>P. aterrimus</i>	66
3.4.8.	Heide roodkruin – <i>A. nemorivagus</i>	67
3.4.9.	Veenmier – <i>Formica picea</i>	67
3.5.	Discussie GIS analyse	69
4.	Regionale studie	72
4.1.	Inleiding	72
4.2.	Materiaal en methode	72
4.2.1.	Plotkeuze	72
4.2.2.	Meetmethodes	72
4.2.3.	Statistische analyse	74
4.3.	Resultaten	76
4.3.1.	Vegetatieontwikkeling	76
4.3.2.	Vegetatieontwikkeling binnen de regio's	77
4.3.3.	Voedselrijkdom	79
4.3.4.	Zuurgraad	81
4.3.5.	pH, CO ₂ - en TIC-gehalten	82
4.3.6.	Type bos	82
4.3.7.	Effect van omringend landgebruik op microklimaat	83
4.4.	Discussie regionale veldstudie	87
5.	Lokale studie	89
5.1.	Inleiding	89
5.2.	Materiaal en methode	89
5.2.1.	Veenselectie	89
5.2.2.	Meetstrategie en uitwerking	89
5.2.3.	Statistische analyse	91
5.3.	Resultaten	92
5.3.1.	Vegetatie	92
5.3.2.	Bodemvochtigheid	93
5.3.3.	Chemie van het grond- en veenwater	94
5.3.4.	Zuurgraad	95
5.3.5.	Beschikbaarheid van nutriënten	97
5.3.6.	Microklimaat	100
5.3.7.	Fauna	103

5.4.	Discussie lokale veldstudie	106
6.	Hydrologische studie	108
6.1.	Inleiding	108
6.1.1.	Achtergrond hydrologie heideveentjes	108
6.1.2.	Ontstaanswijze en functioneren van heideveentjes	109
6.2.	Geohydrologische situatie Drentse venen	110
6.2.1.	Dwingelderveld	110
6.2.2.	Witteveen (H-2)	112
6.2.3.	Droseraveen (LB-3n)	114
6.2.4.	Poort 2 (NB-3)	116
6.2.5.	Boswachterijen Schoonloo, Grolloo en Hooghalen	118
6.2.6.	Hingsteveen (H-3)	120
6.2.7.	Vak61 (NB-1)	122
6.2.8.	Vak115 (NB-2)	123
6.3.	Systeembeschrijving	127
6.3.1.	Regionale invloed	127
6.3.2.	Lokaal systeem	128
6.3.3.	Analyse temperatuurprofielen	130
6.3.4.	Numerieke analyse temperatuurprofielen	132
6.4.	Conclusies hydrologie	134
6.4.1.	Stijghoogte metingen	134
6.4.2.	Temperatuurmetingen	134
6.4.3.	Hydrologische modellering	135
6.4.4.	Synthese	135
6.5.	Aanbevelingen	136
7.	Discussie	137
7.1.	Effect van bosranden op de hydrologie	137
7.2.	Effect van bosranden op de TIC-beschikbaarheid	141
7.3.	Effect van bosranden op de nutriëntenbeschikbaarheid	142
7.4.	Effect van bosranden op het microklimaat	145
7.5.	Implicaties voor de habitatkwaliteit voor de fauna	147
8.	Conclusie	150
9.	Referenties	153

Samenvatting

Heideveentjes beslaan in Nederland slechts een beperkte oppervlakte en de staat van instandhouding is “onvoldoende” of “slecht”. Het habitat heeft sterk te leiden van verdroging evenals vermessing ten gevolge van atmosferische deposities. Tevens zijn een aantal hoogveenspecialistische faunasoorten de afgelopen jaren sterk achteruit gegaan. Degraderatie van het habitat en klimaatverandering worden onder andere als oorzaak gesuggereerd. Tegelijkertijd worden veel van de huidige heideveentjes omringd door boszones. Door zogenaamde randeffecten kunnen dergelijke boszones invloed uitoefenen op zowel de kwaliteit van het habitat in de kern als op het microklimaat hierin. Doordat deze invloeden in sommige gevallen tegenstrijdig kunnen zijn, en onderling kunnen interacteren, is het netto effect van boszones onduidelijk.



Een schematische representatie van de vele stromen waarop water (links) en stikstof (rechts) het veen kunnen bereiken en hoe deze stromen mogelijk beïnvloed worden door het omringend landgebruik.

In deze OBN studie is gekeken naar het effect van boszones op de habitatkwaliteit van heideveentjes voor de habitatspecifieke faunasoorten. Aan de hand van een literatuurstudie werden de potentiële effecten van bossen bepaald en randvoorwaarden opgesteld voor een tiental habitatspecifieke faunasoorten. Aan de hand van GIS kaarten en verspreidingsdata werden 40 vennen en veentjes in Nederland getoetst aan deze randvoorwaarden. Tevens werd er gekeken welke parameters het voorkomen van de soorten het best voorspelden. Tijdens twee veldrondes zijn de invloeden van boszones op de drie belangrijkste parameters gemeten voor hoogveenontwikkeling: nutriëntenbeschikbaarheid, aanvoer van anorganisch koolstof en een stabiele hoge waterstand. Voor deze laatste parameter is tevens een hydrologische studie

uitgevoerd. Uit de resultaten blijkt dat het effect van boszones met name af lijkt te hangen van twee factoren: de lokale hydrologie van het veen en de regionale stikstof depositie. Met name de hydrologie is van belang omdat deze naast de kwantiteit van het water, ook voor een groot deel de kwaliteit van het water bepaalt. De invloed van bossen op de hydrologie hangt sterk af van de grootte van het intrekgebied en of er sprake is van invloed van het diepe grondwater.

De Drentse bosveentjes waren in de zomer van 2018 over het algemeen natter dan de open venen, terwijl deze laatste in de winter wel degelijk hoge waterstanden kenden. Ook de aanwezigheid van polvormende soorten zoals Pijpenstrootje en Eénarig wollegras in de Drentse open plots duiden op sterk fluctuerende waterstanden in deze plots. Waterstanden in de bosplots leken veel stabiel. In de Ardennen zijn wel open venen aangetroffen met stabiele waterstanden, waardoor deze fluctuatie in de Drentse open venen eerder te wijten valt aan een geringere weerstand van de veenbasis en doorsnijding daarvan door sloten. In de hier behandelde Drentse bosveentjes was door kleine intrekgebieden en het ontbreken van grondwaterinvloed, het effect van bossen op de kwantiteit en kwaliteit van het veenwater zeer gering. In dergelijke gevallen heeft de beschuttende werking van boszones waarschijnlijk een positieve invloed op de waterbalans in de veentjes, door het reduceren van evapotranspiratie uit het veen zelf. Wat betreft de beschikbaarheid van anorganisch koolstof in de minerale laag onder het veen zijn er geen verschillen gevonden tussen de open en bosveentjes en ook de te verwachten nalevering van nitraat door de hoge invang door boszones werd niet teruggevonden in het veld, wat wellicht de geringe invloed van omringend landgebruik op de hydrologie verder benadrukt.



Waterstanden in het Witteveen in juni (links) en augustus (rechts) 2018. Tevens zijn de vele pollen Pijpenstrootje indicatief van sterk wisselende waterstanden (Aggenbach & Jalink, 1998). Foto genomen door medewerkers van Altenburg & Wymenga.

Dit laatste zou echter ook een gevolg kunnen zijn van reductie van nitraat in het veen, waardoor het niet beschikbaar komt voor de vegetatie. Echter kan dit wel gevolgen hebben voor de veenafbraak en de productie van anorganisch koolstof (TIC) in het veen. Er bestaat momenteel nog onduidelijkheid over verschillen in de productie van TIC in het veen tussen open en bosveentjes. Er zijn redenen om aan te nemen dat dit hoger is in de Drentse bosveentjes als gevolg van veenafbraak door een verhoogde uitspoeling van nitraat in gebieden met een hoge stikstofdepositie. Door de reductie hiervan wordt de buffercapaciteit verhoogd wat op zijn beurt de veenafbraak stimuleert. Dit is echter niet gemeten, maar de verhoogde TIC beschikbaarheid en de afname van de pH met toenemende afstand van de bosrand in de Drentse bosveentjes lijken dit wel te suggereren.

Daarentegen lijken boszones de directe input van stikstofdepositie sterk te reduceren en daarmee tevens de nutriëntenbeschikbaarheid binnen de veentjes. Waar in de Ardennen in beide type plots de N-beschikbaarheid laag is, is dat in gebieden met een hoge depositie afhankelijk van het type plot. In de bosplots was de stikstofbeschikbaarheid lager dan in de open plots.

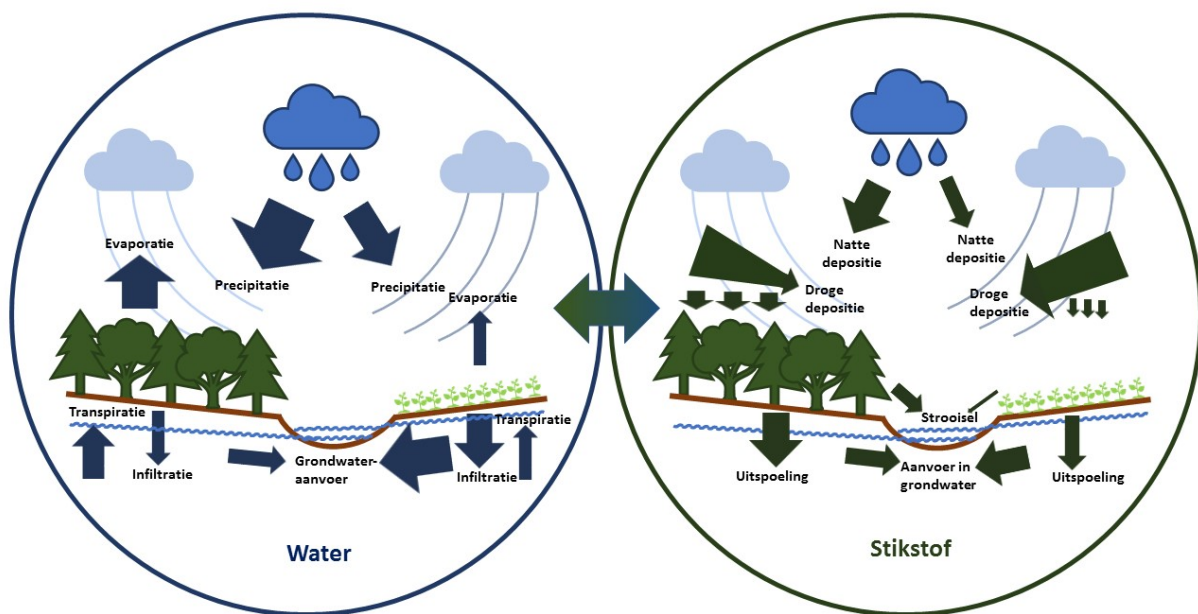
Decompositiesnelheden waren in de laatstgenoemden echter lager, waardoor het aannemelijk is dat deze verhoogde stikstofbeschikbaarheid afkomstig is van atmosferische depositie. Deze verhoogde beschikbaarheid wordt ook teruggevonden in de chemische samenstelling van de vegetatie. De open plots in Drenthe hebben hogere N:P ratio's dan de plots in de Ardennen, terwijl in de Drentse bosplots deze ratio's gelijk waren aan die in de Ardense plots. Toch lijken bosranden wel degelijk een vermestend effect te hebben door middel van bladval, maar lijkt dit effect beperkt tot de eerste 10 meter. Direct aan de rand worden ook lagere N:P ratio's gevonden wat een indicatie is dat hier meer fosfor beschikbaar is, mogelijk afkomstig van pollen depositie door de bosrand.

De negatieve gevolgen van wisselende waterstanden en een verhoogde stikstofbeschikbaarheid op de ontwikkeling van hoogveenvegetatie zijn reeds lang bekend. Met betrekking tot de fauna, heeft dit als gevolg dat soorten die belang hebben bij de aanwezigheid van een goed ontwikkelde hoogveenvegetatie met bultvormende veenmossen, Kleine veenbes en Lavendelheide momenteel gebonden zijn aan de bosveentjes in Drenthe. Dit lijkt voor de Veenbesparelmoervlinder en het Veenbesblauwtje te gelden. Voor soorten die afhankelijk zijn van grote oppervlakten goed ontwikkeld habitat (zoals de Turfloopkever) biedt dit echter een meer somber perspectief. Deze soort is in deze studie ook niet aangetroffen. Voor soorten die daarentegen ook kunnen voorkomen in meer gedegradiseerd hoogveen zoals het Veenhooibeestje en de Veenmier, zijn open venen wel degelijk geschikt. De eerstgenoemde soort is ook veelvuldig aangetroffen op de grotere veencomplexen en lijkt zich ook uit te breiden. Verhoogde N:P ratio's door de hoge stikstofdepositie in de open veentjes zijn echter wel een reden tot zorg, aangezien meerdere studies de negatieve effecten hiervan op ongewervelden aangetoond hebben.

Samenvattend zal het beheer van boszones allereerst afhangen van de doelen die gesteld worden. Daarnaast is ook de lokale hydrologie en de regionale stikstofdepositie van belang. Verwacht mag worden op basis van de literatuur dat de hier gevonden resultaten niet doorgetrokken kunnen worden naar gebieden waar intrekgebieden groter zijn of waar er sprake is van grondwaterinvloed. In dergelijke situaties zouden boszones een grote hoeveelheid nitraat kunnen naleveren, en zou verlies door middel van evapotranspiratie sterk kunnen bijdragen aan de waterstand in het veen. Echter is het onduidelijk of dergelijke situaties aangetroffen zijn in het veld, waardoor op basis van deze studie hier geen uitspraken over gedaan kunnen worden. Tevens is de hoge TIC beschikbaarheid in de Drentse bosplots een reden tot zorg. Als dit inderdaad veroorzaakt wordt door veenafbraak als gevolg van de reductie van nitraat door een verhoogde uitspoeling hiervan uit bosbodems, heeft dit gevolgen voor het beheer van de boszones in de toekomst. Het beslisschema zou in die context als voorlopig beschouwd moeten worden. Verder onderzoek naar deze processen is daarmee gewenst. Deze studie onderstreept daarnaast het belang van voorafgaand onderzoek, waarbij met name op de omvang van intrekgebieden en de invloed van diep grondwater gelet moet worden, evenals het niveau van atmosferische N-depositie. Deze afwegingen zijn samengevat in een beheerschema op pagina 149. Voor het beheer van de hier behandelde goed ontwikkelde bosveentjes in Drenthe lijkt grootschalige kalkap momenteel onwenselijk.

Summary

The status of peatbogs in the Netherlands is currently “insufficient” or “bad”, and its surface area is limited. Habitat degradation due to dessication and eutrophication due to atmospheric depositions is a major problem. In addition, a number of peat bog specialist species of fauna are declining at a concerning rate. Degradation of the habitat and climate change are often suggested as possible causes. At the same time, many of the remaining peat bogs are surrounded by forest edges. Due to edge effects, such forest edges might influence both the quality of the habitat and the microclimate within the center. Because these influences may sometimes have contrasting effects, and might interact, the net effect of forest edges remains unclear.



A schematic representation of the many pathways in which water and nitrogen can enter the peat bog and how forests affect these pathways.

This OBN study focussed on the effect of forest edges around peat bogs on the habitat quality within the peat bogs, with special attention to some characteristic species of fauna. The potential effects of forests on the peat bogs were derived from literature and for 10 characteristic fauna species prerequisites were determined. By using GIS maps combined with distribution data of the species, 40 fens and bogs were tested to see if they could accommodate each species. Additionally parameters were determined that best explained the occurrence of the species. During two fieldstudies the influence of forest edges on the three most important parameters for peat bog vegetation development were measured: nutrient availability, availability of inorganic carbon, and the presence of a stable waterlevel. For this last parameter an additional hydrological study was conducted as well. The results suggest that the influence of forest edges roughly depends on two factors: the local hydrology of the system and the level of regional nitrogen deposition. Especially the former is important, since this not only determines the amount of water available for the peat bog, but also the quality of the water. The effect of forests on the hydrology strongly depends on the size of the catchment areas and the influence of deep groundwater.

The bogs surrounded by forest in Drenthe had in the summer of 2018 on average more wet soils than the open bogs in Drenthe, even though the former did have a high waterlevel in the previous winter and spring. The presence of tussock forming species such as *Molinia caerulea* and *Eriophorum vaginatum* in the open plots in Drenthe indicates that water levels fluctuate more strongly in these plots. Water levels in the bogs surrounded by forest seemed more stable. Open plots with stable water levels were found in the Ardennes, so it is most likely that this fluctuation is an effect of a lower resistance of the peat layer in combination with drainage in the surroundings rather than an effect of landuse. In the bogs surrounded by forest in Drenthe, catchment areas were small and there seemed to be no influence of deep groundwater. The effect of forest edge on the hydrology therefore seems limited. In this case, the reduction of evaporation by the sheltering effect of the forest on wind velocities might have a positive influence on the water balance in the bogs. With regards to the flow of inorganic carbon from the surrounding areas, no difference between different landuse type were found. Moreover, the expected leaching of nitrate out of forest soils in areas with high N-deposition was also not found, which might confirm the limited influence of surrounding landuse on the hydrology.



*Water levels in the Witteveen in June (left) and in August (right) 2018. The abundance of *Molinia caerulea* tussocks is indicative of fluctuating water levels (Aggenbach & Jalink, 1998). Picture was taken by employees of Altenburg & Wymenga.*

The latter could also be a consequence of nitrate reduction in the peat bog, which makes it unavailable to the vegetation. However, this might have serious consequences for the decomposition of the peat and the production of inorganic carbon (TIC) in the bog. At present, differences in TIC production between bogs surrounded by forest and open bogs are unclear. There are reasons to assume that TIC production is higher in the former in regions with high atmospheric deposition of nitrogen, as a consequence of decomposition of the peat under elevated leaching of nitrate from the surrounding forest. This reduction enhances the buffer capacity of the peat, which in turn stimulates the decomposition of the peat. This has not been measured however, but the high availability of TIC and the decreasing pH with increasing distance to the forest edge in the forest plots in Drenthe does seem to suggest this.

Forest edges seem to greatly reduce the direct input of nitrogen deposition in the bogs and subsequently the nutrient availability in the bogs. Whereas in regions with low nitrogen deposition no difference in N-availability between bogs with different surrounding landuse types were found, in regions with high nitrogen deposition, N-availability seems to depend on surrounding landuse. In the latter, bogs surrounded by forests seem to have a lower N-availability relative to open plots.

Decomposition was lower in the latter, which suggests the nitrogen originates from atmospheric deposition. This elevated nitrogen availability is reflected in the chemical composition of the vegetation. The open plots in Drenthe have higher N:P ratio's in the vegetation compared to the plots in the Ardennes, while in the bogs surrounded by forest in Drenthe, N:P ratio's were similar to those in the Ardennes. Despite lowering direct nitrogen deposition, forest edge do seem to enhance nutrient availability by litterfall, however this effect seems limited to the first 10 meters distance to the edge. Close to the edge, N:P ratio's were lower, which indicates an enhanced availability of phosphorus, possibly by input of pollen by the trees.

The negative consequences of fluctuating water levels and elevated N-availability on peat bog development are well known. With regards to the characteristic species of fauna, this might imply that species that depend on the presence of well developed peat bog vegetation, with hummock forming peatmosses, *Vaccinium oxycoccus*, and *Andromeda polifolia*, are currently restricted to bogs surrounded by forest in Drenthe. This seems to be the case for *B. aquilonaris* and *P. optilete*. For species that require large areas of well developed peat bog vegetation (like *A. ericeti*), this implies that there are presently not many suitable areas in Drenthe. This species was not found in this study. However, species that can occur in more degraded habitat, such as *C. tullia* and *F. picea*, can find suitable habitat in the open bogs in Drenthe. The former species occurs abundantly in open bogs in Drenthe and seems to expand its distribution. None the less, elevated N:P ratio's are a cause of concern for these species, since multiple studies have shown the negative effect of elevated N:P ratio's on invertebrates.

To summarize, management of forest edges around peat bogs will foremost depend on local management targets. Furthermore, local hydrology and regional level of nitrogen deposition are also important. Based on literature it might be expected that the results found here do not apply to areas with larger catchment areas and/or influence of deep groundwater. In those situations, forest edges might have a big impact on water levels by increased loss of water by evapotranspiration, and on the chemical composition of the water by leaching of nitrate. It is unclear however, if similar conditions were found in this study, which inhibits drawing strong conclusions with regards to similar areas. Moreover, the high availability of TIC in the Drentse forest plots might pose a reason for concern. In that context, the decision tree should be taken as preliminary. Further research into these processes is necessary. This study also underlines the importance of prior research into the size of catchment areas, the influence of deep groundwater, and the level of nitrogen deposition. These considerations are summarized in a decision tree for management on page 149. For the management of the well developed peat bogs surrounded by forests in Drenthe, large scale clearcutting is currently undesirable.

Leeswijzer

Het onderzoek dat voor u ligt bevat 8 hoofdstukken. Hier wordt het doel van de verschillende hoofdstukken in het kort toegelicht evenals de relaties hiertussen.

Hoofdstuk 1 dient om de context van dit onderzoek te schetsen aan de hand van achtergrondinformatie, probleemstellingen, doel en hypothesen. Tevens worden in dit hoofdstuk de onderzoeksvragen gesteld.

Hoofdstuk 2 betreft een internationale literatuurstudie met als doel bestaande kennis samen te vatten en kennislacunes te achterhalen. Binnen dit onderzoek worden 2 onderzoekslijnen gevolgd: allereerst het effect van boszones op de habitatkwaliteit van heideveentjes, en ten tweede hoe dit zich vertaalt naar de habitatgeschiktheid voor een tiental hoogveenspecialistische faunasoorten. Het literatuuronderzoek maakt onderscheid tussen deze twee lijnen, waarbij de resultaten van de laatstgenoemde lijn in hoofdstuk 3 verder worden uitgewerkt.

In de GIS studie (**hoofdstuk 3**) wordt dieper ingegaan op de habitatgeschiktheid van de veentjes voor de faunasoorten. In dit onderdeel worden de uit de literatuur afgeleide randvoorwaarden getest aan de situatie in het veld. Hiervoor wordt verspreidingsdata van de soorten gekoppeld aan kaarten en data in een GIS omgeving. Gebruikte data omvatten landgebruikskaarten, distributiedata van belangrijke vegetatiesoorten en -structuren, en distributiedata van nabijgelegen populaties van de soorten zelf.

In de volgende hoofdstukken wordt verder ingegaan op de randeffecten van boszones op de habitatkwaliteit van heideveentjes door middel van een veldstudie en hydrologische modelstudie. Vanwege de beperkte tijd en middelen is de veldstudie in 2 onderdelen opgesplitst: een regionale studie, en een lokale studie.

In de regionale studie (**hoofdstuk 4**) wordt dieper ingegaan op effecten van de verschillende typen omringend landgebruik, zoals open vegetatie, naald- en loofbos. In dit onderdeel ligt de focus op het analyseren van verschillen tussen de verschillende type landgebruik door middel van relatief grove metingen (proxies) in een groot aantal veentjes (42) verspreid over 3 regio's. Omdat de resultaten van de proxiemetingen van globale aard zijn en in veel locaties bepaald zijn, zijn de resultaten vrij breed toepasbaar. Vanwege dezelfde redenen vormen de resultaten echter slechts een benadering van daadwerkelijke metingen, waardoor ze kwantitatief minder betrouwbaar zijn.

Daarom zijn in de lokale studie (**hoofdstuk 5**) detailmetingen uitgevoerd in een gradiënt van de bosrand naar het centrum van de veentjes om de effecten te kwantificeren en in te schatten over welke afstand er nog effecten meetbaar zijn. Vanwege de meer arbeidsintensieve aard van deze metingen is dit in een beperkt aantal veentjes uitgevoerd (12) verspreid over 2 regio's. De twee regio's onderscheiden zich in mate van stikstofdepositie, om tevens de effecten hiervan in kaart te brengen.

Waar de resultaten van de proxiemetingen van globalere aard zijn en in grote mate betrekking hebben op kansrijkdom hebben de uitspraken op detailniveau betrekking op effecten op feitelijke situaties maar zijn deze in mindere mate veralgemeniseerbaar. Door de combinatie van deze twee benaderingen worden de effecten van een bosrand zowel kwantitatief bepaald als ook ingeschat in hoeverre deze effecten algemeen geldend zijn.

Tot slot zijn er in **hoofdstuk 6** voor 5 geselecteerde veentjes hydrologische modellen opgesteld om inzicht te krijgen in de effecten van boszones op grondwaterstroming naar de lagergelegen vennen en veentjes. Hiervoor zijn in 5 van de 6 veentjes in Drenthe ook metingen verricht voor de kalibratie van de hydrologische modellen.

De conclusies van deze 5 onderdelen zijn vervolgens geïntegreerd en bediscussieerd in **hoofdstuk 7**, waarna de uiteindelijke conclusies en aanbevelingen in **hoofdstuk 8** tot een beslissingsschema heeft geleid dat beheerders moet helpen bij het uitvoeren van beheersmaatregelen.

Tevens worden er in dit rapport resultaten gepresenteerd aan de hand van **NMDS ordinaties**. Een NMDS ordinatie is een (indirecte) gradiënt analyse gebaseerd op verschillen tussen verschillende punten (Bray-Curtis dissimilarity). In het geval van een NMDS ordinatie worden in plaats van actuele verschillen, verschillen op basis van rang gebruikt. Dit houdt in dat in plaats van dat punt 1 en 2 2.2 eenheden verschillen en punt 2 en 3 3.1 eenheden verschillen, punt 2 het minst verschilt van punt 1 terwijl punt 3 het op een na minst verschillende punt is. In de ordinatie is dit terug te zien doordat punt 1 dichterbij punt 2 ligt dan punt 3. Hoe dichterbij punten bij elkaar liggen, hoe vergelijkbaarder deze punten zijn, maar de afstanden hebben geen kwantitatieve betekenis. Waar bij andere vergelijkbare methoden de punten over meerdere assen verspreid kunnen zijn, zijn de NMDS ordinaties in deze studie beperkt tot 2 assen, wat de interpretatie vereenvoudigt. In een aantal plots zijn er daarnaast een aantal parameters indirect over de punten heen geplotted in de vorm van een pijl. De parameter neemt toe in de richting waarin de respectievelijke pijl wijst en de lengte van de pijl geeft de sterkte van de parameter weer.

1. Inleiding

1.1 Probleemstelling

De kleinere “wetlands” in het zandlandschap zijn overal in de Atlantische biogeografische regio van Europa sterk bedreigd en hun staat van instandhouding is in alle gevallen “onvoldoende” of “slecht” (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats/>). Ook in Nederland beslaan de habitattypen Zwak gebufferde vennen (H3130), Zure vennen (H3160) en Hoogveen-vennen of heideveentjes (H7110B) slechts een beperkte tot zeer beperkte oppervlakte (www.synbiosis.alterra.nl). Eén van deze habitats (H7110) is zelfs een prioritair habitat volgens de Habitatrichtlijn, niet alleen wegens de sterke afname ervan in oppervlakte maar ook omdat dit habitat van groot belang is voor een aantal zeer specifieke insectensoorten zoals o.a. de Veenbesparelmoervlinder, Veenbesblauwtje, Veenhooibeestje, Hoogveenglanslibel en mogelijk ook de Turfloopkever. Deels zijn dit ook via de Habitatrichtlijn beschermde soorten, daarnaast vertonen ook een groter aantal iets minder zeldzame en iets minder specifieke insectensoorten voorkeur voor deze habitats. Alle beschikbare data laten een duidelijke afname van deze soorten zien. Een beheer, gericht op het verbeteren van de kwaliteit van de resterende habitats is daarmee essentieel.

Een essentiële voorwaarde voor het voorkomen van de genoemde habitattypen zijn geschikte hydrologische omstandigheden en een lage nutriëntenbeschikbaarheid. Wat betreft het eerste aspect heeft recent onderzoek (Patberg et al., 2013) laten zien dat het voorkomen van bestaande hoogveentjes sterk gekoppeld is aan de toestroom van licht aangerijkt lokaal grondwater. Ook het opvullen van bestaande vennen met veenmossen en daarmee de ontwikkeling naar heideveentjes bleek sterk versneld te worden onder invloed van toestromend grondwater. Met betrekking tot nutriënten is het voortbestaan van de nog resterende habitats direct gekoppeld aan een lage belasting, met name van stikstof (Bobbink & Hetteling, 2011). Uitgaande van een geschikte hydrologie is het beheer van dergelijke ecotopen dan ook vooral gericht op het minimaliseren van het nutriëntenaanbod. Hier ligt echter een duidelijk dilemma. Een deel van de gebieden ligt in een open, nutriëntenarm landschap, meestal een heidelandschap, het andere deel is omsloten door bos.

Binnen het geschetste kader heeft bos een tweeledig effect op de omsloten open kleine kernen en kan zowel de habitatkwaliteit verbeteren als ook leiden tot minder goede omstandigheden.

- Depositie van atmosferische stikstof, voornamelijk ammonia, wordt in sterke mate bepaald door de ruwheid van het terrein (Heij & Schneider, 1991) en dit betekent dat in beboste en heterogene landschappen de depositie sneller afneemt met de afstand tot de bron dan in homogeen open landschappen zoals heidevelden. Dit zou betekenen dat een kleiner deel van de lokale stikstof uitstoot beschikbaar is voor depositie op door bos omsloten vennen en heideveentjes dan in open landschappen. In dit opzicht zouden boszones positief zijn voor verbetering van de habitatkwaliteit in vennen en veentjes;
- Door bossen omsloten open ruimtes, zgn. “gaps”, worden gekenmerkt door gemiddeld lagere windsnelheid, hogere luchtvochtigheid, lagere temperatuur en minder fluctuaties in deze parameters dan in open landschappen (Campbell et al. 1998). Hiermee ontstaat een meer continentaal en beschut microklimaat in de omsloten open kern. Tegelijkertijd is dit effect afhankelijk van de grootte van de omsloten kern (Gray et al., 2002; Abd Zatif & Blackburn, 2010; He et al., 2012) en wordt minder naarmate de open kern groter is. In dit

opzicht zouden boszones een positief effect hebben op de habitatkwaliteit, met name in de kleinere vennen en veentjes;

- Door de grotere verdamping in bossen neemt het neerslagoverschot en daarmee de infiltratie af. Dit leidt tot een vermindering van de hoeveelheid afstromend grondwater en een afname van lokale kwel naar de lagergelegen vennetjes en veentjes. Hiermee worden allerlei zuurvormende processen minder gebufferd, en is er minder anorganische koolstof beschikbaar voor groei van veenmossen. De verzuringsgevoeligheid van de kern neemt toe en veengroei neemt af en daarmee de toename van geschikt habitat. In dit opzicht zouden boszones negatief zijn voor verbetering van habitatkwaliteit in vennen en veentjes;
- Bossen en boomsingels kunnen via bladinvall zorgen voor een toename aan stikstof in de rand van de omsloten vennen en veentjes. Tegelijkertijd kan de toename aan atmosferische turbulentie langs de rand ook zorgen voor versterkte stikstofdepositie en daarmee de effecten van afvang van stikstof door boszones lokaal tot op zekere hoogte tenietdoen (Draaiers 1993). Aannemelijk is dat ook dit randeffect afhankelijk is van de grootte van de omsloten kern (Gray et al., 2002; Abd Zatif & Blackburn, 2010) en minder wordt naarmate de open kern groter is. In dit opzicht zouden boszones een negatief effect hebben op de habitatkwaliteit van met name kleinere vennen en veentjes.

De effecten van bovengenoemde processen verschillen waarschijnlijk van plaats tot plaats en lijken afhankelijk te zijn van (1) het type ecotoop in de omsloten open kern, (2) de ruimtelijke verhouding tussen rand en kern en (3) het depositieniveau van stikstof.

1.2 Omschrijving habitattypen en kenmerkende fauna

Dit onderzoek focust op het beheer en herstel van het habitatype H7110B Actieve hoogvenen en in mindere mate op H3160 zure vennen. Beide habitattypen hebben gemeen dat ze voorkomen als heidevennen in de randzone van hoogveengebieden en onderscheiden zich met name in mate van ontwikkeling. Het habitatype Zure vennen omvat zowel natuurlijke poelen en meren met zuur water en veenmodder op de bodem, maar komt in Nederland enkel voor als door regenwater gevoede heidevennen en vennen in de randzone van hoogveengebieden. Het betreft in Nederland dus met name een eerder successiestadium van heideveentjes en verschilt met deze laatste met name in mate van verlanding.

Actieve hoogvenen of ook wel heideveentjes genoemd, komen voor als hoogveenkernen in verlande vennen en als hellinghoogveen. De eerste stadia van verlande vennen, bestaande uit drijvende of ondergedoken veenmospakketten (behorende tot de Associaties van Waterveenmos en de Associatie van veenmos en Witte snavelbies) worden nog tot de zure vennen gerekend. Bij voortgaande successie kunnen hoogveenvegetaties ontstaan die behoren tot de Associatie van Gewone dophei en veenmos, die samen met de Associatie van veenmos en Witte snavelbies gerekend worden tot actief hoogveen (H7110B). Hier zal dit onderzoek zich met name op focussen.

Heideveentjes worden gekenmerkt door de aanwezigheid van een zogenaamde acrotelm. Deze acrotelm is opgebouwd uit een 0,1-0,5 m dikke laag levend en weinig vergaan afgestorven veenmos die door opname of afgifte van water kan zwellen of krimpen. Dit zorgt ervoor dat het oppervlak van het levende veenmos met het waterniveau mee beweegt, waardoor het grondwaterstandsverloop binnen de veentjes gereguleerd wordt en deze stabiel blijft. Als het veen zwelt dan neemt de doorlatendheid toe en daarmee tevens de zijdelingse afstroom, als het veen krimpt dan gebeurt het tegenovergestelde. Daarnaast bestaat het oppervlak van goed ontwikkelde hoogveentjes uit een kleinschalig patroon van bulten en netvormig verbonden poelen en slenken. In het geval dat de waterstand sterk toeneemt, wordt het overschot oppervlakkig afgevoerd middels deze slenken. Deze mechanismen zorgen voor een stabiele waterstand ten opzichte van het veenoppervlak. De aanwezigheid van bultvormende veenmossen, met als gevolg een goed werkende acrotelm is daarom essentieel bij de ontwikkeling van een actief hoogveen (Money & Wheeler, 1999; Smolders et al., 2003; Money et al., 2009).

Deze acrotelm met veenmossen is tevens het habitat van veel van de kenmerkende fauna van het habitatype. Zo overwinteren veel rupsen van de veenvlinders in het veenmos die door het meebewegen met het waterniveau, voor een stabiel microklimaat zorgen en de kans op verdrinking bij eventuele stijgingen van de waterstanden verkleint. Andere soorten gebruiken het weer om te foerageren.

1.3 Problematiek habitatype

Zoals hierboven besproken is het voorkomen van een goed functionerende acrotelm essentieel voor een hoogveen. Veel factoren beïnvloeden het herstel van deze acrotelm die met name uit bultvormende veenmossen bestaat (Money et al., 2009). Het gebrek aan kolonisatie en groei van deze soorten is vaak toegeschreven aan eutrofiëring door hoge niveaus van atmosferische stikstofdepositie (Twenhöven, 1992; Money & Wheeler, 1999; Lamers et al., 2000), maar ook de afname van grondwateraanvoer en subsekwente afname van nutriënten en CO₂ aanvoer is vaak genoemd als oorzaak (Tomassen et al., 2004; Patberg et al., 2013).

1.3.1 Eutrofiëring

Een typische eigenschap van ombrotrofisch hoogveen is dat externe aanvoer van stikstof, fosfor en andere elementen die noodzakelijk zijn voor het biogeochemische functioneren (Bridgham et al., 1998; Bubier et al., 2007;) en vegetatiesamenstelling (Baker & Boatman, 1990; Fritz et al., 2012; Gotelli et al., 2008), bijna enkel plaatsvindt door middel van atmosferische depositie (Damman, 1990; Kellogg & Bridgham, 2003; Malmer, 1988). Deze deposities zijn van nature erg laag (Tipping et al., 2014; Turunen et al., 2004), wat suggereert dat de beschikbaarheid van nutriënten limiterend is voor de primaire productie in hoogveen (Schlesinger & Bernhardt, 2013). Dit is ook experimenteel aangetoond (Aerts et al., 1992; Aerts et al., 2001; Olid et al., 2014).

Dit maakt het habitatype zeer gevoelig voor eutrofiëring. Met name de acrotelm is gevoelig voor vermessing. Onder natuurlijke omstandigheden (lage input van stikstof) blijft de beschikbaarheid van stikstof laag door de efficiënte opname van stikstof door het veenmos (Tomassen et al., 2003a). Bij een toename van de input van stikstof raakt het veenmos verzadigd (Lamers et al., 2000) en komt overtollig stikstof beschikbaar voor vaatplanten, zoals Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en berken (Tomassen et al., 2003a; Limpens et al., 2003a). Deze soorten reageren daarop door meer biomassa aan te maken, waardoor er minder licht beschikbaar is voor het veenmos. Veenmos reageert goed op een lichte mate van beschaduwing, maar neemt sterk af bij een te sterke beschaduwing (Limpens & Berendse, 2004). Afname van het veenmos leidt tot een lagere stikstofopname door het veenmos, wat het negatieve proces verder versterkt. Ook het strooisel van de vaatplanten breekt makkelijker af dan dat van veenmos, waardoor de hierin vastgelegde stikstof weer sneller beschikbaar komt (Limpens & Berendse, 2003a).

Naast verhoogde competitie voor licht kan een verhoogde aanvoer van stikstof via het grondwater zorgen voor de oxidatie van gereduceerde zwavelverbinding, waardoor het grondwater verrijkt wordt met sulfaat. De toestroom van sulfaatrijk grondwater is schadelijk voor de veentjes doordat er dan geen of minder methaangas geproduceerd wordt (Smolders et al., 2002; Tomassen et al., 2003b), wat voor het drijfvermogen van de acrotelm zorgt (Tomassen et al., 2003b).

Daarnaast is veenmos ook direct gevoelig voor stikstof. Te hoge weefselconcentratie van stikstof (>24,5 mg N/g) kan resulteren in afnemende groei (Fritz et al., 2012; Granath et al., 2012; 2009b; Jirousek et al., 2011; Lamers et al., 2000; Limpens & Berendse, 2003b; Limpens et al., 2011; Tomassen et al., 2003a). Dit effect zou echter teniet worden gedaan wanneer P en K in voldoende mate aanwezig zijn om een optimale stoichiometrische ratio te verkrijgen (Arróniz-Crespo et al., 2008; Granath et al., 2009a, 2012). Deze geprefereerde stoichiometrie gaat waarschijnlijk de negatieve fysiologische effecten van een te hoge N beschikbaarheid tegen (Bragazza et al., 2004; Limpens et al., 2004; Limpens et al., 2011; Limpens & Heijmans, 2008). Echter is dit effect tijdelijk wanneer de metabolische druk van een hoge stikstof beschikbaarheid niet verlicht kan worden door extra biomassa productie (Fritz et al., 2012). Daarnaast faciliteert het ook de groei van andere, meer competitieve planten- en veenmossoorten (Limpens et al., 2003b; Twenhöven, 1992), waardoor het op de lange termijn alsnog kan leiden tot een afname van veenmossoorten. De beschikbaarheid van nutriënten in natuurlijk hoogveen wordt volgens de meeste auteurs bepaald door een opwaartse translocatie van nutriënten door opname van de plantenwortels die

door veenafbraak op grotere diepte beschikbaar komen (Damman, 1978; Malmer, 1988; Vile et al., 2014). Deze veenafbraak varieert met de duratie van de tijd waarin het veen in de zuurstofrijke acrotelm verbleef (Malmer & Wallén, 2004) waardoor variaties over een diepte gradiënt mogelijk geweten kunnen worden aan klimaatverandering (Barber et al., 1994) en drainage van het veen (Blackford & Chambers, 1991) in het verleden. Daarnaast is de mate van decompositie afhankelijk van het waterniveau in het veen (Aaby & Tauber, 1975; Tomassen et al. 2003b; Van Duinen et al. 2006a).

Naast deze opwaartse translocatie van nutriënten, kan een verhoogde atmosferische depositie van nutriënten ook bijdragen aan de beschikbaarheid hiervan in het veen. Gorham & Janssens (2005) zagen een afname van P en N met een toenemende afstand tot het gecultiveerde deel van de Verenigde Staten en wijten dit aan transport van nutriënten als een component van stof dat met de wind getransporteerd wordt. Een studie in Panama (Cheesman et al., 2012) laat zien dat de beschikbaarheid van P afneemt over een gradiënt vanaf een bosrand het veen in, wat consistent is met een afnemende laterale voeding (Tipping et al., 2014) met afstand tot omringende bossen. Een Engelse studie vindt ook een jaarlijkse toename van P van 0,018 gP/ha/jaar in hoogveen en wijt dit met name aan het inwaaien van stofpartikels en biologische debris vanuit nabijgelegen landbouwgebieden (Schillereff et al., 2016).

Voor stikstof ligt het wat gecompliceerder (Schillereff et al., 2016). Meerdere studies vonden een relatie tussen N-depositie en de stikstofgehalten van veenmossen (Malmer, 1988; Bragazza et al., 2004; Jirousek et al., 2011; Lamers et al., 2000; Limpens et al., 2011). Echter een rechtlijnige toename van N met een toename in depositie hoeft niet per se het geval te zijn. DeLuca et al. (2008) suggereren dat N-depositie eerder als vervanger van N-fixatie optreedt dan als additionele factor. Een andere, grootschalige studie in het Verenigd Koninkrijk vindt een zeer zwakke relatie tussen N-beschikbaarheid in het veen en atmosferische N-depositie ($r^2=0,03$) (Toberman et al., 2015). De resultaten van die studie suggereren dat de beschikbaarheid van N in het veen met name verklaard wordt door de jaarlijkse neerslag ($r^2=0,14$) en het fosforgehalte in het veen ($r^2=0,23$) (Toberman et al., 2015). Ook data van andere studies sluiten hier goed bij aan (Schillereff et al., 2016; Wang et al., 2014; 2015). Zij interpreteren de relatie van P en N als indicatief van de belangrijke rol van P in het N-fixatie proces. Hoge stikstof fixatie snelheden zijn inderdaad gerapporteerd voor ombrotrofisch hoogveen (Martin & Holding, 1978; Hemond 1983; Vile et al., 2014).

Naast consequenties voor de flora hebben kenmerkende insectensoorten ook sterk te leiden onder eutrofiëring. Naast het verdwijnen van een goed werkende acrotelm en daarmee een belangrijk leefgebied voor de larven van vele insectensoorten (Weeda et al., 1988; Van Swaay & Wallis de Vries, 2001), werkt eutrofiëring ook via andere factoren negatief door. Een hogere productiviteit van de vegetatie leidt tot hardere groei van vaatplanten die het veenoppervlak beschaduen waardoor een koeler en vochtiger microklimaat ontstaat (Van Duinen et al., 2008). Met name de rupsen van vlinders lijken zeer gevoelig voor veranderingen in microklimaat (Weiss et al., 1991; Calvert et al., 1992; Turlure et al., 2010b). Vergrassing door een verhoogd stikstofaanbod kan leiden tot een afname van de heterogeniteit van de vegetatie, wat voor veel libellensoorten van belang is (Ketelaar, 2002). Tevens nemen belangrijke voedsel- en waardplanten bij een hogere productiviteit af, en ook de kwaliteit van de voedselplanten verandert. De veranderingen in vegetatiedichtheid, microklimaat en/of kwaliteit van het plantaardig materiaal hebben waarschijnlijk geleid tot de afname dan wel het verdwijnen van karakteristieke soorten, zoals Veenhooibeestje, Veenbesparelmoervlinder en Veenbesblauwtje (Van Swaay & Wallis de Vries 2001; Van Duinen et al. 2006b; 2011).

Een bijkomend negatief effect van een verhoogde stikstofbeschikbaarheid, is verzuring. Verzuring kan plaatsvinden door nitrificatie van extra ammonium dat door stikstofdepositie beschikbaar komt. Wanneer de pH te laag wordt, verdwijnen zuur-intolerante soorten (Arts et al. 1990). Dit kan

voor een deel worden tegengegaan door de aanvoer van gebufferd grondwater. Ook andere onderzoekers suggereren dat de ontwikkeling van een goed ontwikkeld hoogveen veel minder afhankelijk is van lage stikstofdepositie als andere omstandigheden, zoals waterstand en beschikbaarheid van CO₂, optimaal zijn (Tomassen et al., 2004; Patberg et al., 2013).

1.3.2 Verdroging

Zoals eerder genoemd is het voorkomen van bultvormende veenmossen essentieel voor een goed werkende acrotelm waardoor hoogveenvorming plaats kan vinden (Money & Wheeler, 1999; Smolders et al., 2003; Money et al., 2009). Aangezien deze veenmossoorten natte omstandigheden nodig hebben om te gedijen, is een stabiele hoge waterstand vereist. Daarmee vormt ontwatering in de omgeving wat resulteert in een afname van het grondwaterpeil onder heideveentjes en onderbreking of vermindering van de toevoer van grondwater uit de nabije omgeving een groot probleem. Deze afname van wateraanvoer leidt tot een geringere dikte van het veenpakket en een sterkere mate van humificatie van het veen, wat op hun beurt weer leidt tot een sterke fluctuatie van de waterstand in het veen en in vochtvoorziening voor het veenmos. Deze afname van de stabiliteit heeft als gevolg dat de soortensamenstelling van de fauna in het veen verandert en kan zelfs leiden tot het verdwijnen van kenmerkende faunasoorten (Schikora, 2002; Van Duinen et al., 2008).

Verdroging zorgt ook voor een toename van de afbraak- en mineralisatiesnelheid van het veen (Tomassen et al. 2003b; Van Duinen et al. 2006a). Naast de hierboven besproken problematiek van een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten, kan dit ook leiden tot een verdere verlaging van de waterstand door interceptie van regenwater door ongewenste soorten en een hogere verdamping door een verhoogde berkendichtheid (Limpens, 2011).

1.3.3 Aanvoer van anorganisch koolstof

Echter is verdroging niet het enige probleem. In veel herstelprojecten waarbij waterstanden verhoogd zijn, is de groei van acrotelm vormende veenmossen achter gebleven. Dit probleem wordt toegeschreven aan een gebrek aan licht en CO₂ (Money & Wheeler, 1999; Smolders et al., 2001; Tomassen et al., 2010). Vooral de initiële fase van herstel van hoogveentjes kan afhankelijk zijn van de beschikbaarheid van CO₂-rijk of gebufferd grondwater (Verschoor et al., 2003; Tomassen et al., 2003b; 2011). Veenmossen zijn obligate CO₂ gebruikers (Bain & Proctor, 1980) en zijn daarom gelimiteerd door de aanvoer van CO₂ door middel van diffusie. Onder zeer natte omstandigheden zijn de mossen omgeven door water, waarin de diffusie van CO₂ erg laag is, wat resulteert in een afname van de fotosynthese (Silvola, 1990; Williams & Flanagan, 1996). Hoge fotosynthese kan dus alleen plaatsvinden in water met voldoende CO₂ (Silvola, 1990; Paffen & Roelofs, 1991; Jauhiainen & Silvola, 1999; Smolders et al., 2003). In goed ontwikkelde veentjes wordt veel CO₂ geproduceerd door de anoxische afbraak van het veen (Bridgham & Richardson, 1992; Smolders et al., 2001; Waddington et al., 2001; Glatzel et al., 2004). Echter door het afgraven van het veen, is er in de meeste Nederlandse heideveentjes weinig organisch materiaal overgebleven. Hierdoor is de hoeveelheid CO₂ die vrijkomt tijdens de afbraak sterk afgenomen of in sommige gevallen volledig weggefallen. Het restant van het veen dat achter is gebleven zorgt slechts voor een kleine CO₂- en methaanproductie (Bridgham & Richardson, 1992; Waddington et al., 2001; Glatzel et al., 2004; Tomassen et al., 2010).

Verlaging van het grondwaterpeil en onderbreking of vermindering van wateraanvoer en/of kwelstromen kan ook negatieve gevolgen hebben voor de productie van CO₂. De aanvoer van gebufferd grondwater leidt tot een verhoging van de pH of van het aandeel basen wat op zijn beurt weer leidt tot een lichte stimulatie van de veenaafbraak met productie van CO₂ als gevolg (Lamers et al., 1999). De verhoogde beschikbaarheid van CO₂ zorgt naast een verbeterde groei van veenmossen ook voor accumulatie van organisch stof dat de CO₂ productie via afbraak verder stimuleert. De accumulatie van organisch stof zorgt tevens voor een lagere waterdiepte waardoor de lichtbeschikbaarheid voor de mossen toeneemt (Patberg et al., 2013). De aanvoer van gebufferd grondwater heeft ook effect op de voorkomende fauna. Waar verdroging leidt tot het

verminderen of wegvallen van de invloed van gebufferd grondwater, heeft dit directe gevolgen voor veel libellen- en juffersoorten die afhankelijk zijn van terreincondities die bepaald worden door het gebufferde grondwater, zoals onder andere de hoogveenglanslibel (Van Kleef, 2010; Van Duinen et al., 2011).

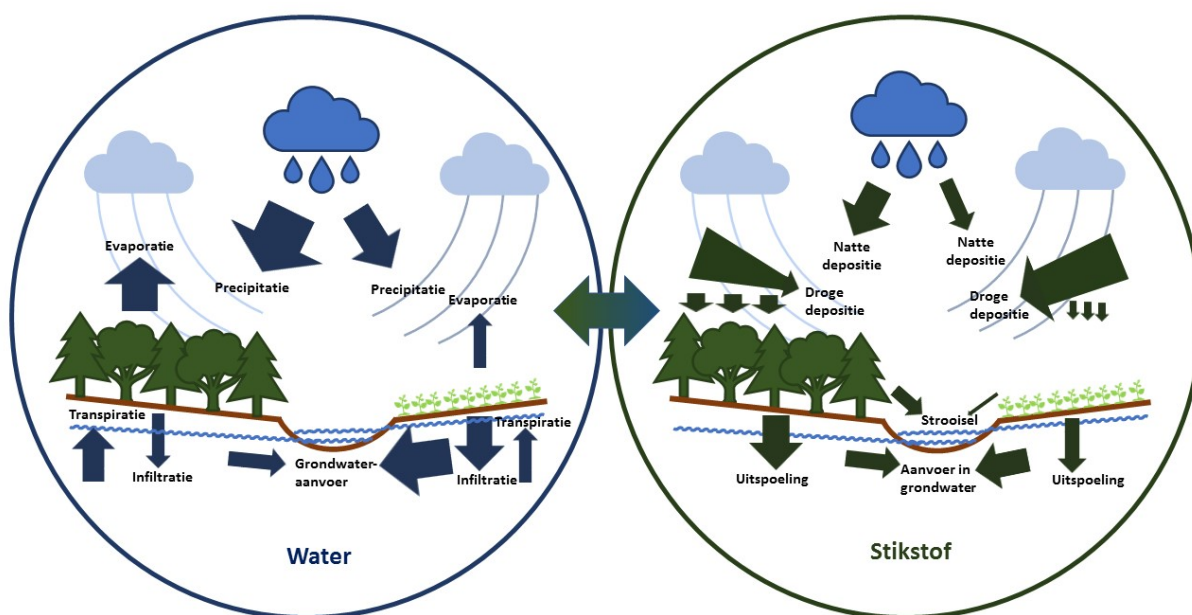
1.3.4 Microklimaat

Naast eutrofiëring en grondwateraanvoer kunnen ook fysieke omstandigheden een rol spelen in de ontwikkeling van heideveentjes. Golven en wind kunnen de groei van veenmossen negatief beïnvloeden (Money et al., 2009), en ook Aggenbach & Jalink (1998) vonden dat veenontwikkeling sneller verloopt in een beschutte omgeving. Krebs et al., (2016) vinden de hoogste productiviteit van veenmos onder condities waar er jaarrond groei mogelijk is dat gefaciliteerd wordt door veel en frequente neerslag in combinatie met hoge temperaturen. Nijp (2015) vindt dat groei juist tegengegaan wordt tijdens perioden van neerslag vanwege de gereduceerde lichtbeschikbaarheid. Zij voorspellen dan ook dat minder frequente maar hevigere regenbuien zoals te verwachten valt onder de huidige voorspelling van klimaatveranderingen eerder een negatieve invloed op veenmossen zal hebben (Nijp, 2015). Clymo (1973) toont aan dat de capitula van veenmossen erg gevoelig zijn voor uitdroging, een voldoende hoge luchtvochtigheid kan dus ook van belang zijn. Ook veel van de kenmerkende faunasoorten zijn gevoelig voor fysieke omstandigheden, met name imago's van vlinders lijken zeer gevoelig voor veranderingen in luchttemperatuur en licht (Douwes 1976; Rawlins, 1980; Casey 1981).

2 Literatuurstudie

2.1 Inleiding

Eutrofiëring en verdroging zijn niet de enige problemen voor de habitatsgeschiktheid van heideveentjes voor de kenmerkende fauna, echter lijken veruit de meeste problemen hier wel naar terug te voeren te zijn. In deze studie is het zaak om de effecten van boszones op deze 2 parameters te bepalen en hiermee de kwaliteit van het habitat voor de kenmerkende faunasoorten te bepalen (figuur 2-1). Naast indirecte effecten van boszones op de kenmerkende fauna via eutrofiëring en grondwateraanvoer, hebben boszones ook directe effecten op de leefomstandigheden voor de kenmerkende fauna. Het is bekend dat boszones een zogenaamde “randeffect” hebben op het microklimaat in naastgelegen habitat, die zowel effect heeft op planten- en dierengemeenschappen (Young & Mitchel, 1994; Renhorn et al., 1997; Grimbacher et al., 2006). Met name randen met een abrupte verandering in vegetatie hebben vaak unieke microklimaten (Murcia, 1995). Daarom zullen ook de fysische aspecten van boszones bepaald worden zoals effecten van beschutting, (afname wind, stabielere temperaturen) en beschaduwing (afname licht en temperatuur) op het microklimaat.



Figuur 2-1: Een schematische representatie van de vele stromen waarop water (links) en stikstof (rechts) het veen kunnen bereiken en hoe deze stromen mogelijk beïnvloed worden door het omringend landgebruik.

Figure 2-1: A schematic representation of the many pathways in which water and nitrogen can enter the peat bog and how forests affect these pathways.

De vele onderlinge relaties maken deze vennen complexe ecosystemen. Om deze reden worden de effecten van boszones per parameter in dit hoofdstuk onafhankelijk van elkaar besproken aan de hand van wat er reeds bekend is in de literatuur.

2.2 Effect van boszones op de hydrologie

In hoogveen is de belangrijkste bron van water neerslag en oppervlakkige afstroming van neerslag uit nabijgelegen gebieden. Deze bepalen de waterstand in veentjes. In mindere mate speelt ook de aanvoer van grondwater hierin een rol. De hoeveelheid water die vanuit nabijgelegen gebieden toestroomt is onder andere afhankelijk van de hoeveelheid water die de bodem bereikt (doorval) en de mate van infiltratie hiervan in de bodem. Onder vergelijkbare fysische omstandigheden van de bodem en klimatologische omstandigheden kunnen boszones een negatief effect hebben op grondwaterstromen in vergelijking tot gebieden met een lage vegetatie. Dit is te wijten aan een hogere evapotranspiratie in bossen die uit 2 mechanismen bestaat:

1. Regenwater wordt voor een groot deel opgevangen door de bladeren, waarvan een deel verdampt zonder ooit de bodem te bereiken (interceptie). De hoeveelheid water die uiteindelijk de bodem bereikt en kan infiltreren is dus lager (neerslagoverschot).
2. Bomen nemen meer water op uit de bodem (en van een grotere diepte) dan lage vegetatie (transpiratie), waardoor er minder water naar de verzadigde zone kan zakken (grondwateraanvulling).

Hoeveel regenwater de bodem bereikt is sterk afhankelijk van de hoeveelheid neerslag die onderschept wordt door de vegetatie. Bomen onderscheppen door hun grotere contactoppervlak meer water dan kale vegetaties. Echter het merendeel van dit water verdampt voordat het ooit de bodem bereikt heeft. Evaporatie van onderschept regenwater ligt rond 40% voor naaldbossen (Calder & Newson, 1979; Kleijn et al., 1989) en 20% voor loofbossen (Leyton et al., 1967; Tietema & Verstraten, 1988). Andere studies bevestigen dit beeld (Tabel 2-1). Stuyfzand (1993) meet waarden voor verdamping van 28% voor eikenbossen en 44% voor dennenbossen. Ook een samenvatting door Augusto et al. (2002) laat zien dat naaldbomen jaarlijks 35-41% afvangen terwijl loofbomen jaarlijks slechts 17-27% afvangen. Met name in loofbossen met *Betula sp.* is de verdamping laag (17%), terwijl het in naaldbossen met Douglassparren het hoogst is (41%).

Table VIII. Bulk precipitation interception by tree species (%).

Reference	Tree species								
	<i>Abies alba</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus robur</i>
Mean	36	17	27	22	35	40	41	23	24
Standard Error	2	4	2	1	2	5	5	3	2
<i>n</i>	2	4	3	30	25	7	4	4	5

Data from: [3; 2 stands]; [4; 2 stands]; [17; 4 stands]; [18; 2 stands]; [27; 6 stands]; [29; 6 stands]; [in: 31; 3 stands]; [Dambrine, pers. com.; 2 stands]; [71; 4 stands]; [in: 71; 2 stands]; [115; 2 stands]; [123; 2 stands]; [136; 2 stands]; [in: 139; 19 stands]; [140; 9 stands]; [178; 2 stands]; [179; 2 stands]; [188; 2 stands]; [189; 3 stands]; [206; 6 stands]; [217; 2 stands].

Tabel 2-1: Tabel die de interceptie van verschillende boomsoorten weergeeft. Tabel afkomstig uit Augusto et al. (2002).

Table 2-1: Table showing the interception of precipitation by different tree species. Table derived from Augusto et al. (2002).

De onderschepping in korte vegetaties ligt over het algemeen lager dan in bossen variërend van 0% in kale bodems, maar kan in struikvegetaties (duingebieden) oplopen tot 20% (Stuyfzand, 1993). Graslanden en heiden zullen hier waarschijnlijk tussenin liggen. Door deze hogere onderschepping is het neerslagoverschot onder bossen vaak lager dan onder korte vegetaties. De Vries (1993) geeft gemiddelde waarden van neerslagoverschot onder naald- en loofbossen van 150 en 300 mm/jaar respectievelijk, tegenover 400 mm/jaar in heide, uitgaande van een gemiddelde jaarlijkse neerslag van 775 mm (30-jarig gemiddelde in Nederland). Stuyfzand (1993) geeft geen waarde voor onderschepping in heide, maar het neerslagoverschot in heide bedraagt in die studie

369 mm/jaar, wat goed overeenkomt met de modelmatig berekening van het neerslagoverschot door De Visser & De Vries (1989) (De Vries, 1993).

Daarentegen is de verdamping van de bodem dan weer hoger in gebieden met een korte vegetatie, maar het uiteindelijke percentage neerslagoverschot dat kan infiltreren is met name in dennenbossen zeer laag (17%), terwijl dat voor eikenbossen en struikvegetaties relatief gelijkaardig is (37% en 45% respectievelijk). Op kale bodem is dit echter veel hoger (76%), terwijl dat op open water verreweg het laagst is (6%) (Stuyfzand, 1993). Dit betekent dat verdamping van open water een serieuze bijdrage levert aan de waterbalans.

Een Engelse studie toont aan dat infiltratie in bosbodems veel effectiever is dan in de bodems van graslanden (McCulloch & Robinson, 1993). Doordat bosbodems een hogere retentie van water hebben door een hogere organische stoflaag, waardoor minder water uitspoelt naar het oppervlaktewater. Dit zou suggereren dat meer water infiltreert naar het grondwater. Echter, door dieper reikende wortels gecombineerd met een grotere consumptie aan water, wordt dit effect tenietgedaan en neemt de hoeveelheid grondwater juist af (McCulloch & Robinson, 1993).

Meerdere studies vonden dat bomen een aanzienlijke hoeveelheid water opnemen uit de bodem (Roberts, 1983; Harding et al., 1992; Thompson et al., 1981; Stuyfzand, 1993; Calder et al., 1992). Roberts (1983) vonden een gemiddelde transpiratie van 320 mm/jaar door alle boomsoorten. Studies in het Verenigd Koninkrijk en Ierland geven vergelijkbare waarden voor transpiratie in loofbossen als de Nederlandse studies, variërend van 327-372 mm/jaar (Harding et al., 1992). Stuyfzand (1993) meet lagere waarden voor transpiratie van 170 mm/jaar voor zowel loof- als naaldbossen, wat nog wel hoger is dan van bodems met struiken (139 mm/jaar). Opvallend is dat de jaarlijkse transpiratie nauwelijks lijkt te verschillen tussen naald- en loofbossen.

Het gecombineerde effect van bodemverdamping en transpiratie (evapotranspiratie) bepaalt uiteindelijk de hoeveelheid grondwateraanvulling (*Tabel 2-2*). Evapotranspiratie ligt voor bossen rond de 700 mm/jaar, Stuyfzand (1993) vindt waarden variërend van 500 mm/jaar in loofbossen tot 750 mm/jaar in dennenbossen. In graslanden en heide is dit lager (430 en 451 mm/jaar respectievelijk) (Thompson et al., 1981; Stuyfzand, 1993), hoewel het verschil met loofbossen niet heel groot is. Ook een Belgische studie laat zien dat de jaarlijkse waterflux hoger is in graslanden en heiden (936 mm/jaar en 914 mm/jaar resp.) ten opzichte van loof- en naaldbossen (806 mm/jaar en 692-767 mm/jaar resp.) (De Schrijver et al., 2007). Deze lagere waterflux leidt tot een afname in vochtigheid van de bodem, wat een afname van de proportie bodemwater in de onverzadigde zone die naar het grondwater stroomt tot gevolg heeft. De grondwateraanvulling kan tot 44% lager zijn in bossen dan in grasland (Cooper, 1980). Onder zeer droge omstandigheden kan er zelfs sprake zijn van een negatieve aanvulling, waarbij door capillaire processen, grondwater omhoog reikt tot in de zone waar het opgenomen wordt door de boomwortels (Hall et al., 1996). Door deze lage grondwateraanvulling is de retentietijd van water in de onverzadigde zone van bossen significant hoger dan die in heide, en kan oplopen tot 20 jaar (Moss & Edmunds, 1992). Het kan dus lang duren voordat bovengrondse veranderingen gereflecteerd worden in de kwaliteit van het grondwater (Hall et al., 1996).

Toch zijn er een aantal studies die de gevonden verschillen in hoeveelheden grondwateraanvulling tussen de verschillende vegetatietypen sterk reduceren. Een studie uit Wales laat zien dat uitspoeling onder heiden 85-89 % van de totale neerslag bedraagt tegenover 76-78% uit naaldbossen (Reynolds et al., 1989). Spiel (2011) noemt een grondwateraanvulling van 0,82 en 0,96 mm/dag voor struikheide- en dopheidevegetaties respectievelijk, tegenover een grondwateraanvulling van 0,87 mm/dag in dennenbossen. Ook een Alterra rapport lijkt te suggereren dat het neerslagoverschot onder graslanden lager is dan onder bossen (Elbers et al., 2009). Dit suggereert dat er weinig verschillen bestaan tussen bossen en heidevegetaties. Tevens worden verschillen tussen loof- en naaldbossen niet altijd gevonden (Van der Salm, 2004;

Verstraeten et al., 2005). Volgens de laatste is de grondwateraanvulling zelfs hoger onder dennenbossen dan onder loofbossen.

Ook andere studies benadrukken dat meer bos niet automatisch betekent dat er meer water verloren gaat. De vochtigheid van de bodem lijkt hierbij een grote rol te spelen, welke op zijn beurt beïnvloed wordt door het weer, type bodem, nabijheid van open water, wind, hellingsgraad, worteldiepte, wortelmassa, richting en snelheden van grondwaterstromen (Bladon et al., 2006; Moore & Heilman, 2011). Desalniettemin lijkt de transpiratie door bomen juist toe te nemen aan een bosrand (Herbst et al., 2007).

Studie	Vegetatie	Evapotranspiratie (%)	Grondwateraanvulling (%)
<i>Runhaar et al., 2000 – Nederland</i>	Naaldbos	75-81	19-25
	Loofbos	69	31
	Heide	50	50
	Schraal grasland	63	38
	Kaal duinzand	25	75
<i>Stuyfzand, 1993 – Nederland</i>	Naaldbos	83	17
	Eikenbos	63	37
	Heide	55	45
	Kaal duinzand	24	76
	Open water	94	6
<i>Verstraeten et al., 2005 – Vlaanderen</i>	Grove den	40-48	52-60
	Eikenbos	64	36
	Eiken/berkenbos	55	45
	Berkenbos	59	41
	<i>Pinus sp.</i>	81	12
<i>Van der Salm et al., 2004</i>	<i>Picea sp.</i>	73	21
	Eikenbos	86	17
	Beukenbos	78	15
	Naaldbos	-	19
	Loofbos	-	39
<i>De Vries, 1993 – Nederland</i>	Heide	-	52
	Grove den	27-30	19-22
	Zwarte den	35-36	11-16
<i>De Schrijver et al., 2007 – Vlaanderen</i>	Eikenbos	24	25
	Eiken/berkenbos	19-30	18-20
	Heide	11-14	37-41
	Grasland	13-16	29-48
	Naaldbos	-	76-78
<i>Reynolds et al., 1989 – Wales</i>	Grasland	-	85-89
	Grove den	60	39
<i>Elbers et al., 2009 – Nederland</i>	Wilg	65	35
	Lariks	65	35
	Populier	72	28
	Gemengd bos	61	39
	Grasland	73-81	19-27
<i>Sleutel et al., 2009 – Vlaanderen</i>	Berkenbos	-	23
	Zwarte den	-	27

Tabel 2-2: Evapotranspiratie en grondwateraanvulling voor verschillende habitattypen zoals gevonden in de literatuur.

Table 2-2: Evapotranspiration and groundwater recharge under different habitattypes derived from literature.

Samenvattend lijken bossen in de meeste studies een lagere grondwateraanvulling te hebben dan korte vegetaties. Een groot deel van de neerslag verdampt alvorens het de bodem bereikt, wat ervoor zorgt dat er netto meer regen de bodem bereikt in gebieden met een korte vegetatie. Er is dus effectief minder water om af te stromen naar lagergelegen delen. Dit effect wordt verder vergroot door de hogere retentie van vocht in de bodem van bossen door een hoger organisch stofgehalte, waardoor er minder water oppervlakkig afspoelt. Tevens zorgt een hogere transpiratie door meer en dieper-reikende wortels ervoor dat er ook minder water uitspoelt naar het grondwater. Deze combinatie van factoren zorgt ervoor dat er netto minder water afspoelt uit bosbodems naar lagergelegen delen. Over de grootte van dit verschil is echter nog veel onduidelijkheid. Veel lijkt af te hangen van lokale omstandigheden en van de aanwezige

boomsoorten. Hoewel ook hier tegenstrijdige resultaten van te vinden zijn, wordt algemeen aangenomen dat de grondwateraanvulling lager ligt in naaldbossen dan in loofbossen. Tot slot zijn er weinig studies bekend die gekeken hebben naar het beschuttende effect van bossen op de verdamping van open water, wat wellicht ook een grote invloed kan uitoefenen op de waterstand in aangrenzende vennen.

2.3 Effect van boszones op nutriëntenbeschikbaarheid

Er zijn grofweg 3 manieren waarop een boszone de nutriëntenbeschikbaarheid binnen een naastgelegen veen kan verhogen. Allereerst kunnen bosranden een effect hebben op de directe depositie in het veen, ten tweede kunnen ze een effect hebben op de chemische samenstelling van het afstromende grondwater, en ten derde kunnen ze een effect hebben op het vrijkomen van nutriënten via decompositie door de inbreng van strooisel. Hoewel deze 3 stromen wellicht met elkaar interacteren worden ze hier apart besproken. Door de gevoeligheid van het habitat voor stikstof en de verhoogde depositie hiervan op veel plaatsen in Nederland, zal verder onderscheid gemaakt worden in het effect van bossen op stikstof en andere nutriënten, zoals fosfor en anorganisch koolstof.

2.3.1 Effect van boszones op stikstofdepositie

Stikstofdepositie kan ruwweg in twee categorieën worden opgedeeld. Droge en natte depositie. Droge depositie is de atmosferische depositie van stikstof die in gasvorm of middels aerosolen het oppervlak bereikt en natte depositie is de stikstof die met het regenwater wordt aangevoerd. De kritische stikstofdepositiewaarde van het habitatype bedraagt op Europees niveau 10-15 kg N/ha/jaar (Bobbink & Hettelingh, 2011), welke voor Nederland is bijgesteld naar 11 kg/ha/jaar (Van Dobben et al., 2012). Er zijn grofweg drie manieren waarop deze depositie het ven/veentje kan bereiken. Allereerst kan het direct afgezet worden vanuit de lucht, daarnaast kan het vanuit nabijgelegen hoger gelegen gebieden aangevoerd worden in het grondwater, en als laatste kan het nageleverd worden in verhoogde stikstofconcentraties in het strooisel. De laatste twee stikstofstromen worden verderop behandeld. Voor de directe afzetting, met name voor droge depositie, is naast de achtergronddepositie de afstand tussen puntbronnen van uitstoot en het veen van belang, aangezien de hoeveelheid stikstof afneemt met de afstand tot de bron.

De hoeveelheid stikstof die in droge depositie het oppervlak bereikt is sterk afhankelijk van de ruwheid en heterogeniteit van het oppervlak (Houdijk, 1990; Van Dobben et al., 2012). Droge depositie is in bosgebieden meestal significant hoger dan bij lage vegetaties zoals veenvegetaties of heide of graslanden. Dit wordt veroorzaakt door de grotere turbulentie van de lucht in bos en het grotere contactoppervlak van bomen (Tolkamp & Olsthoorn, 2006; Tietema, 1999; Harding et al., 1992; Van der Burgh & Lekatompey-van der Molen, 1997). Droge depositie kan in bossen hierdoor 2-3 keer hoger zijn dan in lage vegetaties (Brechtel, 1992). Ook natte depositie is hoger in bossen ten opzichte van lage vegetaties doordat bossen door een grotere adsorptie oppervlakte (stam, takken, en bladeren) veel natte depositie adsorberen (Hyvärinen, 1990; Nieminen, 1998). De totale stikstof depositie (throughfall deposition) is dus hoger in bossen ten opzichte van lage vegetaties als heiden en graslanden (De Schrijver et al., 2007; Reynolds et al., 1989).

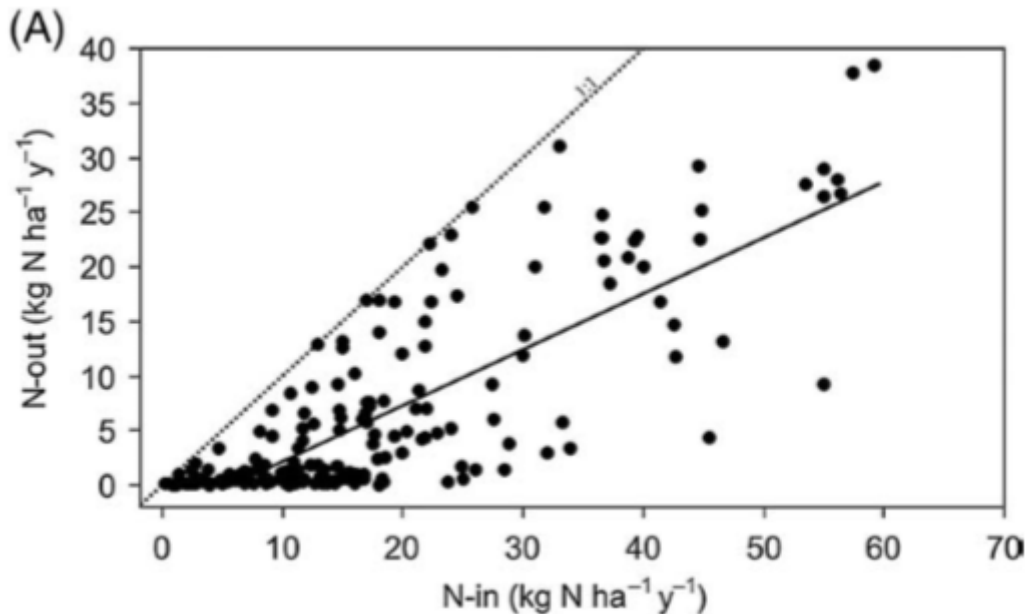
Doordat bomen meer atmosferische depositie afvangen neemt de depositie sneller af over bossen dan over korte vegetatie. Leden van onze onderzoeksgroep hebben reeds laten zien dat in een gebied met korte vegetatie de invloed van stikstofdepositie over ruim een kilometer nog steeds aanwezig is (Verhagen en Van Diggelen, 2006). Over de afstand waarover droge depositie afneemt over een boszone tot het gemiddelde achtergrondniveau is nog wat discussie. Enkele Belgische studies laten zien dat in de eerste 50 meter van een boszone de hoeveelheid stikstofdepositie al gereduceerd is tot het gemiddelde achtergrondniveau (Wuyts et al. 2008, 2009). Een Duitse (Mohr & Dämmgen 2013) en een lopende Engelse studie (<http://217.205.94.37/fr/INFD-75PJ9E>) van het effect van naaldbos en loofbos respectievelijk laten echter zien dat effecten van stikstofdepositie aanwezig zijn tot 150-200 meter in een boszone gemeten vanaf de bosrand (Figuur 4.2), zeker als er zich een veehouderij of andere bron van hoge stikstofuitstoot aan de rand van het bos bevindt. Dit is echter een (veel) kleinere afstand dan voor gebieden met een lage vegetatie zoals heide (Verhagen en Van Diggelen, 2006).

Hoewel de Duitse en de Engelse studie vergelijkbare resultaten laten zien kan de hoeveelheid afgevangen depositie verschillen tussen boomsoorten, aangezien dit afhankelijk is van het contactoppervlak wat op zijn beurt weer bepaald wordt door hoogte van de boom, leaf area index, levensduur van de bladeren, boomkruin structuur, en vorm van de naalden/bladeren. Op vergelijkbare gronden zijn naaldbomen vaak hoger dan loofbomen van dezelfde leeftijd (Vanniere, 1984), hebben een hogere LAI (Bréda, 1999), en houden hun naalden vaak langer vast. Vandaar dat naaldbomen meer atmosferische depositie op jaarbasis opnemen dan loofbomen. Augusto et al. (2002) hebben een tabel gemaakt met daarin referenties die onderzoek gedaan hebben naar het afvangen van sulfaat depositie door verschillende boomsoorten. Uit deze tabel blijkt dat atmosferische depositie van sulfaat, 2-3 keer hoger is in boszones met *Picea abies* of *Pinus sylvestris*, in vergelijking tot open gebieden. In boszones met *Fagus sylvatica* of *Quercus petraea*, is dit maximaal 2 keer zo hoog. Vergelijkbare verhoudingen zouden voor stikstof goed mogelijk zijn. Ook De Schrijver et al. (2007) vinden een veel hogere depositie van stikstof in bossen met *Pinus nigra* en *Pinus sylvestris* ten opzichte van loofbossen. Door het afvangen van depositie kunnen boszones dus een positief effect hebben op de ontwikkeling van heideveentjes doordat het de directe depositie in het veen kan verminderen. Dit effect lijkt het grootst bij naaldbossen.

2.3.2 Effect van boszones op stikstofaanvoer via het grondwater

Naast het verminderen van directe depositie in het veen, kan depositie ook leiden tot een verhoging van de aanvoer van stikstof vanuit omringende gebieden in het grondwater. Door de verhoogde afvang van stikstof door bomen is in veel bossen in Europa de stikstof input hoger dan de assimilatie capaciteit, wat leidt tot een stikstofverzadiging van bosbodems (Stevens & Hornung, 1988; Gundersen & Rasmussen, 1990). Dit resulteert in een netto export van opgelost anorganisch stikstof dat uitspoelt naar het grondwater (Johnson, 1992; Dise et al., 1998; Rennenberg & Gessler, 1999; Van Breemen & Van Dijk, 1988). In de meeste gevallen vindt uitspoeling plaats na nitrificatie (Farrell et al., 2001), waardoor het opgeloste anorganisch stikstof voor het grootste deel uit nitraat bestaat (Dise et al., 1998). Dit geldt ook voor de meeste Nederlandse bosbodems (Van Breemen et al., 1986; Kleijn et al., 1989).

De hoeveelheid nitraat die uitspoelt hangt af van de nitrificatiesnelheid in de bodem in relatie tot de opname van nitraat door wortels en bodem micro-organismen (Bredemeier & Marmann, 1992). De hoeveelheid stikstof die uitspoelt is ook afhankelijk van de lokale depositie (*Figuur 2-2*) (Dise et al., 1998; Dise et al., 2009), maar ook van locatie specifieke omstandigheden zoals type bodem, pH, vochtigheid, C/N ratio, en leeftijd van de bomen (Knoepp & Swank, 2002; Stark & Firestone, 1995; Rowe et al., 2006; Ranger et al., 2000).



Figuur 2-2: Correlatie tussen N-input via atmosferische depositie en N-output via uitspoeling uit Dise et al., 2009. De stippellijn geeft een 1:1 ratio weer en de gesloten lijn de regressie. Data afkomstig van 248 locaties uit 15 landen verspreidt over Noord, Oost, en Centraal Europa.

Figure 2-2: Correlation between N input by atmospheric deposition and N output through leaching derived from Dise et al. (2009). The dotted line shows a 1:1 ratio and the solid line shows the regression. Data derived from 248 locations in 15 countries distributed over North, East, and Central Europe.

Dise et al. (1998) vonden een lage uitspoeling in locaties waar de depositie 10 kg N/ha/jaar bedraagt, waarbij in de meeste sites minder dan 2 kg N/ha/jaar uitspoelt via het grondwater. Bij hogere depositie tot 30 kg N/ha/jaar is de uitspoeling van stikstof zeer variabel. Sommige locaties houden bijna de volledige stikstofinput vast, terwijl in andere locaties 100% of meer van de stikstofinput uitspoelt (Dise et al., 1998). Dit komt overeen met andere studies (Dise & Wright, 1995; Gundersen, 1995). Ondanks dat in al deze locaties stikstof uitspoelt, kan ook de retentie van N erg hoog zijn in deze locaties (tot 50 kg N/ha/jaar, 84%). Ook Sleutel et al. (2009) vonden netto retentie van N in zowel loof- als naaldbosbodems onder een laag atmosferisch depositieniveau van N, en een netto output van N in naaldbossen onder een hoge atmosferische depositie. Daarnaast vonden Dise et al. (1998) verschillen tussen verschillende vormen van stikstof die de bodem bereiken. Stikstof bij hoge depositie (>30 kg N/ha/jaar) wordt vaak gedomineerd door ammonium. In hun model spoelt 3 keer zoveel anorganisch stikstof uit voor een gegeven input van nitraat ten opzichte van eenzelfde input van ammonium.

Een Duitse studie laat zien dat in gezonde naaldbossen slechts 16-30% van het nitraat in zogenaamde bronwateren direct afkomstig is van atmosferische depositie zonder verwerkt te zijn in de bodem, terwijl bij meer beschadigde (verzuurde) sites bijna al het nitraat direct afkomstig is van atmosferische depositie (Durka et al., 1994). Dit suggereert dat verzuring in bosbodems, significant de opname van nitraat door micro-organismen in de bodem en bomen tegengaat. Dit kan ook van belang zijn in Nederland, waar de meeste bossen sterk verzuurd zijn.

Zoals hierboven duidelijk werd is de hoeveelheid nitraat dat uitspoelt afhankelijk van veel lokale omstandigheden en kan daardoor sterk variëren (<2-50 kg N/ha/jaar) (Dise et al., 1998; De Schrijver et al., 2000). Over het algemeen schommelt de uitspoeling van nitraat tussen 1 en 40 kg N/ha/jaar met een mediane stikstofdepositie in Europese bossen van 14 kg N/ha/jaar. In Vlaamse bossen wordt een gemiddelde nitraatuitspoeling van 20 kg N/ha/jaar gemeten die ver boven de achtergronduitspoeling ligt (Dumortier et al., 2003).

In heidegebieden daarentegen is de uitspoeling van nitraat maar zelden geobserveerd en lijkt enkel plaats te vinden op locaties met een hoge atmosferische stikstofdepositie (Kristen & Henriksen, 1998; Schmidt et al., 2004). De vergelijking tussen bossen en korte vegetaties zoals graslanden en heiden is maar zelden gemaakt. Een Franse studie (Lelong et al., 1990) vindt geen significante verschillen in uitspoeling tussen bossen en grasland (0,2-0,7 en 0,9 kg N/ha/jaar respectievelijk). Deze studie is echter gedaan onder een laag niveau van atmosferische depositie (6-7 kg N/ha/jaar) wat het beeld bevestigt dat onder lage depositie niveaus de uitspoeling van N erg laag is. Een studie uit Wales vindt geen verschillen in uitspoeling van NH_4 tussen naaldbossen en heiden maar laat wel een verhoogde oppervlakkige uitspoeling van NO_3 zien in stroomwateren vanuit naaldbossen ten opzichte van heiden (8-14 kg N/ha/jaar en 0-1,4 kg N ha/jaar respectievelijk; Reynolds et al., 1989). De hoogte van atmosferische depositie wordt niet duidelijk gemaakt, wel worden de verschillen in uitspoeling geweten aan de verhoogde invang van stikstof door bossen. Ook een Duitse studie laat zien dat onder een vergelijkbare achtergronddepositie onder bomen significant meer nitraat uitspoelt dan onder heide (Hermann et al., 2005), door een hogere depositie in bossen: 32-65 kg N/ha/jaar en 16 kg N/ha/jaar voor bossen en heide respectievelijk. Daarnaast suggereren ze dat dit effect ook sterk afhankelijk is van de bodemcondities en de vegetatiesamenstelling. Een hogere stikstofvraag van *E. tetralix* in vergelijking tot andere struiken (Roem et al., 2002) en de opname van zowel ammonium als nitraat door *Molinia caerulea* (Kinzel, 1982) kan leiden tot een efficiënt gebruik van verhoogde atmosferische input van stikstof (Aerts & Berendse, 1988).

Uitspoeling van stikstof in heidegebieden lag in de Duitse studie tussen de 0,36 en 2,51 kg/ha/jaar, wat goed overeenkomt met de hiervoor besproken studies, een Deense studie (<2 kg N/ha/jaar, Nielsen et al., 2000), een studie uit Wales (0,59 kg N/ha/jaar, Schmidt et al., 2004), en een studie uit Noorwegen (<0,1-3,0 kg N/ha/jaar Kaste & Skjelkvale, 2002). Deze studies zijn allemaal onder vergelijkbare niveaus van atmosferische stikstof depositie gedaan (18 kg N/ha/jaar in Denemarken, 20-25 kg N/ha/jaar in Wales, en 3-19 kg N/ha/jaar in Noorwegen). Schmidt et al. (2004) vinden echter in Nederland onder een gemiddelde atmosferische stikstof depositie van 30-40 kg N/ha/jaar een uitspoeling van 24,5 kg N/ha/jaar. Dit is vergelijkbaar met de uitspoeling in bossen. Ook de Deense studie toont aan dat bij een toevoeging van 70 kg N/ha/jaar de uitspoeling in heidegebieden drastisch toeneemt, echter bij toevoegingen van 0, 15, en 35 kg N/ha/jaar blijft de uitspoeling laag (Nielsen et al., 2000).

Desalniettemin, bleven in de Duitse studie ook onder bossen concentraties van ammonium en nitraat in het grondwater relatief laag (Hermann et al., 2005). Als mogelijk verklaring dragen ze aan dat de opname van wortels doorgaat onder het niveau waar de monsters genomen zijn en omdat stikstof gefixeerd is in microbiële biomassa of geadsorbeerd is in de bodem tijdens het uitspoelen (Meiwes et al., 1998). Ook denitrificatie kan een lage uitspoeling in loofbossen tot gevolg hebben ondanks een hoge depositie (ButterbachBahl et al., 2002a;b).

De hoeveelheid stikstof dat uitspoelt kan ook verschillen tussen type bos, waarbij de doorval depositie en uitspoeling hoger is onder naaldbomen in vergelijking tot loofbomen (De Schrijver et al., 2000; Spangenberg & Kölling, 2004; Dumortier et al., 2003). Een samenvatting van Augusto et al. (2002) laat zien dat in boszones met *Picea abies*, 2-4 keer meer nutriënten uitspoelen dan in boszones met *Fagus sylvatica*. Voor enkel stikstof is het verschil nog groter en kan dit oplopen tot een factor 10 (Bergkvist & Folkeson, 1995). De hoeveelheid stikstof die met uitspoeling verloren kan gaan varieert in loofbossen van 0,2-13,6 kg/ha jaar en in *Picea abies* bossen van 0,7-40,3 kg/ha/jaar. Deze verschillen kunnen veroorzaakt worden door een hogere atmosferische depositie, echter ook in gebieden met een lage depositie wordt dit verschil gevonden (Rothe et al., 2000). De hoeveelheid die uiteindelijk uitstroomt is wel afhankelijk van de lokale stikstof depositie. Een Amerikaanse studie laat zien dat de uitflux/influx ratio van zowel nitraat als ammonium sterk afhangen van de C/N ratio in de bodem en dat deze relatie verschillend is voor loofbossen,

naaldbossen, graslanden, en heide (Rowe et al., 2006). Loofbossen en graslanden hebben een lagere C/N ratio waarbij stikstof begint uit te spoelen dan naaldbossen en heide. Echter de C/N ratio's zijn ook afhankelijk van het vegetatietype waardoor in de praktijk de uitflux/influx ratio het hoogst is in naaldbossen gevolgd door loofbossen en daarna grasland en heide (Rowe et al., 2006). Het lijkt er dus op dat de hoeveelheid stikstof die vanuit nabijgelegen hoger gelegen delen toestroomt van veel factoren afhangt en erg variabel kan zijn. De resultaten wijzen erop dat met name hoge atmosferische depositie van stikstof sterk bijdraagt aan de stikstofbeschikbaarheid in lagergelegen delen door middel van uitspoeling. Doordat bossen meer atmosferische stikstof invangen dan korte vegetaties spoelt er meer stikstof uit bosbodems dan uit bodems onder korte vegetaties, waarbij dit effect groter is voor naaldbossen dan voor loofbossen. Doordat de evapotranspiratie in bossen hoger is dan in korte vegetaties, wordt de concentratie van stikstof in het grondwater nog verder verhoogd. De resultaten uit de literatuurstudie staan samengevat in Tabel 2-3. Het schetst ook meteen het beeld dat om de daadwerkelijke stikstofbelasting in een ven te kijken, het hele intrekgebied meegenomen moet worden. Ook andere typen grondgebruik kunnen een grote invloed hebben op de hoeveelheid stikstof die aangevoerd wordt. Denk hierbij aan akkers en graslanden die in landbouwkundig gebruik zijn en significant kunnen bijdragen aan de stikstofbelasting in lagergelegen gebieden (Cronan et al., 1999; Groffman et al., 2009).

Studie	Vegetatie	N input (kg N/ha/jaar)	Type N input	N uitstroom (kg N/ha/jaar)
<i>Hermann et al., 2005 – Duitsland</i>	Heide	16	Doorval depositie	2,5
	Grasland	16	Doorval depositie	0,4
	Natte heide	16	Doorval depositie	0,4
	Berk op hoogveen	30	Doorval depositie	1,2
	Eiken/berkenbos	32-55	Doorval depositie	8-18
	Eiken/beukenbos	42	Doorval depositie	5
	Pinus sylvestris	65	Doorval depositie	16
<i>De Schrijver et al., 2007 – Vlaanderen</i>	Eiken/berken bos	14-18	Doorval depositie	1-3
	Eikenbos	13	Doorval depositie	3
	Pinus sylvestris	24-25	Doorval depositie	2-4
	Pinus nigra	25-29	Doorval depositie	9-20
	Grasland	8-10	Doorval depositie	0,5-1
	Heide	9-10	Doorval depositie	0,5-1,5
	Picea abies	7	Natte depositie	0,7
<i>Lelong et al., 1990 – Frankrijk</i>	Fagus sylvatica	7	Natte depositie	0,2
	Grasland	7	Natte depositie	0,9
	Eikenbos	29	Atmosferische depositie	3
<i>Kristen & Henriksen, 1998 – Denemarken</i>	Heide	18	Atmosferische depositie	1
	Picea abies 30 jr	12	Natte depositie	4
<i>Fichter et al., 1998 – Frankrijk</i>	Picea abies 85 jr	18	Natte depositie	22
	Fagus sylvatica 140 jr	8	Natte depositie	2
	Picea abies 15 jr	13	Atmosferische depositie	1,8
<i>Ranger et al., 2000 – Frankrijk</i>	Picea abies 35 jr	12	Atmosferische depositie	4
	Picea abies 85 jr	18	Atmosferische depositie	22
	Douglasspar 25 jr	17	Atmosferische depositie	39
	Douglasspar 45 jr	21	Atmosferische depositie	25
	Douglasspar 65 jr	20	Atmosferische depositie	6,3
	Heide	18	Atmosferische depositie	2
	Berkenbos	19	Doorval depositie	6
<i>Nielsen et al., 2000 – Denemarken</i> <i>Sleutel et al., 2009 – Vlaanderen</i>	P. nigra	31	Doorval depositie	18
	P. nigra hoge depositie	38	Doorval depositie	45

Tabel 2-3: Uitspoeling van stikstof uit bodems met verschillende typen landgebruik, bij verschillende niveaus van atmosferische depositie.

Table 2-3: Leaching of nitrogen from soils with different types of landuse, under different levels of atmospheric nitrogen deposition.

2.3.3 Effect van boszones op uitspoeling overige nutriënten.

Naast nutriënten als stikstof bestaan er ook verschillen in uitspoeling tussen bossen en open vegetaties met betrekking tot andere nutriënten. Patberg et al. (2013) toonden al aan dat het verschil tussen het wel of niet succesvol herstel van heideveentjes een hogere aanvoer van anorganisch koolstof (TIC) rijk grondwater is. Hij vond ook dat een hogere aanvoer van ijzer (Fe) en silica (Si) correspondeerde met beter herstel van heideveentjes. Ook Aggenbach & Jalink (1998) geven aan dat veel van de kensoorten van het habitatype H7110B voorkomen op locaties waar een lichte doorstroming zorgt voor de aanvoer van mineralen.

Reynolds et al. (1989) laten zien dat de uitspoeling van veel nutriënten hoger is uit bosbodems ten opzichte van graslanden, waaronder silica. In hoeverre dit te wijten is aan een grotere verwerking van gesteente door bossen -wat in de meeste Nederlandse systemen geen rol speelt- is niet duidelijk. Een andere studie heeft specifiek naar de uitspoeling van opgelost organisch koolstof (DOC) en opgelost anorganisch koolstof (DIC) uit bossen en graslanden gekeken (Kindler et al., 2011). Deze studie concludeert dat er jaarlijks gemiddeld 8,3 g C/m²/jaar uit bosbodems spoelt tegenover 24,1 g C/m²/jaar uit graslandbodems. Dit zou inhouden dat de aanvoer van TIC groter is vanuit omringende graslanden dan vanuit bossen. Dit verschil is het grootst in de toplaag van de bodem, terwijl in diepere lagen geen verschil in uitspoeling van TIC tussen bossen en graslanden wordt gevonden (Kindler et al., 2011). Ook Parfitt (1997) vond uitspoeling van TIC van 14,7 g/m²/jaar in graslanden ten opzichte van 0,7 g/m²/jaar in naaldbossen. Echter worden in de studie van Kindler et al. (2011) ook locaties op kleigronden en kalkhoudende bodems meegenomen en betreft het in beide studies waarschijnlijk graslanden die in agrarisch gebruik zijn. Dat er meer TIC uit agrarische bodems spoelt hebben ook Brye et al. (2001) aangetoond, die een 5-voudige toename vonden in bodems die van prairievegetatie naar maisakker waren omgezet waar bemest en geploegd werd.

Studies die gekeken hebben naar het effect van landgebruik in het intrekgebied op de uitspoeling van TIC in beken vonden geen verschillen tussen bos, veen, of een combinatie hiervan (Hope et al., 1993; Neal & Hill, 1994). Andere studies tonen echter wel aan dat de concentratie aan TIC hoger is in gebieden waar er minder uitspoeling is, doordat de contributie van grondwater hier kleiner is en de invloed van oppervlakkig grondwater hier toeneemt (Reid et al., 1981; Neal et al., 1997a;b; Dawson et al., 2002; 2004). Dit zou kunnen suggereren dat de concentratie aan TIC die via het grondwater het veen bereikt hoger is in gebieden omringd door bos dan in gebieden omringd door korte vegetaties. Een OBN studie vindt echter een lagere aanvoer van TIC in vennen omringd door bos dan in vennen omringd door een korte vegetatie (Tomassen et al., 2011). Daarentegen vindt een Russische studie (Ratcliffe et al., 2017) wel een hoog significante afname van TIC naargelang de afstand van het bos toeneemt. Dezelfde gradiënt vinden ze in mindere mate ook voor TOC. Echter vinden ze dit in de toplaag van het veen en wijten ze dit aan de meer nutriëntrijkere omstandigheden in bebost veen.

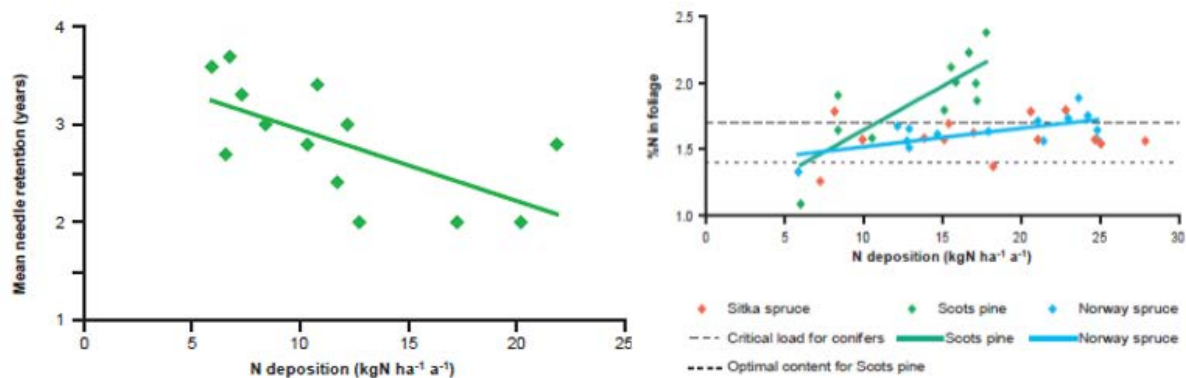
Over het verschil tussen type bos is weinig bekend. Een Belgische studie die gekeken heeft naar de uitspoeling van opgelost organische koolstof, vindt geen verschil tussen loof- en naaldbossen (Sleutel et al., 2009). Ze vinden echter wel een verschil tussen naaldbossen onder verschillende niveaus van atmosferische stikstofdepositie, waarbij onder hoge depositie minder TOC uitspoelt dan onder lage depositie.

Het is dus erg onduidelijk hoe deze verschillende habitattypen de aanvoer van TIC in het veen beïnvloeden. Er is reden om aan te nemen dat boszones zowel tot hogere als lagere TIC-gehalten in een omringend veen kunnen leiden, als wel dat er geen verschil bestaat. Er zijn daarnaast redenen om aan te nemen dat bossen de aanvoer van silica positief beïnvloeden, wat mogelijk ook van belang is.

2.3.4 Effect van boszones op bladval

Bomen kunnen ook op andere wijze bijdragen aan de hoeveelheid nutriënten die in het veen belanden. Door het inwaaien van bladeren en naalden kan veel strooisel in het veen terecht komen, wat vervolgens via decompositie kan leiden tot een verhoogde beschikbaarheid aan nutriënten.

De hoeveelheid en kwaliteit van de bladval wordt mede bepaald door het stikstof depositieniveau, waardoor het netto effect van beide processen en hun interactie moeilijk te bepalen is. Een Engelse studie laat zien dat naaldbomen hun naalden sneller afwerpen bij hogere stikstofdepositie (Kennedy 2003, *Figuur 2-3*), en meerdere studies tonen aan dat naalden van naaldbomen meer stikstof bevatten bij hogere stikstof depositieniveaus (Dise et al., 1998; Kennedy et al., 2003). Met toenemende hoeveelheden stikstof in de bladeren neemt de hoeveelheid fosfor in de bladeren ook toe. Dit betekent dat bomen in bosranden die veel stikstofdepositie invangen meer bladeren met hogere nutriëntengehalten produceren, wat tot sterkere eutrofiëring door bladval kan leiden. In het concrete geval van smalle boszones rond heideveentjes in gebieden met hoge stikstof depositie is het onbekend of deze boszones de stikstofbelasting voor het achterliggende veen daadwerkelijk reduceren: de weggevangen hoeveelheid stikstof depositie door deze boszones zou door bladval alsnog in deze veentjes terecht kunnen komen.



Figuur 2-3: De retentietijd van naalden aan de boom (links) en de hoeveelheid stikstof in naalden van verschillende soorten naaldbomen (rechts) in relatie tot stikstof depositie. Deze figuren zijn afkomstig uit Kennedy, 2003.

Figure 2-3: Retention time of needles (left) and the percentage of nitrogen in foliage of different species of pine trees (right) in relation to atmospheric nitrogen deposition. Figures derived from Kennedy (2003).

Niet enkel bladeren en naalden kunnen de stikstofbeschikbaarheid verhogen, ander strooisel zoals takjes, twijgjes, schors, zaden, en noten kunnen 40-60% van de totale strooiselproductie vormen (49% Carlisle et al., 1966; 60-40% Pausas, 1997; Liu et al., 2004). Hoewel deze wellicht minder ver van de boom vallen, kunnen ze toch sterk bijdragen aan de N-input.

Over het verschil in de totale jaarlijkse hoeveelheid strooisel tussen loof- en naaldbossen bestaat nog onduidelijkheid. Bray & Gorham (1964) concludeerden in hun literatuurreview dat in het Noordelijk halfmond, naaldbomen een hogere productie van strooisel hebben ten opzichte van loofbomen, wat ook de conclusie is van een literatuurstudie van Augusto et al. (2002) (*Figuur 2-4*). Echter zijn er ook studies die juist een hogere productie van strooisel in Europese gematigde loofbossen vinden (Liu et al., 2004). Beide studies erkennen echter dat hoeveelheden strooisel met name afhangen van lokaal klimaat en bosbeheer, wat wordt bevestigd door andere studies (Rodin & Basilevich, 1967; Vogt et al., 1986). Andere studies voegen hier nog leeftijd van de bossen aan toe (Berg et al., 1999), waarbij oudere stands minder strooisel produceren.

Table IV. Mean annual litterfall under various tree species (mature stands).

Litterfall (t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Tree species							
	<i>Betula</i> spp.	<i>Carpinus</i> <i>betulus</i>	<i>Fagus</i> <i>sylvatica</i>	<i>Picea</i> <i>abies</i>	<i>Pinus</i> <i>sylvestris</i>	<i>Pseudotsuga</i> <i>menziesii</i>	<i>Quercus</i> <i>petraea</i>	<i>Quercus</i> <i>robur</i>
Mean	2.2	2.9	3.5	3.8	3.9	3.4	3.7	3.8
Std Error	0.3	0.1	0.1	0.2	0.4	0.2	0.5	0.2
<i>n</i>	3	11	43	44	20	23	6	15

Data from: [6; 1 stand]; [16; 3 stands]; [30; 1 stand]; [31; 2 stands]; [In 47; 57 stands]; [Dambrine, com. pers.; 2 stands]; [76; 1 stand]; [In 99; 61 stands]; [121; 1 stand]; [132; 2 stands]; [138; 2 stands]; [In 139; 12 stands]; [141; 9 stands]; [144; 2 stands]; [Nys, com. pers.; 1 stand]; [155; 2 stands]; [177; 6 stands].

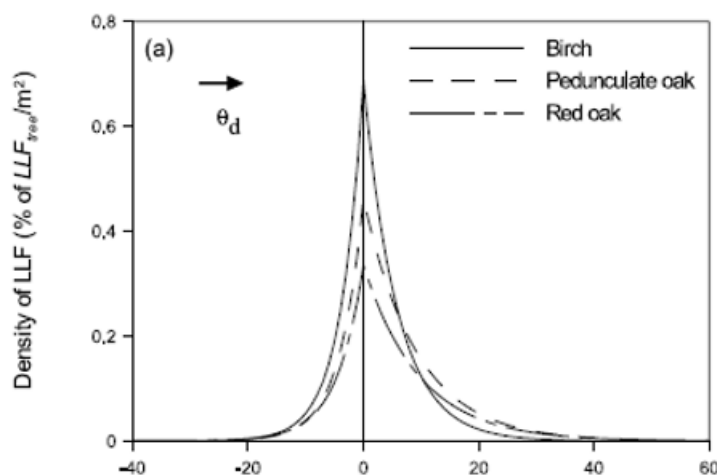
Figuur 2-4: De jaarlijkse input van strooisel per boomsoort in ton/ha/jaar. Tabel afkomstig uit Augusto et al. (2002).

Figure 2-4: Annual input of litter for different tree species in ton/ha/year. Table derived from Augusto et al. (2002).

De chemische compositie van het strooisel verschilt significant tussen loofbossen en naaldbossen. Bladeren van loofbomen hebben doorgaans hogere concentraties aan N, K, Ca en Mg dan naaldbossen (Bergmann, 1988; Bonneau, 1988; Wittich, 1972), waardoor de input van nutriënten door loofbomen doorgaans hoger is dan door naaldbomen (Augusto et al., 2002). Dit verschil kan oplopen tot 12% meer N, 200% meer Ca, en 400% meer K in bossen met *Fagus sylvatica* in vergelijking tot bossen met *Pinus sylvestris*. Andere onderzoeken bevestigen dit beeld (Bücking et al., 1986; Ranger & Nys, 1994; Rothe, 1997), waarbij input van strooisel 10-50% hoger voor N en P en 100-400% hoger voor Ca, Mg, en K in loofbossen was. Dise et al. (1998) geven een gemiddeld stikstofgehalte in naalden van 1,3 % wat kan oplopen tot 2,4% onder hoge depositie. Een Franse studie rapporteert stikstofgehalten van 2-1,8% voor eikenbladeren (Bonneau, 1988). Ook een Belgische studie toont aan dat het strooisel onder loofbomen (*Betula pendula*) significant hogere stikstofgehalten bevat dan strooisel onder naaldbossen (*Pinus nigra*) (1,56% tegenover 0,82% resp.). Hoewel onder hoge depositie de N-gehalten toenemen in naaldbossen (1,07%) is het gehalte nog altijd lager dan die in loofbos strooisel onder lagere depositie, hoewel dit verschil niet langer significant is. Er zijn geen verschillen in koolstof gehalten in het strooisel gevonden waardoor C/N ratio's veel lager zijn in het strooisel van loofbossen (Sleutel et al., 2009).

Naast de hoeveelheid en chemische compositie van strooisel is het ook van belang om te weten over welke afstand strooisel nog effect heeft op een veen. Een Vlaamse studie laat zien dat bladinvall door loofbomen het hoogst is tot ongeveer een 20 meter van de bosrand, waarna het nog maar weinig effect heeft (Figuur 2-5, Staelens et al., 2003). Ook laat het zien dat deze afstand in lichte mate beïnvloed wordt door de oriëntatie van de bosrand, waardoor een bosrand die georiënteerd is in de dominante windrichting de bladeren tot 40 m afstand kunnen vallen, terwijl dat voor de niet dominante windrichting maar tot maximaal 20 m is.

Ook Ferguson (1985) haalt het belang van windsnelheid aan en beweren dat onder kalme condities bladeren direct naast de boom vallen, terwijl onder hoge windsnelheden bladeren tot een afstand van 3 keer de boomhoogte verspreid kunnen worden. Naast de windsnelheid is ook boomhoogte, gewicht van het blad en de vorm van het blad bepalend voor de afstand waarin bladeren van de boom vallen (Ferguson, 1985), waarbij boomhoogte positief correleert met de afstand en gewicht negatief. Hoewel de afstand toeneemt met toenemende boomhoogte, vallen bladeren van bomen tot 20 meter hoogte nooit meer dan 20 meter van de stam af. Over de vorm van het blad bestaan echter verschillende resultaten waardoor het onduidelijk is hoe de verschillende bladvormen bijdragen aan de verspreiding. De auteur zelf zegt ook dat dit verschil waarschijnlijk miniem is (Ferguson, 1985). Een Canadese studie suggereert dat de afstanden voor naalden nog veel lager liggen, op afstanden groter dan 10 meter werden geen naalden meer aangetroffen (Graham & Vinebrooke, 2006).



Figuur 2-5: Een grafiek die de distributie van bladval rond drie verschillende boomsoorten toont. Grafiek afkomstig uit Staelens et al. (2003).

Figure 2-5: Graph showing the distribution of litter fall around three different tree species. Graph derived from Staelens et al. (2003).

Uiteindelijk bepaalt de decompositiesnelheid van het strooisel hoeveel nutriënten er per tijdseenheid beschikbaar komen voor de vegetatie. Een verhoging van stikstofgehalten in het strooisel hoeft echter niet per se tot een verhoogde decompositie hiervan te leiden. Hoewel decompositie voornamelijk bepaald wordt door de kwaliteit van het strooisel (Zak et al. 2008; Lovett et al. 2013; Frey et al. 2014), tonen meerdere studies aan dat een verhoging van N-gehalten in strooisel verschillende gevolgen kan hebben. In makkelijk afbreekbaar strooisel (strooisel met een laag lignine gehalte) leidt een toename van N vaak tot een verhoogde afbraak, terwijl dat in strooisel met hoge lignine gehalten vaak juist tot een reductie van de decompositie leidt (Fog 1988, Knorr et al. 2005; Janssens et al. 2010; Van Diepen et al., 2015). Dit laatste effect is aangetoond voor de afbraak van eikenbladeren (Van Diepen et al., 2015), en ook voor naalden van *Picea abies* (Berg et al., 2000). Van Diepen et al. (2015) wijten deze afname aan een afname van het percentage mangaan in het strooisel. Naast mangaan kunnen ook andere nutriënten significant afnemen in het strooisel bij toevoeging van stikstof, zoals fosfor, calcium, en zink (Van Diepen et al., 2015). Ze vinden daarnaast een verschil tussen loofbomen en naaldbomen, waarbij een toevoeging van N tot een hogere toename leidt van stikstof in de naalden van naaldbomen ten opzichte van bladeren van loofbomen, terwijl P meer afneemt in bladeren van loofbomen, echter maken ze niet duidelijk of dit ook gereflecteerd wordt in het strooisel.

2.3.5 Pollendepositie

Naast input van strooisel als bladeren en takjes, kunnen ook pollen een vermestende werking hebben. Dit wordt met name gesuggereerd als bron voor fosfor. De afstand waarover de depositie van pollen afneemt t.o.v. de bosrand is vergelijkbaar met die van ander strooisel: een logaritmisch afnemende curve (o.a. Cole et al., 1990; Banks & Nighswander, 2000), echter over de lengte van de curve bestaan veel verschillende resultaten, welke wellicht verschillen representeren tussen verschillende soorten bomen. Anderson (1990) toonde aan dat het merendeel van de verspreiding van *Sequoiadendron giganteum* pollen binnen 100 meter afstand van de bosrand plaatsvindt. Bricchi et al. (2000) spreken over een afstand van 400 meter waarin ongeveer 25% van de totale hoeveelheid pollen worden teruggevonden van platanen (op 2750 meter werden nog slechts 9 korrels gevonden). Adams-Groom et al. (2017) vinden dat op een afstand van 50 meter van de bosrand nog maar 2,6% van de totale hoeveelheid pollen afgezet werd en op 100m was dit nog maar 0,2%. De belangrijkste factoren die de afstand bepalen zijn boomhoogte, omtrek van de boom en windsnelheid (Adams-Groom et al., 2017).

Echter betreffen dit allemaal pollen van loofbomen. Met name naaldbomen staan bekend om massa depositie van pollen wat bekend staat als de zogenaamde gele sneeuw, doordat hele oppervlaktes bedekt kunnen worden door deze gele pollen (Szczeniak et al., 2017). *Pinaceae* pollen kunnen behoorlijke afstanden afleggen, voorbeelden van 35 km, 75km en 100km bestaan (Hesselman, 1919; Robledo-Arnuncio, 2011). De meeste pollen worden echter binnen 25-50m van de bosrand afgezet (Cole et al., 1990; Banks & Nighswander, 2000).

De hoeveelheid pollen die geproduceerd worden door naaldbomen verschilt van jaar tot jaar en lijkt met name afhankelijk van de temperatuur in de zomer van het voorafgaande jaar (Autio & Hicks, 2004; Huusko & Hicks, 2009) en de hoeveelheid neerslag (Green et al., 2003). Meerdere studies hebben aangetoond dat deze jaarlijkse variatie in pollen depositie vaak net zo groot of groter is dan de variatie tussen locaties (Andersen, 1974; 1980; Hicks, 1994; 1996; 2001). De jaarlijkse hoeveelheid pollen die afgezet wordt is dus eerder afhankelijk van klimatologische omstandigheden dan van verschillen in de vegetatie. Volgens Hicks (2001) worden er alleen verschillen tussen vegetatie zichtbaar als er over een langere tijd gekeken wordt.

Het inschatten van de bijdrage van pollen aan eutrofiëring in een systeem is daarmee lastig. Een studie uit de Verenigde Staten toont aan dat de depositie van fosfor door pollen depositie in een meer 5,8 kg/jaar was, wat 45% van de totale externe input van fosfor betrof (Doskey & Ugoagwu, 1989). Een Canadese studie toont aan dat de jaarlijkse bijdrage van pollen in de totale fosforbelasting in meren varieert van 9,2% tot 9,8%, en 18,1% (Banks & Nighswander, 2000). Een recentere studie uit 2011 geeft waarden voor nutriënten in pollen depositie variërend van 0,196-0,232 kg N/ha/jaar en 0,019-0,03 kg P/ha/jaar (Cho et al., 2011). Hoewel pollen wel bijdragen aan de nutriëntenbeschikbaarheid demonstren de auteurs tevens dat de bijdrage van pollen ten opzichte van strooisel van naaldbomen relatief laag is, slechts 1/76 voor stikstof en 1/16 voor fosfor (Cho et al., 2011). Een Canadese studie geeft een jaarlijkse fosforinput van 0,04-0,07 kg P/ha (Lee et al., 1996). In een latere studie in Zuid-Korea, geeft dezelfde auteur waarden van 0,549-0,353 kg N/ha/jaar en 0,078-0,051 kg P/ha/jaar (Lee & Booth, 2003). Hoewel ze erkennen dat de totale pollen depositie maar 1/115-180 deel van het totale strooisel bedraagt, is de bijdrage van pollen aan de totale fosforinput van strooisel 1/5^e. Daarnaast suggereren ze dat pollen toch een belangrijke rol spelen in ecosystemen doordat de meeste pollen op een relatief korte periode aan het begin van het groeiseizoen afgezet worden, en ze makkelijk afbreekbaar zijn (Lee et al., 1996; Lee & Booth, 2003). Ook Graham & Vinebrooke (2006) vonden een positieve impact van pollen depositie op de biomassa van fytoplankton en herbivore zoöplankton in een meer in Canada.

De meeste bovenstaande studies betreffen echter boreale systemen, studies in meer gematigde bossen erkennen de rol van atmosferische depositie van fosfor in littorale systemen, maar suggereren dat pollen hier maar voor een klein deel aan bijdragen (Cole et al., 1990; Richerson et al., 1970). Daarnaast geeft Andersen (1974) aan dat ook grassen (*Poaceae*) en Struikheide (*Calluna vulgaris*) een vrij hoge depositie van pollen kunnen hebben. In vergelijking met *Pinus* pollen, vinden zij ongeveer evenveel *Calluna* pollen, maar veel meer *Poaceae* pollen. Het wordt niet duidelijk hoeveel van elk vegetatie type aanwezig was dus is een goede vergelijking maken lastig. Het geeft wel aan dat ook korte vegetaties een serieuze hoeveelheid pollen in het systeem kunnen brengen.

2.3.6 Samenvatting

Het wordt duidelijk dat de uiteindelijk input van stikstof in het veen afhankelijk is van veel lokale factoren waaronder omringend landgebruik en lokale stikstof depositie. Toch lijkt het onmogelijk om te voorspellen wat het effect van een bosrand op de nutriëntenbeschikbaarheid in een veen is. Aan de hand van de literatuurstudie lijkt het erop dat bossen zorgen voor een toename van nutriënten aangeleverd in het grondwater en zorgen voor een toename van de decompositie. Dit effect lijkt alleen maar groter te worden met toenemende atmosferische depositie van stikstof. Aan de andere kant dragen bosranden wellicht positief bij door het afvangen van atmosferische

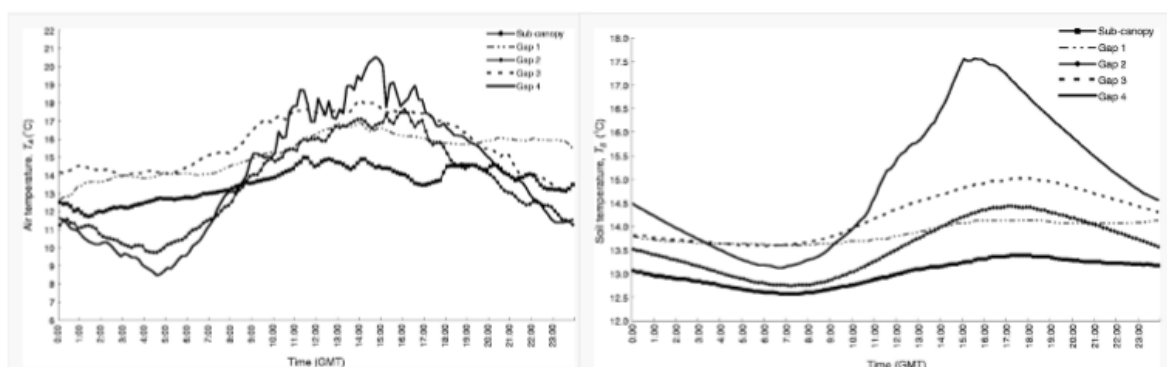
depositie waardoor de directe depositie veel lager is. Een studie van Koerselman et al. (1990) toont aan dat de jaarlijkse input van anorganisch stikstof in depositie vele malen groter is dan via grondwater in hoogveen. Depositie kan 56% bedragen in laagveen en 82% in hoogveen. Infiltrerend water droeg voor 49% bij aan de totale fosfor input en 7% van de Kalium input van het hoogveen, maar infiltrerend water droeg slechts marginaal bij aan de toevoer van stikstof in beide venen. Dit terwijl beide venen omringd worden door sterk bemeste graslanden. Dit zou een indicatie kunnen zijn dat het tegengaan van directe depositie wel eens zeer belangrijk kan zijn. Desalniettemin is er te veel onduidelijkheid en moet de veldstudie hier meer duidelijkheid over verschaffen.

Naast stikstof kunnen boszones ook een effect hebben op fosforbeschikbaarheid in het veen. Door de hierboven genoemde pollen depositie kunnen bosranden wellicht sterk bijdragen aan de fosforbeschikbaarheid in een veen. Een studie in Panama (Cheesman et al., 2012) laat zien dat de beschikbaarheid van P afneemt over een gradiënt vanaf een bosrand het veen in, wat consistent is met een afnemende laterale voeding (Tipping et al., 2014) met afstand tot omringende bossen. Door de grote jaarlijkse variatie in de hoeveelheid pollen die afgezet worden is het echter lastig om hier een vaste waarde aan te hangen. Daarnaast vindt een Engelse studie ook een jaarlijkse toename van fosfor van 0,018 g P/ha/jaar in hoogveen en wijt dit met name aan het inwaaien van stofpartikelen en biologische debris vanuit nabijgelegen landbouwgebieden (Schillereff et al., 2016). Niet enkel bossen zorgen dus voor een toename in fosfor, maar de verwachting op basis van de literatuur is wel dat de beschikbaarheid van fosfor hoger is in gebieden omringd door bos.

2.4 Effect van boszones op het microklimaat

Boszones hebben mogelijk ook een fysisch effect op het microklimaat van de omgeving middels een beschuttende en beschaduwende werking. Dit is met name van belang voor de kenmerkende faunasoorten, maar ook voor het habitat zelf, aangezien hoogveenontwikkeling sneller lijkt te verlopen binnen de beschutting van een bos (Aggenbach & Jalink, 1998). Meerdere onderzoeken bevestigen dat op plaatsen waar bomen wegvallen de lichtinval en andere microklimaat variabelen zoals lucht- en bodemtemperatuur, regenval, luchtvochtigheid en wind veranderen (Morecroft et al., 1998; Aussenac, 2000; Proe et al., 2001). Dit heeft ook effect op de beschikbaarheid van nutriënten door decompositie en mineralisatie processen (Muscolo et al., 2010). In combinatie met verhoogde waterfluxen (Vilhar et al., 2010) kan dit leiden tot uitspoeling van nutriënten naar het grondwater (Madsen, 1994; Katzensteiner, 2003; Walters et al., 2006). Hoe groot deze veranderingen zijn lijkt sterk af te hangen van de grootte van het ontstane gat in het bos en lijken toe te nemen naarmate de gaten groter worden (Ritter et al., 2005a; Renaud & Rebetez, 2009; Ritter & Vesterdal, 2006).

Over het algemeen geldt dat de stabiliteit van de luchttemperatuur afneemt met toenemende grootte van het gat (Figuur 2-6; Abd Zatif & Blackburn, 2010) terwijl wind en lichtinval juist toenemen met toenemende grootte. Echter het betreft hier studies die kijken naar plekken ontstaan in bossen door het vallen van hoogstens een paar bomen, wat de open plek dus beperkt groot maakt. Vandaar dat de invloed van boszones op veel van de microklimatologische parameters zoals temperatuur, bodemtemperatuur, bodemvochtigheid, turbulentie en lichtinval met name in de eerste 20 meter van de bosrand gelden (o.a. Davies-Colley et al. 2000, Heithecker en Halpem 2007, Baker et al. 2016). Deze afstand is medeaafhankelijk van de windrichting (naar of uit de boszone) en de hoogte en dichtheid van bomen in de boszone.

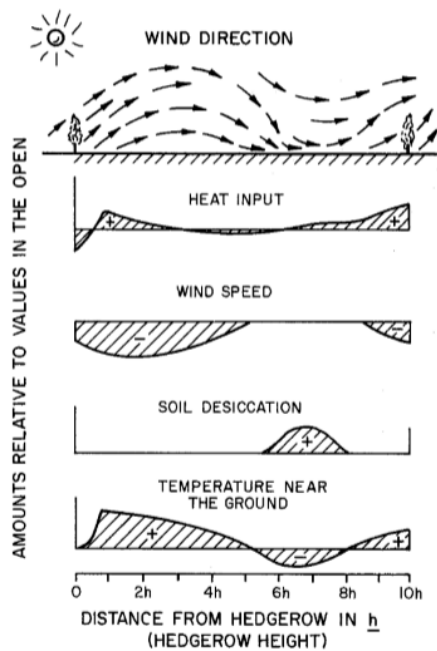


Figuur 2-6: Het verschil in luchttemperatuur (links) en bodemtemperatuur (rechts) tussen verschillende groottes van open ecotopen in bossen (gap 1=40m², gap 2=150m², gap 3=210m², gap 4=286m²). Full canopy betreft de controle genomen in het bos. Grafieken afkomstig uit: Abd Zatif & Blackburn (2010).

Figure 2-6: The difference in air temperature (left) and soil temperature (right) between different sizes of forest gaps (gap 1=40m², gap 2=150m², gap 3=210m², gap 4=286m²). Full canopy is the control in the forest. Graph derived from Abd Zatif & Blackburn (2010).

Twee studies die naar de effecten van obstakels (hagen) of bosranden gekeken hebben, bevestigen de bufferende werking van hiervan, maar tonen aan dat deze veranderingen afnemen op grotere afstanden van de rand (Figuur 2-7; Forman & Beaudry, 1984; Davies-Colley et al., 2000). Deze studies laten zien dat de wind toeneemt vanaf de rand, maar dat deze toename af lijkt te vlakken tot het gelijk is aan de windsnelheid in het open veld op een afstand van 5 keer de hoogte van de heg of 80 meter van de bosrand. Opmerkelijk genoeg lijkt dat voor de beide zijdes van de haag te gelden, echter is het effect het grootst aan de lijzijde. De temperatuur is lager direct aan de bosrand ten opzichte van het open veld, maar lijkt snel toe te nemen vanaf de rand tot het hoger is

dan in het open veld op een afstand van 1x de hoogte van de haag of 20 meter van de bosrand. Hierna vakt de temperatuur langzaam af naar de temperatuur in het open veld. De verklaring voor de hogere temperatuur op 20m heeft te maken met de lagere windsnelheid. De afname van de temperatuur op grotere afstand tot het gelijk is in het open veld is het gevolg van het toenemen van de windsnelheid. Volgens Forman & Beaudry (1984) is er een zone op ongeveer 5-8 keer de hoogte van de heg, waarbij de temperatuur weer lager ligt ten opzichte van het open veld doordat de windsnelheid hier het hoogst is, maar dit wordt niet beaamt door Davies-Colley et al. (2000). Deze laatste laten daarnaast nog wel zien dat het dampdrukdeficiet toeneemt vanaf de bosrand wat gevolgen kan hebben voor de evapotranspiratie in het veen, deze toename is het grootst in de eerste 20m vanaf de bosrand.



Figuur 2-7: Effect van hagen op een aantal microklimatologische parameters. Grafiek afkomstig uit Forman & Beaudry (1984).

Figure 2-7: Effect of hedgerows on a number of microclimatic parameters. Graph derived from Forman & Beaudry (1984).

Forman & Beaudry (1984) tonen aan dat de grootte van deze effecten en de afstand waarover ze effect hebben afhankelijk is van de hoogte van de obstakels en de oriëntatie van de rand. Meerdere studies tonen daarnaast aan dat deze effecten en afstanden kunnen verschillen gedurende het jaar (Young & Mitchell, 1994; Baker et al., 2016). Het effect op de temperatuur is het grootst in de warme zomermaanden wanneer de temperatuur het hoogst is (Davies-Colley et al., 2000; Baker et al., 2016). De afstanden waarover de bosrand effect heeft zijn echter het grootst wanneer de zon op een hoek van 45 graden staat, wat de beschaduwende werking van de bosrand verlengt (Baker et al., 2016). Tevens zijn er dagelijkse fluctuaties die onder andere veroorzaakt worden door bewolking en de maximale dagelijkse temperatuur (Davies-Colley et al., 2000; Baker et al., 2016).

De resultaten suggereren dat een bosrand een sterk effect heeft op de windsnelheid, temperatuur en luchtvochtigheid in een veen en op zijn minst meer variatie biedt dan in een open gebied. Windsnelheden lijken sterk gereduceerd te worden door een bosrand, terwijl de luchtvochtigheid juist hoger is aan de rand. De temperatuur kan dan weer zowel lager als hoger zijn afhankelijk van de afstand tot de bosrand. De afstanden waarover een bosrand effect heeft, verschilt tussen de parameters, maar kan voor sommige parameters tot een afstand van 80 meter gelden. De grootste verschillen worden echter in de eerste 20-40 meter van de bosrand aangetroffen.

2.5 Effect van kap op de problematiek

Ondanks de hierboven beschreven effecten van boszones op de problematiek, valt te verwachten dat deze invloeden veranderen als er actief kapbeheer plaatsvindt. Echter het valt ook te verwachten dat omstandigheden de eerste jaren na de kap niet gelijk zijn aan die in een reeds lange tijd gevestigde lage vegetatie. Vandaar dat hier ingegaan wordt op de effecten van kap op de problematiek.

2.5.1 Effect van kap op grondwaterstromen

Zoals hierboven besproken kunnen boszones een negatief effect hebben op grondwaterstromen in vergelijking tot gebieden met een lage vegetatie. Dit is te wijten aan dat een groot deel van de neerslag onderschept wordt door de bladeren en verdampt voordat het de bodem bereikt en doordat bomen meer water uit de bodem opnemen voor transpiratie. Daarnaast is ook de oppervlakkige afstroming minder in bossen door een hoge retentie van vocht in de organisch stofrijke bodem. Het valt dus te verwachten dat waterstanden toenemen na het kappen van bos.

Over de hele wereld worden toenames van grondwaterstanden na het kappen van bos gerapporteerd, deze toenames variëren van 7-100 centimeter en lijken in veel gevallen het hoogst de eerste jaren na het kappen, waarna het effect af lijkt te nemen. Naast verhoogde waterstanden, kan ook het vochtgehalte van de bodem (Adams et al., 1991; Keppeler et al., 1994), de totale hoeveelheid water in het intrekgebied (Hetherington, 1987; Moore & Wondzell, 2005), en de peak flow (Guillemette et al., 2005) verhoogd worden. Een samenvatting van Adamus (2014) laat zien dat ontzettend veel studies aantonen dat het verwijderen van bomen nabij of in wetlands tot een verhoging van de waterstand in de wetlands leidt. De verandering in de waterstand is het grootst wanneer deze bomen uit het veen zelf verwijderd worden, of opwaarts in het intrekgebied van het veen. Daarnaast is het effect groter wanneer het oppervlakte van het gekapte bos relatief groot is ten opzichte van de grootte van het veen (Adamus, 2014; Steedman, 2000).

Andere studies suggereren dat minimaal 20% van de basale bosoppervlakte verwijderd moet worden voordat er een significante verandering in jaarlijkse fluxen gemeten kan worden (Hibbert 1967; Bosch & Hewlett 1982; Stednick 1996). Terwijl Guillemette et al. (2005) dan weer waarschuwen dat nooit meer dan 50% van een intrekgebied gekapt moet worden, om zo de toename van peak flow niet hoger dan 50% te laten worden om negatieve gevolgen te voorkomen. Hoewel er minder studies gekeken hebben naar het gedeeltelijk verwijderen van bossen, of uitdunnen hiervan, zijn er een aantal studies die aantonen dat waterstanden proportioneel toenemen met de hoeveelheid bos dat verwijderd wordt (Kolka et al., 2011; Pothier et al., 2003). Ook hier zijn de verschillen het grootst in de jaren direct na het kappen. Echter laten deze studies ook zien dat er na 5 jaar geen significante verschillen meer bestonden tussen de gekapte gebieden, en is er in 1 van beide studies zelfs geen verschil meer met de beboste controle gebieden (Kolka et al., 2011).

Echter zijn veel van deze studies gedaan in boreale naaldbossen met een hoge jaarlijkse neerslag. Smerdon et al. (2009) tonen aan dat verschillende klimatologische en geologische omstandigheden voor verschillende gevolgen van kap kunnen zorgen, hoewel deze in bijna alle gevallen voor een toename zorgen. Jones & Post (2004) tonen op basis van tientallen jaren onderzoek in het Noordoosten en Noordwesten van de VS dan weer verschillen tussen naaldbossen en loofbossen aan waarbij in de eerste 5 jaar na kap de maximale dagelijkse toename van waterstanden in loofbossen 2-3 mm is terwijl dat voor naaldbossen 6-8 mm is. Deze toename blijft in naaldbossen meetbaar tot 35 jaar na het kappen. In loofbossen worden er na 10-15 jaar echter lagere waterstanden dan voor de kap aangetroffen, wat ze wijten aan het terug groeien van jong bos.

Kap van bomen lijkt dus in veel gevallen voor een verhoging van waterstanden te zorgen, echter zijn er ook studies die het tegenovergestelde beweren. Op bodems met een hogere

infiltratiecapaciteit en/of die een lagere hoeveelheid jaarlijkse neerslag ontvangen hoeft het verwijderen van bos niet per se tot verhoogde waterstanden te leiden (Devito et al., 2005). Andere studies hebben dan weer aangetoond dat de regeneratie van nieuwe vegetatie op de plek van kappen (met name in de littorale zone) ook waterstanden kunnen verlagen (Hicks et al., 1991; Pike & Scherer, 2003). Dit is met name het geval in intrekgebieden die gedomineerd worden door naaldbomen, die na de kap vervangen worden door loofbomen, die onder gelijke LAI, meer water verbruiken dan naaldbomen (Hicks et al., 1991). Als laatste zijn er ook studies die suggereren dat het kappen van bomen nabij venen tot een verhoogde evaporatie kan leiden (toename wind) waardoor de toename aan water door kappen tenietgedaan wordt en de uiteindelijke hoeveelheid water verlaagd kan worden (Petrone et al., 2007; Swanson & Rothwell, 2001). Tevens is er bewijs dat het kappen van bos in een intrekgebied kan leiden tot een tijdelijke verhoging van dagelijkse en seizoenale fluctuaties in lagergelegen wetlands (Taylor, 1993; Bliss & Comerford, 2002), wat een probleem kan vormen voor het vestigen van veenmos.

Het netto effect van kap op de waterstand in een veen lijkt dus erg moeilijk in te schatten. De meeste studies laten een toename van waterstanden zien, maar dit betreffen vaak metingen in gebieden met grote intrekgebieden, waar grote oppervlaktes bos verwijderd worden. Daarnaast betreft het vaak boreale naaldbossen met een hoge jaarlijkse neerslag op hellingen met een onderliggende rotslaag die ervoor zorgt dat het meeste water afstroomt naar hetzelfde laaggelegen punt. Of dit ook geldt voor hoger in het landschap gelegen hoogveentjes op relatief vlakke, goed infiltrerende zandbodems die mogelijk een beperkte oppervlakte van het intrekgebied hebben is onduidelijk. Wellicht kunnen eventuele waterstand verhogingen in deze systemen niet compenseren voor het verlies aan transpiratie door verhoogde windsnelheden wanneer bosranden volledig verwijderd worden. Waarschijnlijk kan het terugzetten van een bosrand wel een positief effect op de waterstand in een veen hebben, maar dat lijkt voor een groot deel af te hangen van de grootte van het intrekgebied en het percentage bos wat hierin verwijderd wordt.

2.5.2 Effecten van kap op de nutriëntenbeschikbaarheid

Hierboven is al beschreven hoe bossen bij kunnen dragen aan de nutriëntenbeschikbaarheid in nabijgelegen delen. Dit houdt echter niet in dat het verwijderen van bos per definitie tegenovergestelde effecten tot gevolg heeft. Veel studies laten zien dat ammonium en nitraatgehalten in het grondwater significant toenemen na het kappen van bos (Rusanen et al., 2004; Kubin, 1995; 1998; Nieminen, 1998; Wiklander 1974, 1981; 1983; Wiklander et al., 1991; Tam et al., 1974; Ahtiainen & Huttunen, 1999). Ook in het oppervlaktewater worden na het kappen van bos verhoogde ammonium en nitraatconcentraties gevonden (Tamm et al., 1974; Haverlaan, 1981; Kubin, 1995; Ahtiainen, 1988; Nieminen, 1998). Deze verhoging is echter tijdelijk en vaak waren stikstofgehalten na 3-5 jaar weer gelijk aan gehalten voor de kap (Gundersen et al., 2006). De grootte van de toename van stikstofconcentraties lijkt af te hangen van het niveau van stikstofdepositie, en lijkt hoger te zijn onder hoge depositie (Wiklander et al., 1991; Rusanen et al., 2004; Gundersen et al., 2006).

Deze toenames worden met name geweten aan de afname van de opname van N door de vegetatie (Burns & Murdoch, 2005) en verhoogde snelheden van mineralisatie, nitrificatie, en oppervlakkige afspoeling (Gundersen et al., 2006). De mate van verwijderen van kapresiduen speelt ook een rol, hoewel zelfs bij een volledige verwijdering van boomstompen en houtafval, de toename van stikstofconcentraties in het grondwater nog steeds groot kan zijn (Nieminen, 1998). Ook andere studies rapporteren verhoogde uitspoeling van N onder ophoping van kapresiduen (Smolander et al., 2000; Rosén & Lundmark-Thelin, 1987; Piirainen et al., 2007).

De uiteindelijke toename van nitraat in het porievocht of grondwater is in de meeste gevallen relatief laag (Gundersen et al., 2006), maar in Centraal-Europa, waar in de studie van Gundersen et al. (2006) de studies onder de hoogste stikstof depositie gedaan zijn, is de gemiddelde toename van nitraat in grondwater of porievocht 5mg N/l. Deze toename kan echter zo hoog zijn als 14-15

mg N/l zoals gevonden in een Belgische en Duitse studie (Keersmaecker et al., 2000; Rothe et al., 1998). Minder intensieve ingrepen, zoals uitdunning van bossen, schijnen tot even hoge uitspoeling van nitraat te leiden (Bauhus & Bartsch 1995; Bartsch et al. 1999; Ritter et al. 2005b; Ritter & Vesterdal 2006), ook al werd oorspronkelijk gedacht dat dichtbijstaande bomen het nitraat zouden opnemen. Wilpert et al. (2000) concludeert dat onder hoge depositieniveaus van stikstof ook kleine gaten in het bos (<0,1 ha) al tot een hoge uitspoeling van nitraat kunnen leiden. Ook Ritter et al. (2005b) vonden geen verschillen in nitraat uitspoeling tussen bosgaten van verschillende grootte.

De hoeveelheid stikstof die uiteindelijk uitspoelt na kappen lijkt dus met name hoog in gebieden waar een hoge depositie is. Dit effect lijkt met name de eerste paar jaar na kappen te spelen. Tevens kan ook het verwijderen van relatief kleine hoeveelheden bos al tot een hoge uitspoeling van nitraat leiden, waardoor het ook relevant kan zijn voor de relatief kleine hoogveentjes in Noord-Nederland.

3 GIS-studie

3.1 Inleiding

Het doel van de GIS-studie is tweeledig. Enerzijds om de geschiktheid van de venen voor verschillende faunasoorten te toetsen. Door de 40 venen te toetsen of deze voldoen aan een bepaald aantal randvoorwaarden van de soorten is gekeken of deze gebieden potentieel geschikt habitat vormen voor deze soorten. Anderzijds wordt dit onderdeel gebruikt voor verdere analyse van de venen uit de regionale veldstudie, door te kijken naar het type landgebruik en de oppervlakte hiervan in de omgeving om de venen zo verder te kunnen classificeren. De resultaten van dit laatste wordt besproken in hoofdstuk 4, maar de gebruikte methoden worden in dit onderdeel besproken.

3.2 Ecologische profielen van 10 hoogveensoorten

Om de habitatgeschiktheid van de veentjes correct te voorspellen moeten allereerst de randvoorwaarden voor het habitat per soort worden vastgesteld. Dit wordt gedaan aan de hand van het ecologische profiel van de soort. Hieronder volgt een korte omschrijving hiervan per soort, aan het einde worden deze vertaald in randvoorwaarden die aan de hand van bestaande kaarten/data te toetsen zijn.

3.2.1 Turfloopkever - *Agonum ericeti*

De Turfloopkever is een typische tyrphobionte/tyrfofiële soort (Lindroth, 1945), en wordt gezien als een karakteristieke soort voor glaciale en postglaciale veentjes (Turin, 2000). De soort is goed aangepast aan de microklimatologische omstandigheden in de heideveentjes zoals onder andere een voorkeur voor een lage pH (pH 3,6-4,6 Krogerus, 1960; pH 3,3-4,4 Paje & Mossakowski, 1984). Naast tyrfofiel is de soort ook thermofiel (temperatuur lievend) en is vaak waargenomen op bijna zwarte, zeer hete, open plekken tussen de vegetatie (Lindroth, 1986) en op een brandplek in het Fochteloërveen (Turin, 2000). *A. ericeti* is ongevleugeld en kan niet vliegen (Lindroth, 1945) en is door zijn sterke stenotopie erg gebonden aan heideveentjes, natte heiden en restanten van heideveentjes. De soort heeft een voorkeur voor vegetaties met daarin pollen Struikheide (*Calluna vulgaris*), Dopheide (*Erica tetralix*), Bosbes (*Vaccinium myrtillus*), Veenbes (*Vaccinium oxycoccus*) en Veenmos (*Sphagnum sp.*).

In Nederland wordt hij echter ook waargenomen op drogere vergraven terreindelen (Turin, 2000) en lijkt geen duidelijke vochtvoorkeur te hebben (Van Essen, 1993). De hoogste aantallen zijn gevonden nabij afgeplagde grond en pas gestoken turf vooral tijdens eerste successiestadia van de vegetatie, waarbij een open mozaïekachtige vegetatie van jonge heide ontstaat. Daarnaast is een licht reliëf en de aanwezigheid van veenmosplekken van belang (Van Essen, 1993). Het dispersievermogen van de soort is zeer laag. De soort is brachypteer, en kan niet vliegen (Den Boer et al., 1980; Desender, 1989; Lindroth, 1945; Mossakowski, 1970). Een studie door De Vries & Den Boer (1990) toont aan dat in Drenthe het voorkomen van de soort sterk bepaald wordt door de grootte van het habitat. De soort komt voornamelijk voor in gebieden met een oppervlakte groter dan 50-70 hectare (altijd aanwezig in gebieden >50ha), en was altijd afwezig in gebieden kleiner dan 5 ha.

Drees et al. (2007) tonen aan dat het voorkomen van *A. ericeti* in Noordwest-Duitsland, met name positief gecorreleerd is aan de bedekking van bultvormend veenmos, terwijl een toenemende bedekking door grassen juist een negatieve correlatie gaf. Versnippering van habitat en de achteruitgang van habitatkwaliteit lijken dus een grote bedreiging voor de soort. Ook lijken gemiddeld hogere jaartemperaturen of vochtige winters met korte vorstperioden een negatieve invloed op populatiegroottes van *A. ericeti* te hebben (Prins et al., 2007).

Parameters	<i>Agonum ericeti</i>
Voortplantingshabitat	Heideveentjes H7110B, Natte heide H4010A
Oppervlakte	Min 5ha, optimaal >50ha
Voerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Thermofiel
Wind	Onbekend
Vochtigheid	n.v.t.
N-depositie (hoogste grens habitat)	H4010A: 17 kg N/ha/jr, H7110B: 11 kg N/ha/jr
Flora	E. tetralix, C. vulgaris, V. myrtillus, V. oxycoccus
Bultvormend veenmos	Voorwaarde
Nabijheid bronpopulatie	<1km ?

Tabel 3-1: Randvoorwaarden voor *A. ericeti* op basis van de literatuur.

Table 3-1: Prerequisites for *A. ericeti* derived from literature.

3.2.2 Veenzwartschild - *Pterostichus aterrimus*

Pterostichus aterrimus is een zeldzame loopkever die in Nederland enkel in het binnenland wordt aangetroffen. Op kleigronden komt de soort niet voor. De soort wordt omschreven als zeer hygrofiel en tyrfiel (Krogerus, 1960). Geschikt habitat bestaat uit hoogveen en laagveenmoerassen, waar de soort vooral op oligotrofe plaatsen, langs stilstaand water, direct langs de waterrand op venige bodem voorkomt. Volgens (Turin, 2000) is een voorwaarde een zachte, liefst stinkende, modderige oever waar een rijke vegetatie van zeggen, wollegras, of riet (*Phragmites australis*) aanwezig is. Soms komt de soort ook in veenmos voor (Horion, 1941; Luff, 1998). Evenals *Agonum ericeti* vertoont de soort een voorkeur voor zure omstandigheden (pH 3,3-4,4, Paje & Mossakowski, 1984).

De soort is macropter en het merendeel van de individuen van een populatie in België bleek meestal optimaal ontwikkelde vleugels en volledig ontwikkelde vliegspieren te bezitten (Turin, 2000). Het goede dispersievermogen blijkt volgens Lindroth (1945) uit het incidentele en plaatselijke voorkomen van de soort. De grootste bedreiging voor de soort lijkt verdroging van het biotoop door waterstandverlaging als gevolg van nabijgelegen landbouw (Barndt et al., 1991; Hyman, 1992).

Parameters	<i>Pterostichus aterrimus</i>
Voortplantingshabitat	Hoogveen H7110B, Laagveenmoerassen H7140
Oppervlakte	Onbekend
Foerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Onbekend
Wind	Onbekend
Vochtigheid	Zeer hygrofiel
N-depositie (hoogste grens habitat)	n.v.t.
Flora	Carex sp, E. vaginatum, P. australis
Bultvormend veenmos	n.v.t.
Nabijheid bronpopulatie	n.v.t.

Tabel 3-2: Randvoorwaarden voor *P. aterrimus* op basis van de literatuur.

Table 3-2: Prerequisites for *P. aterrimus* derived from literature.

3.2.3 Heide roodkruin - *Anisodactylus nemorivagus*

Anisodactylus nemorivagus is een loopkever die in Nederland zeer zeldzaam is en enkel bekend is uit het oosten van het land (Turin, 2000). In België is de soort verbreid in het gehele noorden van het land, maar dit betreffen enkel oude waarnemingen (Desender, 1986). Hedendaags wordt ervan uitgegaan dat de soort niet langer in België voorkomt (Turin, 2000).

De soort wordt omschreven als xerofiel (Lindroth, 1985; Thiele, 1977; Szel, 1996) en kan dus voorkomen in droge gebieden. In Groot-Brittannië en België wordt de soort omschreven als typerend voor droge heide (Desender, 1986; Luff, 1998). Ook qua bodemtype lijkt de soort zeer variabel. In Fennoscandië komt de soort voor op zandige en grindachtige bodems en ook in andere landen komt de soort voor op uiteenlopende bodemtypen zoals veen, zand, en zware humus (Burmeister, 1939; Marggi, 1992). In Nederland is de soort vooral bekend als een typische soort van hoogveen en vochtige dopheiden op veenbodem (Van Essen, 1993; Turin, 2000).

De soort is macropter, met volledig ontwikkelde vleugels en is in staat om te vliegen. Dit duidt erop dat de soort een goed dispersie vermogen bezit. Recent onderzoek door Magura et al. (2008) toont aan dat de soort vaker voorkomt in stedelijk gebied (urban sites) en verklaren dit doordat de soort een voorkeur heeft voor microsites met hogere temperaturen en/of door het snelle kolonisatievermogen van de soort door verstoringen in de stedelijke gebieden.

Parameters	<i>Anisodactylus nemorivagus</i>
Voortplantingshabitat	Hoogveen H7110B, Natte heide H4010A
Oppervlakte	Onbekend
Foerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Microsites met hogere temperaturen
Wind	Onbekend
Vochtigheid	n.v.t.
N-depositie (hoogste grens habitat)	H4010A: 17 kg N/ha/jr, H7110B: 11 kg N/ha/jr
Flora	Onbekend
Bultvormend veenmos	Onbekend
Nabijheid bronpopulatie	n.v.t.

Tabel 3-3: Randvoorwaarden voor *A. nemorivagus* op basis van de literatuur.

Table 3-3: Prerequisites for *A. nemorivagus* derived from literature.

3.2.4 Veenmier – *Formica picea* (transkaukasica)

De Veenmier is een boreale alpine soort die voorkomt in gematigde en koude streken in Europa en Azië (Stitz, 1939; Seifert, 1996). In het zuiden van Nederland lijkt de verspreiding van de soort af te nemen (Van Loon & Mabelis, 1996). De soort is voornamelijk beperkt tot heideveentjes en natte heide. *Formica picea* bouwt zijn nesten ondergronds (Fowles & Hurford, 1996). Gedurende de lente en zomermaanden wordt bovengronds echter een zogenaamd solarium gebouwd, waarin het broedsel uitgebroed wordt (North, 1998b). Het microhabitat rond deze solaria is waarschijnlijk erg belangrijk bij de keuze van de nestlocatie. Deze solaria worden vaak gebouwd uit dode vegetatie (*M. caerulea*) en veenmos (Fowles & Hurford, 1996). Met name de temperatuur en luchtvochtigheid in het solarium lijken erg van belang, aangezien er significant meer nesten gevonden werden bij een toename van temperatuur en luchtvochtigheid (North, 1998a).

Volgens Mabelis & Chardon (2005) lijkt de hoeveelheid nesten sterk af te hangen van het oppervlakte geschikt habitat en zij geven een minimale oppervlakte van 100m² optimaal habitat voor een nestende populatie Veenmieren. Wel stellen zij dat bij dermate kleine oppervlaktes de populatie gevoelig kan zijn voor competitie met andere miersoorten (Vepsäläinen & Pisarski 1982; Boomsma et al. 1987; Savolainen & Vepsäläinen 1988). Een minimaal oppervlakte van 0,5 ha optimaal habitat wordt genoemd voor een polydome kolonie, hoewel dat in het veld, waar optimaal habitat en marginaal habitat vaak gemengd voorkomen op kan lopen tot minimaal 10 hectare.

Naast de grootte van het habitat is ook de kwaliteit van het habitat van belang. Er werden meer nesten gevonden in gebieden van optimale kwaliteit in vergelijking tot gebieden met marginale kwaliteit. Optimaal habitat voor de Veenmier bestaat uit een bodem met een goede capaciteit om vocht vast te houden, aanwezigheid van karakteristieke plantensoorten van heideveentjes (onder andere: *S. magellanicum*, *S. papillosum*, *S. rubellum*, *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia*, *Drosera* sp.) en natte heide (onder andere: *S. compactum*, *S. tenellum*, *S. molle*, *Rhynchospora* sp., *Drosera* sp., *Juncus squarrosus*). Het voorkomen van indicatorsoorten voor eutrofiëring (onder andere: *Juncus effusus*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*) en verdroging (onder andere: *Rubus fruticosus*, *Deschampsia flexuosa*, jonge berken en/of dennen) werd als suboptimaal habitat beschouwd.

Plantensoorten die met name van belang lijken zijn *Molinia caerulea*, *Erica tetralix* en *Sphagnum* sp., aangezien de helft van de nesten op een *Molinia* pol gevonden werden (45%) en de andere helft in de veengrond onder een oude *Erica* plant (44%). In de heideveentjes waren alle nesten op veenmos gebouwd, als bouw materiaal werden kleine delen van *Molinia*, *Erica*, of veenmos gebruikt. Nest dichtheden waren het laagst in gebieden die verdroogd waren en waar micro reliëf ontbrak. Een Engelse studie bevestigt het belang van *Erica tetralix* en vindt ook een positieve correlatie tussen het voorkomen van nesten en *Trichophorum cespitosum*. Uit deze studie komt een negatieve relatie met voorkomen van *Calluna vulgaris* naar voren die al eerder gevonden was (Orledge & Lucas, 2002). Dezelfde studie bevestigt ook het belang van een vochtvasthoudende bodem. *F. picea* kan extreem hoge grond saturatie tolereren, maar dit is niet essentieel voor het

voorkomen van de soort (Orledge et al., 1998). Te droge omstandigheden hebben echter een negatieve invloed op de soort.

Dispersie kan plaatsvinden door lopende individuen en vliegende individuen. De immigratie van vliegende koninginnen lijkt erg laag in gebieden die verder dan 1 km verwijderd liggen van een bestaande patch. Als maximum afstand dat een koningin af kan leggen in open terrein wordt 10 km genoemd, op basis van data van een *Formica rufa* koningin (Haeseler, 1982), maar dit zal slechts zelden voorkomen (Mabelis 1994; Mabelis & Korczynska 2001). Bewijs voor beperkte dispersie door koninginnen (<1km) is gevonden voor *F. paralugubris* (Chapuisat et al. 1997) en voor *F. exsecta* (Liautard & Keller 2001; Sundstrom et al. 2003). Voor *F. picea* wordt een afstand van 3 km over open terrein aangenomen voor 95% van emigrerende koninginnen (Mabelis & Chardon, 2005). Tegelijkertijd zeggen ze dat de vliegafstand voor koninginnen vaak kleiner dan 1 km is. Ook de Engelse studie laat zien dat dispersieafstanden waarschijnlijk erg gering zijn.

Parameters	<i>Formica picea</i>
Voortplantingshabitat	Heideveentjes H7110B, Natte heide H4010A
Oppervlakte	Min 100m ² , polydome: min 0,5ha optimaal habitat
Foerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Temperatuur in solarium erg belangrijk
Wind	Onbekend
Vochtigheid	Vochtvasthoudende bodem van belang, luchtvochtigheid in solarium erg belangrijk
N-depositie (hoogste grens habitat)	H4010A: 17 kg N/ha/jr, H7110B: 11 kg N/ha/jr
Flora	<i>Molinia caerulea</i> , <i>Erica tetralix</i> , <i>Trichophorum cespitosum</i>
Bultvormend veenmos	Erg belangrijk
Nabijheid bronpopulatie	< 1km

Tabel 3-4: Randvoorwaarden voor *F. picea* op basis van de literatuur.

Table 3-4: Prerequisites for *F. picea* derived from literature.

3.2.5 Veenhooibeestje – *Coenonympha tullia*

Het Veenhooibeestje is een uiterst zeldzame standvlinder die op nog maar 4 plekken in Nederland voorkomt en vermeld wordt als “Ernstig bedreigd” op de Rode Lijst (Van Swaay, 2019). De soort komt voornamelijk voor in natte heide, moerassen, hoogvenen, en vennen met hoogveenvorming (Tax, 1989), met name op plaatsen waar een dichte begroeiing van zowel de waardplant Eénarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) en voedselplant voor de imago's (*Erica tetralix*) voorkomen (Melling, 1987). De soort lijkt met name een voorkeur te hebben voor *E. vaginatum* die in bulten groeit (Melling, 1984; Joy, 1991), waarschijnlijk omdat deze groeivorm de overlevingskansen en overwintering van de rupsen positief beïnvloedt. De vochtigheid van het gebied lijkt met name van belang voor het voorkomen van de waard- en voedselplant, hoewel te hoge waterstanden in de winter nadelig bleken te zijn voor de overleving van de rupsen (Joy & Pullin, 1997). Dennis & Eales (1999) noemen de aanwezigheid van open water als positief, en noemen verdroging van het habitat zeer negatief voor de soort.

Beschutte locaties lijken geschikter te zijn voor imago's in vergelijking met meer open locaties, aangezien deze vaak lagere windsnelheden en een hogere omgevingstemperatuur hebben. Hierdoor kunnen imago's langer vliegen. De aanwezigheid van een heuvel of bomen aan de rand van de locatie wordt dan ook als positief gezien (Dennis & Eales, 1997). Echter worden sites die volledig omgeven zijn door bos als negatief gezien. Begrazing wordt ook als negatief beschouwd voor het voorkomen van de soort (Dennis & Eales, 1999).

Naast kwaliteit van het habitat laat de Engelse studie zien dat isolatie en de grootte van het habitat even belangrijk zijn (Dennis & Eales, 1997). Ze geven geen waarde voor minimum habitatgrootte, maar afgeleid van de grafiek, zou dat rond de 3160 m² zijn (0,32 ha). De meeste bezette sites variëren in grootte tussen 1 en 32 ha (Dennis & Eales, 1997; Dennis & Eales, 1999). Ze stellen dat het voorkomen van de soort op basis van habitatkwaliteit, en isolatie en grootte van het habitat betrouwbaar te voorspellen is. Andere studies die keken naar het effect van klimaatverandering op

de verspreiding van vlindersoorten waaronder het Veenhooibeestje kwamen tot de conclusie dat het voorkomen van de soort op basis van klimatologische parameters niet betrouwbaar te voorspellen is (Hill et al., 2002; Franco et al., 2006). Een van deze studies benadrukte het belang van habitatkwaliteit voor de verspreiding van het Veenhooibeestje (Franco et al., 2006).

Isolatie lijkt ook een belangrijke rol te spelen bij de verspreiding van de soort (Dennis & Eales, 1997), en ook de Vlinderstichting bevestigt dat het Veenhooibeestje een honkvaste vlinder is die zelden buiten het leefgebied wordt waargenomen (Vlinderstichting.nl). De maximaal vastgestelde verplaatsing door merk-hervangst is 450 meter (Turner, 1963), maar er zijn meerdere waarneming van exemplaren tot op 1 km van de meest nabije populatie (Dennis & Eales, 1997). Ook is de soort tweemaal op Terschelling aangetroffen, wat suggereert dat de soort over een grote afstand kan zwerven (Vlinderstichting).

Parameters	<i>Coenonympha tullia</i>
Voortplantingshabitat	Heideveentjes H7110B, Natte heide H4010A
Oppervlakte	Min 3160 m ² , optimaal 1-32 ha
Foerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Hogere omgevingstemperatuur positief
Wind	Beschutting positief
Vochtigheid	Vochtig maar niet te lange periodes van hoge waterstand
N-depositie (hoogste grens habitat)	H4010A: 17 kg N/ha/jr, H7110B: 11 kg N/ha/jr
Flora	<i>E. vaginatum</i> , <i>E. tetralix</i>
Bultvormend veenmos	n.v.t.
Nabijheid bronpopulatie	< 1km

Tabel 3-5: Randvoorwaarden voor *C. tullia* op basis van de literatuur.

Table 3-6: Prerequisites for *C. tullia* derived from literature.

3.2.6 Veenbesparelmoervlinder – *Boloria aquilonaris*

De Veenbesparelmoervlinder is een uiterst zeldzame standvlinder waarvan het voorkomen in Nederland beperkt is tot enkele locaties in Drenthe. De soort staat vermeld als “Ernstig bedreigd” op de Rode Lijst van Nederland (Van Swaay, 2019). In België komt de soort enkel nog in Wallonië voor. De soort is een specialist van de eerste successiestadia van hoogveentjes (Turlure et al., 2010b) en komt voor langs oevers van vennen met hoogveenontwikkeling en hoogveentjes omgeven door bos (Weitzel, 1989; Wallis de Vries, 1999; Mousson et al., 1999). Daarnaast is het voorkomen van Kleine veenbes van belang aangezien de soort deze plant als waardplant gebruikt, *Erica tetralix* wordt meestal als voedselplant gebruikt. De optimale grootte van de veentjes ligt tussen de 0,8 en 3 hectare. Door dit geringe formaat zijn de afzonderlijke veentjes vaak te klein voor een duurzame populatie waardoor populaties afhankelijk zijn van meerdere nabijgelegen hoogveentjes.

De imago's zijn typische heliotherme vlinders die hoge omgevingstemperaturen nodig hebben om de lichaamstemperatuur op peil te houden tijdens het vliegen (Turlure et al., 2010b). De rupsen zijn daarentegen juist aangepast aan een koel en vochtig microklimaat (Addo-Bediako et al., 2002). Voor de rupsen is daarom de beschikbaarheid van bultvormend veenmos van belang, aangezien deze een bufferende werking hebben op de temperatuur (Turlure et al., 2010b). Deze bufferende werking lijkt echter af te nemen in minder vochtige, gedegradeerde locaties (Turlure et al., 2010b). In Nederland wordt de soort juist vaak aan de warme zuidkant in veenmosbulten waargenomen (Weeda et al., 1988). Tijdens de winter worden de veenmosbulten als buffer gebruikt om bevriezing te voorkomen (Turlure et al., 2010a).

Studies die trachtten populatiegroottes te voorspellen aan de hand van geschikt habitat, kwamen tot de conclusie dat het gebruik van enkel het oppervlakte aan waardplanten vaak leidde tot een overschatting van de populatiegrootte (Sawchik et al. 2002; Schtickzelle & Baguette 2004; Schtickzelle et al. 2005). Als er ook naar de aanwezigheid van bultvormende veenmossen gekeken werd, werden er veel betere resultaten behaald (Turlure et al., 2010a). De populatiegrootte van *B.*

aquilonaris lijkt daarmee vooral af te hangen van de kwaliteit van het habitat voor de rupsen (Turlure et al., 2010a).

Studies in Polen (Oleksa, 2003) en België (Mousson et al., 1999) laten verder zien, dat voor het goed functioneren van een populatie het van belang is dat voortplantingshabitat in combinatie met open gebieden met nectarplanten voorkomen. De Vlinderstichting noemt de aanwezigheid van bos rond veentjes als positief voor de soort, daar dit waarschijnlijk leidt tot een geschikt microklimaat. In Wallonië lijkt de aanwezigheid van naaldbomen juist een negatieve invloed op de soort gehad te hebben (Baguette, 2003). Drainage en bebossing door *Picea abies* lijken daar geresulteerd te hebben in een drastische afname van de soort, en heeft de populaties ook meer geïsoleerd (Baguette, 2003). Dit laatste lijkt echter geen groot probleem te zijn voor de soort, aangezien *B. aquilonaris* frequent grote afstanden afleggen (tot 13 km, Baguette, 2003). Een kanttekening hierbij is dat de vlinder vegetaties mijdt zonder nectarplanten (Vlinderstichting), waardoor het daadwerkelijke dispersievermogen wellicht lager is.

Parameters	<i>Boloria aquilonaris</i>
Voortplantingshabitat	Heideveentjes H7110B
Oppervlakte	Minimaal 0,8 ha, optimaal 0,8-3 ha
Foerageerhabitat	n.v.t.
Oppervlakte	n.v.t.
Temperatuur	Hogere omgevingstemperatuur waarschijnlijk positief, in veenmos bufferende werking van belang
Wind	Onbekend
Vochtigheid	Natte omstandigheden erg belangrijk
N-depositie (hoogste grens habitat)	H7110B: 11 kg N/ha/jr
Flora	<i>V. oxycoccos</i> , <i>E. tetralix</i>
Bultvormend veenmos	Erg belangrijk!
Nabijheid bronpopulatie	n.v.t.

Tabel 3-6: Randvoorwaarden voor *B. aquilonaris* op basis van de literatuur.

Table 3-6: Prerequisites for *B. aquilonaris* derived from literature.

3.2.7 Veenbesblauwtje – *Plebejus optilete*

Het Veenbesblauwtje wordt in Nederland omschreven als een uiterst zeldzame standvlinder die op nog maar enkele locaties in Drenthe en Zuidoost-Groningen wordt aangetroffen en ook vermeld staat als “Ernstig bedreigd” op de Rode Lijst (Van Swaay, 2019). Het habitat zijn typisch door bos omgeven veentjes op zandgronden. De combinatie van lagere, natte delen waarin Kleine veenbes groeit, welke als waardplant gebruikt wordt, met wat hoger gelegen delen waar Dophei voorkomt, welke vrijwel exclusief als nectarplant gebruikt wordt, is typerend voor het voorkomen. Naast Kleine veenbes, kan de soort incidenteel ook gebruik maken van Kraaihei als waardplant. Vroeger kwam de soort ook voor op natte heiden zonder hoogveen, maar waar wel voldoende Kleine veenbes voorkwam. De optimale grootte van het habitat is 0,8-2 hectare (Wallis de Vries, 1999), wat niet groot genoeg is een op zichzelf staande populatie te herbergen. Deze soort is daarom afhankelijk van een netwerk van verschillende locaties, waartussen uitwisseling kan plaatsvinden.

Bos rond de veentjes wordt gezien als goed voor de soort, daar het mogelijk zorgt voor een gunstig microklimaat en de vlinders daarnaast vaak overnachten in de bomen. Er is een populatie bekend die voorkwam in een vrij droog open bos, waar de soort gebruik maakte van Rode bosbes als waardplant (Blom, 1945; Lempke, 1955; Tax, 1989). Dit habitat komt meer overeen met het habitat waar de soort in Scandinavië (Bink, 1967; Henriksen & Kreutzer, 1982) en de Alpen (Schweizerischer Bund für Naturschutz, 1987) voorkomt. Andere studies benadrukken echter de negatieve correlatie tussen een gesloten bladerdek en het voorkomen van de soort (Noreika et al., 2016; Klimczuk & Sielezniew, 2017).

De mobiliteit van de soort lijkt gering te zijn, en de soort wordt omschreven als honkvast (Bink, 1992). Echter zijn er waarnemingen van zwervende vlinders op 15 tot 20 km afstand van de dichtstbijzijnde populatie bekend (Wallis de Vries, 1999). Toch wordt isolatie van populaties als een probleem voor de soort beschouwd.

<i>Parameters</i>	<i>Plebejus optilete</i>
<i>Voortplantingshabitat</i>	Heideveentjes H7110B
<i>Oppervlakte</i>	Minimaal 0,8 ha, optimaal 0,8-2 ha
<i>Foerageerhabitat</i>	n.v.t.
<i>Oppervlakte</i>	n.v.t.
<i>Temperatuur</i>	Hogere omgevingstemperatuur waarschijnlijk positief
<i>Wind</i>	Onbekend
<i>Vochtigheid</i>	Natte omstandigheden erg belangrijk
<i>N-depositie (hoogste grens habitat)</i>	H7110B: 11 kg N/ha/jr
<i>Flora</i>	<i>V. oxycoccos</i> , <i>E. tetralix</i>
<i>Bultvormend veenmos</i>	n.v.t.
<i>Nabijheid bronpopulatie</i>	Onbekend

Tabel 3-7: Randvoorwaarden voor *P. optilete* op basis van de literatuur.

Table 3-7: Prerequisites for *P. optilete* derived from literature.

3.2.8 Hoogveenglanslibel – *Somatochlora arctica*

De Hoogveenglanslibel is in Nederland een zeer zeldzame soort, waarvan momenteel zeven kleine populaties bekend zijn. Typisch habitat voor de soort is levend hoogveen, met kleine veenputten die zijn dichtgegroeid met veenmossen. De soort komt voor in gebieden, waar slenken en bulten een kleinschalig mozaïek vormen. De leefgebieden zelf zijn vaak klein, verschillende studies vinden oppervlakte variërend van 0,12-150 m² (Zwarte Woud; Sternberg, 1985; 1990), en van 1-15 m² (Harz; Baumann, 2001). Het voorkomen van drijvende of onder water gelegen veenmossen is noodzakelijk. Op deze veenmossen worden de eitjes door het vrouwtje afgezet (Wildermuth & Spinner, 1991), waar ze vlak onder het water blijven totdat ze uitkomen. Het leefgebied van de larven zijn vaak zeer kleine wateroppervlakten met sterke verlanding van veenmossen (Ziebell & Klinger, 1980). Soms is er zelfs helemaal geen open water aanwezig (Schorr, 1990; Wildermuth, 1996). Hier leven de larven vrij diep verscholen tussen de veenmossen (Sonehara, 1985; Sternberg, 1995). De larven lijken vrij tolerant te zijn tegenover extreme omstandigheden, waaronder grote temperatuurschommelingen (Sternberg, 1985), lage zuurstofgehalten, en pH (range pH: 2,96-7,49; Sternberg, 2000). Ze zijn daarentegen wel heel gevoelig voor concurrentie met andere soorten (Ketelaar, 2005).

De imago's lijken een ander habitat te prefereren en lijken slechts weinig bij water voor te komen (Ketelaar, 2005). De adulte dieren komen met name langs bospaden, in boomtoppen en op beschutte plekken langs bosranden voor. Bossen lijken dus van belang voor de soort. Ook op landschappelijk niveau lijkt dit het geval te zijn. De Hoogveenglanslibel komt zowel in grotere als in kleine hoogveengebieden voor, maar ontbreekt in boomloze hoogvenen. In het Noordwest-Europese laagland lijkt de Hoogveenglanslibel zijn optimum te hebben in gebieden waar hoogveentjes worden afgewisseld met drogere plekken waar boomgroei mogelijk is. De binding met naaldbomen als rust- en jachtgebied van de imago's is groot (Ketelaar, 2005).

Het INBO geeft als voorwaarde voor het voorkomen van de soort minimaal 10m² larvaal habitat, wat bestaat uit veenslenken en voedselarme wateren, mesotrofe plassen/vennen (*Littorelion*) zowel goed als zwak ontwikkeld, oligotroof tot mesotroof water zowel goed als zwak ontwikkeld. In de directe omgeving moet minimaal 10 ha aan geschikt landbiotoop zijn waarvan 50% bos en verder natte heide, veen (bij voorkeur met boomopslag), laagveen, en gagelstruweel. In de ruime omgeving (100 ha) moet hoofdzakelijk structuurrijk bos zijn (70%).

De soort is redelijk mobiel. Er zijn meerdere waarnemingen bekend van zwervende libellen die grote afstanden hebben afgelegd (Nordman, 1957). Het is niet bekend in hoeverre de soort in staat is om nieuwe leefgebieden te koloniseren, maar dispersie lijkt geen probleem voor de soort. Wel is aangetoond dat vanwege klimaatopwarming de soort uitbreidt naar het Noorden (Hickling et al., 2005). Dit zou kunnen betekenen dat de soort afhankelijk is van een meer subarctisch klimaat.

<i>Parameters</i>	<i>Somatochlora arctica</i>
<i>Voortplantingshabitat</i>	Hoogvenen en mesotrofe vennen
<i>Oppervlakte</i>	10 m ²
<i>Foerageerhabitat</i>	Bossen (met name naaldbossen)
<i>Oppervlakte</i>	10 ha
<i>Temperatuur</i>	n.v.t.
<i>Wind</i>	Onbekend
<i>Vochtigheid</i>	Onbekend
<i>N-depositie (hoogste grens habitat)</i>	H7110B: 11 kg N/ha/jaar; H3130: 8 kg N/ha/jaar
<i>Flora</i>	n.v.t.
<i>Bultvormend veenmos</i>	Drijvend veenmos erg belangrijk
<i>Nabijheid bronpopulatie</i>	n.v.t.

Tabel 3-8: Randvoorwaarden voor *S. arctica* op basis van de literatuur.

Table 3-8: Prerequisites for *S. arctica* derived from literature.

3.2.9 Venwitsnuitlibel – *Leucorrhinia dubia*

De Venwitsnuitlibel is in Nederland een vrij algemene soort. Het habitat wordt omschreven als vennen en hoogveen, maar in Nederland worden de hoogste aantallen in vennen gevonden (meestal bosvennen op de hogere zandgronden). In hoogveenrestanten zijn de aantallen veel lager. In naburige landen wordt de soort in hoogveengebieden gevonden waar de soort een voorkeur heeft voor water met drijvend veenmos, met name de open, minder verlandende delen. In Nederland komt de soort enkel voor in rijk begroeide, voedselarme en zure wateren (pH 4,5-6,0).

De aanwezigheid van veenmos is essentieel voor de larven. Studies hebben aangetoond dat de soort dusdanig is aangepast aan het leven in veenmos, dat de late instar larven hun kleur aanpassen aan de kleur van het veenmos waarin ze zich bevinden (Henrikson, 1993). Daarnaast lijken ze ook beter te jagen in veenmos dan op ander substraat (Henrikson, 1993). De aanwezigheid van vis heeft een negatief effect op de dichtheid van de larven, en vaak ontbreekt de soort volledig op plaatsen waar vis voorkomt (Henrikson, 1988). Ook factoren als vegetatiestructuur, beschaduwning van de oever, waterdiepte en wateroppervlakte zijn waarschijnlijk belangrijk bij het voorkomen van de soort, als is het niet meteen duidelijk hoe dit de soort beïnvloedt. Uitmenging van het ven vormt wel een bedreiging voor de soort.

Het INBO geeft als randvoorwaarden dat het voortplantingshabitat bestaat uit minimaal 5 m² voedselarme en visvrije wateren, maar gebruikt voor de analyse een minimummaat van 10m². Het habitat in de directe omgeving (minimaal 5 ha) voor de adulten bestaat uit bos en struweel, struweel, boomopslag, heide, en zuur laagveen. In ruime omgeving (minimaal 20 ha) zou er minimaal > 40% bos moeten voorkomen en verder is moeras, ruigte, en heide geschikt habitat. Volgens Pajunen (1962) lijkt de soort zich wijdverbreid te kunnen verspreiden, dus isolatie is hoogstwaarschijnlijk geen grote belemmering voor de soort. Evenals voor de Hoogveenglanslibel is voor *L. dubia* aangetoond dat de soort uitbreidt naar het Noorden vanwege klimaatopwarming (Hickling et al., 2005). Dit kan erop duiden dat ook deze soort behoefte heeft aan een meer subarctisch klimaat.

<i>Parameters</i>	<i>Leucorrhinia dubia</i>
<i>Voortplantingshabitat</i>	Hoogvenen en vennen
<i>Oppervlakte</i>	10 m ²
<i>Foerageerhabitat</i>	Bos, heide en moeras
<i>Oppervlakte</i>	20 ha waarvan 8 ha bos
<i>Temperatuur</i>	n.v.t.
<i>Wind</i>	Onbekend
<i>Vochtigheid</i>	Verdroging is een probleem
<i>N-depositie (hoogste grens habitat)</i>	H7110B: 11 kg N/ha/jaar; H3130: 8 kg N/ha/jaar; H3110: 6 kg N/ha/jaar; H3160: 10 kg N/ha/jaar
<i>Flora</i>	n.v.t.
<i>Bultvormend veenmos</i>	Drijvend veenmos erg belangrijk
<i>Nabijheid bronpopulatie</i>	n.v.t.

Tabel 3-9: Randvoorwaarden voor *L. dubia* op basis van de literatuur.

Table 3-9: Prerequisites for *L. dubia* derived from literature.

3.2.10 Noordse glazenmaker – *Aeshna subarctica*

De Noordse glazenmaker is zeldzaam in Nederland, en komt vooral nog voor in het Noorden van het land. De soort komt voor in hoogveen en vennen met hoogveenverlanding, variërend van klein door bos omsloten hoogveentjes tot grotere hoogveenslenken in meer open gebieden. In Nederland is de soort met name in de kleine hoogveentjes terug te vinden met uitzondering van de vindplaatsen in het Fochteloërveen. De Nederlandse hoogveenslenken waarin de soort voorkomt variëren in oppervlakte tussen 2-50 m², echter in kleine gebieden zijn de dichtheden lager dan in de grote gebieden. Daarom zijn grote hoogveencomplexen van belang, om als bronpopulatie te dienen voor kleinere gebieden. Elders in Europa zijn de vindplaatsen vergelijkbaar en variëren van 30-1000 m² in Letland, en 50-1000 m² in Tsjechië (optimum ca 300m² Holusa, 2000). In Duitsland is de soort zelfs waargenomen in kuilen achtergelaten door edelherten (*Cervus elaphus*) en wilde zwijnen (*Sus scrofa*) (Bönsel, 1999).

Essentieel voor de soort is de aanwezigheid van een dichte veenmosvegetatie, van zowel drijvend als bultvormend veenmos. De drijvende veenmospakketten bestaan uit waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) en worden verreweg het meest gebruikt als ei-afzetplaats. Een smalle zone van 40-50 cm langs een oever is al voldoende voor ei-afzet. Bultvormende veenmossen kunnen ook gebruik worden als ei-afzet plaats (Kalnins, 2012). Uitdroging is wel een probleem want eieren worden niet afgezet in uitgedroogd veenmos (Peters, 1987; Wasscher, 1992).

Het is onduidelijk in hoeverre klimaatsverandering van invloed is op de soort. Een onderzoek vond geen direct bewijs voor invloed van klimaatverandering op de verspreiding van de soort, maar wijten het ontbreken van dit effect mogelijk aan maskering door degradatie van het habitat (Kalnins, 2012). Wel suggereren ze dat door de toename van de temperatuur de concurrentie met zuidelijkere soorten toeneemt, waardoor de soort alsnog afneemt. Wel is de soort gevoelig voor verdroging van het habitat (Ketelaar 2001a; Ketelaar 2001b). Het is aannemelijk dat hetere zomers bijdragen aan dit probleem (Riservato et al., 2009; Salmina, 2010). Een andere studie toont aan dat de verspreiding van de soort relateert aan klimaatregio's (Kalnina, 1995). Het merendeel van de locaties bevinden zich in 2 klimaatregio's, die beide gekarakteriseerd worden door een hogere luchtvochtigheid en een meer continentaal klimaat in vergelijking tot de andere klimaatregio's (Kalnina, 1995).

Volgens het INBO bestaat het voortplantingshabitat van de soort uit veenslenken en voedselarme wateren die minimaal 1m² groot zijn. Voor de analyse gebruiken ze echter een minimale oppervlakte van 10m². Het foerageerhabitat in de directe omgeving (10ha) bestaat voor minimaal 50% uit bos, en daarnaast uit natte heide/veen, laagveen, en gagelstruweel. In de ruime omgeving (100 ha) bestaat het voor 70% uit bos.

Parameters	<i>Aeshna subarctica</i>
Voortplantingshabitat	Hoogvenen
Oppervlakte	10 m ²
Foerageerhabitat	Bos, heide en moeras
Oppervlakte	10 ha waarvan 5 ha bos, 100 ha waarvan 70 ha bos
Temperatuur	n.v.t.
Wind	Onbekend
Vochtigheid	Verdroging is een probleem
N-depositie (hoogste grens habitat)	H7110B: 11 kg N/ha/jaar
Flora	n.v.t.
Bultvormend veenmos	<i>Sphagnum cuspidatum</i> erg belangrijk (bultvormend ook)
Nabijheid bronpopulatie	n.v.t.

Tabel 3-10: Randvoorwaarden voor *A. subarctica* op basis van de literatuur.

Table 3-10: Prerequisites for *A. subarctica* derived from literature.

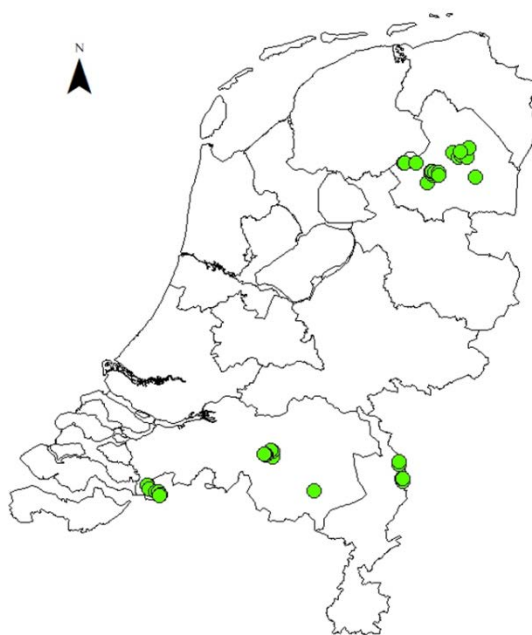
3.3 Materiaal en methode

3.3.1 Veenselectie

De bedoeling van hoofdstuk 3 en 4 was om de geschiktheid voor de faunasoorten van zoveel mogelijk veentjes te toetsen en daarnaast om een grof overzicht te krijgen tussen de effecten van (verschillende type) boszones op de hierboven behandelde parameters. Hiervoor werd een zo groot mogelijke steekproef genomen (42 venen, zie bijlage 1) verspreid over Noord- en Zuid-Nederland en de Ardennen in België. De randvoorwaarden waaraan de venen moesten voldoen waren voor deze analyse dat het preferentieel Heideveentjes (H7110B) of eventueel Zure vennen (H3160) betrof. De venen zijn geselecteerd volgens de volgende criteria, met een voorkeur voor venen waar 1 of meer van de betreffende faunasoorten voorkomt of ooit voorkwam:

1. Veen (H7110B) omgeven door loofbos (ca 75% bomen in een straal van 200m waarvan ruwweg minstens 2/3^e loofbomen zijn), zonder verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).
2. Veen (H7110B) omgeven door loofbos (ca 75% bomen in een straal van 200m waarvan ruwweg minstens 2/3^e loofbomen zijn), met verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).
3. Veen (H7110B) omgeven door naaldbos (ca 75% bomen in een straal van 200m waarvan ruwweg minstens 2/3^e naaldbomen zijn), zonder verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).
4. Veen (H7110B) omgeven door naaldbos (ca 75% bomen in een straal van 200m waarvan ruwweg minstens 2/3^e naaldbomen zijn), met verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).
5. Veen (H7110B) omgeven door open korte vegetatie (heide) (ca 75% korte vegetatie in een straal van 200m), zonder verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).
6. Veen (H7110B) omgeven door open korte vegetatie (heide) (ca 75% korte vegetatie in een straal van 200m), met verstoring (akkers, graslanden in landbouwgebruik, wegen of sloten in een straal van 200m).

In Noord en Zuid-Nederland zijn er 3 replica's van elke categorie genomen en in de Ardennen betreft dit 1. Voor een overzicht van de locaties zie *Afbeelding 3-1*.



Afbeelding 3-1: Verspreiding van de geselecteerde plots in Nederland.

Image 3-1: Distribution of the selected plots in the Netherlands.

3.3.2 Analyse GIS studie

Om te bepalen of het habitat in de 40 locaties geschikt is voor het voorkomen van de soorten, is er allereerst gekeken naar een aantal voorwaarden waar het habitat aan moet voldoen (Tabel 3-11). Daarna zijn de uitkomsten gecorrigeerd voor de data die in het veld gemeten/bepaald werd in de regionale veldstudie (zie hoofdstuk 4.2. voor de gebruikte methoden). Hiermee werden de resterende venen getoetst aan de hand van parameters die van belang zijn voor de soort. Denk hierbij aan de ontwikkeling van het habitat, bedekking van waard- en voedselplanten, en het oppervlakte geschikt habitat. Van *A. nemorivagus* is simpelweg te weinig bekend om randvoorwaarden op te stellen. Daarnaast is er ook geen verspreidingsdata aanwezig van deze soort in de NDFF-dataset, daarom is ervoor gekozen om de analyse voor deze soort niet uit te voeren. Hieronder wordt per parameter besproken hoe deze bepaald werd en welke data/kaarten hiervoor gebruikt zijn.

Soort	Criteria	Randvoorwaarde
<i>B. aquilonaris</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 0,8 ha
	Aanwezige flora	Voorkomen <i>V.oxycoccus</i> en <i>E.tetralix</i>
	Aanwezige veenmos	Voorkomen bultvormend veenmos
	Dispersie	Voorkomen populatie binnen 1km
<i>P. optilete</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 0,8 ha
	Aanwezige flora	Voorkomen <i>V.oxycoccus</i> en <i>E.tetralix</i>
	Dispersie	Voorkomen populatie binnen 1km
<i>C. tullia</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 0,3 ha
	Aanwezige flora	Voorkomen <i>E. vaginatum</i> en <i>E.tetralix</i>
	Dispersie	Voorkomen populatie binnen 1km
<i>A. subarctica</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 10m ²
	Landgebruik	Voorkomen 50% bos in 200m en 70% bos in 500m
	Aanwezige veenmos	Voorkomen <i>Sphagnum</i> sp.
<i>S. arctica</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 10m ²
	Landgebruik	Voorkomen 50% bos in 200m en 70% bos in 500m
	Aanwezige veenmos	Voorkomen <i>Sphagnum</i> sp.
<i>L. dubia</i>	Oppervlakte habitat	Voorkomen minimaal 10m ² open water binnen veen
	Landgebruik	Voorkomen 40% bos in 200m
	Aanwezige veenmos	Voorkomen niet bultvormende veenmossen
<i>F. picea</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein in veen >0,5 ha OF >10 ha in veen en 500m
	Aanwezige flora	Voorkomen minstens 1 van de volgende soorten: <i>E. tetralix</i> , <i>T. cespitosum</i>
	Aanwezige veenmos	Voorkomen bultvormend veenmos
	Dispersie	Voorkomen populatie binnen 1km
<i>A. ericeti</i>	Oppervlakte habitat	Oppervlakte nat natuurlijk terrein minimaal 5 ha
	Aanwezige veenmos	Voorkomen bultvormend veenmos
	Dispersie	Voorkomen populatie binnen 1km
<i>P. aterrimus</i>	Landgebruik	Voorkomen open water binnen veen
	Aanwezige flora	Voorkomen <i>E. vaginatum</i>

Tabel 3-11: De randvoorwaarden per soort samengevat op basis van de ecologische profielen uit hoofdstuk 3.2. *A. nemorivagus* ontbreekt aangezien hier te weinig informatie van bekend is.

Table 3-11: Prerequisites summarized per species derived from the ecological profiles from chapter 3.2. Data for *A. nemorivagus* is missing due to insufficient data.

De venen zijn geselecteerd vanaf een luchtfoto van 2016 die op het zicht voldeden aan bovenstaande criteria. Vervolgens zijn de geselecteerde venen ingetekend als polygonen aan de hand van dezelfde luchtfoto. Hierbij werden ook bestaande landgebruikskaarten (Grondgebruik, Natura 2000, Corine) gebruikt ter controle. Daarnaast is het omringend landgebruik in een straal van 500 meter rond de venen ingedeeld in 8 categorieën, waarna deze handmatig als polygonen ingetekend zijn. Dit is gedaan op basis van dezelfde luchtfoto met behulp van de bovenstaande landgebruikskaarten. Het betreft de volgende categorieën: loofbos, naaldbos, droog natuurlijk terrein, nat natuurlijk terrein, open water, agrarisch, wegen, en bebouwing.

De kaart is wederom gecontroleerd met dezelfde landgebruikskaarten. Overlappende polygonen zijn geïdentificeerd met de functie *Intersect*, waarna met de functie *Clip* de overlap weggewerkt is. Met behulp van de functie *Calculate geometry* werden de oppervlaktes van voortplantings- en foerageerhabitat uitgerekend aan de hand van deze shapefiles. Nat natuurlijk terrein werd gebruikt voor het voorkomen van habitattype H7110B en voor verstoring werd de som van agrarisch, wegen en bebouwing gebruikt.



Afbeelding 3-2: Voorbeelden van de aanpak in GIS aan de hand van een voorbeeldveen LB+1. Linksboven staan de landgebruikstypen, met in het midden het veentje (roodomrand). Het landgebruik is ingetekend in een buffer van 500m rond de buitenkant van het veen. De open stukken betreffen "Droog natuurlijk terrein". Rechtsboven staan de buffers rond het meetpunt (50m en 200m) en het intrekgebied zoals gebruikt in hoofdstuk 4. Linksonder staat de verspreidingsdata van plantensoorten aangeleverd door de NDFF en rechtsonder staat de verspreidingsdata van de doelsoorten.

Image 3-2: Examples of the GIS approach for an exemplary bog LB+1. Figure on the top left shows the different landuse types within 500m around the bog. Open patches are "Dry natural terrain". Image on the top right show the different buffers around the measurement point (50m en 200m) and the catchment area as used in chapter 4. Image on the bottom left shows the distribution data of the plant species derived from the NDFF-database. Image on the bottom right shows the distribution data of the target species.

Voor de aanwezigheid van planten- en veenmossoorten is gebruik gemaakt van data verkregen van het NDFF. Deze data is eerst schoongemaakt door enkel data op een schaal van 1:10.000 te gebruiken en enkel data van de afgelopen 10 jaar te gebruiken. Voor aanwezigheid van veenmossen werden alle veenmossoorten gebruikt, voor de aanwezigheid van bultvormend veenmos enkel de aanwezigheid van *S. rubellum*, *S. magellanicum*, en *S. papillosum*. Om het voorkomen van deze soorten binnen het veen te bepalen werd de NDFF data gekoppeld aan de polygonfile van de venen middels de functie *Intersect*. Uiteindelijk werden de vegetatieopnames uit hoofdstuk 4 gebruikt om resultaten te verklaren en/of aan te vullen. Voor de ordinaties is naast

enkel het voorkomen van soorten ook de gemiddelde bedekking en/of aantallen per soort bepaald. Voor de aanwezigheid van andere populaties binnen 1 km is een buffer met een straal van 1 km rond de venen getrokken en hierin het voorkomen van de soorten bepaald met de functie *Intersect*. Ook deze data zijn eerst schoongemaakt op dezelfde wijze als de vegetatiedata. Om te testen welke variabelen significant bijdragen aan het voorkomen van de soorten is gebruik gemaakt van een logistische regressie in R.

3.3.3 Analyse regionale studie

Om de resultaten van de veldstudie te koppelen aan het type omringend landgebruik van de venen zijn er buffers rond de meetpunten getrokken met verschillende afstanden middels *Buffer (analysis)* -> *input: vennenpoly24-07-2017, Side type: outside only, Method: Planar, Dissolve type: None. Output:*

- 50 m voor het effect van landgebruik op bladval en microklimaat,
- Intrekgebied voor het effect van landgebruik op grondwaterstromen.

Daarna is het oppervlakte van de buffers zelf bepaald middels *Calculate geometry* en daarna ook het oppervlak van elk van de landgebruikscategorieën binnen de verschillende buffers middels *Intersect* en vervolgens *Calculate geometry*. Omdat ook het oppervlakte van het intrekgebied en het landgebruik hierin van belang is zijn ook de intrekgebieden voor de venen bepaald. De oppervlaktes van de intrekgebieden en de landgebruikscategorieën hierbinnen zijn op dezelfde wijze berekend als voor de buffers hierboven. Met uitzondering dat hiervoor het intrekgebied voor het hele veen bepaald werd en niet enkel voor het meetpunt.

De intrekgebieden zijn berekend aan de hand van hoogte data van het Actueel hoogte bestand, resolutie 5x5 meter maaiveld. Deze werden geselecteerd aan de hand van de rastervakken van het AHN-units, waarin de vennen lagen. Dit leverde 27 rasters op die gekoppeld werden middels *mosaic to new raster, met number of bands = 1 en pixel type = 32 bit FLOAT* die decimalen ondersteund. Output: Samen2 2017-12-12. Van dit raster werd een flow direction kaart gemaakt met *Flow Direction*, waarna deze gecontroleerd werd op het voorkomen van sinks met de functie *Sink*. De sinks zijn vervolgens automatisch opgevuld met behulp van de functie *Fill*.

Aangezien er gaten in het hoogtemodel zitten (met name bij open water) werd een buffer rond de vennen getrokken van 5 meter, waarbij het binnenste bewaard bleef. Zo werd ervoor gezorgd dat alle randen overlaptten met het hoogte model. De buffer werd vervolgens omgezet naar een rasterfile met de functie *polygon to raster*, waarbij als celgrootte 1 meter werd gekozen. Vervolgens werden de intrekgebieden berekend aan de hand van de opgevulde flow direction kaart en werd de rasterfile van de vennen als pour points gebruikt. De watersheds werden vervolgens terug omgezet naar een shapefile met polygons, met de functie *Raster to polygons*. Vervolgens is het landgebruik binnen de watersheds berekend met behulp van de functie *Spatial join*.

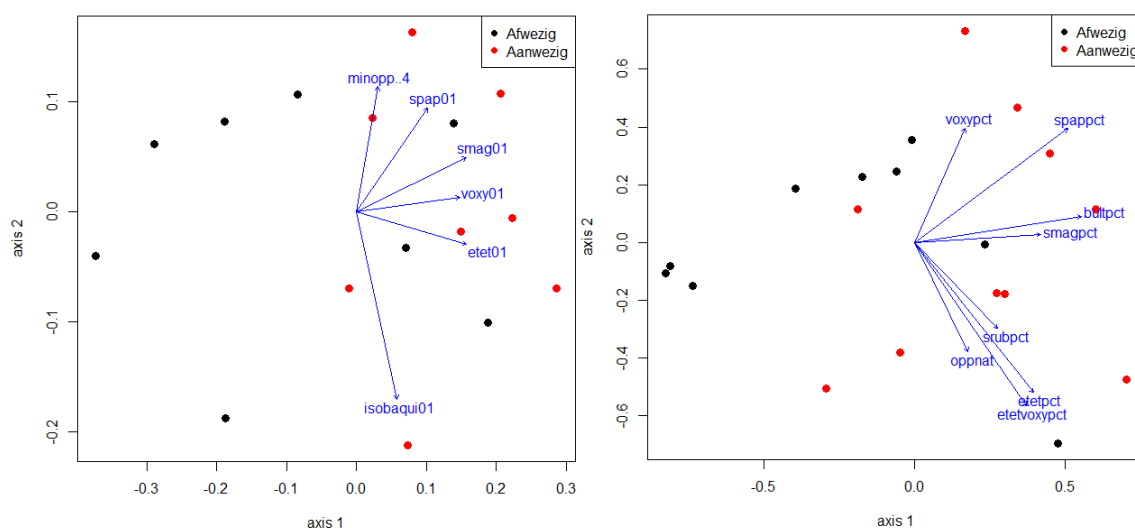
3.4 Resultaten GIS studie

3.4.1 Veenbesparelmoedervlinder – *Boloria aquilonaris*

Aangezien de veenbesparelmoedervlinder enkel nog in het Noorden van Nederland voorkomt, kunnen er in het Zuiden van Nederland andere factoren (zoals bijvoorbeeld dispersie) spelen die onmogelijk na te gaan zijn in dit model. Daarom is ervoor gekozen om voor de soorten die enkel in Noord-Nederland voorkomen enkel de analyse te doen voor de plots in Drenthe. De vennen in Zuid-Nederland worden vervolgens wel getoetst aan de criteria die als belangrijk voor de soort naar voren komen.

De variabelen die gebruikt zijn betreffen het voorkomen van de voedsel- en waardplant (*E. tetralix* en *V. oxycoccus* resp.), voorkomen van bultvormende veenmossoorten (*S. rubellum*, *S. magellanicum*, en *S. papillosum*), voorkomen van minimaal 0,8 ha natte natuur, en voorkomen van een andere populatie binnen een km afstand. Op basis van de ordinaties lijken de veentjes waar de soort voorkomt redelijk aan de rechterkant te clusteren, behalve het voorkomen van *S. rubellum* dragen alle parameters significant bij aan de spreiding (Figuur 3-1: links). Het voorkomen van een populatie binnen 1km en minimaal 8ha oppervlakte natte natuur lijken de spreiding in de verticale richting te verklaren, terwijl het voorkomen van indicatoren van de habitatskwaliteit met name de spreiding in horizontale richting verklaren. Dit lijkt al een indicatie dat met name deze laatste van belang zijn voor de soort.

Eenzelfde ordinaties is gedaan op basis van de bedekking van de planten- en veenmossoorten (Figuur 3-1: rechts). In dit geval lijken met name de plots waar de soort niet voorkomt te clusteren aan de linkerkant. De pijlen wijzen allemaal richting plots waar de soort voorkomt wat een indicatie is dat ze van belang zijn voor het voorkomen van de soort.



Figuur 3-1: NMDS ordinaties op basis van het voorkomen van randvoorwaarden, voorkomen van relevante plantensoorten (links) en bedekking van relevante plantensoorten (rechts). Plots zijn onderverdeeld op basis van het voorkomen van *B. aquilonaris*. Minopp: minimum oppervlakte; spap01: voorkomen van *S. papillosum*; smag01: voorkomen van *S. magellanicum*; voxy01: voorkomen van *V. oxycoccus*; etet01: voorkomen van *E. tetralix*; isobaqui01: voorkomen van *B. aquilonaris* binnen 1 km.

Figure 3-1: NMDS ordination based on the presence of the prerequisites of the species: presence of relevant flora (left) and cover of relevant flora (right). Plots have been subdivided on the basis of the presence of *B. aquilonaris*. Minopp: minimum surface area; spap01: presence of *S. papillosum*; smag01: presence of *S. magellanicum*; voxy01: presence of *V. oxycoccus*; etet01: presence of *E. tetralix*; isobaqui01: presence of *B. aquilonaris* within 1 km.

Wanneer een logistische regressie gefit wordt, blijken enkel het voorkomen van *S. magellanicum* en *E. tetralix* significante modellen op te leveren ($p=0,0499$ en $p=0,047$ resp.). Combinatie van meerdere parameters leveren geen significante resultaten op. Wanneer beide parameters toegevoegd worden zijn geen van beide significant, wat suggereert dat ze gecorreleerd zijn. Als er vervolgens een regressie gedaan wordt met bedekkingen van veenmossen, en voedsel- en waardplanten in plaats van enkel het voorkomen, dan lijkt enkel de gemiddelde bedekking van *S. magellanicum* significant het voorkomen van *B. aquilonaris* te voorspellen ($p=0,038$). De overige hier getoetste parameters zijn niet significant, hoewel het percentage aan bos in 200m dat net niet is ($p=0,057$). Het percentage bos in 200m en het percentage *S. magellanicum* is echter positief gecorreleerd (Spearman correlatie $p=0,02$), waardoor bos positief bij lijkt te dragen, maar in werkelijkheid dit niet aangetoond is. Het combineren van meerdere variabelen levert ook geen significante resultaten op.

Voorkomen <i>B. aquilonaris</i> H3							
Veen	>8ha?	<i>S. rubellum</i>	<i>S. magellanicum</i>	<i>E. tetralix</i>	<i>V. oxycoccus</i>	Populatie <1km	Verdict
H+1	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt ontbreekt, geïsoleerd
H+2	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
H+3	N	N	N	N	N	J	Alles ontbreekt ontbreekt
H-1	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
H-2	J	N	J	J	J	J	Geschied
H-3	J	N	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
LB+1	J	N	N	N	J	N	Bultvormenden veenmossen en voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
LB+2	J	N	N	J	J	J	Bultvormende veenmossen ontbreken
LB+3	J	N	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
LB-1	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-2	J	N	J	N	J	J	Voedselplanten ontbreken
LB-3	N	N	J	J	J	J	Geschied, wellicht te klein
LB-3n	N	J	J	J	J	J	Geschied, wellicht te klein
NB+1	J	N	J	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
NB+2	J	N	J	N	N	J	Waard- & voedselplanten ontbreken
NB+3	J	N	N	N	J	N	Bultvormenden veenmossen en voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
NB-1	J	J	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
NB-2	J	J	J	J	J	J	Geschied
NB-3	J	N	J	J	J	J	Geschied

Tabel 3-12: Drentse veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *B. aquilonaris*. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 10 jaar is waargenomen.

Table 3-12: Peat bogs in Drenthe tested to meet the criteria for *B. aquilonaris*. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 10 years.

Als er naar de habitatsgeschiktheid van de veentjes gekeken wordt, dan lijken er slechts 3 veentjes aan alle eisen te voldoen, waar de soort altijd voorkomt (Tabel 3-12). Daarnaast zijn er nog 4 veentjes waar het habitat geschikt is, maar in 2 gevallen het oppervlakte kleiner is dan 0,08 ha en in 2 gevallen er geen andere populaties binnen een km voorkomen. Van beide gevallen is de vlinder in 1 van de 2 veentjes de afgelopen 10 jaar waargenomen en in de andere niet. Wel is het zo dat van de 2 te kleine veentjes het veen waar de soort is waargenomen 0,60 ha betreft en het veen waar de soort niet is waargenomen slechts 0,18 ha. Oppervlakte kan dus wel degelijk een rol spelen, maar het minimum ligt wellicht lager. Van de 2 geïsoleerd liggende venen, ligt het veen waar de soort niet voorkomt wel een stuk verder van de dichtstbijzijnde populatie af dan het veen waar de soort wel is waargenomen. Ook dit is een indicatie dat isolatie wel degelijk van belang is, maar dat de afstand van 1 km die hier aangenomen is, wellicht te klein is.

Dan zijn er nog 5 locaties waar de soort wel is waargenomen maar de habitatkwaliteit niet aan de hier gestelde eisen voldoet. In 2 gevallen ontbreekt de waardplant, terwijl uit onze dataset blijkt dat in 1 van beide gevallen de waardplant hier momenteel wel voorkomt. In het andere veen lijkt de waardplant niet voor te komen, maar is er een geschikte locatie in de buurt, waar de soort zich mogelijk kan voortplanten. De waarnemingen in dit veen kunnen mogelijk zwervende adulten zijn.

In 2 andere gevallen ontbreken bultvormende veenmossen, maar in 1 van beide gevallen komt *S. papillosum* wel voor, die mogelijk als vervanger kan optreden. In het andere geval komt er geen bultvormend veenmos in de NDFF-dataset voor de afgelopen 10 jaar, maar in onze eigen dataset komen momenteel alle 3 bultvormende soorten er voor. De NDFF-dataset is dus mogelijk niet compleet. In het laatste geval ontbreekt de voedselplant, en deze is ook in onze eigen vegetatieopname niet waargenomen. Wellicht kan de soort hier gebruik maken van een andere voedselplant.

Als de hedendaagse situatie bekeken wordt dan ziet de tabel er als volgt uit (Tabel 3-13). De soort komt op nog maar 4 van de hier behandelde locaties voor, waar dat de afgelopen 10 jaar nog 10 waren. Als we kijken wat er veranderd is in deze veentjes dan blijken in 2 veentjes geen bultvormende veenmossen voor te komen, waar deze voormalig wel voorkwamen. Het betreft in beide gevallen het ontbreken van *S. magellanicum*. Op een andere locatie waar de soort niet meer voorkomt, zijn de afgelopen 10 jaar geen bultvormende veenmossen waargenomen, maar wel *S. papillosum*. Tijdens de vegetatieopname is echter ook deze laatste soort niet meer waargenomen, wat goed kan betekenen dat de afname te wijten is aan het ontbreken van bultvormend veenmos. Tot slot is er 1 locatie die onveranderd gebleven is, en nog steeds geschikt lijkt. Het is onduidelijk waarom de soort hier verdwenen is.

Voorkomen <i>B. aquilonaris</i> H4							
Veen	>8ha?	<i>S. rubellum</i>	<i>S. magellanicum</i>	<i>E. tetralix</i>	<i>V. oxycoccus</i>	Populatie <1km	Verdict
H+1	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt ontbreekt, geïsoleerd
H+2	N	N	N	J	N	N	Enkel voedselplant aanwezig
H+3	N	N	N	J	J	J	Bultvormende veenmossen ontbreken
H-1	N	N	N	J	N	N	Enkel voedselplant aanwezig
H-2	J	N	N	J	N	J	Alles ontbreekt
H-3	J	N	N	J	N	N	Enkel voedselplant aanwezig
LB+1	J	N	N	J	J	N	Bultvormenden veenmossen ontbreken, geïsoleerd
LB+2	J	J	J	J	J	J	Geschikt
LB+3	J	N	N	N	J	N	Enkel waardplant aanwezig, geïsoleerd
LB-1	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-2	J	N	N	J	J	J	Bultvormende veenmossen ontbreken
LB-3	N	-	-	-	-	J	Onbekend
LB-3n	N	N	J	J	J	J	Geschikt, wellicht te klein
NB+1	J	N	J	J	J	N	Geschikt, geïsoleerd
NB+2	J	-	-	-	-	J	Onbekend
NB+3	J	N	N	J	J	N	Bultvormenden veenmossen ontbreken, geïsoleerd
NB-1	J	N	J	J	J	N	Geschikt, geïsoleerd
NB-2	J	N	J	J	J	J	Geschikt
NB-3	J	N	J	J	J	J	Geschikt

Tabel 3-13: Drentse veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *B. aquilonaris* aangevuld met data uit de regionale studie. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 2 jaar is waargenomen, veentjes in het oranje waar de soort verdwenen is.

Table 3-13: Peat bogs in Drenthe tested to meet the criteria for *B. aquilonaris* expanded with the data from chapter 4. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 2 years, locations in orange are locations where the species disappeared in the last 10 years.

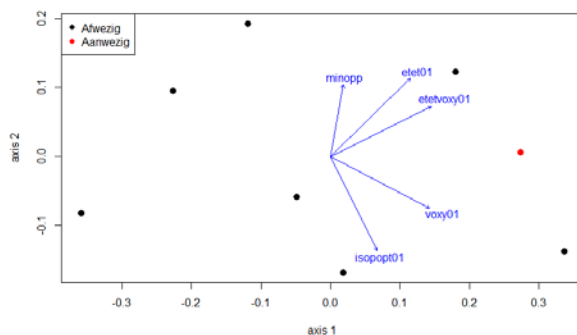
De resultaten uit beide onderdelen lijken vrij goed overeen te komen. Met name het voorkomen van bultvormende veenmossen lijkt van belang voor het voorkomen van *B. aquilonaris*. Het voorkomen van de voedsel- en waardplanten is hoogstwaarschijnlijk wel een vereiste, maar lijkt geen garantie te zijn dat de soort ergens voorkomt. De afname van de soort kan wellicht beter gezocht worden in afname van bultvormende veenmossen, hoewel de soort ook verdwenen is op locaties waar bultvormende veenmossen nog wel voorkomen. Op een andere locatie waar de soort in 2017 volgens de NDFF-database nog is waargenomen, is deze in 2018 tijdens onze studie niet waargenomen. Ook hier komen nog wel steeds bultvormende veenmossen voor. Tevens moet er rekening gehouden worden met het feit dat de vegetatie data uit hoofdstuk 4 maar een klein deel

van het veen beslaat en wellicht niet representatief is voor het hele veen. Gevonden afnames in de vegetatieopnames, zijn dus niet per definitie waar.

Hoewel de habitatgeschiktheid dus met name voor de larvale stadia van deze soort van belang lijkt, is de degradatie hiervan niet de enige factor die de afname van de soort veroorzaakt. Op basis van de hier gebruikte data wordt echter niet meer duidelijk.

3.4.2 Veenbesblauwtje – *Plebejus optilete*

Ook *P. optilete* komt enkel nog in het Noorden van Nederland voor, waardoor ook voor deze analyse enkel de Noord-Nederlandse veentjes zijn gebruikt. De randvoorwaarden op basis van de literatuur staan in Tabel 3-11, welke allemaal significant bijdragen aan de ordinatie (Figuur 3-2). De soort is in de afgelopen 10 jaar in slechts 2 van de 19 locaties waargenomen, welke lijken te clusteren op 1 punt. Een regressie geeft echter geen variabelen -of combinaties hiervan- weer die het voorkomen van *P. optilete* significant verklaren, ook niet als er naar het percentuele voorkomen van deze parameters gekeken wordt.



Figuur 3-2: NMDS ordinaties op basis van het voorkomen van randvoorwaarden. Plots zijn onderverdeeld op basis van het voorkomen van *P. optilete*. Minopp: minimum oppervlakte; etetvoxy01: gezamenlijk voorkomen van *E. tetralix* en *V. oxycoccus*; voxy01: voorkomen van *V. oxycoccus*; etet01: voorkomen van *E. tetralix*; isopopt01: voorkomen van *P. optilete* binnen 1 km.
Figure 3-2: NMDS ordination based on the presence of the prerequisites of the species. Plots have been subdivided on the basis of the presence of *P. optilete*. Minopp: minimum surface area; etetvoxy01: combined presence of *E. tetralix* and *V. oxycoccus*; voxy01: presence of *V. oxycoccus*; etet01: presence of *E. tetralix*; isopopt01: presence of *P. optilete* within 1 km.

Desalniettemin, als er naar de habitatgeschiktheid gekeken wordt voor de soort, dan blijken de 2 veentjes waar de soort de afgelopen 10 jaar waargenomen is de enige twee veentjes te zijn die aan alle voorwaarden voldoen. Daarnaast zijn er nog 6 locaties die weliswaar voldoen aan de habitatkwaliteit, maar bij 4 hiervan is er geen populatie binnen een kilometer afstand bekend en speelt de gebrekkige dispersie van de soort wellicht een rol. De overige 2 locaties die geschikt lijken betreffen vrij kleine locaties (0,17 ha en 0,55 ha respectievelijk), die een kleinere oppervlakte hebben dan de minimummaat van 0,8 ha afkomstig uit de literatuur. Ondanks dat er populaties binnen 1 km afstand bevinden van deze locaties is de soort hier de afgelopen 10 jaar niet waargenomen. Deze populaties worden echter wel gescheiden door bos, wat de dispersie wellicht belemmert. Hoewel het statistisch niet hard gemaakt kan worden lijkt het voorkomen van *P. optilete* af te hangen van het voorkomen van minimaal 0,8 ha habitat waar zowel de voedsel- en waardplant voorkomen. Daarnaast lijkt gebrekkige dispersie ook een reden te zijn waarom de soort op veel geschikte locaties ontbreekt.

		Voorkomen <i>P. optilete</i> #2				
Veen	>0,8 ha?	<i>E.</i> <i>tetralix</i>	<i>V. oxycoccus</i>	Beide?	Populatie <1km	Verdict
<i>H+1</i>	J	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>H+2</i>	N	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>H+3</i>	N	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>H-1</i>	N	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>H-2</i>	J	J	J	J	J	Geschied
<i>H-3</i>	J	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
<i>LB+1</i>	J	N	J	N	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>LB+2</i>	J	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
<i>LB+3</i>	J	N	J	N	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>LB-1</i>	J	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>LB-2</i>	J	N	J	N	J	Voedselplanten ontbreken
<i>LB-3</i>	N	J	J	J	J	Geschied, wellicht te klein
<i>LB-3n</i>	N	J	J	J	J	Geschied, wellicht te klein
<i>NB+1</i>	J	J	N	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>NB+2</i>	J	N	N	N	N	Waard- & voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
<i>NB+3</i>	J	N	J	N	J	Voedselplanten ontbreken
<i>NB-1</i>	J	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
<i>NB-2</i>	J	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
<i>NB-3</i>	J	J	J	J	J	Geschied

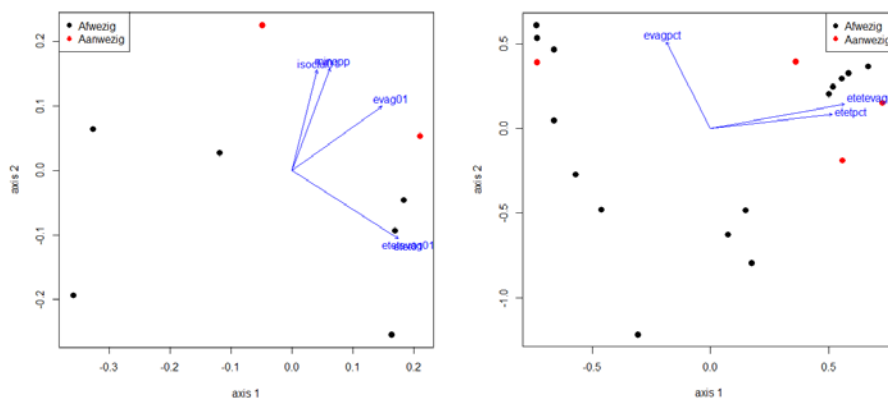
Tabel 3-14: Drentse veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *P. optilete*. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 10 jaar is waargenomen.

Table 3-14: Peat bogs in Drenthe tested to meet the criteria for *P. optilete*. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 10 years.

Hedendaags komt de soort op geen van de hier behandelde locaties nog voor. Op 1 van de locaties is in de veldstudie de waardplant niet meer aangetroffen terwijl het andere veen wel geschikt lijkt. Het wordt aan de hand van deze studie niet duidelijk wat de afname van deze soort veroorzaakt.

3.4.3 Veenhooibeestje – *Coenonympha tullia*

Ook het Veenhooibeestje komt enkel nog in het Noorden van Nederland voor, waardoor er ook voor deze soort gekozen is de analyse enkel in Noord-Nederland te doen. Als op basis van het voorkomen van de randvoorwaarden een ordinatie geplot wordt dan dragen alle parameters significant bij aan de spreiding (Figuur 3-3: links). Uit de regressie komen echter geen significante variabelen naar voren, ook niet in combinaties van parameters. Wanneer er naar de bedekking van plantensoorten gekeken wordt, dragen enkel de bedekking van de voedsel- en de waardplanten en de gezamenlijke bedekking hiervan significant bij aan de ordinatie (Figuur 3-3: rechts). De gezamenlijke bedekking is de som van de bedekking van de voedsel- en de waardplant, *mits* beide voorkomen. Uit de regressie zijn de bedekking van enkel de voedselplant en enkel de waardplant net niet significant ($p=0,069$ en $p=0,12$ resp.). De gezamenlijke bedekking van *E. tetralix* en *E. vaginatum* is wel significant ($p=0,04$). Het toevoegen van extra parameters levert daarentegen geen significante resultaten op.



Figuur 3-3: NMDS ordinaties op basis van het voorkomen van randvoorwaarden, voorkomen van relevante plantensoorten (links) en bedekking van relevante plantensoorten (rechts). Plots zijn onderverdeeld op basis van het voorkomen van *C. tullia*. Minopp: minimum oppervlakte; etetevag01/pct: gezamenlijk voorkomen/bedekking van *E. tetralix* en *E. vaginatum*; voxy01/pct: voorkomen/bedekking van *V. oxycoccus*; evag01/pct: voorkomen/bedekking van *E. vaginatum*; isoctul01: voorkomen van *C. tullia* binnen 1 km.

Figure 3-3: NMDS ordination based on the presence of the prerequisites of the species: presence of relevant flora (left) and cover of relevant flora (right). Plots have been subdivided on the basis of the presence of *C. tullia*. Minopp: minimum surface area; etetevag01/pct: combined presence/cover of *E. tetralix* and *E. vaginatum*; etet01/pct: presence/cover of *E. tetralix*; evag01/pct: presence/ cover of *E. vaginatum*; isoctul01: presence of *C. tullia* within 1 km.

Als er naar de habitatgeschiktheid van de locaties gekeken wordt, dan lijkt er een goede overeenkomst tussen het voorkomen van de hier behandelde parameters en de aanwezigheid van de soort (Tabel 3-15). Op alle locaties die als geschikt habitat voorspeld worden komt de soort voor. Daarbuiten komt hij slechts op 1 locatie voor, waar volgens de dataset de voedselplant ontbreekt. Ook volgens de eigen data ontbreekt *E. tetralix* hier, maar het is mogelijk dat de soort hier gebruik maakt van andere voedselplanten. Toch zijn er ook 6 locaties waar het habitat geschikt is, maar de soort toch ontbreekt. Op deze locaties komt de soort niet binnen een radius van 1 kilometer voor waardoor gelimiteerde dispersiemogelijkheden wellicht verklaren waarom de soort hier afwezig is.

Voorkomen <i>C. tullia</i> H3					
Veen	>3 ha?	<i>E. tetralix</i>	<i>E. vaginatum</i>	Populatie <1km	Verdict
H+1	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
H+2	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
H+3	J	N	J	J	Voedselplanten ontbreken
H-1	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
H-2	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
H-3	J	J	J	J	Geschikt
LB+1	J	N	J	J	Voedselplanten ontbreken
LB+2	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
LB+3	J	N	J	J	Voedselplanten ontbreken
LB-1	J	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-2	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
LB-3	N	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd, wellicht te klein
LB-3n	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
NB+1	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
NB+2	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
NB+3	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
NB-1	J	J	J	J	Geschikt
NB-2	J	J	J	J	Geschikt
NB-3	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd

Tabel 3-15: Drentse veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *C. tullia*. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 10 jaar is waargenomen.

Table 3-15: Peat bogs in Drenthe tested to meet the criteria for *C. tullia*. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 10 years.

Wanneer er naar de huidige verspreiding van de soort gekeken wordt (Tabel 3-16), dan is de soort op 1 locatie verdwenen, terwijl het habitat hier aan de voorwaarden voldoet. Het is niet duidelijk waarom de soort hier verdwenen is. Op een locatie waar de voedselplant ontbreekt in de NDFF-dataset is de voedselplant in deze studie wel aangetroffen en voldoet dit veen daarmee aan de randvoorwaarden. Het is onduidelijk waarom de soort hier ontbreekt.

Voorkomen *C. tullia* H4

Veen	>3 ha?	<i>E. tetralix</i>	<i>E. vaginatum</i>	Populatie <1km	Verdict
H+1	J	N	J	N	Voedselplanten ontbreken, geïsoleerd
H+2	N	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
H+3	J	J	N	J	Waardplanten ontbreken
H-1	N	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
H-2	J	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
H-3	J	J	J	J	Geschied
LB+1	J	J	J	J	Geschied
LB+2	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
LB+3	J	N	J	J	Voedselplanten ontbreken
LB-1	J	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-2	J	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
LB-3	N	-	-	N	Onbekend
LB-3n	J	J	N	N	Waardplanten ontbreken, geïsoleerd
NB+1	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
NB+2	J	-	-	N	Onbekend
NB+3	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd
NB-1	J	J	J	J	Geschied
NB-2	J	J	J	J	Geschied
NB-3	J	J	J	N	Geschied, maar geïsoleerd

Tabel 3-16: Drentse veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *C. tullia* aangevuld met data uit de regionale studie. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 2 jaar is waargenomen, veentjes in het oranje waar de soort verdwenen is.

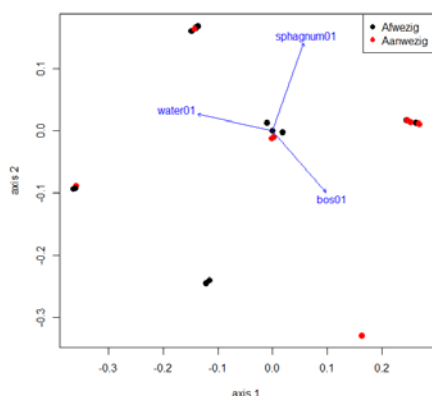
Table 3-16: Peat bogs in Drenthe tested to meet the criteria for *C. tullia* expanded with the data from chapter 4. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 2 years, locations in orange are locations where the species disappeared in the last 10 years.

Het gezamenlijk voorkomen van *E. tetralix* en *E. vaginatum* lijkt dus de meest belangrijke parameter die het voorkomen van *C. tullia* bepaald. Het is echter geen garantie voor het voorkomen van de soort, voldoende gezamenlijke bedekking van beide soorten lijkt ook van belang. Het ontbreken van de soort op locaties zonder andere populaties binnen een kilometer afstand is een mogelijke indicatie dat de soort een zwak dispersievermogen bezit. De afname op 1 van de hier behandelde locaties en het ontbreken van de soort op een locatie die geschikt lijkt kunnen echter niet verklaard worden.

3.4.4 Venwitsnuitlibel – *Leucorrhinia dubia*

L. dubia wordt wel over het hele land aangetroffen, waardoor er voor deze soort gekozen is de ordinatie over de volledige dataset te doen. De parameters die gebruikt zijn betreffen: voorkomen van minimaal 10 m² open water, het voorkomen van veenmos, het voorkomen van meer dan 40 % bos in 200 m. Alle parameters dragen significant bij aan de ordinatie (Figuur 3-4). Er lijkt geen duidelijke clustering van veentjes te zijn op basis van het voorkomen van de soort, dit is een indicatie dat op basis van de hier gebruikte parameters het voorkomen van de soort niet goed te voorspellen is.

Uit de regressie komen geen significante correlaties naar voren, hoewel de variabele die het voorkomen van *L. dubia* op basis van de hier gebruikte parameters het beste voorspelt het voorkomen van minimaal 40% bos in 200m is (est=1,47, p=0,0994). Hoewel dit een indicatie is dat bos wellicht belangrijk habitat is voor de soort, lijkt op basis van deze parameters het niet mogelijk het voorkomen van de soort te voorspellen.



Figuur 3-4: NMDS ordinaties op basis van het voorkomen van randvoorwaarden. Plots zijn onderverdeeld op basis van het voorkomen van *L. dubia*. Sphagnum01: voorkomen van *Sphagnum* sp.; bos01: voorkomen van >40% bos in 200m; water01: voorkomen van >10m² open water.
*Figure 3-4: NMDS ordination based on the presence of the prerequisites of the species. Plots have been subdivided on the basis of the presence of *L. dubia*. Sphagnum01: presence of *Sphagnum* sp.; bos01: presence of >40% forest in 200m; water01: presence of >10m² of open water.*

<i>L. dubia</i> H3				
Veen	>40% bos in 200m	>10m ² open water	Veenmos aanwezig?	Verdict
H+1	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+2	N	J	N	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H+3	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+4	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+5	J	J	J	Geschikt
H+6	N	J	N	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H-1	N	J	N	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H-2	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-3	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-4	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-5	N	J	J	Te weinig bos in 200m
LB+1	J	J	J	Geschikt
LB+2	J	J	J	Geschikt
LB+3	J	N	J	Geen open water
LB+4	J	J	N	Geen veenmos
LB+5	J	N	N	Geen open water, geen veenmos
LB+6	J	J	J	Geschikt
LB-1	J	N	J	Geen open water
LB-2	J	N	J	Geen open water
LB-3	J	J	J	Geschikt
LB-3n	J	N	J	Geen open water
LB-4	J	J	J	Geschikt
LB-5	J	J	N	Geen veenmos
LB-6	J	J	J	Geschikt
NB+1	J	N	J	Geen open water
NB+2	J	N	J	Geen open water
NB+3	J	J	J	Geschikt
NB+6	J	J	J	Geschikt
NB-1	J	N	J	Geen open water
NB-2	J	N	J	Geen open water
NB-3	J	N	J	Geen open water
NB-4	J	J	N	Geen veenmos
NB-5	J	J	J	Geschikt

Tabel 3-17: Alle Nederlandse vennen en veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *L. dubia*. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 10 jaar is waargenomen.
*Table 3-17: All of the peat bogs tested to meet the criteria for *L. dubia*. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 10 years.*

Ook wanneer er naar de habitatsgeschiktheid van de locaties gekeken wordt, wordt het niet duidelijk wat voor het voorkomen van de soort van belang is (Tabel 3-17). De soort is de afgelopen 10 jaar op 14 van de 33 locaties in Nederland waargenomen, maar deze locaties bestaan uit locaties met en zonder veenmos en open water. Enkel het voorkomen van bos in 200 m lijkt van belang, maar ook op locaties waar alle omstandigheden goed zijn, kan de soort ontbreken. Het is onduidelijk wat voor de soort van belang is, waarmee de habitatsgeschiktheid voor de soort erg lastig te duiden is.

Uit de eigen vegetatieopnames blijkt dat er slechts op 1 locatie geen veenmos is aangetroffen (LB-1), waar volgens de NDFF-dataset dit wel in de afgelopen 10 jaar is voorgekomen. In de overige locaties is wel veenmos aangetroffen dus de dataset is waarschijnlijk niet volledig voor alle soorten veenmos. Echter ook met deze aanpassing is de mismatch tussen de goed voorspelde locaties en locaties waar de soort voorkomt groot (Tabel 3-18). Volgens de NDFF-dataset is de soort de afgelopen 2 jaar in 11 van de 33 veentjes waargenomen. Dit lijkt erop te wijzen dat de soort op 3 locaties verdwenen is. Op 2 van de 3 locaties is geen open water aangetroffen, wellicht zijn deze veentjes de afgelopen jaren verder dichtgegroeid en was hier vroeger wel open water, maar dit is onduidelijk. Het kan echter ook simpelweg een effect zijn van te weinig waarnemingen. *L. dubia* is niet een soort die zo zorgvuldig opgevolgd wordt als de hierboven beschreven veenvlinders.

<i>L. dubia</i> H4				
Veen	>40% bos in 200m	>10m ² open water	Veenmos aanwezig?	Verdict
H+1	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+2	N	J	J	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H+3	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+4	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H+5	J	J	J	Geschied
H+6	N	J	J	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H-1	N	J	J	Te weinig bos in 200m, geen veenmos
H-2	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-3	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-4	N	J	J	Te weinig bos in 200m
H-5	N	J	J	Te weinig bos in 200m
LB+1	J	J	J	Geschied
LB+2	J	J	J	Geschied
LB+3	J	N	J	Geen open water
LB+4	J	J	J	Geen veenmos
LB+5	J	N	J	Geen open water, geen veenmos
LB+6	J	J	J	Geschied
LB-1	J	N	N	Geen open water
LB-2	J	N	J	Geen open water
LB-3	J	J	J	Geschied
LB-3n	J	N	J	Geen open water
LB-4	J	J	J	Geschied
LB-5	J	J	J	Geen veenmos
LB-6	J	J	J	Geschied
NB+1	J	N	J	Geen open water
NB+2	J	N	J	Geen open water
NB+3	J	J	J	Geschied
NB+6	J	J	J	Geschied
NB-1	J	N	J	Geen open water
NB-2	J	N	J	Geen open water
NB-3	J	N	J	Geen open water
NB-4	J	J	J	Geen veenmos
NB-5	J	J	J	Geschied

Tabel 3-18: Alle Nederlandse vennen en veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *L. dubia* aangevuld met data uit de regionale studie. Veentjes in het rood zijn locaties waar de soort de afgelopen 2 jaar is waargenomen, veentjes in het oranje waar de soort verdwenen is.

Table 3-18: All of the peat bogs tested to meet the criteria for *L. dubia* expanded with the data from chapter 4. Locations in red are locations where the species has been observed within the last 2 years, locations in orange are locations where the species disappeared in the last 10 years.

De exacte parameters om het voorkomen van *L. dubia* te voorspellen zijn onduidelijk. Wel lijkt het voorkomen van minimaal 40% bos in de nabije omgeving (200 m) een positieve invloed op het voorkomen van de soort uit te oefenen. Gezien de ruime verspreiding van de soort is er weinig reden tot zorgen wat betreft het behoud van de soort.

3.4.5 Noordse glazenmaker – *A. subarctica* en Hoogveenglanslibel – *S. arctica*

Het voorkomen van *A. subarctica* lijkt niet te correleren met de hier gebruikte parameters. Er komen geen correlaties naar voren uit zowel de ordinatie als uit de regressie test. Aangezien de soort de afgelopen 10 jaar maar in 1 veen is waargenomen is dit resultaat niet verrassend. Ook als er naar de habitatsgeschiktheid van de veentjes gekeken wordt lijken 8 van de 37 locaties geschikt te zijn, echter zit de enkele locatie waar de soort voorkomt hier niet tussen. Volgens de tabel is hier niet voldoende geschikt habitat (bos in 500m) en ontbreekt veenmos op deze locatie. Dit laatste lijkt niet overeen te komen met de eigen vegetatieopnames. Echter als daar rekening mee gehouden wordt, wordt het aantal geschikte locaties veel hoger, en dus de voorspelling nog minder betrouwbaar.

Op basis van het voorkomen in 1 veen kunnen geen betrouwbare uitspraken gedaan worden. Dit geldt nog meer voor *S. arctica* die de afgelopen 10 jaar in geen van de hier gebruikte gebieden aangetroffen is. Ook het toetsen van de venen aan de hand van randvoorwaarden van deze soort lijkt weinig zinvol, aangezien de randvoorwaarden voor deze soort dezelfde zijn als die voor *A. subarctica*. Waarschijnlijk zijn kleinschaligere omstandigheden meer van belang voor deze soorten waardoor een dergelijke analyse veel te grof is.

3.4.6 Turfloopkever – *A. ericeti*

De turfloopkever kwam niet voor in de NDFF-database, echter heeft Hans Turin een aantal waarnemingen aangeleverd. Helaas zijn geen van deze waarnemingen gedaan in de hier behandelde plots. Wel weten we dat op een aantal locaties *A. ericeti* ooit gevonden is in de studie van De Vries (1996), maar dit is meer dan 10 jaar geleden. Door het ontbreken van waarnemingen heeft het uitvoeren van een statistische analyse weinig zin, vandaar dat er enkel naar de geschiktheid van het habitat is gekeken, hoewel uit het profiel al duidelijk werd dat de soort in verschillende landen in uiteenlopende habitats gevonden kan worden. Hier is uitgegaan van een minimum oppervlakte natte natuur van 5 ha, voorkomen van bultvormend veenmos, voorkomen van dopheide (*E. tetralix*), en het voorkomen van een populatie binnen 1 km afstand. Aangezien de waarnemingen beperkt bleven tot het Noorden van Nederland zijn enkel de Noord-Nederlandse plots meegenomen.

Als er naar Tabel 3-19 wordt gekeken wordt meteen al duidelijk dat geen enkele van de hier meegenomen locaties volledig voldoet aan de eisen zoals die hier zijn opgesteld. Er is slechts 1 locatie waar de soort binnen een kilometer afstand is waargenomen, en op alle andere vlakken voldoet deze locatie niet. Er zijn ook slechts 2 locaties die groter dan 5 ha groot zijn, die op het voorkomen van een andere populatie binnen 1km na, aan alle eisen lijken te voldoen. Dit zijn potentieel interessante locaties om de soort te inventariseren, echter is dit voor beide locaties gedaan in hoofdstuk 5, maar is de soort hier niet aangetroffen.

Voorkomen *A. ericeti* H3

Veen	>5 ha	<i>E. tetralix</i>	Bultvormend veenmos	Populatie <1km	Verdict
H+1	N	N	N	J	Alles ontbreekt, te klein
H+2	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
H+3	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
H-1	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
H-2	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
H-3	J	J	J	N	Geschikt, maar geïsoleerd
LB+1	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
LB+2	N	J	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, te klein, geïsoleerd
LB+3	N	N	J	N	<i>E. tetralix</i> ontbreekt, te klein, geïsoleerd
LB-1	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
LB-2	N	N	J	N	<i>E. tetralix</i> ontbreekt, te klein, geïsoleerd
LB-3	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd
LB-3n	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd
NB+1	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd
NB+2	N	N	J	N	<i>E. tetralix</i> ontbreekt, te klein, geïsoleerd
NB+3	N	N	N	N	Alles ontbreekt, te klein, geïsoleerd
NB-1	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd
NB-2	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd
NB-3	N	J	J	N	Te klein en geïsoleerd

Tabel 3-19: Alle Nederlandse vennen en veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *A. ericeti*. De soort is de afgelopen 10 jaar in geen van de gebieden waargenomen volgens de NDFF-database en waarnemingen van Hans Turin.

Table 3-19: All of the peat bogs tested to meet the criteria for *A. ericeti*. There are no observations of this species in any of the bogs, either in the NDFF-database or from Hans Turin.

Het aantal waarnemingen van de soort over de afgelopen 10 jaar (die ontvangen zijn van Hans Turin) is beperkt tot grofweg 3 gebieden, waaronder de zuidkant van het Dwingelderveld waar 1 van de plots ligt. De andere 2 gebieden liggen zuidelijker. De aangeleverde waarnemingen lijken te bevestigen dat de soort een voorkeur heeft voor grotere gebieden, wat de meeste bosveentjes in deze studie al te klein maakt. Het grote oppervlak wat de soort nodig schijnt te hebben in combinatie met goed ontwikkeld hoogveen is zeldzaam in Nederland. De status van de soort lijkt hiermee erg slecht te zijn, hoewel het waarschijnlijk ook een reflectie is van weinig metingen. Het is waarschijnlijk om aan te nemen dat de soort ook nog op andere locaties voorkomt, echter zijn deze momenteel niet bekend. Tevens hebben de metingen uit hoofdstuk 5 geen individuen van de soort opgeleverd, ook niet op locaties waar de soort in het verleden wel is gevonden (De Vries, 1996). Wellicht wijst dit wel degelijk op een sterke afname van de soort. Meer onderzoek is nodig om de status van de soort vast te stellen.

3.4.7 Veenzwartschild – *P. aterrimus*

De Veenzwartschild komt niet in de NDFF-database voor, maar ook hier heeft Hans Turin een aantal waarnemingen aangeleverd. Het betreft 3 waarnemingen in de afgelopen 10 jaar verspreid over grofweg 2 gebieden, beide in het Zuiden van Nederland. Eén van deze locaties valt net buiten een kilometer radius van één van de hier behandelde locaties. De randvoorwaarden voor de soort zijn echter nogal vaag: de aanwezigheid van open water en de aanwezigheid van een modderige oever lijken het meest van belang. Deze laatste parameter is met deze benadering niet te duiden, en enkel het gebruiken van de eerste parameter levert weinig informatie op. De locatie waar de soort in de buurt is waargenomen, betreft wel een ven met open water, het zou dus niet ondenkbaar zijn dat de soort hier zou kunnen voorkomen.

Ook in de potvallen in hoofdstuk 5 is deze soort niet aangetroffen in Noord-Nederland. Daarentegen is de soort wel in 1 van de Ardense locaties aangetroffen, maar dit betrof slechts 1 individu. De omstandigheden hier sluiten wel aan bij de omschrijvingen gevonden in de literatuur: er was open water en sprake van een venige bodem en een modderige oever. De status van de soort in Nederland lijkt dus erg slecht, maar ook dit is mogelijk een reflectie van weinig metingen. Ook voor deze soort is meer onderzoek wenselijk.

3.4.8 Heide roodkruin – *A. nemorivagus*

De Heide roodkruin ontbrak ook in de NDFF-database, en ook hier heeft Hans Turin een aantal waarnemingen kunnen aanleveren. Het betreft 4 waarnemingen over de afgelopen 10 jaar in grofweg 3 gebieden in het Noorden van Nederland. Eén gebied betreft het Zuiden van het Dwingelderveld waar de soort binnen een kilometer van één van de plots is waargenomen. Echter zijn de randvoorwaarden van het habitat voor deze soort volstrekt onduidelijk en een dergelijke analyse is daarmee zinloos. De status van de soort in Nederland lijkt erg slecht, maar ook in dit geval zouden meer metingen wenselijk zijn. De soort is in deze studie nergens aangetroffen.

3.4.9 Veenmier – *Formica picea*

F. picea komt wel voor in de database van de NDFF, maar is de afgelopen 10 jaar niet aangetroffen in de hier behandelde veentjes. In het Noorden van Nederland is de soort enkel bekend van 3 locaties, waaronder in het Zuiden van het Dwingelderveld, maar niet in de buurt van de hier behandelde veentjes. In het Zuiden van Nederland komt de soort in 2 gebieden voor, waarvan 1 in de buurt ligt bij een veentje dat hier behandeld is maar niet binnen een kilometer afstand. Als er naar de habitatsgeschiktheid van de veentjes gekeken wordt, dan vallen ze allemaal af wegens het ontbreken van een populatie binnen een kilometer afstand (Tabel 3-20). Als deze parameter genegeerd wordt, dan lijken er 10 locaties geschikt te zijn. Van deze locaties zijn er 6 die zowel een oppervlakte van 0,5 ha natte natuur in het veen zelf hebben en 10 ha in combinatie met de omringende 500 m. Van deze 6 locaties zijn er 3 die beide plantensoorten hebben en dus de meeste kans maken.

Veen	<i>F. picea</i> H3						Verdict
	>0,5 ha	Bultvormend veenmos	<i>E. tetralix</i>	<i>T. cespitosum</i>	Populatie <1km	>10ha 500m	
H+1	J	N	N	J	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
H+2	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd en te klein
H+3	N	N	N	J	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd, te klein
H+4	J	J	J	J	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
H+5	J	N	J	N	N	J	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
H+6	J	N	J	N	N	J	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
H-1	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd en te klein
H-2	J	J	J	J	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
H-3	J	J	J	N	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
H-4	J	J	J	N	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
H-5	J	J	J	J	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
LB+1	J	N	N	N	N	J	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB+2	J	N	J	N	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
LB+3	J	J	N	N	N	N	Planten ontbreken, geïsoleerd
LB+4	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd, te klein
LB+5	N	N	J	N	N	J	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
LB+6	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-1	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
LB-2	J	J	N	N	N	N	Planten ontbreken, geïsoleerd
LB-3	N	J	J	J	N	N	Geschikt, maar geïsoleerd, te klein
LB-3n	J	J	J	J	N	N	Geschikt, maar geïsoleerd
LB-4	J	N	J	N	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd
LB-5	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd, te klein
LB-6	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
NB+1	J	J	J	N	N	J	Geschikt, maar geïsoleerd
NB+2	J	J	N	N	N	N	Planten ontbreken, geïsoleerd
NB+3	J	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd
NB+6	N	N	N	N	N	N	Alles ontbreekt, geïsoleerd, te klein
NB-1	J	J	J	J	N	N	Geschikt, maar geïsoleerd
NB-2	J	J	J	N	N	N	Geschikt, maar geïsoleerd
NB-3	J	J	J	J	N	N	Geschikt, maar geïsoleerd
NB-4	J	N	N	N	N	J	Alles ontbreekt, geïsoleerd
NB-5	J	N	J	N	N	N	Bultvormend veenmos ontbreekt, geïsoleerd

Tabel 3-20: Alle Nederlandse vennen en veentjes getoetst aan de randvoorwaarden voor *F. picea*. De soort is de afgelopen 10 jaar in geen van de gebieden waargenomen volgens de NDFF-database.

Table 3-20: All of the peat bogs tested to meet the criteria for *F. picea*. There are no observations of this species in any of the bogs in the NDFF-database.

De status van *Formica picea* is onduidelijk, echter zijn er slechts weinig waarnemingen van de soort in Nederland bekend en staat de soort op Waarneming.nl als zeldzaam. Dit heeft wellicht ook te maken met een geringe hoeveelheid inventarisaties van de soort. Toch lijken de randvoorwaarden voor de soort -een groot oppervlak goed ontwikkeld hoogveen- vrij zeldzaam in Nederland. De soort is in dit onderzoek niet geïnventariseerd dus wordt er niet meer duidelijk.

3.5 Discussie GIS analyse

Veel van de hier behandelde soorten laten zich slecht voorspellen aan de hand van dergelijke parameters. Wellicht is er of te weinig bekend van de soorten of spelen er op microschaal nog factoren die in dergelijke grove methoden niet meegenomen worden. Toch leek het voorkomen van de veenvlinders redelijk te voorspellen.

Veenbesparelmoervlinder - *B. aquilonaris*

Voor *B. aquilonaris* leek met name het voorkomen van *S. magellanicum* van belang. Dit komt overeen met eerdere studies die het belang van bultvormend veenmos onderstrepen (Turlure et al., 2010a). Ook andere studies vonden dat het inschatten van populatiegroottes enkel op basis van waardplanten, vaak tot overschatting van de populatie leidt (Sawchik et al., 2002; Schtickzelle & Baguette 2004; Schtickzelle et al. 2005). Het voorkomen van *B. aquilonaris* lijkt daarmee vooral af te hangen van het kwaliteit van het habitat voor de rupsen (Turlure et al., 2010a).

Ook de aanwezigheid van bos rond het veen lijkt positief te correleren met het voorkomen van de soort. Dit werd al genoemd door de Vlinderstichting die dit wijten aan een meer geschikt microklimaat binnen bosveentjes. Het tegenovergestelde is echter ook al eens aangetoond (Baguette, 2003). Dit zou indicatief kunnen zijn dat de correlatie met bossen afhankelijk is van lokale omstandigheden, zoals stikstofdepositie of dat het simpelweg correleert met goed ontwikkelde veentjes. Het feit dat de grote open veencomplexen in Nederland vrijwel allemaal afgegraven zijn geweest kan hierin een grote rol spelen, waardoor enkel nog geschikt habitat in de bosveentjes aangetroffen kan worden. In deze studie is ook een correlatie tussen het voorkomen van *S. magellanicum* en het voorkomen van bos rond de veentjes gevonden, wat het laatste lijkt te bevestigen. In de Ardennen werden de meeste individuen aangetroffen op een open locatie zonder bos, waar zowel de waardplant als bultvormend veenmos veelvuldig voorkomt. Ook dit is een indicatie dat de aanwezigheid van bos niet per se noodzakelijk is voor de soort. Desalniettemin waren op deze locatie wel lage wilgen aanwezig, wellicht dat ook kleinere structuren voldoende beschutting bieden.

Tevens is de soort in 3 van de 5 overige Ardense plots veelvuldig aangetroffen, zelfs op locaties waar de vegetatie gedomineerd werd door Pijpenstrootje. Echter kwam op deze locaties altijd bultvormend veenmos voor in combinatie met de waardplant. Op één van de locaties waar de soort ontbrak kwam de waardplant wel voor, maar vaak op bulten van *Polytrichum sp.* in plaats van veenmos. Ook dit lijkt het belang van bultvormend veenmos te onderstrepen.

Daarnaast zijn de oppervlaktes van de bosplots in de Ardennen een stuk groter en vaak onderdeel van een groter hoogveencomplex, populaties zijn hierdoor waarschijnlijk groter en stabiel en dispersie hiertussen is waarschijnlijk makkelijker. De beperkte oppervlakte van de geschikte locaties in Noord-Nederland kan de soort gevoelig maken voor jaren waarin condities suboptimaal zijn, waardoor populaties sterk afnemen of zelfs volledig verdwijnen.

Veenbesblauwtje - *P. optilete*

De parameters die het voorkomen van *P. optilete* moeten voorspellen bleken allemaal niet significant bij te dragen aan de voorspelling. Desalniettemin, was er een 100% match tussen de geschikte veentjes en het voorkomen van de soort. De soort lijkt dus niet alleen afhankelijk van geschikt habitat, maar ook van voldoende oppervlakte en de nabijheid van andere populaties. Met name deze laatste twee benadrukken het belang van voldoende oppervlakte geschikt habitat en dispersiemogelijkheden hiertussen. Aangezien het voorkomen van geschikt habitat in Noord-Nederland beperkt lijkt tot dergelijke kleine hoogveentjes die geïsoleerd zijn door bos, is het waarschijnlijk dat ook deze soort erg gevoelig is voor suboptimale jaren, waardoor een zeer droge zomer, of juist een zeer natte, grote gevolgen kan hebben voor populaties. Herpopulatie van

dergelijke gebieden wordt bemoeilijkt door de isolerende werking van een bosrand, wat voor soorten met een gering dispersievermogen als *P. optilete* waarschijnlijk nog meer geldt.

De minimale oppervlakte gegeven voor de soort is echter gebaseerd op deze populaties en is waarschijnlijk te klein om een stabiele populatie te herbergen. De overleving van de soort lijkt dus sterk af te hangen van de mogelijkheid om grotere oppervlaktes goed ontwikkeld hoogveen te herstellen.

Veenhooibeestje - *C. tullia*

Voor *C. tullia* bleek het gecombineerd voorkomen van voedsel- en waardplant de beste voorspellers voor het voorkomen. Dit is in overeenstemming met eerdere studies die de kwaliteit van het habitat benadrukken (Melling, 1987; Dennis & Eales, 1997). Ook het matige dispersievermogen van de soort werd genoemd in de literatuur. Hoewel dat in deze studie niet significant leek bij te dragen aan het voorkomen van de soort, ontbrak de soort wel op locaties waar de habitatkwaliteit goed was, maar de soort niet binnen een kilometer voorkwam. Dit is een indicatie dat isolatie van geschikt habitat wel degelijk een probleem vormt voor de soort.

De voorkeur van de soort voor *E. vaginatum* in polvorm, zou een indicatie kunnen zijn dat de soort minder eisen aan zijn habitat stelt dan de twee andere veenvlinders, en ook kan overleven bij meer fluctuerende waterstanden. Op de locatie met de hoogste dichtheid van de soort (Hingsteveen) kwam inderdaad veel *E. vaginatum* in polvorm voor. Toch lijkt hier een grens aan te zitten, aangezien andere studies benadrukken dat de soort gevoelig is voor te hoge waterstanden in de winter (Joy & Pullin, 1997).

De afhankelijkheid van de soort van planten als *E. tetralix* en *E. vaginatum* die beide ook onder redelijk droge omstandigheden nog voor kunnen komen, zorgt ervoor dat het voorkomen van de soort niet gelimiteerd is tot deze hoogveenrelicten in bossen. Ook in hoogveencomplexen met een groot oppervlak, waar weliswaar veel stikstofdepositie valt, komen deze plantensoorten voor en lijkt de soort het goed te doen. Dit zorgt ervoor dat de soort voor kan komen in grotere en daarmee stabielere populaties, waardoor de hierboven beschreven problematiek van kleine populaties niet voor deze soort geldt. Voor bescherming van *C. tullia* zal de focus wellicht meer liggen op het voorkomen van te grote fluctuaties in jaarlijkse waterstanden.

Venwitsnuitlibel - *L. dubia*

Hoewel *L. dubia* het meeste voorkwam in de dataset van alle hier behandelde soorten is het voorkomen van de soort niet betrouwbaar te voorspellen aan de hand van de hier gebruikte data. De soort wordt omschreven als vrij algemeen, wat wellicht inhoudt dat de soort niet veel eisen stelt aan zijn habitat. Waarom de soort dan toch op bepaalde locaties ontbreekt is onduidelijk. Enkel het belang van bos als foerageerhabitat lijkt enigszins bij te dragen aan de voorspelling, maar dit is niet significant. Toch lijken de hier bepaalde randvoorwaarden in combinatie met de algemene status van de soort geen reden tot het maken van zorgen wat betreft het voorkomen van de soort.

Veenmier - *F. picea*

Ondanks dat de Veenmier niet voorkomt op de hier behandelde locaties, is de habitatvoorkeur van deze soort redelijk goed omschreven. De soort komt met name voor in goed ontwikkeld hoogveen met een grote oppervlakte. Dergelijke gebieden zijn niet aangetroffen in deze studie, wat mogelijk de verklaring voor het ontbreken van de soort hier is. Dergelijke gebieden zijn überhaupt zeldzaam in Nederland doordat vrijwel alle grote veencomplexen ooit afgegraven zijn geweest. De status van de soort is onduidelijk, hoewel er weinig waarnemingen bekend zijn, kan dit ook een reflectie zijn van weinig inventarisaties. Meer onderzoek naar deze soort is daarmee noodzakelijk, zeker aangezien bovenstaande argumenten reden geven tot zorg.

Loopkevers

Van de meeste hier behandelde loopkevers is weinig bekend, met name voor *A. nemorivagus* is het onmogelijk op basis van de bestaande kennis een betrouwbaar ecologisch profiel op te stellen. Van *P. aterrimus* is meer bekend, maar zijn de randvoorwaarden niet geschikt voor een dergelijke analyse. Het aantreffen van geen individuen van beide soorten in Nederland is zorgwekkend, hoewel *P. aterrimus* meer bekend staat als een laagveen soort, waardoor het ontbreken van de soort in hoogveen minder verrassend is. Toch zijn voor beide soorten meer onderzoek en inventarisaties wenselijk.

Van *A. ericeti* is meer bekend, maar hiervoor lijkt hetzelfde te gelden als voor de Veenmier, die ook afhankelijk is van grotere oppervlaktes goed ontwikkeld hoogveen. De inventarisatie van de soort heeft geen individuen opgeleverd wat reden is tot zorg, met name het ontbreken van de soort op locaties waar hij 20 jaar geleden nog wel voorkwam is zorgwekkend. Hoewel warmere temperaturen in bosveentjes voor thermofiele soorten als *A. ericeti* positief zou kunnen zijn, heeft het geringe oppervlakte van de bosveentjes en de isolerende werking van de bossen wellicht een negatieve invloed op de soort, waarvan bekend is dat het een zwak dispersievermogen bezit.

Algemeen

Daarnaast speelt voor veel van de soorten mee dat vrijwel alle grote veencomplexen in Nederland afgegraven zijn geweest, waardoor er enkel nog goed ontwikkelde relictten aangetroffen worden in bossen met een zeer beperkt oppervlak. Voor soorten als *F. picea* en *A. ericeti* die afhankelijk zijn van grote oppervlakten goed ontwikkeld hoogveen kan dit een reden zijn waarom de soort weinig voorkomt. Voor soorten die ook in kleine gebieden voor kunnen komen maakt dit correlaties tussen het voorkomen van soorten en de aanwezigheid van bos onbetrouwbaar. Daarnaast zijn de minimale oppervlaktes die gegeven worden voor veel van de soorten hier, gebaseerd op de populaties in deze kleine relictten. Het is waarschijnlijk dat deze soorten voor een stabiele populatie in realiteit een veel grotere oppervlakte nodig hebben. Dergelijke kleine populaties zijn tevens erg gevoelig voor jaarlijkse variaties en uitschieters, waardoor een zeer droge zomer, of juist een zeer natte, grote gevolgen kan hebben voor lokale populaties. De afscherpende werking van bossen kan er daarnaast voor zorgen dat deze locaties niet goed gekoloniseerd worden door individuen van nabijgelegen populaties. Dit geldt nog meer voor soorten waarvan bekend is dat ze een beperkt dispersievermogen bezitten. Voor soorten als *P. optilete* en *B. aquilonaris* kan dit tevens de reden zijn waarom de soort afneemt, wanneer een kleine populatie verdwijnt ten gevolge van een suboptimaal jaar, is herpopulatie van deze locaties waarschijnlijk erg moeizaam.

Als laatste kan ook klimaatopwarming meespelen in de afname van de soorten. Voor *L. dubia* en van de libellensoorten is aangetoond dat deze noordwaarts opschuiven (Hickling et al., 2005). Voor de vlindersoorten kon dit echter niet aangetoond worden (Hill et al., 2002; Franco et al., 2006), hoewel het wellicht wel van belang is. Voor *B. aquilonaris* is aangetoond dat de rupsen de hoogste overleving hebben bij lage temperaturen (Turlure et al., 2010b), warmere winters kunnen op deze wijze dus een negatief effect hebben. Ook kunnen warmere zomers op lange termijn tot verdroging van het habitat leiden, wat ook negatief kan doorwerken.

4 Regionale studie

4.1 Inleiding

In dit onderdeel is er voor gekozen om middels proxies, effecten van omringend landgebruik op een brede range van abiotische en vegetatieve parameters te bepalen. Het doel van dit onderdeel is tweeledig, allereerst is het doel om op landschapsschaal de invloeden van omringend landgebruik te bepalen en deze te scheiden van lokale invloeden. Door het toepassen van relatief goedkope meetmethoden, is een groot aantal venen behandeld in dit onderdeel, waardoor de invloed van lokale verschillen uit te sluiten valt. Daarnaast is het bedoeld om een eerste indruk te krijgen wat de belangrijkste factoren zijn die de ontwikkeling van de hier onderzochte veentjes en vennen stuurt en waar landgebruik een invloed op lijkt uit te oefenen. Hierdoor kan in de detailstudie in Hoofdstuk 5 hier verder op gefocust worden.

4.2 Materiaal en methode

Om het effect van type landgebruik te achterhalen zijn in de zomer van 2017 de 42 venen bezocht die hiervoor behandeld zijn en zijn er proxies gemeten. De selectiecriteria en de uiteindelijke selectie is terug te vinden in sectie Veenselectie 3.3.1. De velddata is daarnaast gekoppeld aan het type omringend landgebruik zoals berekend in hoofdstuk 3 (zie sectie 3.3.3). Hieronder worden de plotkeuze, de gebruikte meetmethoden, en de verdere analyse van de data toegelicht.

4.2.1 Plotkeuze

Uit de literatuurstudie bleek dat de oriëntatie van het meetpunt t.o.v. de bosrand van belang is voor de directe microklimaat gerelateerde parameters (windsnelheid, en temperatuur), en tevens voor parameters die beïnvloed worden door deze parameters zoals bladval en stikstofdepositie (windsnelheid), en decompositie (temperatuur). Het effect van boszones is het grootst wanneer deze zich aan de zijde bevindt van waaruit de dominante windrichting komt. Daarom werden de plots altijd gekozen aan de Zuidwestelijke kant van het veen, aangezien dit de dominante windrichting in Nederland is (KNMI). Indien dit niet mogelijk was, is dit genoteerd. De plotkeuze werd verder bepaald door voorkomen van typische veenrand vegetatie waarbij met name gelet werd op het voorkomen van veenmos en vochtige heide (*E. tetralix*) aangezien deze ook vaak nog aanwezig zijn in de minder goed ontwikkelde vennen. Indien niet aanwezig, werden de metingen uitgevoerd in de dominant aanwezige vegetatie. In het geval van vennen omringd door boszones werd getracht de afstand tussen het bos en de plot niet meer dan 50 meter te laten zijn. De gekozen plots staan in Bijlage 1.

4.2.2 Meetmethodes

In dit onderdeel is de nutriëntenbeschikbaarheid bepaald aan de hand van de productiviteit, lichtmetingen en indicatorsoorten op basis van de vegetatie. Daarnaast is de aanvoer van TIC bepaald en is het microklimaat in de veentjes gemeten. Als kwaliteitscontrole zijn vegetatieopnames gemaakt, aan de hand waarvan kensoorten van de habitattypen berekend zijn en Ellenberggetallen bepaald zijn voor de zuurgraad, nutriëntenbeschikbaarheid en vochtgraad.

Productiviteit

De productiviteit is bepaald door het nemen van biomassa monsters van de vaatplanten in een willekeurig gekozen kwadrant van 40x40 cm. Per veen werden twee replica's genomen. De monsters zijn gedroogd bij 70 °C voor een duur van minimaal 48 uur zodat ze volledig droog

waren. Houtige delen werden verwijderd, waarna het gewicht van de biomassa bepaald is. Als tweede maat voor productiviteit en tevens voor vestigingskans voor plantensoorten en veenmossen zijn lichtmetingen uitgevoerd met een accupar LP80 lichtmeter. Deze zijn vanaf de bodem tot aan de top van vegetatie gemeten in stappen van 5 centimeter. Voor- en achteraf aan elke meting werden referentie metingen gedaan om te corrigeren voor eventuele afwijkingen tussen lichtmeter en de externe sensor. Als laatste maat voor de productiviteit zijn Ellenberggetallen berekend aan de hand van de vegetatieopname in het veen. Deze werden in Turboveg automatisch berekend. Een verdere uitleg over de vegetatieopnames volgt hieronder.

Beschikbaarheid van gebufferd grondwater en anorganisch koolstof

De beschikbaarheid van gebufferd grondwater is bepaald door het meten van de alkaliniteit van het porievocht als proxy. Het porievocht is bemonsterd met behulp van poreuze cups welke in de minerale zandlaag in de bodem van het veen/ven zijn geplaatst. De diepte waarop deze laag zich bevond verschilde per veen. Er zijn twee replica's per ven genomen waar per replica minimaal 10 ml porievocht is bemonsterd. In het veld is de pH van het porievocht gemeten met een pH veldmeter van Hannah lab waarna de spuiten gekoeld bewaard zijn (2-5 °C) totdat ze in het lab zijn geanalyseerd. De alkaliniteitsbepaling is gedaan volgens Smolders (2004), middels een titratie met 0,01M HCl totdat een pH van 4,2 bereikt werd. Dit geeft een maat voor het bufferend vermogen van het grondwater en daarmee een proxy voor de hoeveelheid bicarbonaat in het grondwater. Deze waarde gekoppeld met de pH werd vervolgens gebruikt om de totale hoeveelheid TIC in het grondwater te berekenen.

De totale hoeveelheid TIC en CO₂ zijn berekend met behulp van het programma CO2sys2012 (Lewis & Wallace, 1998). Voor de constanten werd gebruik gemaakt van K1, K2 van Mehrbach et al., 1973 refit by Dickson & Millero, 1987. Voor KHSO₄ werd Dickson gebruikt, pH schaal werd NBS scale (mol/kg/ H₂O) en B value was Uppstrom, 1974. Als input parameters werd voor temperatuur 4 °C (temperatuur waarbij de stalen bewaard zijn) en 0 voor saliniteit en druk. De pH en totale alkaliniteit (TA) werden ingevuld aan de hand van de gemeten waarden in het veld/lab respectievelijk. Het TIC-gehalte is vervolgens berekend door de som van de concentraties HCO₃⁻, CO₂ en CO₃²⁻.

Microklimaat

Het microklimaat is gemeten met behulp van twee Kestrel 5000 Environmental Meters. Tijdens het veenbezoek is één meter in de plot op een tripod boven de vegetatie geplaatst die vervolgens per minuut logde. Omdat het microklimaat sterk kan verschillen van dag tot dag is gelijktijdig een referentiemeting in een open plek nabij gedaan. In het geval van open plots was dit op het veen/ven zelf. Per veen is minimaal 10 minuten gemeten. Parameters die gemeten werden zijn, betreffen windsnelheid, luchttemperatuur, en de luchtvochtigheid.

Vegetatieopnames

Als kwaliteitstoets van de venen zijn vegetatieopnames gemaakt in de randzones van de venen. Deze zijn op Tansley schaal uitgevoerd (Tansley, 1946), waarbij de oppervlakte afhankelijk was van de randzone van de venen. Bij de verdere uitwerking zijn de volgende soorten als kensoorten van het habitat gedefinieerd (Synbiosys, zie *Tabel 4-1*). De vegetatieopnames zijn verder gebruikt om indicatorwaarden voor nutriëntenbeschikbaarheid, vochtigheid, en zuurgraad van de bodem te bepalen aan de hand van Ellenberg indicatorgetallen. Naast de hiervoor genoemde proxies werden ook site-specifieke omstandigheden zoals afstand van de plot tot de bosrand, hoogte van de bosrand, overgang van de bosrand en het type bomen dat dominant was (loof of naald) genoteerd. De laatste twee werden bepaald op zicht. Afstand van de plot tot bosrand werd gemeten met een meetlint, of een Leica DISTO D8 laser distance meter. Dezelfde meter werd gebruikt om middels de Neus-Kruis methode de boomhoogte te bepalen.

4.2.3 Statistische analyse

Allereerst zijn NMDS ordinaties gemaakt van de vegetatiebedekking om te kijken of er duidelijke verschillen tussen landgebruik en regio's bestaan. Deze verschillen zijn vervolgens getest aan de hand van een Anova, Kruskal-Wallis test, of Welch's Anova, afhankelijk van de verdeling van de data (Shapiro test) en of de variantie gelijk is (Levene's test). De post-hoc test is hier ook van afhankelijk en betreft een Dunn test na de Kruskal-Wallis test en een Games-Howell post hoc test na de Welch's Anova. Correlaties zijn aan de hand van een Spearman correlatie test getoetst.

H7110B (+)			H4010A			H3160			H3130		
Nederlands	Latijn	Nederlands	Latijn	Nederlands	Latijn	Nederlands	Latijn	Nederlands	Latijn	Nederlands	Latijn
Eénarig wollegras	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Dopheide	<i>Erica tetralix</i>	Drijvende egelskop	<i>Sparganium angustifolium</i>	Drijvende waterweegbree	<i>Sparganium angustifolium</i>				<i>Luronium natans</i>
Kleine veenbes	<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Beenbreek	<i>Narthecium ossifragum</i>	Knolrus	<i>Juncus bulbosus</i>	Gesteeld glaskroos	<i>Juncus bulbosus</i>				<i>Elatine hexandra</i>
Kleine zonnedauw	<i>Drosera intermedia</i>	Klokjes-gentiaan	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Veenpluis	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Kleinste egelskop	<i>Eriophorum angustifolium</i>				<i>Sparganium natans</i>
Lavendelhei	<i>Andromeda polifolia</i>	Veenbies	<i>Trichophorum cespitosum</i>	Klein blaasjeskruid	Utricularia minor	Kruipende moerasweegbree	Utricularia minor				<i>Echinodorus repens</i>
Witte snavelbies	<i>Rhynchospora alba</i>	Trekrus	<i>Juncus squarrosus</i>	Snavel-zegge	<i>Carex rostrata</i>	Moerashertshooi	<i>Carex rostrata</i>				<i>Hypericum elodes</i>
Hoogveen-veenmos	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Ronde zonnedauw	<i>Drosera rotundifolia</i>	Draadzegge	<i>Carex lasiocarpa</i>	Moerassmele	<i>Carex lasiocarpa</i>				<i>Deschampsia setacea</i>
Rood veenmos	<i>Sphagnum rubellum</i>	Kussentjes-veenmos	<i>Sphagnum compactum</i>	Waterveenmos	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Oeverkruid	<i>Sphagnum cuspidatum</i>				<i>Littorella uniflora</i>
Vijfrijg veenmos	<i>Sphagnum pulchrum</i>	Zacht veenmos	<i>Sphagnum tenellum</i>	Geoord veenmos	<i>Sphagnum denticulatum</i>	Ongelijkbladig fonteinkruid	<i>Sphagnum denticulatum</i>				<i>Potamogeton gramineus</i>
Wrattig veenmos	<i>Sphagnum papillosum</i>	Week veenmos	<i>Sphagnum molle</i>	Dof veenmos	<i>Sphagnum majus</i>	Pilvaren	<i>Sphagnum majus</i>				<i>Pilularia globulifera</i>
Dof veenmos	<i>Sphagnum majus</i>					Veelstengelige waterbies					<i>Eleocharis multicaulis</i>
Fraai veenmos	<i>Sphagnum fallax</i>					Viottende bies					<i>Eleocharis fluitans</i>
Waterveen-mos	<i>Sphagnum cuspidatum</i>					Witte wateranonkel					<i>Ranunculus oleraceus</i>
						Ondergedoken moerasscherm					<i>Apium inundatum</i>
						Naaldwaterbies					<i>Eleocharis acicularis</i>
						Grote waterweegbree					<i>Alisma plantago-aquatica</i>
						Gewone waterbies					<i>Eleocharis palustris</i>

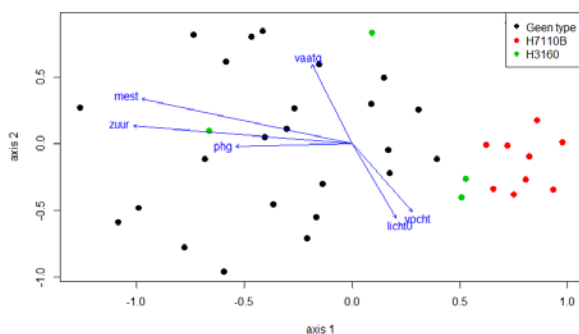
Tabel 4-1: Kensoorten van de verschillende habitattypen die gebruikt zijn om de kwaliteit van het habitat in te schatten.

Table 4-1: Plant species that are characteristic for the different habitat types, that were used as an estimate of habitat quality.

4.3 Resultaten

4.3.1 Vegetatieontwikkeling

Om te kijken welke variabelen van belang zijn voor de verschillende vegetatietypen is er met de vegetatiedata van de 40 vennen een NMDS ordinatie gedaan, waarna de abiotische variabelen er indirect overheen zijn geplott. Hieronder staat het resultaat waarbij de verschillende plots ingedeeld zijn in een habitattype wanneer de plot meer dan 40% aan kensoorten van dit habitattype bevatte (Figuur 4-1). Als eerste valt op dat het merendeel van de plots niet een habitattype toebedeeld gekregen heeft. Deze plots bevatten te weinig kensoorten van de 4 habitattypen die hier behandeld zijn. Daarentegen kon het ook voorkomen dat een plot meer dan 40% bedekking van twee verschillende habitattypen had, waarbij er telkens gekozen is voor het type met de hoogste bedekking. Daaruit blijkt dat het vegetatietype h7110B het meest voorkomt in de dataset en dat dit habitattype een duidelijke clustering toont. Dit habitattype lijkt zich te onderscheiden doordat ze in het zuurdere en voedselarmere bereik voorkomen (Ellenberggetal voor voedselrijkdom en zuurgraad $p < 0,001$). Dit wordt bevestigd als er naar de biomassa ($p = 0,004$) en de proportie licht op de bodem ($p = 0,007$) gekeken wordt. Ook lijkt het habitattype zich te onderscheiden op de vochtgraad, waarbij het onder nattere omstandigheden voor lijkt te komen (Ellenberggetal voor vochtgraad $p = 0,008$). Ook TIC- en CO₂-gehalten in het porievocht lijken een positief effect te hebben op de ontwikkeling van hoogveenvegetatie, echter zijn deze bijdragen in deze ordinatie niet significant ($p = 0,087$ en $0,206$ respectievelijk).



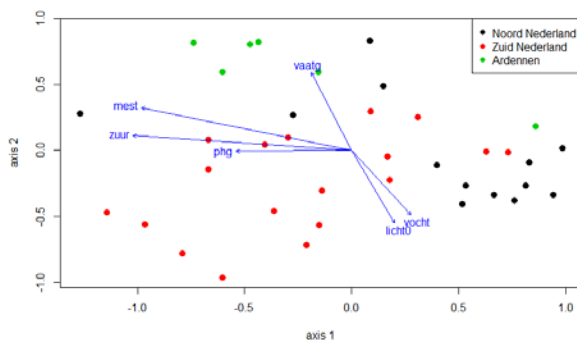
Figuur 4-1: NMDS ordinatie op basis van vegetatiebedekking ingedeeld per habitattype. “Vaatg” is de gemiddelde biomassa van vaatplanten, “vocht, mest, en zuur” zijn Ellenberggetallen voor vochtgraad, voedselrijkdom, en zuurgraad resp., “pHg” is de gemiddelde pH van het porievocht, en “licht0” is de proportie licht die de bodem bereikt.

Figure 4-1: NMDS ordination based on the cover of the vegetation, points are subdivided by habitattype. “Vaatg” is the average biomass of the vegetation; “vocht, mest, en zuur” are Ellenberg indicator values representing moisture content, nutrient availability, and acidity of the soil; “pHg” is the average pH of the pore water; “licht0” is the proportion of light reaching the bottom.

De 4 plots met het habitattype zure vennen (H3160) zijn niet geclusterd, waardoor het niet mogelijk is om aan de hand van dit resultaat uitspraken te doen over welke abiotische variabelen voor dit habitattype van belang zijn. Daarom is er vervolgens gekeken hoe de bedekking van kensoorten van de habitattypen correleren met de abiotische variabelen met behulp van een Spearman rank correlatie test. De resultaten van deze correlatie test bevestigen het belang van zure, voedselarme en natte condities voor het habitattype H7110B. Dezelfde correlaties worden ook voor het habitattype vochtige heiden (H4010A) gevonden, met uitzondering van het ontbreken van een correlatie met het Ellenberggetal voor de vochtgraad. Voor zure vennen (H3160) is er wel een positieve correlatie met het Ellenberggetal voor de vochtgraad gevonden, maar lijkt het habitattype uit deze analyse niet afhankelijk van de zuurgraad of voedselrijkdom (zowel Ellenberggetallen als licht). Zwak gebufferde vennen (H3130) daarentegen tonen geen correlatie met de voedselrijkdom of de vochtgraad, maar zijn juist positief gecorreleerd aan de zuurgraad (Ellenberg). Toch lijkt ook voor dit habitattype licht op de bodem van belang, waardoor een hoge productiviteit waarschijnlijk negatief is.

Als laatste worden er ook negatieve correlaties gevonden tussen de pH van het porievocht en de bedekking van kensoorten van heideveentjes en vochtige heiden. TIC- en CO₂-gehalten in het porievocht correleren daarentegen juist positief met de bedekking van kensoorten van heideveentjes. Zure vennen correleren enkel positief met de CO₂ gehalten van het porievocht, terwijl zwak gebufferde vennen geen correlaties met de chemie van het porievocht tonen. Het dient wel gezegd te worden dat er weinig zwak gebufferde vennen tussen de data bevonden, en dat de hoogste bedekking van kensoorten van dit habitattype 33% bedroeg.

Als de plots in de ordinatie onderverdeeld worden per type omringend landgebruik, komen er geen duidelijke clusters naar voren. De abiotische parameters en de vegetatieontwikkeling lijken dus niet gerelateerd aan het omringend landgebruik. Wat wel opvalt is dat bijna alle goed ontwikkelde heideveentjes binnen boszones voorkomen, maar tevens dat boszones geen garantie zijn voor goed ontwikkelde heideveentjes. Als de plots worden ingedeeld per regio wordt duidelijk dat elk van de drie regio's een eigen cluster vormt (*Figuur 4-2*). De best ontwikkelde veentjes zijn in dit onderdeel in Noord-Nederland gevonden. In Zuid-Nederland zijn slechts 2 goed ontwikkelde heideveentjes aangetroffen en in de Ardennen slechts 1. Uit de ordinatie lijkt ook naar voren te komen dat in de plots in de Ardennen over het algemeen minder zure, voedselrijkere, en drogere omstandigheden voorkomen en de plots in Zuid-Nederland lijken met name in het minder zure bereik voor te komen.



Figuur 4-2: NMDS ordinatie op basis van vegetatiebedekking ingedeeld per regio. "Vaatg" is de gemiddelde biomassa van vaatplanten, "vocht, mest, en zuur" zijn Ellenberggetallen voor vochtgraad, voedselrijkdom, en zuurgraad resp., "pHg" is de gemiddelde pH van het porievocht, en "licht0" is de proportie licht die de bodem bereikt.

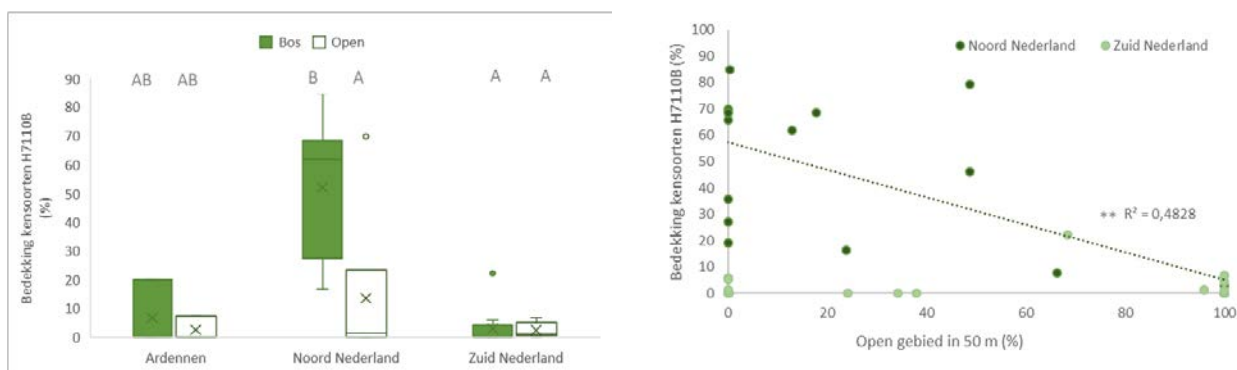
Figure 4-2: NMDS ordination based on the cover of the vegetation, points are subdivided by region. "Vaatg" is the average biomass of the vegetation; "vocht, mest, en zuur" are Ellenberg indicator values representing moisture content, nutrient availability, and acidity of the soil; "pHg" is the average pH of the pore water; "licht0" is the proportion of light reaching the bottom.

Deze sterke clustering per regio suggereert dat regionale verschillen in deze dataset een grotere invloed uitoefenen dan lokale factoren zoals omringend landgebruik. Om hiervoor te corrigeren worden hieronder de effecten van boszones per regio bekeken.

4.3.2 Vegetatieontwikkeling binnen de regio's

Er lijken grote verschillen tussen de regio's te bestaan, niet alleen in vegetatietype, maar ook in het effect van landgebruik hierop. Er kwamen enkel goed ontwikkelde hoogveentjes in Noord-Nederland voor in deze studie en dan enkel in de bosplots (*Figuur 4-3*: links). Deze verschillen significant met alle andere locaties behalve de open en bosplots in de Ardennen, hoewel het verschil met deze laatste net niet significant is ($p=0,05$ en $0,08$ resp.) en waarschijnlijk te maken heeft met de kleine steekproef in de Ardennen.

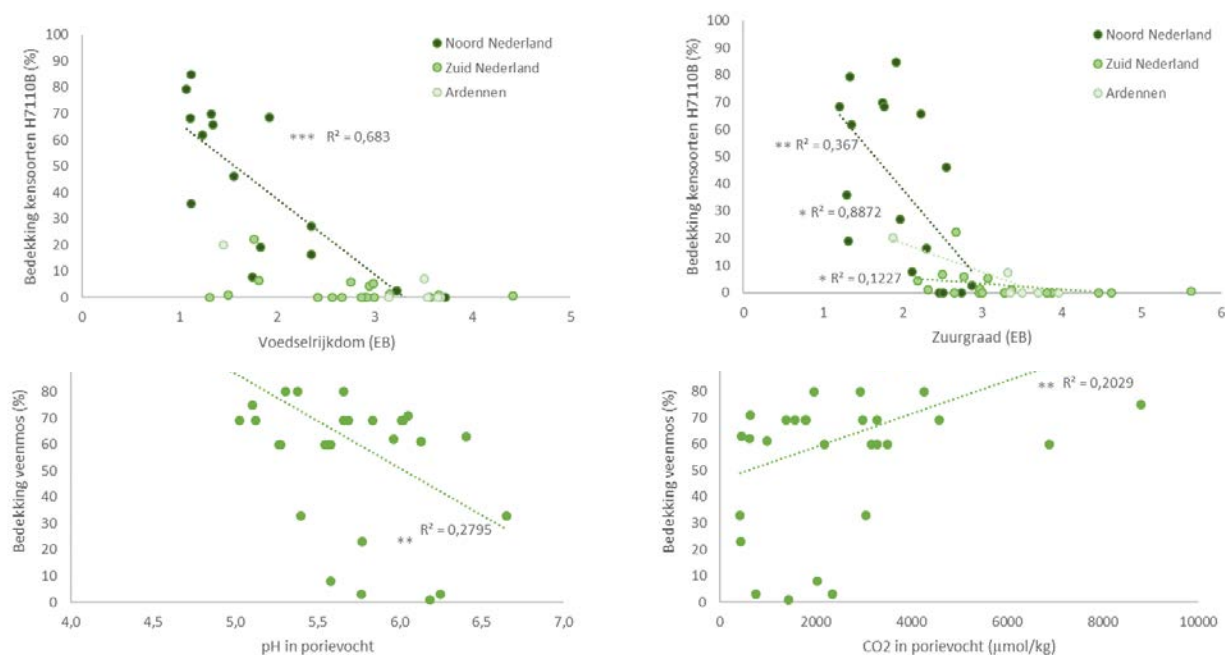
Uit de Spearman correlatie test blijkt dat in de Noord-Nederland het percentage open gebied zowel in 50 m als in het intrekgebied negatief correleert met de bedekking van kensoorten van heideveentjes ($p=0,007$ en $p=0,03$ resp., *Figuur 4-3*: rechts). Het percentage naaldbos in het intrekgebied correleert daarentegen hier juist positief mee ($p=0,045$). In Zuid-Nederland en de Ardennen worden geen correlaties gevonden.

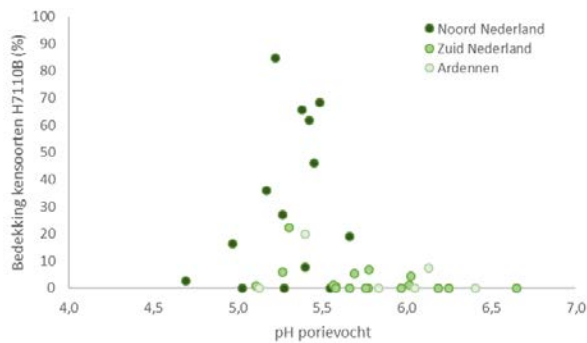


Figuur 4-3: Verschillen in bedekking aan kensoorten van heideveentjes tussen de open en bosplots (links) en correlatie tussen de bedekking aan kensoorten van heideveentjes met het percentage open gebied in een radius van 50 meter rond het meetpunt (rechts).

Figure 4-3: Difference in cover of characteristic species of peat bogs between the open plots and the forest plots (left) and the correlation between the cover of characteristic species of peat bogs and the percentage open area in a radius of 50 meters around the measuring point (right).

In alle regio's correleert de bedekking aan kensoorten van heideveentjes significant met de Ellenberggetallen voor zuurgraad (NN: $p=0,008$; ZN: $p=0,026$; A: $p=0,034$), maar enkel in de Noord-Nederlandse plots lijkt het habitattype significant negatief te correleren met de voedselrijkdom ($p<0,001$). Ook de relatie met de aanvoer van TIC en CO_2 in het grondwater lijkt te verschillen tussen de regio's en tussen de bedekking van kensoorten en van veenmos. Over de gehele dataset vertoont de bedekking aan veenmos een sterk negatieve correlatie met pH in het porievocht van het grondwater ($p<0,001$) en een sterke positieve correlatie met de CO_2 - en TIC-gehalten in het aangevoerde grondwater ($p=0,002$ en $p=0,003$ respectievelijk) (Figuur 4-4: rechtsmidden). Hier gemeten waarden komen goed overeen met de door Patberg et al. (2013) gerapporteerde waarden van gemiddeld $4800 \mu\text{mol/l}$ voor goed ontwikkeld hoogveen. Er worden echter geen correlaties tussen TIC- of CO_2 -gehalten en de bedekking aan kensoorten van het habitattype gevonden. De hoogste bedekking aan kensoorten lijken eerder bij TIC- en CO_2 -gehalten van $2000\text{--}4000 \mu\text{mol/kg}$ gevonden te worden, waarden die Patberg et al. (2013) rapporteren voor niet goed ontwikkeld hoogveen. Ook met betrekking tot de pH laat de bedekking aan kensoorten een optimum curve zien in plaats van een negatieve correlatie (Figuur 4-4). De optimum pH ligt tussen de 5 en 5,5. De Noord-Nederlandse plots liggen allemaal in het lage bereik van deze waarden, terwijl de Zuid-Nederlandse plots juist in het hoge bereik liggen, wat de tegenovergestelde trends verklaart.





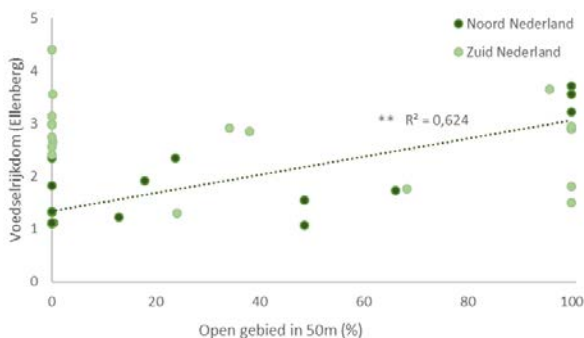
Figuur 4-4: Correlaties tussen de bedekking aan kensoorten van heideveentjes en verschillende abiotische variabelen: voedselrijkdom (linksboven), zuurgraad (rechtsboven), en pH in het porievocht (linksonder). Correlaties tussen de bedekking aan veenmos en de pH (linksmidden) en CO₂ gehalte (rechtsmidden) van het porievocht.

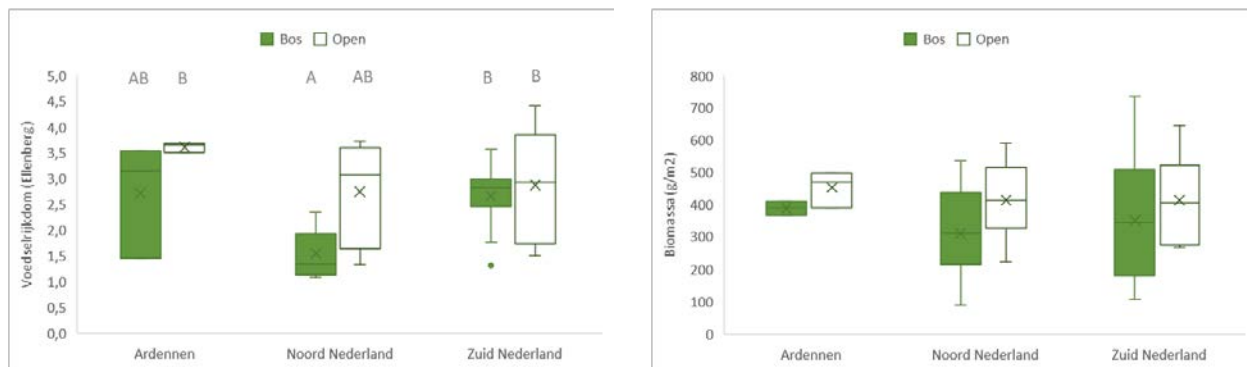
Figure 4-4: Correlations between the cover of characteristic species of peat bogs and multiple abiotic parameters: nutrient availability (top left), acidity of the soil (top right), and pH in the pore water (bottom left). Correlations between the cover of peat moss and pH (mid left) and CO₂ content (mid right) of the pore water.

Het lijkt erop dat het habitatype onafhankelijk van de regio met name voorkomt in zure en voedselarme omstandigheden. Ook de aanvoer van TIC lijkt van belang te zijn voor het habitatype, maar dit geldt met name voor het veenmos. Voor de vegetatie lijkt een kleine toevoer van gebufferd grondwater van belang, terwijl dit ogenschijnlijk niet nodig is voor het veenmos. Echter zegt de bedekking van veenmos niets over de kwantiteit en kwaliteit van de soorten.

4.3.3 Voedselrijkdom

De beste hoogveentjes worden in plots met een lage voedselrijkdom gevonden. Dezelfde trends lijken ook te gelden voor de biomassa, maar deze zijn niet significant. Binnen de regio's zijn er geen significante verschillen tussen het type landgebruik en voedselrijkdom of productiviteit van de vegetatie (*Figuur 4-5*), wel zijn de Noord-Nederlandse bosplots significant voedselarmer dan beide type plots in Zuid-Nederland ($p=0,046$) en de open plots in de Ardennen ($p=0,004$). De voedselrijkdom in de Noord-Nederlandse bosplots lijkt wel lager dan in de open plots, maar dit verschil is net niet significant (Dunn's test: $p=0,06$). Wel neemt de voedselrijkdom significant toe met toenemend percentage open gebied in 50 m in Noord-Nederland ($p<0,01$). Uit de biomassa data komen per regio geen significante verschillen naar voren, hoewel de gemiddelde biomassa in alle regio's lager is in de bosplots. Over de gehele dataset genomen hebben bosplots zowel een significant lagere biomassa ($p=0,03$) en lagere voedselrijkdom op basis van Ellenberggetallen ($p=0,004$). Ook zijn beide maten significant lager in Noord-Nederland ten opzichte van de andere twee regio's.

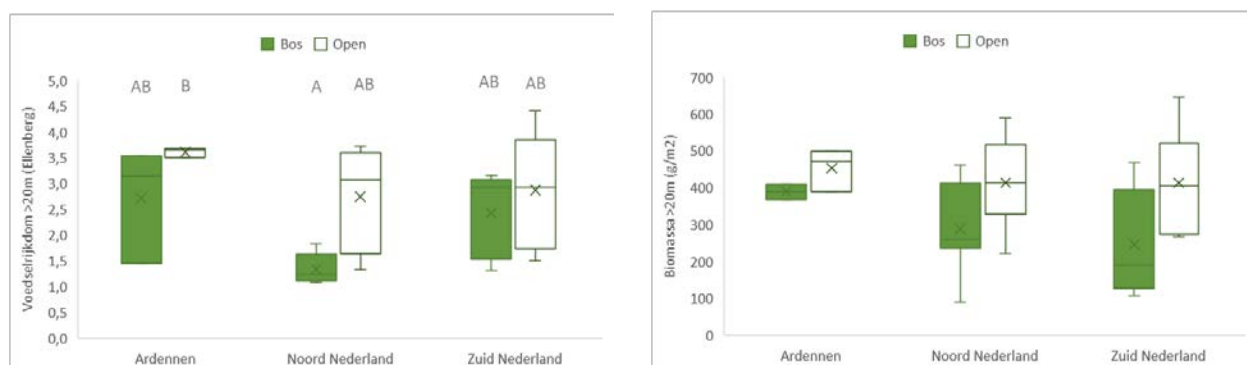




Figuur 4-5: Voedselrijkdom aan de hand van Ellenberg indicator getallen in relatie tot het percentage open gebied in 50m (boven), en per landgebruikstype per regio (linksonder). Productiviteit per landgebruikstype per regio is rechtsonder weergegeven.

Figure 4-5: Nutrient availability on the basis of Ellenberg indicator values versus percentage of open area within 50m (topleft) and per landuse type per region (bottom left). Biomass production per landuse type and region on the bottom right.

Bosplots lijken daarmee dus eerder een lagere nutriëntenbeschikbaarheid te hebben dan open plots, hoewel deze verschillen gering zijn. Dat wil niet zeggen dat bomen geen eutrofiërende invloed hebben op de nutriëntenbeschikbaarheid in de veentjes. In de Zuid-Nederlandse plots lijkt een afname zichtbaar in biomassa met toenemende afstand tot de bosrand, hoewel dit niet significant is ($p=0,06$). In Noord-Nederland wordt geen afname in biomassa gevonden, maar lijkt de voedselrijkdom aan de hand van Ellenberggetallen af te nemen met toenemende afstand, hoewel ook dit niet significant is. Als hier rekening mee gehouden wordt en enkel de data met bosafstanden >20m geplot worden dan worden de verschillen tussen open en beboste plots inderdaad groter, maar zijn ze nog steeds niet significant (Figuur 4-6).

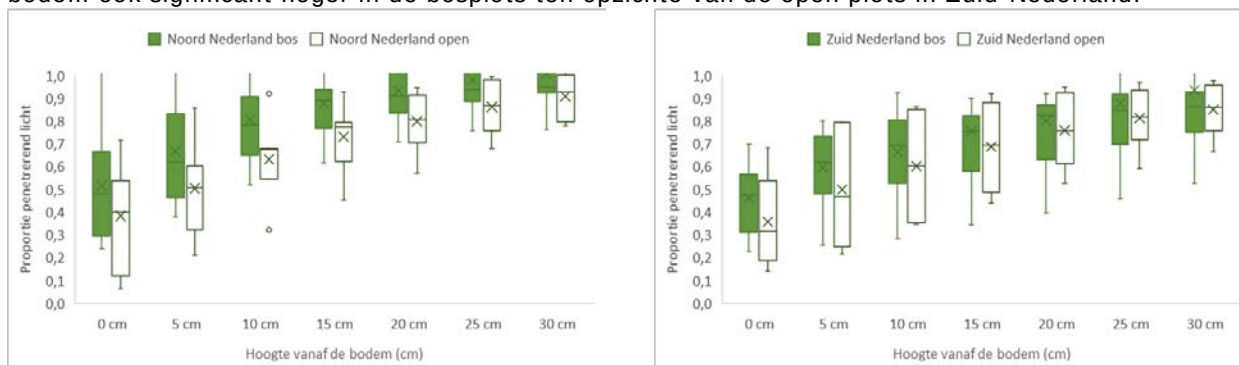


Figuur 4-6: Voedselrijkdom op basis van Ellenberg indicatorgetallen (links) en op basis van de productiviteit van de vegetatie (rechts) per type landgebruik per regio. Enkel punten met een bosafstand van >20m zijn geplot.

Figure 4-6: Nutrient availability on the basis of Ellenberg indicator values (left) and on the basis of biomass produced (right) per landuse type per region. Only points with distance to forest edge >20m are plotted.

Ook de proportie licht correleerde significant met het voorkomen van kensoorten van H7110B, hoewel dat niet langer geldt wanneer de data per regio opgesplitst worden. Toch vertonen ook de lichtmetingen duidelijke verschillen tussen de typen landgebruik in de drie regio's, hoewel dit verschil in Zuid-Nederland kleiner is. In de Noord-Nederlandse bosplots is de lichtbeschikbaarheid sneller gelijk aan het invallende licht wat erop duidt dat de vegetatie hier korter is, maar ook lager in de vegetatie (10-30 cm) zijn er verschillen tussen de bosplots en de open plots (Figuur 4-7: links). Ook de bosplots in Zuid-Nederland lijken een opener vegetatie te hebben dan plotsbuiten de bossen, maar dit verschil is niet significant (Figuur 4-7: rechts). In de Ardennen zijn de verschillen tussen open en bosplots nog groter. Wanneer enkel metingen worden beschouwd die afkomstig zijn van punten 20 meter of meer

verwijderd van de bosrand dan worden de verschillen in beide regio's nog groter, en is lichtinval op de bodem ook significant hoger in de bosplots ten opzichte van de open plots in Zuid-Nederland.



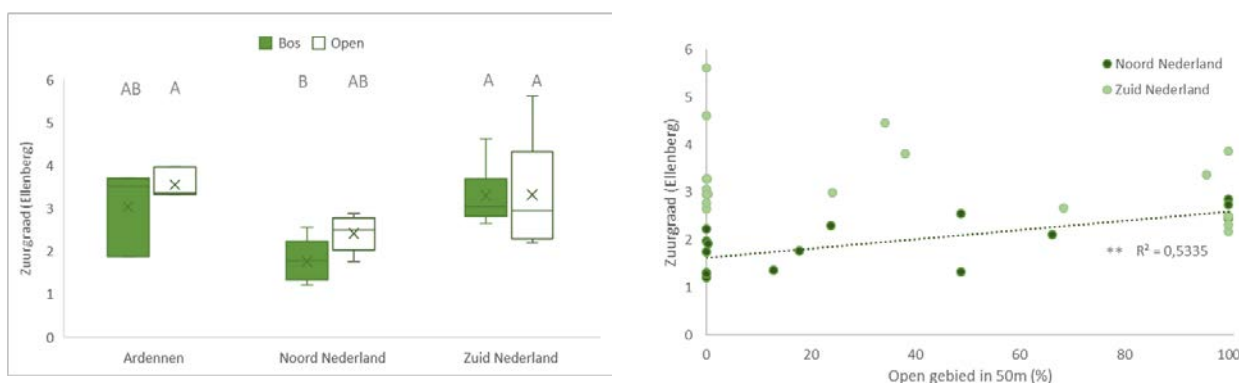
Figuur 4-7: De proportie licht op verschillende hoogtes in de vegetatie tussen de verschillende typen plots in Noord (links) en Zuid (rechts) Nederland.

Figure 4-7: The proportion of light at different heights in the vegetation between the different types of plots in the North (left) and the South (right) of the Netherlands.

Hoewel er geen significante verschillen tussen bos en open plots per regio gevonden worden lijken de data te suggereren dat bosplots gemiddeld genomen een lagere nutriëntenbeschikbaarheid hebben dan open plots. Desalniettemin lijken bomen wel bij te dragen aan de nutriëntenbeschikbaarheid aan de rand (<20m). De gradiëntmetingen uit Hoofdstuk 5 moeten hier meer duidelijkheid in verschaffen.

4.3.4 Zuurgraad

De zuurgraad lijkt erg van belang voor de vegetatieontwikkeling in hoogveentjes, maar is in dit onderdeel helaas niet direct gemeten. Wel is de zuurgraad afgeleid van Ellenberg indicator getallen van de vegetatieopnames. Het effect van omringend landgebruik op de zuurgraad lijkt te verschillen tussen de regio's (*Figuur 4-8*: links). In Noord-Nederland neemt de zuurgraad toe met toenemend percentage open gebied ($p=0,001$), terwijl er geen correlatie is in Zuid-Nederland (*Figuur 4-8*: rechts). Dit lijkt te gelden voor landgebruik binnen 50 m en landgebruik in het intrekgebied ($p=0,008$). De omgekeerde correlaties gelden voor het percentage bos, maar deze correlaties zijn zwakker. Ook in de bosplots zijn geen eenduidige verschillen zichtbaar. Omdat het hier indicator getallen betreft en geen daadwerkelijk gemeten pH-waarden, is het van belang om dit in Hoofdstuk 5 nader te bekijken.

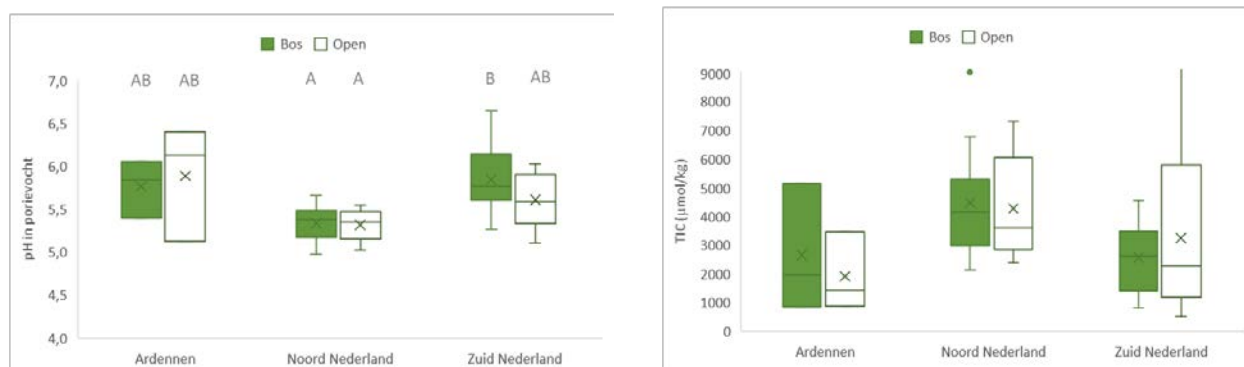


Figuur 4-8: Effect van omringend landgebruik op de zuurgraad in het veen (links) en de correlatie tussen de zuurgraad met het percentage open gebied in een radius van 50 meter om het meetpunt (rechts). De zuurgraad is gebaseerd op Ellenberg getallen.

Figure 4-8: Influence of landuse type on the acidity of the soil (left) and the correlation between the acidity of the soil and percentage of open area in 50m (right). Acidity of the soil is based on Ellenberg indicator values.

4.3.5 pH, CO₂- en TIC-gehalten

De pH van het porievocht verschilt niet tussen de verschillende landgebruikstypen en ook TIC-gehalten van het porievocht laten geen verschillen zien (*Figuur 4-9*). Er lijken wel verschillen tussen de regio's te bestaan. Hoewel de pH van het porievocht met name lager is in Noord-Nederland, is dit verschil enkel significant ten opzichte van de Zuid-Nederlandse bosplots. Naast omringend landgebruik kunnen ook lokale factoren als hoogte in het landschap bepalend zijn voor hoeveel grondwater aangevoerd wordt, wat mede de pH in het veen bepaald. In dit onderdeel is echter geen correlatie tussen hoogte in het landschap en pH in het grondwater gevonden, evenmin lijken de gebieden significant te verschillen in hoogte waarop de plots zich bevinden. De hogere waarden in de Zuid-Nederlandse bosplots kunnen veroorzaakt worden door een hogere invloed van grondwater, maar er is niet getest op verschillen in grondwaterstanden.



Figuur 4-9: pH (links) en TIC-gehalten (rechts) in het porievocht per landgebruikstype per regio.

Figure 4-9: pH (left) and TIC content (right) in the pore water per landuse type per region.

De aanvoer van TIC verschilt ook niet tussen de verschillende typen landgebruik. Wel zijn TIC-gehalten hoger in de Noord-Nederlandse plots ten opzichte van de Zuid-Nederlandse en Ardense plots ($p=0,009$ en $p=0,02$ resp.). In Zuid-Nederland zijn 2 locaties aangetroffen met TIC-gehalten die vergelijkbaar zijn met die in Noord-Nederland en in de Ardennen betreft dat één locatie. Op 1 van de 2 in Zuid-Nederland na, zijn dit tevens de plots met de beste hoogveenontwikkeling. De pH en TIC-gehalten in het porievocht lijken dus eerder af te hangen van regionale invloeden zoals bijvoorbeeld grondwaterstromen, landgebruik in de omgeving lijkt hier geen significante invloed op te hebben.

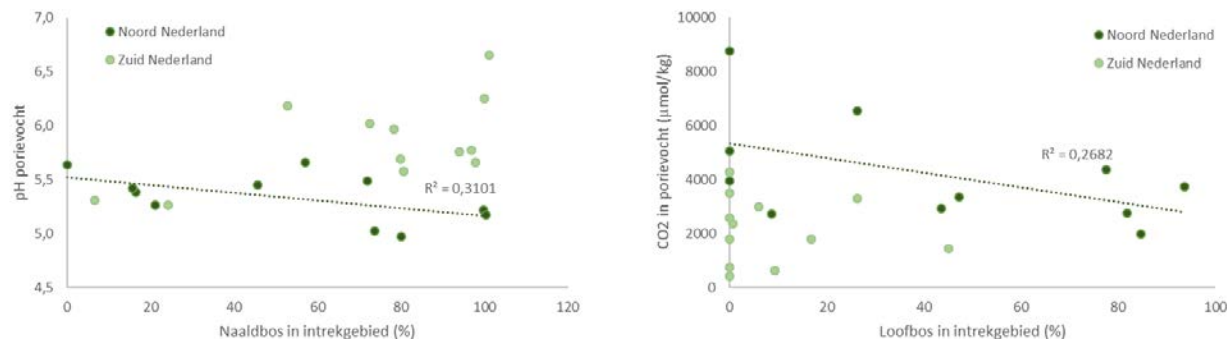
4.3.6 Type bos

Uit de literatuurstudie kwamen ook verschillen tussen typen bos naar voren. Naaldbos lijkt een hogere invang van stikstof te hebben, maar lijkt ook een hogere aanvoer van stikstof via het grondwater te hebben. Als er naar verschillen in biomassaproductie en voedselrijkdom tussen loof- en naaldbos gekeken wordt komen er geen duidelijke verschillen naar voren. De voedselrijkdom in Zuid-Nederland lijkt gemiddeld hoger in de loofbosplots, terwijl de biomassa hier gemiddeld iets lager is. In Noord-Nederland lijken er geen verschillen tussen de landgebruikstypen te bestaan.

Ook zou de evapotranspiratie in naaldbossen hoger zijn dan in loofbossen. In deze studie wordt geen verschil gevonden in vochtigheid aan de hand van Ellenberggetallen tussen de verschillende typen landgebruik. Ook de andere abiotische parameters laten geen verschillen zien tussen de verschillende bostypen. Vanwege de grote invloed van regionale effecten zijn deze analyses per regio gedaan, wat de steekproefgrootte per bostype al sterk reduceert. Daarnaast zijn er in Zuid-Nederland slechts 2 plots die in aanmerking komen als loofbosplots, tegenover 10 naaldbosplots, wat een vergelijking in Zuid-Nederland erg moeilijk maakt. In Noord-Nederland zijn de plots beter verdeeld: 6 loofbosplots tegen 5 naaldbosplots. Met name in Noord-Nederland zijn er geen verschillen tussen de bostypen gevonden, wat een verdere indicatie is dat er geen verschillen zijn tussen de beide bostypen.

Veel van de bossen in deze studie zijn uiteindelijk gemengde bossen. Als er gekeken wordt naar het percentuele type bos op basis van de GIS-studie dan lijkt in de Noord-Nederlandse plots de pH van het porievocht negatief gecorreleerd met het percentage naaldbos in het intrekgebied en eerder positief met het percentage loofbos (*Figuur 4-10*), hoewel beide net niet significant zijn ($p=0,05$ en

0,07 respectievelijk). Dit geeft een indicatie dat naaldbossen een meer verzurende werking hebben dan loofbos, hoewel hetzelfde effect niet in Zuid-Nederlandse plots gevonden wordt. De aanvoer van CO₂ lijkt in de Noord-Nederlandse bosplots dan weer een positieve correlatie te vertonen met het percentage naaldbos in het intrekgebied en negatief met het percentage loofbos in het intrekgebied, maar beide correlaties zijn niet significant ($p=0,076$ en $p=0,09$ respectievelijk). Voor TIC lijken dezelfde trends te bestaan, maar zijn deze nog minder sterk.



Figuur 4-10: Correlatie tussen het percentage naaldbos in het intrekgebied en pH van het porievocht (links) en tussen het percentage loofbos in het intrekgebied en CO₂ in het porievocht (rechts).

Figure 4-10: Correlation between the percentage pine forest in the catchment area and pH of the pore water (left) and between the percentage of deciduous forest in the catchment area and CO₂ content of the pore water (right).

Qua voedselrijkdom worden er ook geen significante resultaten gevonden, enkel in Zuid-Nederland lijkt het percentage loofbos in 50 meter significant negatief te correleren met de biomassa productie ($p=0,02$). Deze correlatie is echter gebaseerd op slechts 3 punten met meer dan 10% loofbos en dezelfde correlatie wordt niet in Noord-Nederland gevonden. Voor voedselrijkdom uitgedrukt als Ellenberggetallen worden in beide regio's en beide bostypen geen trends waargenomen. Door het gebrek aan loofbos in Zuid-Nederlandse vennen/veentjes, is het lastig uitspraken te doen over verschillen tussen beide bostypen in deze regio. Als daar rekening mee gehouden wordt lijken bostypen weinig invloed uit te oefenen op de nutriëntenbeschikbaarheid binnen de veentjes.

4.3.7 Effect van omringend landgebruik op microklimaat

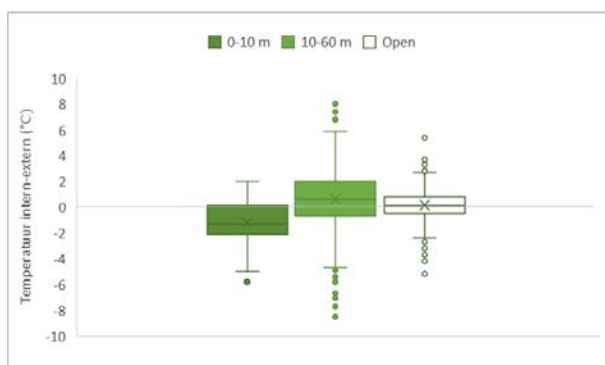
Voor veel van de besproken faunasoorten is het microklimaat in de veentjes van belang. Met name de windsnelheden en de temperatuur is voor veel soorten belangrijk. Er is geen reden om aan te nemen dat deze relaties verschillend zijn per regio, dus deze resultaten zijn voor alle regio's samengevat. Als de windsnelheden in de plots vergeleken worden met referentiemetingen in nabijgelegen open plots dan blijkt dat windsnelheden in de open plots goed overeen komen met de referentiemetingen en niet significant verschillen (Wilcoxon signed rank test: $p=0,54$). In zowel de loofbosplots en naaldbosplots zijn de mediane windsnelheden lager ten opzichte van de referentiemetingen (Games Howell: $p<0,001$) (Figuur 4-11: links). In de bosplots ligt de mediaan 0,5-0,7 m/s lager dan in de open plots. Loofbossen en naaldbossen verschillen onderling niet significant van elkaar (Games Howell $p=0,13$). Voor de temperatuur zijn de verschillen minder duidelijk (Figuur 4-11: rechts). De beide bostypen zijn gemiddeld genomen 1 graad warmer dan de open plots (One way test $p<0,001$). Ook verschillen loof- en naaldbossen significant van elkaar ($p=0,03$), hoewel dit verschil erg klein is. Dit duidt erop dat de omgevingstemperatuur in veentjes in bos gemiddeld hoger ligt dan die in vennen in open gebieden.



Figuur 4-11: Verschil in windsnelheden (links) en temperatuur (rechts) tussen de plotmeting en een referentiemeting in het open veld in open en bosplots.

Figure 4-11: Difference in wind velocity (left) and temperature (right) between internal measurements and external measurements in open plots and forest plots.

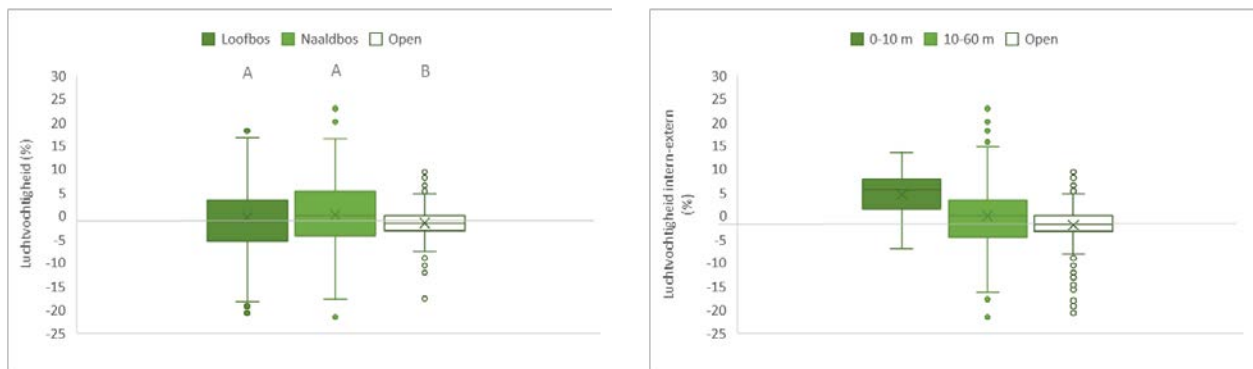
Uit de literatuur bleek echter dat er een gradiënt in temperatuur zou zijn vanaf de bosrand, waarbij direct aan de bosrand de temperatuur juist lager zou liggen. Wanneer ook rekening gehouden wordt met de afstand tot het bos lijkt dit inderdaad zo te zijn (*Figuur 4-12*). Grofweg kan gezien worden dat de eerste 10 meter na de bosrand, de temperatuur lager is dan in de referentieplots. Daarna lijkt de temperatuur enkele graden hoger te zijn dan in de referentieplots. Deze verhoogde temperatuur lijkt op zijn minst aan te houden tot 55 meter. Volgens de literatuur zou de temperatuur daarna afnemen tot waarden gelijk aan in het open veld, maar die afstand wordt hier niet bereikt. De verschillen tussen loof- en naaldbosplots kunnen wellicht ook hierdoor verklaard worden, aangezien de twee plots tussen 0 en 10 meter naaldbossen betreft.



Figuur 4-12: Temperatuurverschil tussen bos en open plots, waarbij de bosplots opgesplitst zijn op basis van bosafstand.

Figure 4-12: Difference in temperature between forest plots and open plots, in which the forest plots have been divided by distance to the forest edge.

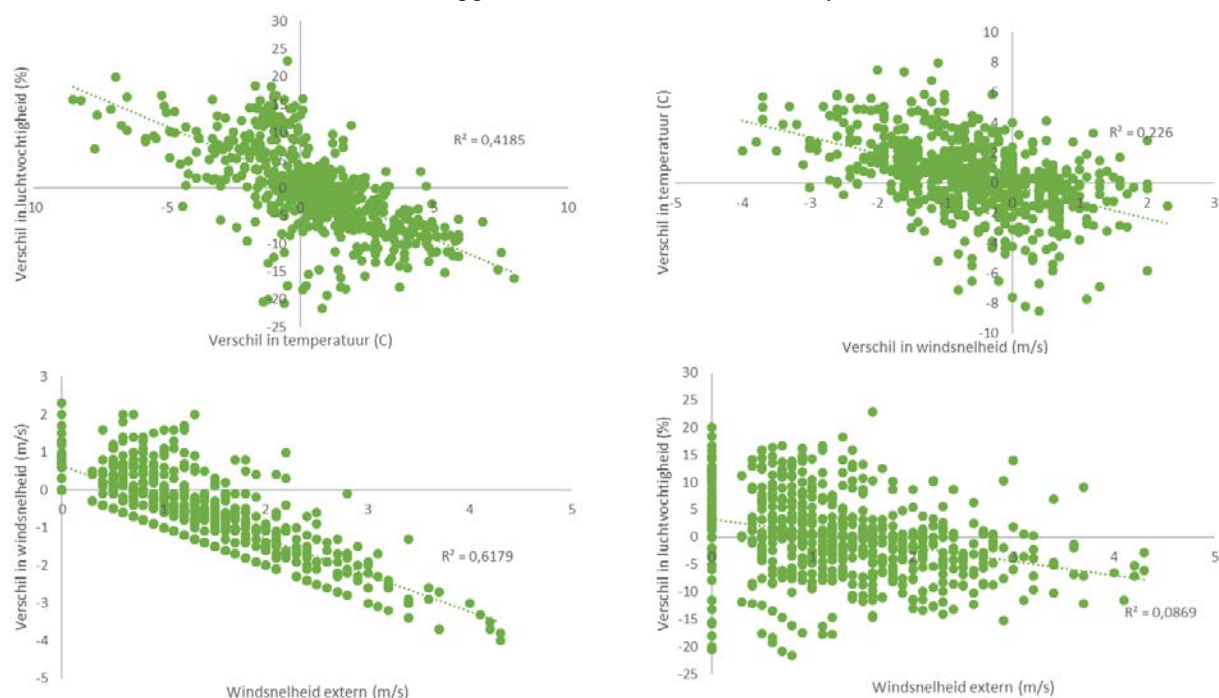
Naast windsnelheden en temperatuur is ook de luchtvochtigheid van belang voor zowel flora als fauna. De luchtvochtigheid is significant hoger in de bosplots in vergelijking met de open plots en de verschillende typen bos verschillen onderling niet (*Figuur 4-13*). Toch kan de luchtvochtigheid ook lager zijn in de bosplots. De luchtvochtigheid lijkt met name sterk gecorreleerd met de temperatuur en beide type plots volgen deze trend. Verrassend genoeg is ondanks de hogere temperatuur in de bosplots de luchtvochtigheid hier hoger. Wind kan de luchtvochtigheid ook beïnvloeden maar daar komt geen duidelijke trend uit. Wel lijkt onder omstandigheden van wind harder dan 2 m/s de luchtvochtigheid nooit tot 100% te raken. De luchtvochtigheid laat geen trend met betrekking tot de afstand tot de bosrand zien, maar lijkt sterk te fluctueren.



Figuur 4-13: Verschillen in luchtvochtigheid in bosplots in vergelijking met open plots, opgesplitst in naald- en loofbos (links) en opgesplitst op basis van bosafstand (rechts).

Figure 4-13: Differences in relative humidity between forest plots and open plots, divided by type of forest (left) and by distance to the forest edge (right).

Het verschil in luchtvochtigheid lijkt met name samen te hangen met het verschil in temperatuur (Figuur 4-14), waarbij de luchtvochtigheid hoger is in de bosplots wanneer de temperatuur hier lager is. Het verschil in temperatuur is op zijn beurt afhankelijk van het verschil in windsnelheid. De temperatuur is hoger in de boszones, wanneer de windsnelheid hier lager is ten opzichte van het open veen. Dit laatste is afhankelijk van de externe windsnelheid, op dagen dat het hard waait is de bufferende werking van de bosrand groter. Dit betekent dat de luchtvochtigheid alleen hoger is in de boszones op dagen dat er een vrij lage externe windsnelheid is. Bij hogere windsnelheden wordt het temperatuurverschil groter, waardoor de luchtvochtigheid eerder lager ligt. Dit omslagpunt lijkt bij een externe windsnelheid van 1,5 m/s te liggen, hoewel deze correlatie op zichzelf niet heel sterk is.



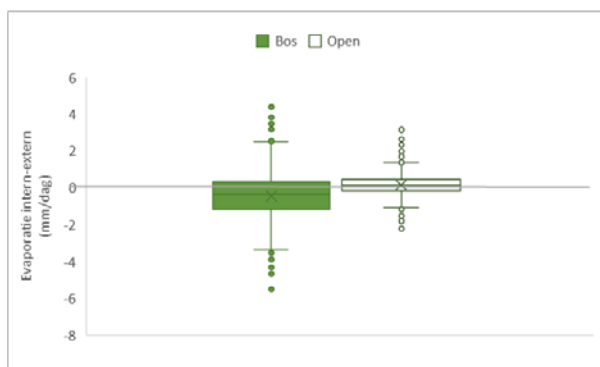
Figuur 4-14: Correlaties tussen: het verschil in luchtvochtigheid met het verschil in temperatuur (linksboven), het verschil in windsnelheid en verschil in temperatuur (rechtsboven), de externe windsnelheid en het verschil in windsnelheid (linksonder), en de externe windsnelheid en het verschil in luchtvochtigheid (rechtsonder). Verschillen betreffen verschillen tussen interne en externe metingen.

Figure 4-14: Correlations between: difference in relative humidity and the difference in temperature (top left), difference in wind velocity and the difference in temperature (top right), external wind velocity and the difference in wind velocity (bottom left), and the external wind velocity and the difference in relative humidity (bottom right). Differences represent differences between internal and external measurements.

Aangezien parameters zoals temperatuur, windsnelheid en luchtvochtigheid ook van invloed kunnen zijn op de verdamping in het veen is het aannemelijk dat bossen via deze parameters ook de verdamping in het veen beïnvloeden. Een formule om de verdamping van open water te berekenen is ontwikkeld door Meyer (1915):

$$E_L = K_m(e_w - e_a)(1 + \frac{u_g}{16})$$

Waarbij K_m een aangenomen coëfficiënt met een waarde van 0,36 voor grote diepe wateren en een waarde van 0,50 voor kleine ondiepte wateren is. e_w is de verzadigingsdampdruk bij de watertemperatuur in mm kwik en e_a is de daadwerkelijke dampdruk in de lucht in mm kwik. u_g is de gemiddelde windsnelheid in km/uur op ongeveer 9 meter van de grond welke berekend is aan de hand van de volgende formule: $u_h = Ch^{1/7}$. Waarbij U_h de windsnelheid op hoogte h boven de grond is en C een constante is.



Figuur 4-15: Het verschil in evaporatie tussen interne en externe metingen berekend aan de hand van Meyer's (1915) vergelijking.

Figure 4-15: The difference in evaporation between internal and external measurements calculated using Meyer's (1915) equation.

Het verschil tussen plot en externe metingen is duidelijk groter in bosplots ten opzichte van de open plots en dit lijkt niet afhankelijk van welke maat voor K_m genomen wordt. Verdamping lijkt dus duidelijk lager in boszones ten opzichte van open gebieden (*Figuur 4-15*) van dezelfde grootte. Het is de vraag in hoeverre het verschil in evapotranspiratie tussen bossen en heide gecompenseerd wordt door het verschil in verdamping tussen open en beboste gebieden. Als we van het gemiddelde uitgaan van Meyer's formule, dan is het verschil in verdamping gemiddeld 0,5 mm per dag, wat in dezelfde orde van grootte ligt als het verschil in evapotranspiratie tussen omringende heide en omringende naald- en loofbossen (0,6 mm/d en 0,3 mm/d resp.) (*Tabel 4-2*).

Referentie	Evapotranspiratie (mm/d)			Verskil met heide (mm/d)	
	Naaldbos	Loofbos	Heide	Naaldbos	Loofbos
Runhaar et al., 2000	1,92	1,70	1,23	-0,69	-0,47
Stuyfzand, 1993	2,05	1,55	1,43	-0,62	-0,12
De Vries, 1993	2,00	1,50	1,18	-0,81	-0,32
De Schrijver et al., 2007	0,72	0,59	0,32	-0,39	-0,27
De Schrijver et al., 2007	0,89	0,62	0,32	-0,57	-0,30
Gemiddeld	1,51	1,19	0,90	-0,62	-0,30

Tabel 4-2: Verskil in evapotranspiratie tussen heide en naald- en loofbossen. Er is enkel data gebruikt uit studies die alle drie habitattypen behandeld hebben.

Table 4-2: The difference in evapotranspiration between heathlands and pine and deciduous forest. Only data were used from studies who measured in all three habitat types.

4.4 Discussie regionale veldstudie

Hoogveenontwikkeling lijkt sterk afhankelijk van zure, en voedselarme omstandigheden. Daarnaast lijkt een hoge aanvoer van TIC essentieel voor een optimale bedekking aan veenmos, waarbij de hier gevonden waarden goed overeenkomen met de waarden uit eerdere studies (5000 $\mu\text{mol/l}$ Patberg et al., 2013). De bedekking van veenmos lijkt tevens sterk af te hangen van zure omstandigheden en lijkt sterk af te nemen bij een te hoge aanvoer van gebufferd grondwater. Daarentegen bleek een lichte toevoer van enigszins gebufferd grondwater van belang voor de best ontwikkelde hoogveentjes qua vegetatieve kensoorten. Ook dit lijkt goed aan te sluiten bij eerder onderzoek (Lamers et al., 1999), dat suggereert dat een lichte buffering positief is voor TIC generatie in het veen en het drijfvermogen van de acrotelm bevordert. Wellicht compenseert de generatie van TIC door de buffering in dergelijk gevallen voor de lagere aanvoer van TIC dan gemeten door Patberg et al. (2013). Een te hoge buffering van de pH heeft echter een negatief effect op hoogveenontwikkeling. In de lokale studie zal daarom de generatie van TIC in het veen zelf nader bepaald worden.

In deze studie zijn er geen verschillen tussen de typen landgebruik gevonden voor de aanvoer van TIC evenals de pH van het aangevoerde water. Ook zijn er geen verschillen in zuurgraad gevonden. Wel lijken er verschillen in de voedselrijkdom tussen bos en open plots te bestaan. Hoewel de verschillen niet significant zijn is de productiviteit in alle regio's gemiddeld lager in de bosplots. Dit is opmerkelijk aangezien de literatuurstudie lijkt te suggereren dat bossen eerder een eutrofiërende werking zouden hebben. Toch lijkt deze eutrofiërende werking ook in deze studie aangetroffen, aangezien de biomassa en voedselrijkdom af lijken te nemen met toenemende afstand tot de bosrand. Dit lijkt erop te wijzen dat bladval een eutrofiërende werking heeft, maar dat die redelijk beperkt blijft tot 20 meter. De lagere productiviteit in de bosplots op grotere afstand kan daarnaast een indicatie zijn dat bossen een groot deel van de atmosferische depositie afvangen en dat er minder directe depositie in het veen plaatsvindt. De metingen in de lokale veldstudie moeten hier meer duidelijkheid in verschaffen.

In deze studie blijken regionale verschillen echter vaak groter dan verschillen tussen bos en open gebieden te zijn. De beste hoogveengebieden zijn in deze studie aangetroffen in Noord-Nederland waar de meest voedselarme en zure omstandigheden lijken voor te komen en waar de TIC aanvoer het hoogst is. In de Zuid-Nederlandse gebieden rond Oisterwijk en de Maasduinen lijkt de aanvoer van TIC de beperkende factor voor goede hoogveenontwikkeling. Daarnaast lijkt er een te hoge buffering van de pH te zijn, wat eerder een zwak gebufferde vegetatie als gevolg heeft. Deze buffering zou afkomstig kunnen zijn van aanvoer van diep grondwater, echter lijken de lage TIC-gehalten dat weer tegen te spreken. Een andere studie suggereert dat voor veel van de vennen in midden Brabant de grootste buffering komt door de reductie van nitraat (Van Dam et al., 2017). Wat hier gemeten wordt kan dus even goed een verhoogde reductie van nitraat zijn door een verhoogde uitspoeling hiervan. Zonder daadwerkelijke metingen blijft dit echter onduidelijk.

Het ontbreken van goed ontwikkelde venen in de Ardennen heeft te maken met de leeftijd van de gebieden. De meeste van deze gebieden zijn recent hersteld, waardoor de hoogveenontwikkeling nog niet optimaal is. Daarnaast lijken deze gebieden last te hebben van verdroging, wat een indicatie is dat de waterhuishouding hier mogelijk niet optimaal hersteld is. In het goed ontwikkelde gebied zijn geen herstelmaatregelen uitgevoerd, maar ook hier lijkt verdroging de beperkende factor te zijn. Of dit door het omringende bos komt is onduidelijk. In Noord en Zuid-Nederland lijkt het omringende landgebruik geen effect te hebben op de vochtgraad op basis van Ellenberggetallen, hoewel de bedekking aan indicatorsoorten voor waterstandfluctuaties significant lager is in de Noord-Nederlandse bosplots. Om echt verschillen te kunnen aantonen moet een degelijke hydrologische studie uitgevoerd worden.

Tot slot lijkt het microklimaat wel sterk te verschillen tussen open en beboste plots, en lijken de resultaten goed aan te sluiten bij wat bekend is uit de literatuur (Forman & Beaudry, 1984; Davies-Colley et al., 2000). Bosranden leiden tot een afname van windsnelheden en over het algemeen een stijging van de temperatuur gedurende de dag. Ook de gradiënt in temperatuur vanaf de bosrand lijkt aangetroffen te worden in deze veldstudie, waarbij de temperatuur vlak na de bosrand kouder is,

gevolgd door een warmere zone. De eerstgenoemde zone lijkt van 0-10 meter van de bosrand te gelden, terwijl de tweede zone tot meer dan 55 meter kan gelden. Het is onduidelijk over welke afstand de invloed van de bosrand afneemt en of deze afstand überhaupt bereikt wordt in de bosplots door hun beperkte oppervlakte. De luchtvochtigheid is ook gemiddeld hoger in de bosplots ten opzichte van de open plots, maar dit verschil lijkt sterk af te hangen van de externe windsnelheid. Bij externe windsnelheden van 1,5 m/s of lager is de luchtvochtigheid hoger in de bosplots, maar bij hogere windsnelheden worden temperatuurverschillen groter waardoor de luchtvochtigheid lager wordt in de bosplots.

Tevens wordt duidelijk dat bij waterlichamen van gelijke omvang, bosranden voor een reductie in evaporatie zorgen. Een kanttekening hierbij is dat het verschil in verdamping gebaseerd is op metingen die gedaan zijn in de zomer, wanneer de evaporatie het grootst is, terwijl het verschil in evapotranspiratie waarschijnlijk over het gehele jaar gemeten is. De uiteindelijke invloed van boszones zal waarschijnlijk afhangen van de grootte van het intrekgebied, waarbij in grotere intrekgebieden de reductie in het verlies door verdamping in het veen zelf niet meer kan compenseren voor het verlies aan evapotranspiratie door bossen. In gebieden met kleine intrekgebieden wordt de winst door het verwijderen van bos waarschijnlijk tenietgedaan door het verlies van de beschuttende werking.

Met betrekking tot de fauna biedt het meer gevarieerde microklimaat binnen de veentjes de mogelijkheid om geschikte omstandigheden op te zoeken. De hier besproken vlindersoorten zouden kunnen profiteren van de hogere temperatuur en de lagere windsnelheden gedurende de dag, aangezien deze factoren het vlieggedrag van veel vlindersoorten beïnvloedt. Ook de thermofiele loopkeversoorten zouden van de verhoogde temperatuur binnen een boszone kunnen profiteren. Om te zien of bossen een bufferende werking op de temperatuur hebben en hoe deze verandert met de afstand tot de bosrand zouden er eigenlijk 24-uurs metingen in een gradiënt gedaan moeten worden. In het volgende onderdeel wordt hier verder op in gegaan en worden tevens de soorten zelf geïnterviewd om te kijken of de distributie binnen het veen afhankelijk is van de beschuttende werking van de bosrand. Daarnaast is het voor de loopkeversoorten en de larven van vlinders en libellen van belang om te weten hoe het microklimaat in het veenmos is. Ook dit wordt in het volgende onderdeel in een gradiënt van de bosrand gemeten.

Daarnaast zijn veel van de hier behandelde soorten afhankelijk van het voorkomen van bepaalde plantensoorten, zoals voedsel- en waardplanten voor de vlindersoorten, aquatische veenmossoorten voor de libellensoorten, en bultvormende veenmossoorten voor de loopkevers en vlinders. De waardplanten van de veenvlinders verschillen met name tussen het Veenhooibeestje en de andere 2 soorten. Waar het Veenhooibeestje afhankelijk is van Eénarig wollegras, zijn de andere twee soorten dat van Kleine veenbes. In deze studie is Kleine veenbes enkel veelvuldig aangetroffen in de bosveentjes in Noord-Nederland en in het ene goed ontwikkelde Ardense bosveentje. Waar dit door veroorzaakt wordt is onduidelijk. Het is aannemelijk dat een laag blijvende soort als Kleine veenbes gevoelig is voor competitie met sneller groeiende planten. De hogere productiviteit en de lagere proportie licht in de vegetatie in de open plots zouden wellicht nadelig voor de soort kunnen zijn. Andere studies tonen aan dat naast een hogere productiviteit, wisselende waterstanden de vestiging van bultvormende veenmossoorten tegengaat (Spieksma, 1998; Schouwenaars & Gosen, 2007). Hoewel niet direct gemeten lijkt deze fluctuatie op basis van indicatorsoorten lager in de Noord-Nederlandse bosplots. Kleine veenbes groeit vaak op deze bulten en ook de rupsen van de Veenbesparelmoervlinder gebruiken deze veenmosbulten als buffer tegen extreme omstandigheden. De waardplant van het Veenhooibeestje kan daarentegen juist wel goed tegen waterstandsfluctuaties (Aggenbach & Jalink, 1998) en zou mogelijk wel in de grote open venen kunnen voorkomen. De hydrologische studie zou hier meer duidelijkheid in moeten verschaffen.

5 Lokale studie

5.1 Inleiding

Het doel van de lokale veldstudie is tweeledig, allereerst is de bedoeling om het effect van een bosrand op de parameters te bepalen die van belang zijn voor hoogveenontwikkeling. Door deze parameters over een gradiënt te meten kan iets gezegd worden over welke afstand de bosrand invloed uitoefent op deze parameters. Ten tweede wordt het effect van stikstofdepositie bepaald op dit effect door de venen te verdelen over twee geografische regio's die verschillen in mate van stikstofdepositie, te weten (relatief) hoog: Drenthe, en laag: Plateau de Tailles (België).

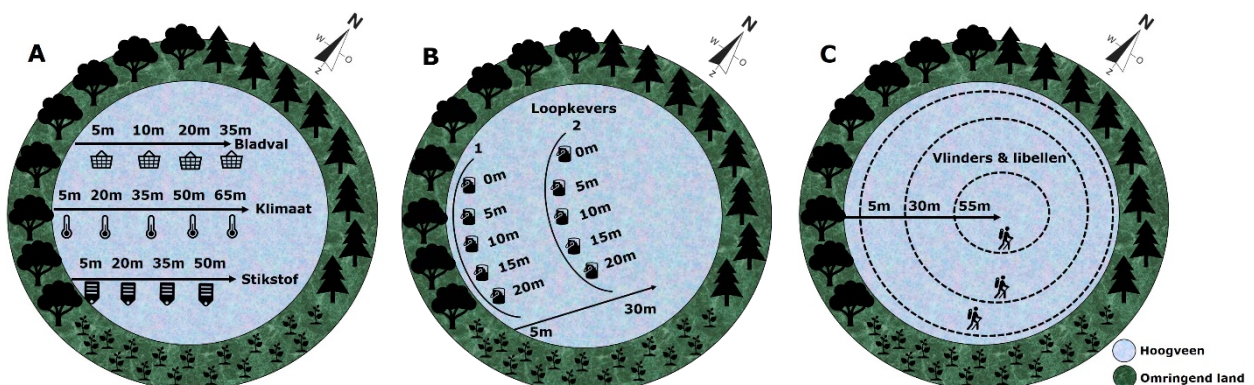
5.2 Materiaal en methode

5.2.1 Veenselectie

In totaal wordt in 12 venen gemeten, wat neerkomt op 6 per regio. Deze 6 zijn per regio onderverdeeld in 4 hoogvenen omringd door (>75%) bos en 2 hoogvenen omringd door (>75%) korte, open vegetatie. Een belangrijk selectiecriteria is dat het habitattype H7110B betreft. Bij het selecteren is geprobeerd de best ontwikkelde venen per categorie te selecteren, op basis van de bedekking van kensoorten gemeten in de regionale veldstudie. Overige selectiecriteria zijn dat er niet of nauwelijks verstoring in het intrekgebied voorkomt (zoals deze in de GIS-studie berekend is), en er geen sprake is van begrazing. Het voorkomen van de hier behandelde faunasoorten wordt als een pre beschouwd tijdens de selectie. Er zijn enkel bosplots geselecteerd waarbij het veen tot aan de bosrand reikt. De uiteindelijke geselecteerde gebieden worden nader toegelicht in Bijlage 2.

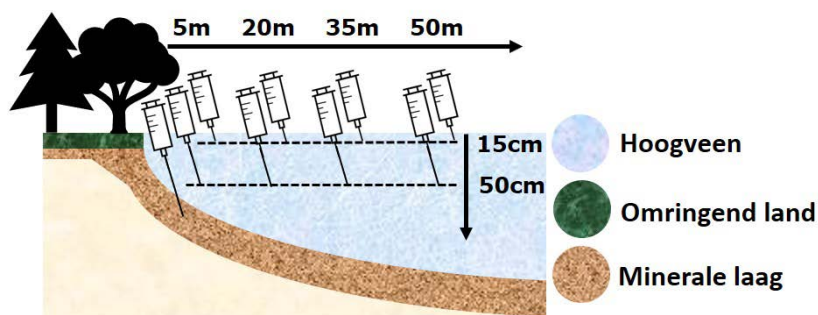
5.2.2 Meetstrategie en uitwerking

Een overzicht van de parameters en de meetmethoden staan weergegeven in *Tabel 5-1*. De meeste parameters worden in een gradiënt vanaf de bosrand gemeten, met uitzondering van de hydrologische metingen (*Afbeelding 5-1* en *Afbeelding 5-2*). Voor de loopkeverinventarisatie wordt enkel in 2 bosplots per regio op 2 verschillende afstanden van de bosrand gemeten, in de andere plots wordt enkel op 1 afstand gemeten. De afstanden worden voor de meeste parameters gelijk gehouden, maar door een gebrek aan replica's kunnen niet altijd alle afstanden gemeten worden. Voor de bladvalmetingen wordt een extra afstand op 10m afstand van de bosrand meegenomen.



Afbeelding 5-1: Proefopstelling van de verschillende metingen per type meting: gradiëntmetingen (A), potvalmetingen (B), en transectmetingen (C).

Image 5-1: Experimental design of the different measurements per different type of measurement: gradient measurements (A), pot traps (B), and transect measurements (C).



Afbeelding 5-2: Meetopstelling van de TIC metingen.

Image 5-2: Experimental design of the TIC measurements.

De beschikbaarheid van ammonium en nitraat is bepaald met behulp van Plant Root Simulator (PRS) probes. Deze probes zijn in de toplaag van de bodem geplaatst (0-10cm) waarin de planten wortelen. Per afstand zijn 4 replica's voor zowel nitraat als ammonium genomen. De meetperiode is hetzelfde voor elk veen en bedraagt 56 dagen. Na het ophalen van de probes zijn deze grondig schoongemaakt en opgestuurd ter analyse naar WesternAG.

Gedurende dezelfde periode zijn litterbags in de toplaag van de bodem geplaatst, maar in plaats van 4 afstanden zijn hier 3 afstanden voor genomen (5, 20, en 35 meter). Per afstand zijn 3 grof- en 3 fijnmazige litterbags geplaatst om respectievelijk de totale afbraak en de afbraak door microben te meten. De litterbags bevatten ongebleekte koffiefilters, die van tevoren per 10 gewogen zijn om een gemiddeld gewicht te krijgen. Na het ophalen zijn de filters schoongemaakt en gedroogd bij 70 °C, waarna ze gewogen zijn om het verschil te berekenen. Voor de grofmazige litterbags bleek het onmogelijk deze voldoende schoon te krijgen, waardoor uiteindelijk enkel de fijnmazige gewogen zijn.

De TIC-gehalten zijn bepaald door het nemen van porievochtmonsters met behulp van rhizons en poreuze cups. Deze zijn op 4 afstanden (5, 20, 35, en 50 meter) in het veen uitgevoerd en per afstand is een monster in de wortelzone (10-15 cm) en onder de wortelzone (50 cm) genomen. Additioneel zijn er ook 2 samples genomen in de laag onder het veen. Na het spoelen van de rhizons/ poreuze cups is er een monster genomen waarin de pH bepaald werd middels een veld pH meter van Hannah lab. Hierna werd 5 ml porievocht genomen die toegevoegd werd aan NaOH zodat alle aanwezige anorganische koolstof in HCO_3^- vorm omgezet werd zodat deze goed bewaard bleef. Deze samples zijn vervolgens opgestuurd naar het lab van de universiteit van Oslo, waar de monsters geanalyseerd zijn op een DOC/DIC analyser.

De temperatuur in de vegetatie is op 10 locaties gemeten, per regio 4 bosplots en 1 open plot. Deze meting is uitgevoerd met HOBO Onset loggers welke per plot op 5 afstanden geplaatst zijn (5, 20, 35, 50, en 65 meter). De loggers werden altijd in veenmos geplaatst zodat deze volledig bedekt waren, en hebben hier gedurende 3 weken elke 5 minuten de temperatuur gelogd. Tevens zijn in 9 venen weermetingen boven de vegetatie uitgevoerd met de Kestrell 2000 meters. Deze zijn op dezelfde 5 afstanden geplaatst als hierboven beschreven voor de temperatuur in de vegetatie en hebben in alle plots minimaal 24 uur elke minuut gelogd. Gemeten waarden zijn gecontroleerd door de meters op dezelfde locatie onder dezelfde omstandigheden te laten meten zodat verschillen tussen meters konden worden uitgesloten.

Additionele abiotische monsters zijn genomen om productiviteit, vochtgehalte van de bodem, en pH van de bodem te bepalen. Deze metingen werden op dezelfde 5 afstanden uitgevoerd als de klimaatmetingen. De productiviteit is wederom bepaald door de totale biomassa aan vaatplanten in een standaard oppervlakte van 40x40 cm te knippen. De vegetatie werd vervolgens gedroogd bij 70 °C waarna de vegetatieve delen gewogen werden (hout werd gescheiden). De vegetatie werd vervolgens gemalen en op 2 afstanden zijn de NPK-gehalten hierin bepaald middels een zure destructie met H_2SO_4 , salicylzuur, H_2O_2 en selenium (Walinga et al., 1989). Het vochtgehalte van de

bodem is bepaald door het nemen van bodemonsters waarvan het versgewicht bepaald is. Na het drogen van de monsters bij 70 °C en ze nogmaals te wegen kon het vochtgehalte berekend worden. Tevens is de bodemvochtigheid bepaald met een Fieldscout TDR 300 soil moisture meter. De pH werd gemeten in de bodem met een pH probe van Hannah lab, per afstand werden 3 replica's genomen.

Bladvalmetingen zijn gedaan door het plaatsen van tuinafvalzakken waarin water weg kon stromen, maar naalden wel gevangen werden. De maten van de afvalzakken zijn 60x60x60 cm. Door de hoogte werd enkel vallend strooisel gevangen. Dit is enkel in de bosplots gemeten op 4 afstanden van de bosrand (5, 10, 20, en 35 m). Per afstand zijn 3 zakken geplaatst, welke in de periode van 1 september- 12 december elke 2 weken zijn leeggehaald. Het strooisel is per afstand samengevoegd, en vervolgens gedroogd (70 °C) en gewogen.

Het voorkomen van loopkevers is bepaald door in de periode van eind maart – eind juni potvallen te plaatsen. Omdat het in veel gevallen kleine veentjes betreft is er voor gekozen om enkel in 4 bosplots (2 per regio) een gradiëntmeting te doen. De gradiëntmeting hield in dat er op een afstand van 5 en 25 meter van de bosrand 5 potten geplaatst werden. In de overige plots zijn deze enkel in goed ontwikkelde hoogveenvegetatie geplaatst, zo dicht mogelijk bij de bosrand, om het voorkomen van soorten aan te tonen. De potten zijn gevuld met formaline (4% formaldehyde oplossing) en zijn elke 2 weken geleegd. De loopkevers zijn vervolgens gedetermineerd en ingedeeld in verschillende categorieën op basis van Turin (2000).

Vlinders en libellen zijn geïnventariseerd door het lopen van transecten in het veen. Additioneel is er per veen ook een gradiëntmeting gedaan. De metingen zijn 2 maal per veen uitgevoerd, afhankelijk van de vliegtijden van de doelsoorten. De eerste ronde werd in juni uitgevoerd en de 2^e ronde in augustus voor de latere vliegtijd van *A. subarctica*.

Parameter	Methode	Periode	Afstanden (m)	Replica's	Aantal venen			
					Ardennen open	Ardennen bos	Drenthe open	Drenthe bos
Nitraat	PRS probes	Juni t/m aug.	5, 20, 35, 50	4	2	4	2	4
Ammonium	PRS probes	Juni t/m aug.	5, 20, 35, 50	4	2	4	2	4
Decompositie	Litterbags (grof)	Juni t/m aug.	5, 20, 35	3	2	4	2	4
	Litterbags (fijn)	Juni t/m aug.	5, 20, 35	3	2	4	2	4
TIC	Porievocht 50cm	Augustus	5, 20, 35, 50	1	2	4	2	4
	Porievocht 10cm	Augustus	5, 20, 35, 50	1	2	4	2	4
	Porievocht onder veen	Augustus	5	2	2	4	2	4
pH	Porievocht	Augustus	5, 20, 35, 50	1	2	4	2	4
	Bodem	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	3	2	3	1	2
Temp in veg.	HOBO logger	Sept. t/m okt.	5, 20, 35, 50, 65	1/5min. 3w	1	4	1	4
Klimaatdata	Kestrell 5000	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	1/min. 24u	1	2	2	4
Productiviteit	Biomassa	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	1	2	4	2	4
NPK	Biomassa	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	1	2	4	2	4
Vochtgehalte	Bodemonster	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	1	2	4	2	4
	Fieldscout TDR	Juni of juli	5, 20, 35, 50, 65	10	1	3	2	5
Bladval	Tuinafvalzakken	Sept. t/m okt.	5, 10, 20, 35	3	1	4	1	4
Loopkevers	Potvallen	Maart t/m Juni	5, 25	5	2	4	2	4
Vliegende fauna	Visueel	Juni & aug.	?	2	2	4	2	4
Hydrologie	Peilbuizen	Aug. t/m jan. 2019	1 in en 1 onder het veen	1	0	0	2	4
Bodemprofiel	Boringen	Aug. t/m jan. 2019	2 in het veen 1 erbuiten	1	0	0	2	4

Tabel 5-1: Informatie met betrekking tot de metingen die in dit onderdeel uitgevoerd worden.

Table 5-1: Information with regards to the different measurements in this chapter.

5.2.3 Statistische analyse

Allereerst zijn NMDS ordinaties geplot van de vegetatiebedekking om te zien of er duidelijke verschillen tussen landgebruik en de regio's bestaan. Deze verschillen zijn vervolgens getest met een linear mixed effect model waarbij plotcode als random effect werd in gegeven. In het geval van data met een poisson verdeling is gebruik gemaakt van een generalized linear mixed effect model met plotcode als random effect, waarbij uitgegaan wordt van een poisson verdeling. Correlaties zijn getest met een Spearman correlatie test.

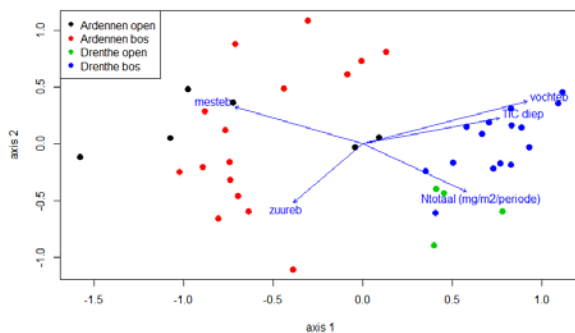
5.3 Resultaten

In de regionale studie werd bevestigd dat voor goed ontwikkeld hoogveen, met name de zuurgraad en voedselrijkdom van belang zijn. Ook kwam hieruit naar voren dat hoogveenontwikkeling gebaat is bij voldoende beschikbaarheid van TIC. De verschillen in deze parameters bleken met name groot tussen de verschillende regio's. Omringend landgebruik zou hier echter ook een effect op kunnen hebben, wat in dit onderdeel verder in detail bekeken wordt.

5.3.1 Vegetatie

Een ordinarie op basis van de vegetatieopname laat in eerste instantie zien dat er 2 punten op een open plot in de Ardennen heel sterk afwijken van de rest. Op deze locatie was er sprake van een overgangsveen en deze punten betreffen laagveenvegetatie. Wanneer deze punten weggelaten worden, wordt duidelijk dat de verschillen in vegetatie tussen de plots van veel factoren afhankelijk is (Figuur 5-1). Alle afgebeelde pijlen dragen significant bij aan de spreiding van de data. De vochtgraad lijkt bepalend voor een groot deel van de verschillen tussen de locaties ($p < 0,001$) en vermisting lijkt ook een rol te spelen ($p = 0,002$). Uit de regionale studie bleek al dat de plots in de Ardennen met name gescheiden werden op basis van een lagere vochtigheid van de bodem, en dat lijkt hier ook in beter ontwikkelde plots bevestigd te worden. Tevens lijkt er een duidelijke scheiding op basis van Ellenberg getallen voor voedselrijkdom, die de Noord-Nederlandse plots in het voedselarmere bereik plaatsen dan die in de Ardennen, terwijl op basis van anorganisch stikstof de regio's juist in tegenovergestelde richting gescheiden worden.

In de Ardennen lijkt er geen duidelijke clustering tussen de verschillende typen omringend landgebruik. Binnen Drenthe worden deze typen wel duidelijk uit elkaar getrokken en lijken ze met name te verschillen in de zuurgraad (Ellenberggetallen) waarbij de open plots in het zuurdere bereik voorkomen. Er lijkt geen goede clustering op basis van bedekking van kensoorten van H7110B te zijn, hoewel de bedekking kensoorten significant hoger is in de Drentse plots ($p = 0,003$). Ook wanneer er naar bosafstand gekeken wordt komt er geen duidelijke clustering naar voren. De duidelijke clustering van type landgebruik per regio is daarmee een indicatie dat landgebruik met name op landschapsschaal invloed op de vegetatie uit lijkt te oefenen. De grotere clustering per landgebruikstype in Drenthe is daarnaast een mogelijke indicatie dat deze invloed groter is in gebieden met een hoge depositie van stikstof.

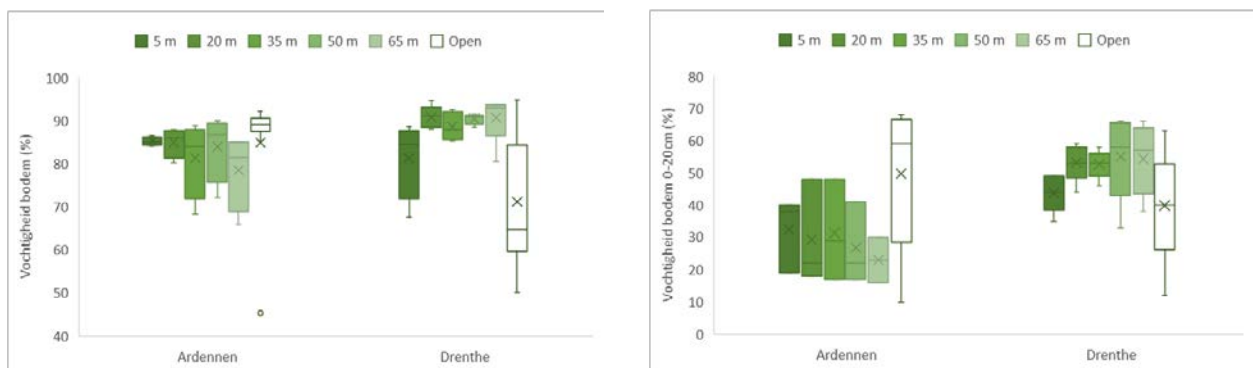


Figuur 5-1: NMDS ordinarie op basis van de bedekking van de vegetatie. Plots zijn ingedeeld per regio en type landgebruik. “vochteb, mesteb, and zuureb” zijn de vochtigheid, nutriëntenbeschikbaarheid, en de zuurgraad van de bodem op basis van Ellenberggetallen; “TIC diep” is de beschikbaarheid van TIC op 50cm diepte in het veen; “Ntotaal” is de som van NO_3 en NH_4 .

Figure 5-1: NMDS ordination based on the vegetation cover. Pots are subdivided by region and type of landuse. “vochteb, mesteb, and zuureb” are the moisture content, the nutrient availability, and the acidity of the soil based on Ellenberg indicator values; “TIC diep” is the availability of TIC at 50cm depth in the bog; “Ntotaal” is the sum of NO_3 and NH_4 .

5.3.2 Bodemvochtigheid

De vochtigheid van de bodem is op 2 manieren bepaald, de eerste methode is een rechtstreekse bepaling door een monster te nemen van de toplaag van de bodem (0-10cm) en het gewichtsverlies na drogen te bepalen (*Figuur 5-2: links*). De tweede methode betreft een meting met een Fieldscout TDR met sensoren speciaal voor bodems met een hoog organisch gehalte van 0-20 cm (*Figuur 5-2: rechts*). Beide methoden lijken binnen de regio's goed overeen te komen maar tussen de regio's niet. Bij de eerste methode verschillen bos en open gebieden significant van elkaar ($p=0,03$) en in het tweede model verschillen de regio's significant van elkaar ($p=0,005$). Het verschil in de eerste methode wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de Drentse open plots aangezien de interactie tussen type en regio significant is ($p<0,001$). Deze interactie is ook significant in de tweede methode ($p=0,01$), maar hier lijken met name de Ardense bosplots lager te liggen. Bos lijkt wel een verdrogende werking te hebben, maar dit lijkt alleen direct aan de bosrand in de Drentse plots te gelden. De interactie tussen bosafstand en regio is echter bij beide methodes niet significant ($p=0,07$ en $p=0,22$ resp.). Ook wanneer de bosplots in beide regio's apart getest worden is bosafstand in de Drentse plots net niet significant ($p=0,05$ en $p=0,13$ resp.). In de Ardennen wordt bij de tweede methode geen verschil gevonden tussen de open en beboste plots, maar bij de eerste methode zijn de bosplots significant lager ($p=0,02$). In Drenthe is in beide methodes de bodemvochtigheid significant lager in de open plots ($p<0,001$ en $p=0,03$ resp.).



Figuur 5-2: Bodemvochtigheid in de veentjes, bepaald met 2 methoden. Methode 1: gewichtsverlies na drogen vers bodemonster (links). Methode 2: betreft metingen met een Fieldscout TDR (rechts). Waarden van verschillende afstanden in open plots zijn in beide methoden samengevoegd.

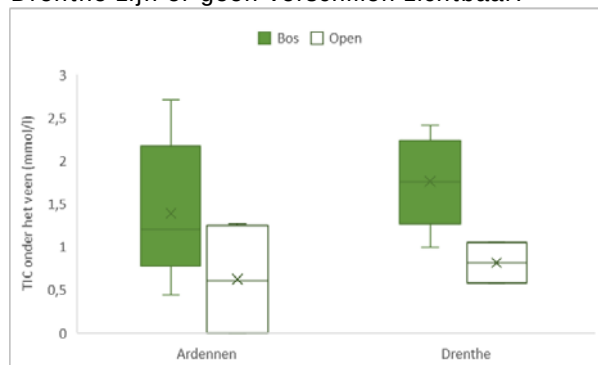
Figure 5-2: Moisture content of the soil, measured in two different ways. Method 1: loss of weight after drying of fresh soil sample (left). Method 2: measurement by Fieldscout TDR (right). Data points of different distances in the open plots are added together.

Het is onduidelijk hoe de verschillen tussen de methoden geïnterpreteerd moeten worden, aangezien de metingen op hetzelfde moment gedaan zijn. Hoewel in beide methoden niet significant, lijkt de bodemvochtigheid in de Ardense bosplots lager te zijn dan in de open plots. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het reliëf in de regio. Veel van de bosranden bevinden zich bovenaan een helling, terwijl de open plots eerder onderaan de helling bevonden. Afstroming vanaf de helling kan dus mogelijk de verschillen verklaren. In Drenthe hebben juist de open plots een lagere bodemvochtigheid. Dit betreft echter een momentopname in de (zeer droge) zomer, in het voorjaar waren deze plots een stuk vochtiger maar is hier niet gemeten. Wellicht representeert dit resultaat eerder grotere fluctuaties in waterstanden in de open plots. Als gekeken wordt naar de vegetatie dan blijkt dat deze open plots een hoge bedekking hebben van soorten die indicatief zijn van fluctuerende waterstanden (*Molinia caerulea* en *Eriophorum vaginatum*).

5.3.3 Chemie van het grond- en veenwater

In zowel de literatuurstudie als de regionale studie werd duidelijk dat veenmosvorming met name afhangt van de TIC-beschikbaarheid. De kensoorten lijken dan weer een beperkte buffering nodig te hebben. In dit onderdeel zijn de TIC-gehalten en de pH van het porievocht bepaald in de minerale laag onder het veen. Daarnaast zijn ze ook gemeten op 2 dieptes in het veen (10-15 cm en 50 cm). Deze laatste twee metingen zijn in een gradiënt gemeten waarbij dezelfde afstanden werden aangehouden als voor de vegetatie.

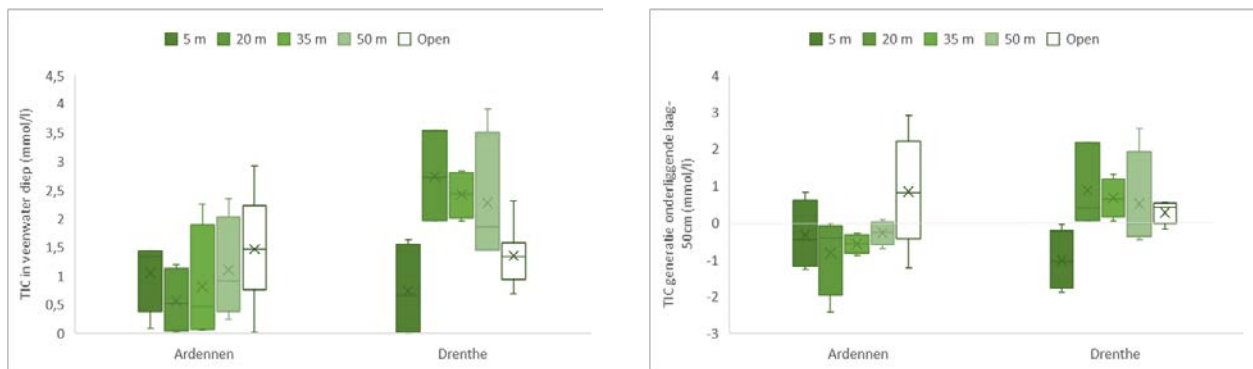
Het TIC-gehalte in het porievocht onder het veen lijkt hoger in de bosplots ongeacht de regio, hoewel dit net niet significant is ($p=0,06$), echter betreft het hier met name in de open plots een laag aantal replica's (Figuur 5-3). Desalniettemin zijn de TIC-gehalten hier een stuk lager dan gerapporteerd wordt voor goed ontwikkeld hoogveen 5,0 en 4,8 mmol/l resp. (Patberg et al., 2013). De pH lijkt dan weer hoger in de open plots in de Ardennen, maar ook dit verschil is niet significant ($p=0,08$). In Drenthe zijn er geen verschillen zichtbaar.



Figuur 5-3: TIC-gehalten in het porievocht in de minerale laag onder het veen. Aantal replica's betreffen 2 per locatie m.u.v. van 1 Drentse open plot waar 1 replica genomen is. Het betreft per regio 4 bosplots en 2 open plots.

Figure 5-3: TIC content in the pore water in the mineral layer beneath the peat. 2 replica's per location, with the exception of 1 open plot in Drenthe where only 1 replica could be taken. There are 4 forest plots and 2 open plots per region.

TIC-gehalten in het veen onder de wortelzone (ca. 50cm) verschillen met name tussen de regio's ($p=0,01$), waarbij hogere TIC-gehalten in Drenthe gemeten zijn. Dit lijkt met name in de Drentse bosplots het geval te zijn, maar de interactie is net niet significant ($p=0,08$). Er zijn geen verschillen in TIC-gehalten in het veen onder de wortelzone tussen de regio's gevonden (Figuur 5-4: links), hoewel TIC-gehalten wel significant hoger in de Drentse bosplots zijn ten opzichte van de Ardense bosplots ($p=0,002$). De open plots verschillen niet tussen de regio's. De interactie tussen type en regio is marginaal significant ($p=0,06$). Opmerkelijk genoeg is de interactie tussen regio en afstand wel significant ($p=0,04$). Aangezien de interactie tussen afstand, regio en type landgebruik niet significant is lijkt dit in te houden dat in de Drentse plots TIC-gehalten verschillen met verschillende afstand onafhankelijk van het type landgebruik in de omgeving. Als er naar de TIC-gehalten in de Drentse open plots gekeken wordt, lijken deze inderdaad ook toe te nemen met toenemende afstand. Deze toename lijkt echter alleen tussen 5 meter en 20 meter afstand van de bosrand gemeten te worden, waarna de TIC-gehalten gelijk blijven. Dit effect van bosafstand wordt alleen in Drenthe gevonden. Als in de Drentse plots de 5 meter bosafstand buiten beschouwing gelaten wordt lijken de TIC-gehalten in de bosplots het hoogste, toch verschillen deze niet significant van TIC-gehalten in de open veentjes ($p=0,10$). Echter wanneer de open veentjes beschouwd worden als een nog grotere bosafstand dan is de afname van TIC-gehalten vanaf 20 meter in de boszones wel significant ($p=0,02$). Exclusief de open veentjes zijn deze afnames niet significant. Toch liggen ook hier de gehalten lager dan gegeven door Patberg et al. (2013).



Figuur 5-4: TIC-gehalten op 50 cm in het veenwater (links) en verschil tussen TIC-gehalten op 50 cm in het veenwater en TIC-gehalten in de onderliggende laag (rechts) in relatie tot bosafstand.

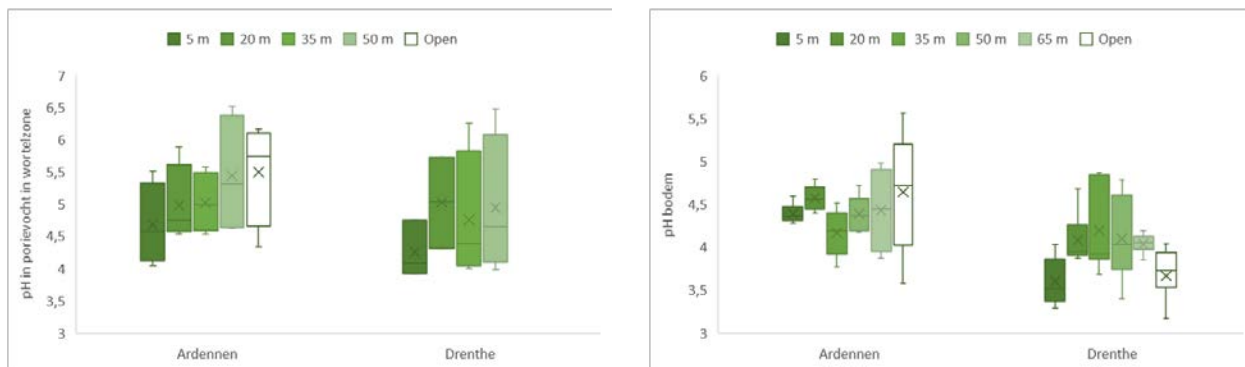
Figure 5-4: TIC content in the pore water at 50cm depth in the peat (left) and the difference between TIC content at 50cm depth in the peat and TIC content in the underlying mineral layer (right) in relation to distance to the forest edge.

Wanneer het verschil uitgerekend wordt tussen TIC-gehalten in de laag onder het veen ten opzichte van de diepe laag dan wordt duidelijk dat enkel in de Drentse bosplots en in de Ardense open plots er een toename lijkt van TIC in het veen onder de wortelzone (*Figuur 5-4: rechts*). Dit suggereert dat er hier TIC geproduceerd wordt door veenafbraak. Op één open plot in de Ardennen na is dat in deze regio niet het geval. Direct aan de rand bij de Drentse bosplots lijken TIC-gehalten juist erg af te nemen in het veen. In de droge locaties is het aannemelijk dat veel van de TIC als CO₂ in de atmosfeer verloren gaat. De TIC generatie lijkt gecorreleerd aan de vochtigheid van de bodem (Spearman correlatie $p < 0,001$) wat dit lijkt te bevestigen.

Samengevat lijken er in de lokale studie dus hogere TIC-gehalten in de minerale laag onder de bosplots gemeten te zijn. Dit bepaalt echter maar voor een deel hoeveel TIC er beschikbaar is voor de vegetatie. De generatie van TIC middels veenafbraak in het water onder de wortelzone lijkt in de Drentse plots ook een grote bijdrage te leveren. Dit lijkt sterk samen te hangen met de vochtigheid van de bodem en waarschijnlijk de aanwezigheid van een veenpakket waar anaërobe afbraak plaats kan vinden. Op plekken waar de waterstand te laag ligt gaat waarschijnlijk een groot deel van de TIC verloren door ontgassing als CO₂ naar de atmosfeer. Dit zou ook kunnen verklaren waarom er in de Ardennen maar op 1 locatie TIC generatie gemeten wordt.

5.3.4 Zuurgraad

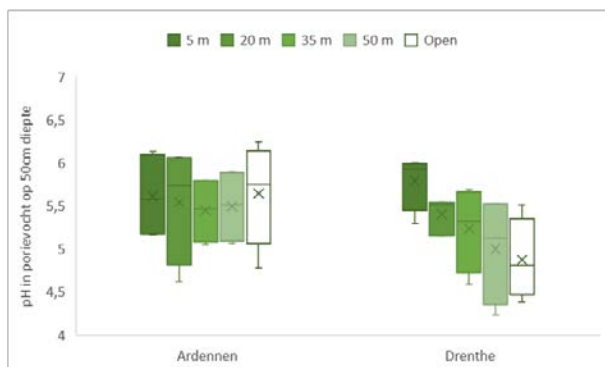
Uit de ordinatie van de vegetatie leek de zuurgraad met name te verschillen tussen de verschillende type plots in Drenthe. In dit onderdeel is zowel de bodem pH als de pH in het porievocht in de toplaag van de bodem en op 50 cm diepte bepaald. In de toplaag van de bodem lijkt de bosrand met name in Drenthe een duidelijke verzurende werking te hebben (*Figuur 5-5*), hoewel dit enkel direct aan de bosrand lijkt te gelden. Op 20 meter is dit effect al niet meer gemeten en is de pH gelijk aan de Ardense plots. In de Ardense bosplots lijkt de pH van het porievocht significant toe te nemen met toenemende afstand (interactie $p = 0,003$). Er wordt geen verschil met de open plots gevonden. In Drenthe lijkt de pH van het porievocht ook toe te nemen met toenemend afstand, echter is dit niet significant. De toename van de bodem pH is hier wel significant ($p = 0,01$). Hoewel de Drentse open plots een lagere bodem pH lijken te hebben dan de bosplots, verschillen deze niet significant, ook niet wanneer de open plots met enkel de bosafstanden groter dan 5 meter vergeleken worden.



Figuur 5-5: pH in het porievocht in de toplaag (10-15cm) (links) en pH van de bodem (rechts) in relatie tot bosafstand.

Figure 5-5: pH in the porewater in the toplayer (10-15cm) (left) and pH of the soil (right) in relation to the distance to the forest edge.

In het porievocht op 50 cm diepte is deze trend in Drenthe andersom en lijkt de pH het hoogst direct aan de bosrand, waarna deze sterk afneemt (*Figuur 5-6*). Het interactie-effect tussen type, afstand en regio is echter net niet significant ($p=0,06$), maar wanneer de open plots als grotere bosafstand beschouwd worden dan is de interactie tussen regio en afstand wel significant ($p=0,04$). Wat erop duidt dat deze afname enkel in de Drentse plots gemeten is en dat de open plots in Drenthe bij deze trend aansluiten. Als er enkel naar Drentse plots gekeken wordt dan is afstand inderdaad significant ($p=0,016$) en ook als er enkel naar de Drentse bosplots gekeken wordt is de afname significant ($p=0,016$). Op diepere dieptes in het veen lijkt de bosrand dus eerder een bufferend effect te hebben, hoewel dit in de Ardennen niet gevonden is. Hier blijft de pH op 50 cm stabiel en lijken er geen verschillen tussen bos en open plots. De hogere pH aan de bosrand wordt wellicht veroorzaakt door het ondiepere veenpakket aan de rand, waardoor de onderliggende laag waarschijnlijk dichter in de buurt ligt. Met toenemende afstand van de rand, is het aannemelijk dat ook deze afstand toeneemt, waardoor invloeden van instromend grondwater hier minder merkbaar zijn.



Figuur 5-6: pH in het veenwater op 50cm diepte.

Figure 5-6: pH in the pore water in the peat at 50cm depth.

Het verzurende effect van de bosrand op de pH in de toplaag van de bodem is duidelijk aangetoond. In de Ardennen lijkt er een toename van de pH met toenemende afstand van de bosrand totdat de pH even hoog is als die in het open veen. In Drenthe lijkt deze toename echter beperkt tot de eerste 20 meter, waarna de pH gelijk blijft. In de Drentse open plots ligt de pH echter even laag als direct aan de bosrand. Dit zal te maken hebben met de droge omstandigheden van de bodem op deze locaties, echter is op droge locaties in de Ardennen de pH hoger. Wellicht zorgt een verhoogde atmosferische depositie van ammonium ervoor dat de open plots in Drenthe verder verzuren. In de Drentse bosplots kan ditzelfde effect misschien indirect spelen, waar een combinatie van drogere omstandigheden en verhoogde ammonium gehalten via bladval de bodem direct aan de bosrand verzuren.

5.3.5 Beschikbaarheid van nutriënten

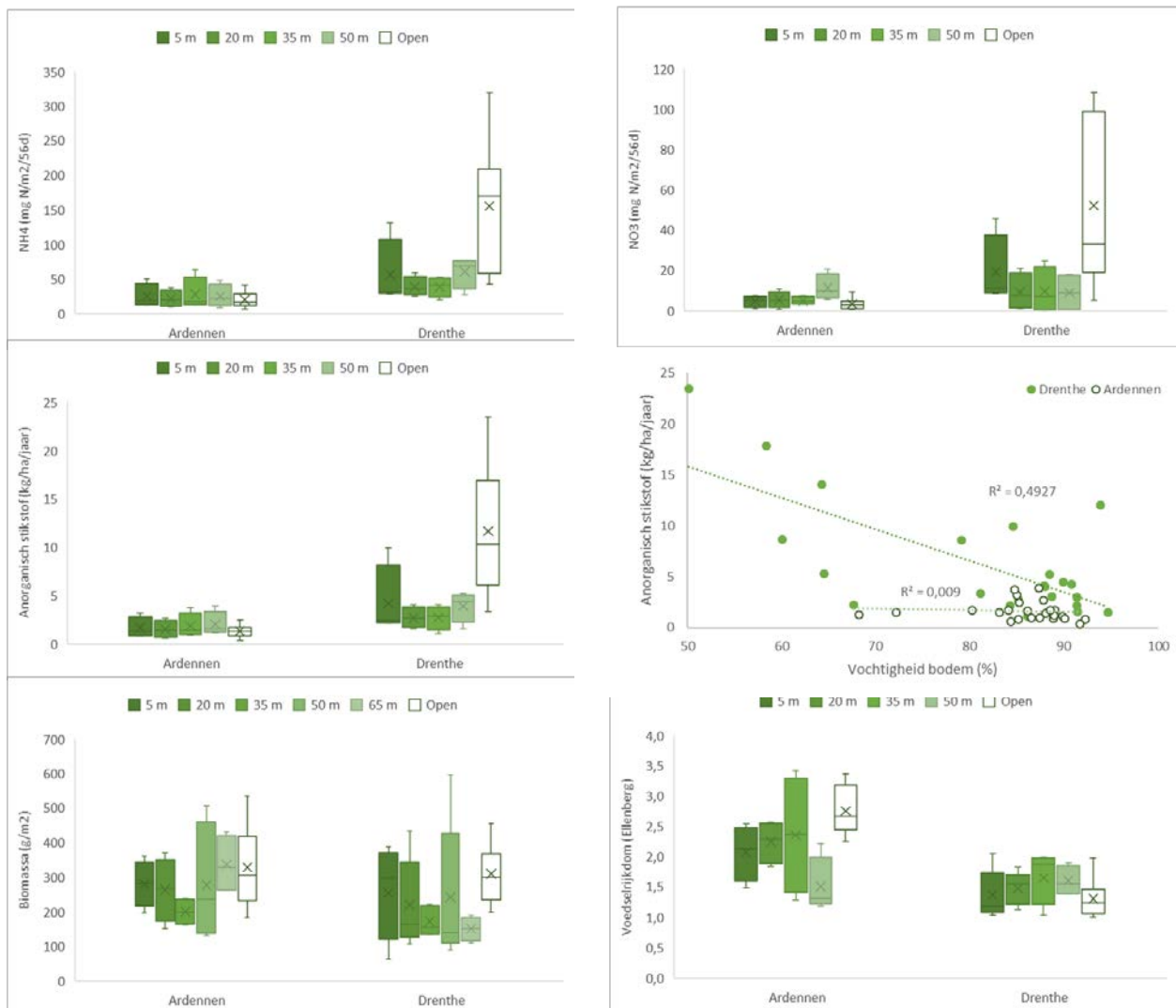
De Drentse plots hebben gemiddeld een hogere beschikbaarheid van zowel NO_3 als NH_4 in vergelijking tot de Ardense plots, wat waarschijnlijk een gevolg van een hogere atmosferische depositie is (*Figuur 5-7*). In de Ardennen lijken er vrijwel geen verschillen te bestaan tussen de open en beboste plots en zijn er ook geen correlaties met de afstand tot de bosrand zichtbaar. In Drenthe zijn er wel grote verschillen zichtbaar, met name tussen de open en beboste plots, waarbij de laatstgenoemden gemiddeld een lagere beschikbaarheid van stikstof hebben ($p < 0,001$). Voor NO_3 en NH_4 is ook de interactie significant ($p = 0,004$ en $p < 0,001$ respectievelijk). Als de interactie wordt weggelaten lijken ook de regio en de afstanden van elkaar te verschillen ($p < 0,001$ en $p = 0,002$ resp.). Bos lijkt in de Drentse plots wel een eutrofiërende invloed te hebben, maar dit lijkt enkel direct aan de rand te zijn. Na 20 meter is dit effect al niet meer te meten.

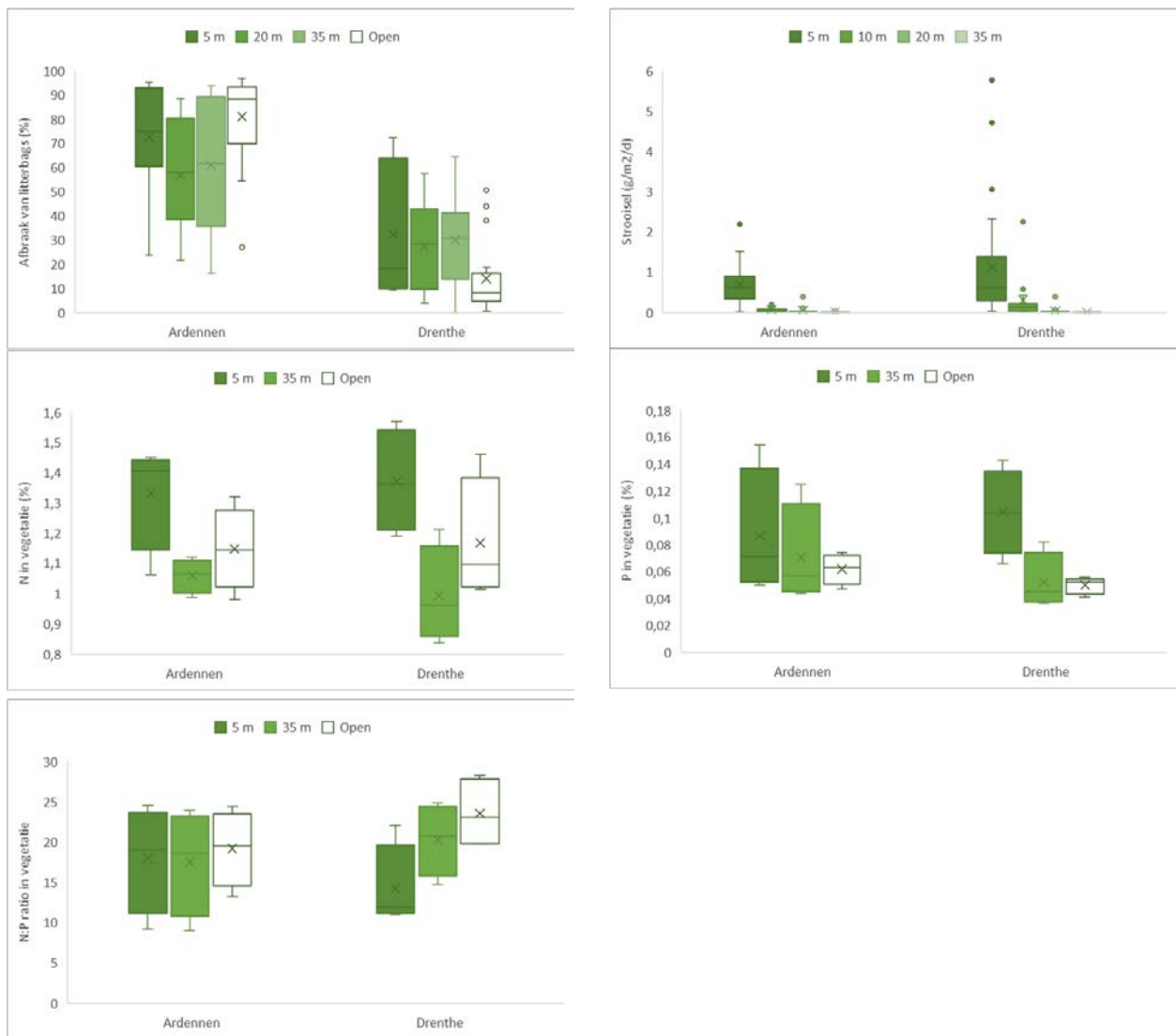
De plots met hoge stikstofgehalten in Drenthe lijken tevens de drogere plots te zijn (*Figuur 5-7*). Dit zou erop kunnen duiden dat de decompositiesnelheden hier hoger liggen. Echter dezelfde correlatie tussen vochtigheid in de bodem en stikstofbeschikbaarheid wordt niet in de Ardennen gevonden. Als er naar de decompositie gekeken wordt, dan blijkt deze juist gemiddeld het laagst in de Drentse open plots (interactie $p < 0,01$). Wanneer de interactie wordt weggelaten verschillen de regio's significant ($p < 0,001$), waarbij de decompositie hoger is in de Ardennen. In de Drentse bosplots is de decompositie hoger dan in de open plots, maar lijkt de afstand tot de bosrand geen invloed te hebben. In de Ardense bosplots is de decompositie vergelijkbaar met die in de open plots in de regio, en lijkt bosafstand ook geen effect te hebben. De lage decompositie in de Drentse open plots wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de lage zuurgraad. Wanneer de decompositie tegen de pH wordt geplot is er inderdaad een positieve correlatie met pH van de bodem ($p = 0,001$). Waardoor deze Drentse open plots zo verzuurd worden is niet helemaal duidelijk. Een mogelijke verklaring zou een hoge atmosferische depositie kunnen zijn, wat ook meteen de hoge stikstofgehalten in deze plots verklaart.

In de bosplots lijken de invloeden van atmosferische depositie lager te zijn, toch worden ook hier met name direct aan de rand hogere stikstofgehalten gemeten. De decompositie is hier niet significant hoger dan verder in het veen. Daarentegen is de bladval wel significant hoger direct aan de rand, dit kan erop wijzen dat door de hogere input van stikstof door strooisel er onder gelijke decompositiesnelheden netto toch meer stikstof beschikbaar komt. Echter blijft dit effect vrijwel beperkt tot met name de eerste 5 meter, waar gemiddeld 82-85% van de totale hoeveelheid valt met uitschieters die tussen 64% en 97% liggen. Op 10 meter is dat gemiddeld al afgenomen tot 9-15%, met uitschieters tot maximaal 36%. In de Drentse plots valt op 20 meter afstand van de bosrand gemiddeld bijna niets meer ($< 2\%$), en op 35 meter is dat gemiddelde minder dan 0,6%. Hoewel de percentages op deze afstanden iets hoger lijken in de Ardennen (4,7% en 1,1% voor 20m en 35m resp.) dan in Drenthe, is het totale gewicht wat op deze afstanden valt even laag.

De verhoogde atmosferische depositie in Drenthe lijkt dus met name meetbaar in de open plots, toch is de biomassa productie hier niet hoger dan in de Ardense plots. Op basis van Ellenberggetallen voor voedselrijkdom is de productiviteit zelfs lager in Drenthe dan in de Ardense plots ($p < 0,001$). Deze laatste is met name in de open plots in de Ardennen hoog (interactie $p = 0,003$). De bosplots in Drenthe lijken gemiddeld een lagere biomassa productie te hebben dan de open plots, maar dit is niet significant ($p = 0,06$). De biomassa lijkt hier af te nemen met toenemende afstand tot de bosrand, hoewel er geen verschillen in Ellenberggetallen voor voedselrijkdom met betrekking tot bosafstand gevonden worden.

De zeer hoge N beschikbaarheid in de Drentse open plots leidt dus niet per definitie tot een hogere productiviteit. Als er gekeken wordt naar nutriëntengehalten in de vegetatie wordt duidelijk dat de stikstofgehalten in de vegetatie hier vergelijkbaar zijn met die in de open plots in de Ardennen, maar tevens iets hoger liggen dan de stikstofgehalten in de vegetatie op 35 m van de bosrand in Drenthe. Direct aan de bosrand zijn de stikstofgehalten wel hoger, wat voor beide regio's geldt. Fosforgehalten in de vegetatie zijn ook het hoogst direct aan de rand en het laagst in de open plots in beide regio's. De bosrand lijkt dus wel degelijk voor een verhoging van de fosforbeschikbaarheid te leiden, hoewel dit op 35 m al sterk gereduceerd is en niet meer significant verschilt van de open plots. De N:P ratio in de vegetatie is door de hoge beschikbaarheid van stikstof in de Drentse open plots het hoogst. De vegetatie is hier dus sterk fosfor gelimiteerd, waardoor een toename van N niet tot een verdere verhoging van de biomassa productie leidt en N accumuleert in de bodem. De verhoogde ammoniumgehalten leiden hier waarschijnlijk tot verzuring van de bodem met een lage decompositie tot gevolg. Behalve de metingen direct aan de bosrand in Drenthe, lijken ook de andere plots P gelimiteerd te zijn, weliswaar minder sterk doordat er minder stikstof beschikbaar is.





Figuur 5-7: Verschillende maten voor nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem en in de vegetatie in relatie tot bosafstand in de verschillende regio's.

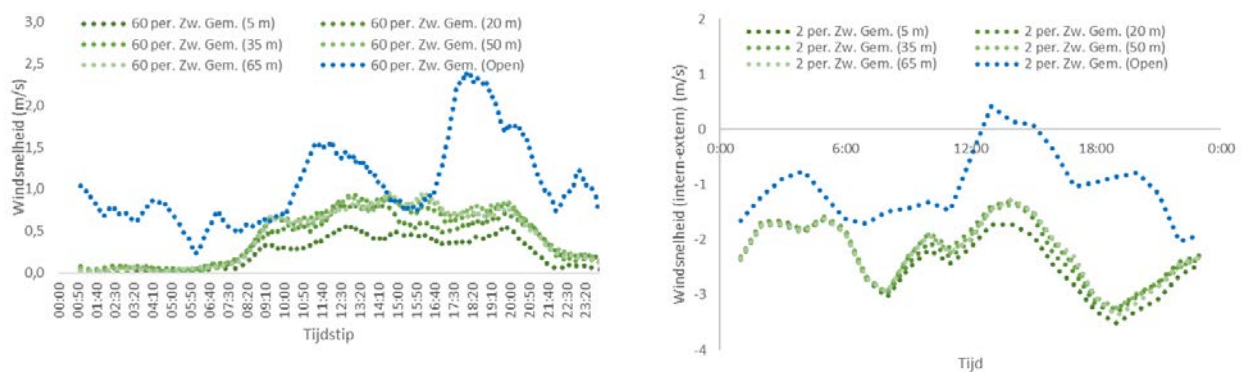
Figure 5-7: Different measures for nutrient availability in the soil and in the vegetation in relation to the distance to the forest edge.

Uit dit onderdeel wordt duidelijk dat een hoge atmosferische depositie van stikstof in Drenthe tot een hogere beschikbaarheid van nitraat en ammonium leidt en dat deze depositie lager is in plots die omringd zijn door een bosrand. De hoge gehalten van anorganisch stikstof wordt daarnaast veroorzaakt doordat de open plots sterk P gelimiteerd zijn, waardoor het stikstof niet meer door de planten opgenomen wordt en kan accumuleren. Toch betekent dit niet per se dat de productiviteit hoger is in Drenthe. Dezelfde hoge depositie lijkt een sterk verzurende werking te hebben wat er voor zorgt dat er nauwelijks sprake is van decompositie in de Drentse plots. De Ardense plots hebben een veel lagere input van atmosferische depositie en ondervinden geen last van verzuring. De decompositie is hier veel hoger wat ervoor zorgt dat de uiteindelijke biomassa productie hier even hoog of hoger ligt dan in Drenthe. De Drentse bosplots liggen wat betreft de pH van de bodem en decompositiesnelheid tussen de Ardense plots en de open Drentse plots in. De totale productiviteit lijkt hier het laagst. Bosranden lijken dus voor een reductie in atmosferische depositie te zorgen, echter dragen zelf ook bij aan de beschikbaarheid van nutriënten in het veen door middel van bladval. Dit effect lijkt echter over een beperkte afstand te gelden en wordt enkel direct aan de bosrand gevonden (0-5 m). Hoewel niet gemeten, lijkt op basis van fosforgehalten in de vegetatie de beschikbaarheid van fosfor hoger in de bosplots. Dit valt wellicht te wijten aan de nalevering van pollen, die hoge fosforgehalten kunnen bevatten. Ook dit effect lijkt echter met name aan de rand te gelden, op 35 m is dit al sterk gereduceerd.

5.3.6 Microklimaat

De resultaten uit de regionale veldstudie leken erop te wijzen dat het effect van bosranden op het microklimaat ook sterk afhankelijk van de afstand tot de bosrand is. Waar de wind leek toe te nemen met toenemende afstand tot de bosrand, leek hier voor temperatuur meer variatie in te zitten. Vandaar dat op basis van die resultaten de meters in een gradiënt van de bosrand zijn opgesteld om te proberen deze variatie aan te tonen.

Als er naar gemiddelde windsnelheden gekeken wordt, lijkt die inderdaad toe te nemen met toenemende afstand tot de bosrand (*Figuur 5-8: links*), hoewel deze verschillen op grotere afstand zeer klein zijn. Deze verschillen zijn wel met name overdag zichtbaar, omdat er 's nachts minder wind is. Als er naar de gemiddelde windsnelheden in de open plots wordt gekeken (waar geen gradiënt zichtbaar is), dan lijken de windsnelheden hier nog een stuk hoger te liggen dan in de bosplots, zelfs op afstanden groter dan 50m. In de Ardennen is er meer variatie in de open plots, wat in dit geval veroorzaakt wordt doordat deze plot zich op een helling bevindt. Dit geldt ook voor de bosplots, toch blijft hier duidelijk het beschutte effect van de bosrand zichtbaar. Hoewel er meer variatie tussen de meetpunten in de open plot is dan in Drenthe het geval was, zijn de gemiddelde windsnelheden toch hoger dan in de beboste plots, hoewel dat verschil vanaf 35 meter een stuk geringer is.



Figuur 5-8: Windsnelheden in de Drentse plots in relatie tot bosafstand, weergegeven voor daadwerkelijke windsnelheden (links) en ten opzichte van een referentie meetpunt (KNMI-meetpunt 17 in Hoogeveen) (rechts).

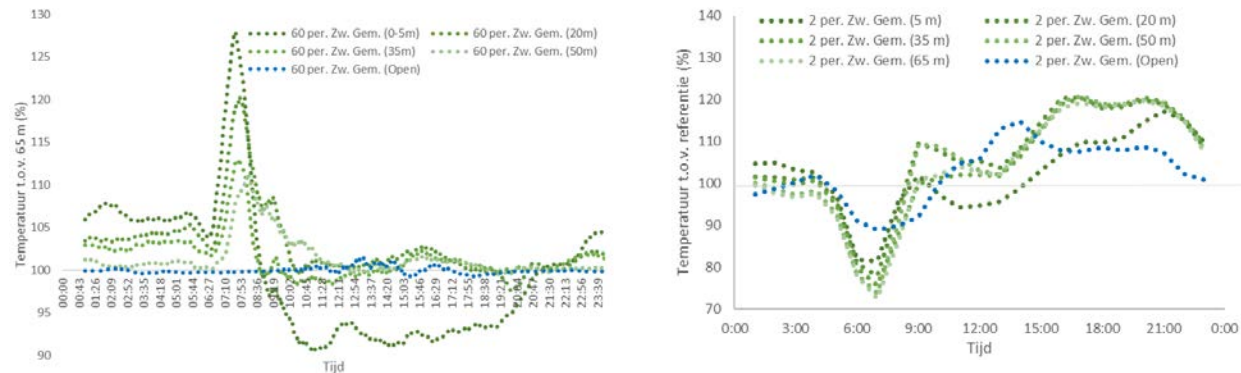
Figure 5-8: Wind velocity in the plots in Drenthe relative to the forest edge, actual wind velocities on the left and relative to a reference point (KNMI measuring station 17 in Hoogeveen) on the right.

Met name ook uitschieters zijn een stuk lager in de bosplots t.o.v. open plots. Aangezien windsnelheden per dag kunnen variëren is er ook gekeken naar verschillen tussen de metingen en referentiemetingen van het KNMI (meetpunt 17 Hoogeveen) (*Figuur 5-8: rechts*). Deze data waren echter alleen beschikbaar voor de Drentse plots. Deze data schetst hetzelfde beeld, en wanneer de referentiemetingen van de interne windsnelheden worden afgetrokken, zijn deze beduidend lager in de bosplots dan in de open plots, wat bevestigt dat windsnelheden hier lager zijn onafhankelijk van dagelijkse verschillen, zelfs op 65 meter afstand van de bosrand.

Omdat de temperatuur sterk kan verschillen van dag tot dag, is er voor gekozen om deze weer te geven in relatie tot het meetpunt op 65m afstand (*Figuur 5-9: links*). De temperatuur in de open plots lijkt niet te verschillen tussen de verschillende afstanden, zoals verwacht mag worden. In de beboste plots lijken er wel verschillen zichtbaar en heeft het punt direct aan de bosrand overdag een lagere temperatuur dan de overige meetpunten, terwijl deze op de afstanden 20 en 35 meter iets hoger lijkt te liggen dan op 65 meter, maar deze verschillen zijn niet zo groot. 's Nachts lijkt het punt op 5 meter afstand juist een hogere temperatuur te hebben dan de rest, wat aanduidt dat de temperatuur op dit punt minder variatie kent en stabiel is. Met name 's nachts is er ook tussen de andere punten een duidelijke gradiënt m.b.t. afstand van de bosrand zichtbaar, waarbij een toenemende afstand tot een afname van de temperatuur leidt. De enorme pieken tussen 06:00 en 08:00 hebben te maken met het opkomen van de zon en de ligging van de plots. Er is gekozen om de bosrand aan de Zuid West kant te nemen, aangezien de zon in het Oosten opkomt zorgt de beschaduwende werking van de bosrand

aan de overzijde waarschijnlijk ervoor dat het punt dichtst bij de bosrand als eerste verlicht en daarmee verwarmd wordt, waardoor hier het verschil met het verste punt het grootst is.

Het verschil in temperatuur ten opzichte van 65 meter zegt echter niets over daadwerkelijke fluctuaties in temperatuur. Want hoewel die hier het grootst lijken op het punt aan de bosrand, is dit in werkelijkheid andersom. De temperatuur is hier juist het meest stabiel, door de bufferende werking van de bosrand. Daarna lijkt de variatie vrij gelijk te zijn. Aangezien de meeste veentjes die hier behandeld worden volledig omsloten door bos zijn, is het mogelijk dat de omstandigheden op 65 meter niet gelijk zijn aan de omstandigheden in het open veld. Vandaar dat er ook naar verschillen met referentiemetingen gekeken is.

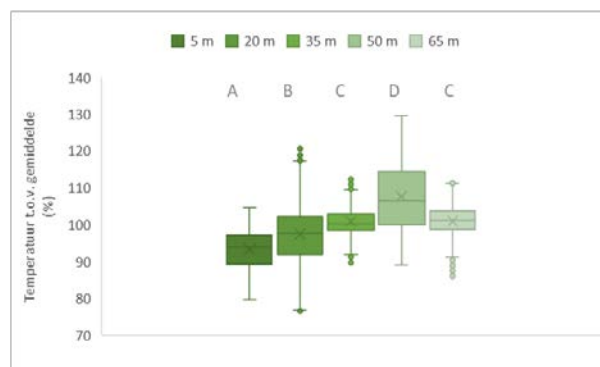
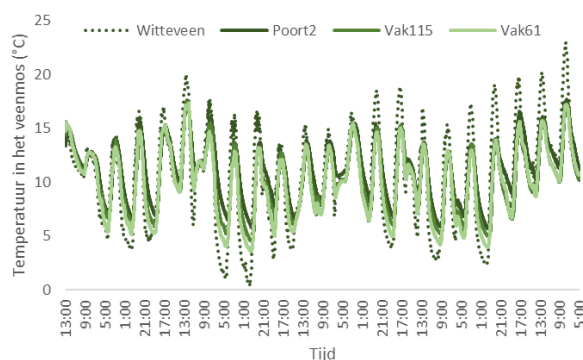


Figuur 5-9: Temperatuur in de Drentse plots in relatie tot bosafstand, weergegeven ten opzichte van het punt op 65m (links) en ten opzichte van een referentie meetpunt (KNMI-meetpunt 17 in Hogeveen) (rechts).

Figure 5-9: Temperature in the plots in Drenthe relative to the forest edge. Shown relative to the point at 65m (left) and relative to a reference point (KNMI measuring station 17 in Hogeveen) on the right.

Uit de vergelijking met referentiemetingen is 's avonds de bufferende werking van de bosrand goed zichtbaar (Figuur 5-9: rechts), waar de temperaturen gemiddeld hoger zijn dan de referentiemetingen. Terwijl de temperatuur in de externe referentie snel toeneemt 's ochtends neemt de temperatuur in de bosplots vanwege beschaduwing minder snel toe, wat de lage piek hier verklaart. Rond 09:00 is de temperatuur in de bosplots gelijk aan de externe temperatuur, waarna de temperatuur gelijk lijkt te blijven tot 13:00. Hierna neemt de temperatuur in de referentieplots af, maar deze afname is minder snel in de bosplots, waardoor het hier langer warm blijft. Uiteindelijk lijkt de temperatuur ook hier af te nemen zodat het rond middernacht weer gelijk is aan de referentie. De open plots vertonen grofweg dezelfde trends, maar het verschil met de referentie is hier minder groot. De bufferende werking van de bosrand op 5 meter is ook in dit figuur duidelijk zichtbaar, overdag blijft de temperatuur relatief laag, en de afkoeling in de loop van de middag is minder groot, waardoor temperaturen hier 's avonds en 's nachts hoger liggen.

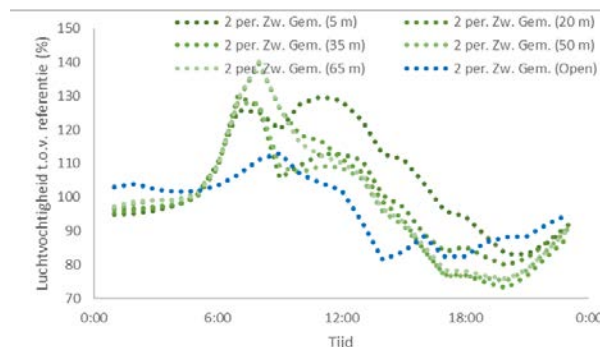
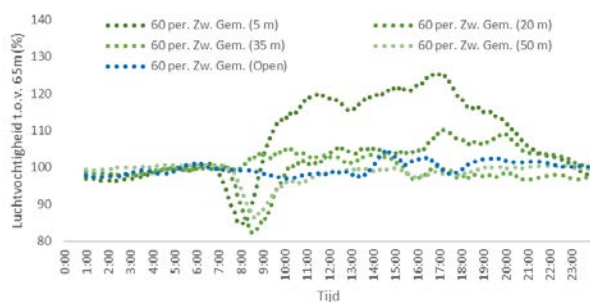
De temperatuurmetingen zijn ook uitgevoerd in het veenmos. Uit *Figuur 5-10* wordt duidelijk dat de temperatuurschommelingen groter zijn in het open veen ten opzichte van 3 van de 4 beboste venen in Drenthe. Overdag is de temperatuur lager in het veenmos in de bosveentjes en tijdens de nacht warmer. Dit laatste komt overeen met de temperatuurverschillen boven de vegetatie, maar het eerste niet. De verschillen zijn hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door het wel of niet aanwezig zijn van bultvormend veenmos. In de open veentjes ontbrak dit, terwijl dit wel aanwezig is in de beboste veentjes. Toch laat *Figuur 5-10* zien dat ook de afstand tot de bosrand een rol speelt. De gemiddelde temperaturen zijn lager direct aan de bosrand waarna ze toe lijken te nemen tot een afstand van 50 meter. Op 65 meter nemen ze vervolgens weer af. Deze afname is moeilijk te verklaren, wellicht heeft dit te maken met de beperkte oppervlakte van de veentjes waardoor 65 meter zich al over de helft bevindt en deze afname veroorzaakt wordt door de tegenoverstaande bosrand. Het feit dat 65 en 35 meter onderling niet verschillen lijkt dat te bevestigen. De overige afstanden verschillen wel allemaal significant van elkaar (Anova $p < 0,001$).



Figuur 5-10: Temperatuur in het veenmos in de Drentse plots (links) en in relatie tot bosafstand voor de Drentse bosplots (rechts).

Figure 5-10: Temperature in the peat moss in the plots in Drenthe (left) and relative to the forest edge in the plots in Drenthe (right).

De luchtvochtigheid lijkt ook te verschillen tussen de verschillende afstanden, maar dit lijkt enkel overdag te gelden en enkel in de bosplots (*Figuur 5-11*). Overdag lijkt de luchtvochtigheid af te nemen met toenemende afstand tot de bosrand. Dit effect lijkt echter enkel de eerste 20m te gelden. In de open plot is de variatie veel lager. Als er gekeken wordt naar de actuele waarden dan lijken deze toch hoger te liggen in de open plot, maar dit kan mogelijk een weerspiegeling zijn van dagelijkse variatie. Wanneer de vergelijking met referentiemetingen gemaakt wordt, dan lijkt met name dat de bosplots overdag een hogere luchtvochtigheid hebben, maar dat dit effect 's nachts afneemt. Het is opmerkelijk dat de luchtvochtigheid hoger lijkt in de bosplots aangezien deze sterk positief gecorreleerd is met temperatuur. De temperatuur is echter hoger in de bosplots op 5 meter afstand na. Wellicht heeft dit te maken met de lagere windsnelheden in de bosplots.



Figuur 5-11: Luchtvochtigheid in de Drentse plots in relatie tot bosafstand, weergegeven ten opzichte van het punt op 65m (links) en ten opzichte van een referentie meetpunt (KNMI-meetpunt 17 in Hoogeveen) (rechts).

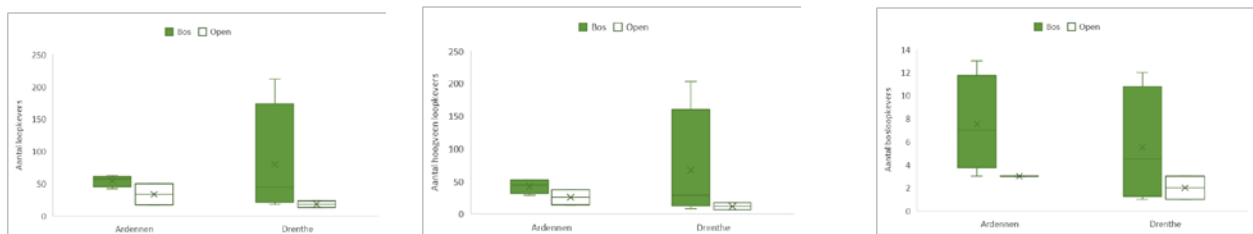
Figure 5-11: Relative humidity in the plots in Drenthe relative to the forest edge, shown relative to the point at 65m (left) and relative to a reference point (KNMI measuring station 17 in Hoogeveen) on the right.

De metingen die hier gebruikt zijn betreffen enkel de metingen in de Drentse plots. Deze plots hadden het voordeel dat ze ofwel volledig omringd door bos werden ofwel in volledig open en egaal terrein stonden. In de Ardennen is er meer reliëf en speelt het effect van een helling in sommige gevallen door de data heen. Ook is de overgang van de bosrand naar het veen hier geleidelijker en in veel gevallen is de bosrand lager dan die in Drenthe. Hoewel direct aan de bosrand dezelfde trends gevonden worden als in de Drentse bosplots, lijken verschillen op grotere afstanden hier niet mee overeen te komen. De verschillen in de open plots in temperatuur en windsnelheden werden hier hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in reliëf en helling. Dit verklaart waarschijnlijk ook waarom de grotere afstanden in de Ardense bosplots afwijken van de Drentse bosplots.

5.3.7 Fauna

In hoofdstuk 3 werd er specifiek naar de habitatgeschiktheid gekeken voor 3 loopkeversoorten, *P. aterrimus*, *A. ericeti*, en *A. nemorivagus*. Van deze 3 soorten is er slechts één individu van *P. aterrimus* op één open locatie in de Ardennen (BDS) gevangen in de inventarisatie. Deze soort lijkt dan ook nog minder strikt gebonden aan hoogveen en lijkt juist eerder geassocieerd te worden met modderige oevers en laagveen. De andere 2 soorten, wel typische hoogveenspecialisten, zijn in deze studie niet gevonden. De afwezigheid van *A. ericeti* was opmerkelijk, aangezien deze op een aantal van de locaties jaren geleden wel voorkwam (De Vries, 1996).

Wanneer de loopkevervangsten vergeleken worden tussen type landgebruik (Figuur 5-12), blijkt dat gemiddeld genomen het aantal loopkevers groter is in de bosplots ($p=0,02$). Het aantal soorten is gemiddeld genomen ook hoger in de bosplots, maar dit is niet significant. De abundantie van typische hoogveensoorten lijkt gemiddeld hoger in de bosplots te zijn, maar dit verschil is net niet significant ($p=0,05$). Het aantal typische hoogveensoorten verschilt niet tussen de verschillende type landgebruik noch tussen de regio's. De abundantie van typische bossoorten is hoger in de bosplots onafhankelijk van de regio ($p=0,035$), maar het aantal soorten is net niet significant hoger ($p=0,05$). Dit laatste is ook het geval voor de abundantie en het aantal soorten van loopkevers die op de Vlaamse Rode Lijst staan ($p=0,08$ en $0,09$ resp.). De abundantie en het aantal soorten die zowel op de Rode Lijst staan en typisch voor hoogveen zijn verschillen niet tussen de type plots en de regio's.

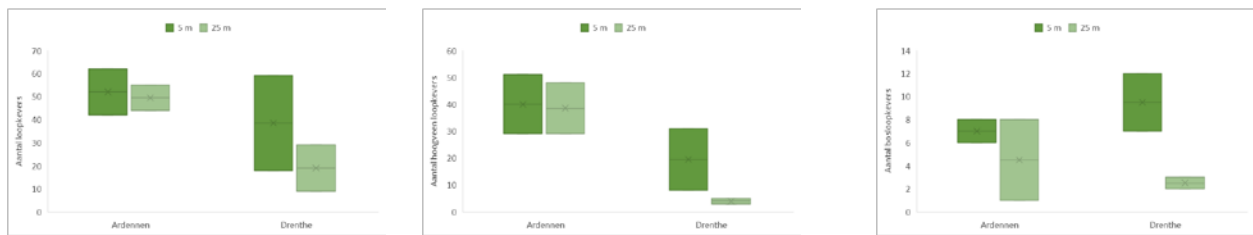


Figuur 5-12: Verschillen tussen open en bosveentjes in abundantie van alle loopkevers (links), abundantie van loopkevers kenmerkend voor hoogveen (midden), en abundantie van loopkevers kenmerkend voor bos (rechts).

Figure 5-12: Difference between open plots and forest plots with regards to abundance of carabid beetles (left); abundance of carabid beetles characteristic of peat bogs (middle), and abundance of carabid beetles characteristic of forests (right).

Om het effect van de bosrand in te schatten is er op 4 locaties op 2 afstanden van de bosrand gemeten (5 en 25m). Uit (Figuur 5-13) blijkt dat het aantal loopkevers in de Drentse bosplots op 25 m lager is dan in de rest van de plots en afstanden ($p=0,007$). Zonder interactie verschillen ook de afstanden significant van elkaar ($p=0,01$), toch lijkt dit met name door de Drentse plots veroorzaakt te worden. Het aantal soorten is gemiddeld ook hoger op 5m afstand, maar dit verschil is net niet significant ($p=0,09$). Bosafstand heeft geen effect op het aantal hoogveensoorten, maar de abundantie van hoogveensoorten is wel significant lager op 25m in de Drentse bosplots (interactie $p<0,001$). Zonder interactie is afstand ook significant ($p=0,02$), maar ook dit lijkt wel met name door de Drentse plots te komen. De abundantie en het aantal bossoorten is wel significant hoger direct aan de bosrand ($p=0,007$ en $p=0,004$ resp.). Bosafstand heeft geen effect op het voorkomen van soorten die op de Vlaamse Rode Lijst staan.

De hogere abundanties van loopkevers typisch voor bossen in de bosplots is niet verrassend, en verklaart wellicht ook waarom de totale aantallen hier hoger zijn. Dit zou ook kunnen verklaren waarom er gemiddeld meer soorten hier aanwezig zijn, hoewel dit laatste niet significant aangetoond is. Dat het aantal loopkevers en soorten typisch voor bossen hoger is direct aan de rand is ook weinig verrassend te noemen.



Figuur 5-13: Effect van afstand van de bosrand op de abundantie van loopkevers (links), abundantie van loopkevers kenmerkend voor hoogveen (midden), en abundantie van loopkevers kenmerkend voor bos (rechts).

Figure 5-13: Influence of distance to the forest edge on the abundance of carabid beetles (left), abundance of carabid beetles characteristic of peat bogs (middle), and abundance of carabid beetles characteristic of forests (right).

De hogere abundantie van typische hoogveensoorten in Drenthe lijkt te maken te hebben met beter ontwikkeld hoogveen in de bosplots. In de Ardennen was dit echter niet het geval, 1 van de open venen had hier de best ontwikkelde vegetatie. De lage abundantie van typische hoogveensoorten hier is merkwaardig. Daarnaast is het merkwaardig dat er meer typische hoogveen loopkevers gevonden worden in de Drentse plots direct aan de rand van het bos ten opzichte van 25 meter afstand, terwijl de habitatkwaliteit op 25 meter in de meeste gevallen beter was.

Ook de vlinder- en libellensoorten die behandeld zijn in hoofdstuk 3 zijn geïnventariseerd. In Tabel 5-2 is de aanwezigheid van de karteersoorten per onderzoeksplot aangegeven. Hieruit blijkt dat het aantal karteersoorten per locatie nergens hoger dan twee is. Het is van belang om te beseffen dat de meeste karteersoorten zeer zeldzaam zijn in Nederland en in België. Verder wordt ook maar een klein deel van het gebied, in en rond het onderzoeksplot, naar deze soorten gezocht. Hierdoor is de trefkans van de karteersoorten beperkt. Dit geldt vooral wanneer er sprake is van suboptimaal biotoop in het onderzoeksplot.

Plot	<i>B. aquilonaris</i>	<i>P. optilete</i>	<i>C. tullia</i>	<i>L. dubia</i>	<i>S. arctica</i>	<i>A. subarctica</i>
Ardennen						
VSO (open)	X	-	-	-	-	-
BDS (open)	-	-	-	X	-	-
VSF (bos)	X	-	-	-	-	-
PISC (bos)	-	-	-	-	-	-
LREA (bos)	X	-	-	X	-	-
MH (bos)	X	-	-	-	-	-
Drenthe						
Witteveen (open)	-	-	-	-	-	-
Hingsteveen (open)	-	-	X	-	-	-
Vak115 (bos)	X	-	-	X	-	-
Vak61 (bos)	-	-	X	-	-	-
Poort2 (bos)	-	-	-	-	-	-
Drosera (bos)	-	-	-	-	-	-

Tabel 5-2: Voorkomen van de karteersoorten in de verschillende locaties tijdens de meetronde.

Table 5-2: Presence of the characteristic species of fauna per location.

De resultaten in de kleine veentjes bij Dwingeloo worden waarschijnlijk veroorzaakt door de geïsoleerde ligging in het bos. Verder is het opvallend dat er geen (zwervende) exemplaren van het Veenbesblauwtje zijn aangetroffen in de omgeving van het plot Witteveen. Mogelijk dat het aanwezige habitat te open is voor deze soort. Bij een deel van de plots in de Ardennen speelde de aanwezigheid van een grotere nabije populatie wel een rol bij de aanwezigheid van de soort in het plot of in de directe omgeving hiervan. Dit was ondermeer het geval bij locatie LREAbos. Op het aangrenzende heideveld vlogen de Veenbesparelmoervlinders talrijk.

De Noordse glazenmaker is niet aangetroffen. Hierbij hebben de extreme weersomstandigheden in de zomer waarschijnlijk de verspreiding van deze soort beïnvloed. De zomer van 2018 was extreem droog en de warmste zomer sinds minimaal 1706. Hierdoor is op een aantal locaties een sterke

verdroging opgetreden waardoor delen van de onderzoeksplots niet meer geschikt waren als voortplantingsbiotoop voor libellen.

Het algemene beeld van het ruimtelijk gebruik van de karteersoorten is dat de aan- of afwezigheid van de bosrand niet zo zeer de locatie van de vlinders bepaald maar dat ook de mobiliteit van de karteersoorten een belangrijke rol speelt. Een deel van de Veenhooibeestjes en Veenbesparelmoervlinders zijn dichtbij de bosrand waargenomen waarbij de soorten gebruik maken van de luwte en het microklimaat. Daarnaast zal ook de oriëntatie van de helling bij een aantal plots in de Ardennen een rol spelen o.a., bij locatie 1 op het noorden, ook. Naar ons inziens is vooral de staat van de aanwezige vegetatie bepalend voor de aanwezigheid van de soorten en aantallen. Hierin zijn binnen de onderzoeksplots grote verschillen, variërend van een zeer goed ontwikkelde (hoogveen)vegetaties tot meer monotone Pijpenstrootje vegetatie met hier en daar wat hoogveenbulten.

Zoals duidelijk werd uit Hoofdstuk 3 is dat hoewel deze soorten allemaal hoogveenspecialisten zijn, ze toch allemaal specifieke eisen aan het habitat stellen. Hoewel voor zowel de loopkevers als de vliegende fauna uit dit onderdeel duidelijk wordt dat het voorkomen van de soorten waarschijnlijk meer afhangt van de kwaliteit van het habitat, leken voor beide groepen de aanwezigheid van een bosrand op zijn minst niet negatief. Zoals hierboven al duidelijk werd biedt een bosrand een meer gevarieerd microklimaat, waardoor soorten de keus hebben de juiste omstandigheden op te zoeken. *B. aquilonaris* leek gebruik te maken van het beschuttende microklimaat bij de aanwezigheid van een bosrand en ook de abundantie van typische hoogveenloopkevers was hoger direct aan de rand.

Tot slot is het duidelijk dat het ontbreken van veel van de typische soorten in Drenthe zorgwekkend is. De afwezigheid van *L. dubia* is wellicht minder zorgwekkend omdat deze nog relatief veel voorkomt. Maar het ontbreken van soorten op locaties waar deze in het verleden wel voorkwamen is wel reden tot zorg. Met name soorten als *B. aquilonaris* en *P. optilete* hebben een sterke achteruitgang gekend, terwijl de eerstgenoemde nog veelvuldig in de Ardennen aanwezig is. Daarnaast is de status van een aantal van deze soorten onbekend wegens te weinig inventarisaties, het ontbreken van deze soorten in deze inventarisatie – met name op locaties waar ze in het verleden wel waargenomen zijn- is zorgwekkend.

5.4 Discussie lokale veldstudie

De gevonden resultaten uit de lokale studie lijken goed overeen te komen met de resultaten uit de regionale veldstudie en de literatuurstudie. De TIC-gehalten lijken weer met name tussen de regio's te verschillen, waarbij deze met name in Drenthe vrij hoog is. Dit verschil lijkt met name af te hangen van een verschil in TIC productie in diepere lagen in het veen zelf. Dit suggereert dat in de Drentse plots veenaafbraak plaatsvindt, terwijl dit in de Ardennen slechts op 1 locatie is aangetroffen. Hoewel lichte veenaafbraak positief kan zijn voor hoogveenvorming (Lamers et al., 1999) kan teveel veenaafbraak juist veenvorming tegengaan. De TIC-gehalten lijken echter ook te verschillen tussen de open plots en de bosplots, waarbij deze hoger zijn in de bosplots. Ervan uitgaande dat er geen verschillen in TIC-gehalten in de minerale laag bestaan suggereert dit dat veenaafbraak hoger ligt in de bosplots. Daarnaast worden er verschillen gevonden tussen open en bosplots in de nutriëntenbeschikbaarheid en de hydrologie.

Boszones zorgen juist voor een verlaging van de nutriëntenbeschikbaarheid doordat ze de atmosferische stikstofdepositie sterker lijken te reduceren dan wat ze naleveren aan bladval en uitspoeling. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de sterk gereduceerde windsnelheden in de bosplots waardoor er minder stikstof aangevoerd wordt en afgezet kan worden. Direct aan de bosrand kan bladval wel degelijk voor een verhoging van de aanwezige stikstof zorgen, maar ook hier lijken de stikstofgehalten lager te zijn dan in de open plots. Deze verhoogde stikstofbeschikbaarheid aan de rand en in het open veen wordt gereflecteerd in de productiviteit van de vegetatie, die op die plaatsen hoger is dan in de kern van de bosveentjes in Drenthe. Desalniettemin worden er geen verschillen in productiviteit aangetroffen tussen de open venen in Drenthe en de venen in de Ardennen. In de laatstgenoemde zijn stikstofgehalten weliswaar erg laag, maar is er dan weer sprake van een hogere decompositie, wat mogelijk hier voor een productievere vegetatie zorgt. In de Drentse open plots lijkt de hoge depositie van stikstof te leiden tot verzuring van de bodem, wat op zijn beurt de decompositie hier sterk lijkt te reduceren. In de Drentse bosplots is ondanks de lage depositie de decompositie toch lager dan in de Ardennen, waardoor deze plots uiteindelijk het minst productief zijn.

De hydrologie is wat onduidelijker. De situatie in de Ardennen en Drenthe is dusdanig verschillend dat voor deze parameter de regio's onderling slecht vergelijkbaar zijn. Ook binnen de regio's zijn er grote verschillen aangetroffen, maar het is onduidelijk waar deze door veroorzaakt worden. De Drentse open venen zijn veel droger in de zomer en met name de waterstandfluctuaties lijken hier groter te zijn. Doordat beide type veentjes hydrologisch gezien sterk van elkaar verschillen, met name in de grootte van het intrekgebied, is het onduidelijk of dit een gevolg is van de afwezigheid van een bosrand of dat dit veroorzaakt wordt door andere ontwaterende factoren in de omgeving. Er kan echter wel geconcludeerd worden dat de verdrogende werking door bomen in de Drentse bosveentjes relatief gering is doordat, zelfs in de droge zomer van 2018, de bodemvochtigheid in de bosveentjes nog steeds hoog was. Door de verschillende hydrologische situaties in de open en bosveentjes is een vergelijking maken tussen beide typen zeer lastig.

Verschillen in vegetatieontwikkeling tussen open en bosvenen kunnen dus zowel een gevolg zijn van een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid door de afwezigheid van een bosrand, ofwel een gevolg zijn van sterk fluctuerende waterstanden door de aanwezigheid van andere ontwaterende structuren in de omgeving. Dit wordt verder bemoeilijkt doordat dezelfde soort vaak indicatief is voor meerdere factoren binnen hetzelfde habitat. *Molinia caerulea* is bijvoorbeeld een soort die indicatief is voor zowel droge omstandigheden, sterk fluctuerende waterstanden, en voedselrijke omstandigheden (Aggenbach & Jalink, 1998). Het is daarmee onduidelijk hoe verschillen in vegetatiesamenstelling tussen de open en bosveentjes geïnterpreteerd dienen te worden. De afwezigheid van goed ontwikkelde hoogveenvegetatie in de open venen kan dus zowel een gevolg zijn van factoren die losstaan van de aanwezigheid van een bosrand (ontwatering in de omgeving) of van factoren die wel degelijk afhankelijk zijn van de aanwezigheid van een bosrand (verlaging N depositie). Onafhankelijk welk van de twee parameters de grootste invloed uitoefent op de vegetatie, is het aannemelijk dat beide parameters een goede hoogveenontwikkeling in de weg staan.

Naast een effect op de abiotiek zouden bosranden ook een directe invloed op het voorkomen van de fauna kunnen hebben middels een verschillend microklimaat. Hoewel een aantal van de vlindersoorten ook direct aan de bosrand aangetroffen zijn werden er weinig patronen gevonden in de distributie van de vlinders in het veen. Met betrekking tot het microklimaat is dit niet verrassend aangezien er enkel verschillen in het microklimaat gevonden zijn tussen 0-10m van de bosrand en verder weg gelegen delen. Het beperkte oppervakte van de veentjes zorgt ervoor dat de omstandigheden nooit gelijk raken aan die in het open veld, waardoor omstandigheden in het gehele veen (m.u.v. direct aan de bosrand na) gelijkaardig zijn. Het ontbreken van een patroon in de distributie van de faunasoorten hoeft daarmee niet te bekenen dat het microklimaat in de bosveentjes niet van belang is. De aanwezigheid van de vlindersoorten op 2 open venen daarentegen is wel een indicatie dat de adulten van deze soorten niet afhankelijk zijn van het microklimaat dat gecreëerd wordt door de bosrand. De loopkeversoorten zijn niet aangetroffen in deze studie (m.u.v. 1 individu van *P. aterrimus* in de Ardennen), waardoor er met betrekking tot deze soorten weinig uitspraken gedaan kunnen worden. De hogere temperaturen in de bosplots zijn wellicht positief voor thermofiele soorten, hoewel het enige individu van *P. aterrimus* in een open plot is aangetroffen. Wel worden er verreweg het minste loopkevers aangetroffen in de Drentse open venen, waardoor dit veroorzaakt wordt is onduidelijk.

Voor beide soortgroepen lijkt habitatkwaliteit daarmee belangrijker dan het microklimaat. Soorten die afhankelijk zijn van hoogwaardig hoogveen zouden hierdoor in Drenthe afhankelijk kunnen zijn van de aanwezigheid van een bosrand. Soorten die minder afhankelijk zijn van hoogwaardig hoogveen zoals het Veenhooibeestje, kunnen daarentegen wel voorkomen in de open venen. Dit lijkt weerspiegeld te worden in het voorkomen van deze soorten. Desalniettemin kunnen de hoge N:P ratio's die aangetroffen worden in de open venen wel negatief zijn voor deze soorten (Vogels et al., 2017; Kurze et al., 2018).

6 Hydrologische studie

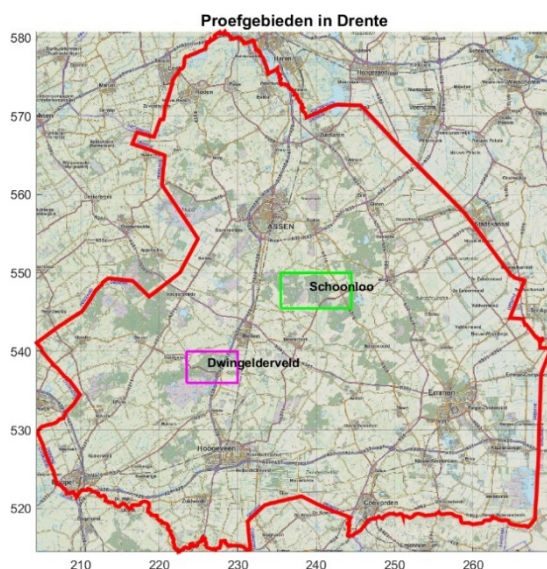
6.1 Inleiding

6.1.1 Achtergrond hydrologie heideveentjes

Heideveentjes vormen een lokale depressie, vaak relatief geïsoleerd van onderliggende regionale systemen. Veel heideveentjes liggen in een infiltratiegebied, zeker sinds de onderliggende systemen worden geëxploiteerd voor waterwinning en onderhevig zijn aan verdroging door de verlaging van de drainagebasis en verkleining van de drainage weerstand. Het feit dat deze venen zich vaak kunnen handhaven op een dergelijke positie in het hydrologische systeem komt door de specifieke bodemopbouw. Deels door geologische gelaagdheid, deels door bodemvormende gelaagdheid is de bodem van een veen in wording slecht doorlatend en stagneert zowel lokaal neerslagwater als lateraal toestromend grondwater en oppervlakkige veenloopjes tot een ven. Verlanding van dergelijke vennen heeft geleid tot de huidige heideveentjes.

De hydrologische robuustheid van een veen hangt sterk af van het evenwicht tussen wegzijging en de laterale voeding. De eerste is vooral afhankelijk van de doorlatendheid van de veen-basis, terwijl de laterale voeding wordt bepaald door de grootte van het invanggebied, de terreinmorphologie binnen het invanggebied en de gelaagdheid van het bodemprofiel. Een veen-systeem kan goeddeels beschouwd worden als een hydrologische entiteit, met relatief geringe banden met de omgeving.

De hydrologische interacties binnen het veen-systeem vormen een drager voor het begrijpen van de dynamiek in de waterkwaliteit. Om grip te krijgen op de hydrologische interacties binnen het veen-systeem zijn in enkele Drentse veen-systemen veldmetingen uitgevoerd en zijn bestaande gegevens van het bodem-watersysteem verzameld. Deze venen zijn geselecteerd binnen de onderzoeksgebieden binnen respectievelijk het Dwingelderveld en de boswachterijen van Schoonloo, Grolloo en Hooghalen (Afbeelding 6-1).



Afbeelding 6-1: Ligging van de twee studiegebieden in Drenthe.

Image 6-1: Orientation of the two study areas in Drenthe.

6.1.2 Ontstaanswijze en functioneren van heideveentjes

De afgeronde vormen van veel veentjes in deze onderzoeksgebieden is opmerkelijk en suggereert dat er bovenop het algemene beeld van een bodemgelaagdheid met ondiepe sterk weerstandbiedende lagen als basis voor veenontwikkeling, nog substructuren zijn gevormd. In het kader van het 'Pingo Programma' (Landschapsbeheer Drenthe) worden veel veentjes nader onderzocht. Veel van de onderzochte locaties worden inderdaad geclassificeerd als pingoruïnes, op basis van de bodemopbouw. De ontstaanswijze van pingo's laat ook een grote dichtheid toe (French, 1996): door capillaire werking kan in een permafrost gebied, zoals gedurende de ijstijd in Drenthe werd gevormd, een kiemplaat radiaal uitdijen tot een omvangrijke ijslens. In periglaciaal milieu kunnen deze ijsbergen overstoven raken met dekzand, die na smelting een kuil overlaten. In kwelzones kunnen onder de permafrost laag ijslenzen dieper onder de grond ontstaan, die de bovenliggende bodem omhoog drukken. Deze bodem erodeert deels naar de rand. Na smelting blijven in die gevallen een soort bomkraters over, die geleidelijk dicht stuiven en dichtgroeien. Er zijn dus meerdere manieren denkbaar waarop deze bijzondere accidentering kon ontstaan, waarbij als belangrijkste voorwaarde geldt dat de vorstgrens tot in opdrachtige grondlagen moet reiken.

Andere auteurs (Verschoor et al., 2003) benadrukken andere geohydrologische principes die de aanwezigheid van veentjes verklaren. Zij stellen dat veel veentjes zijn ontstaan in het post-glaciale geulensysteem en via dat geulensysteem nog steeds zijn verbonden. Die theorie wordt ondersteund door de aanwezigheid van indicatorsoorten van verrijkt grondwater in sommige veentjes.

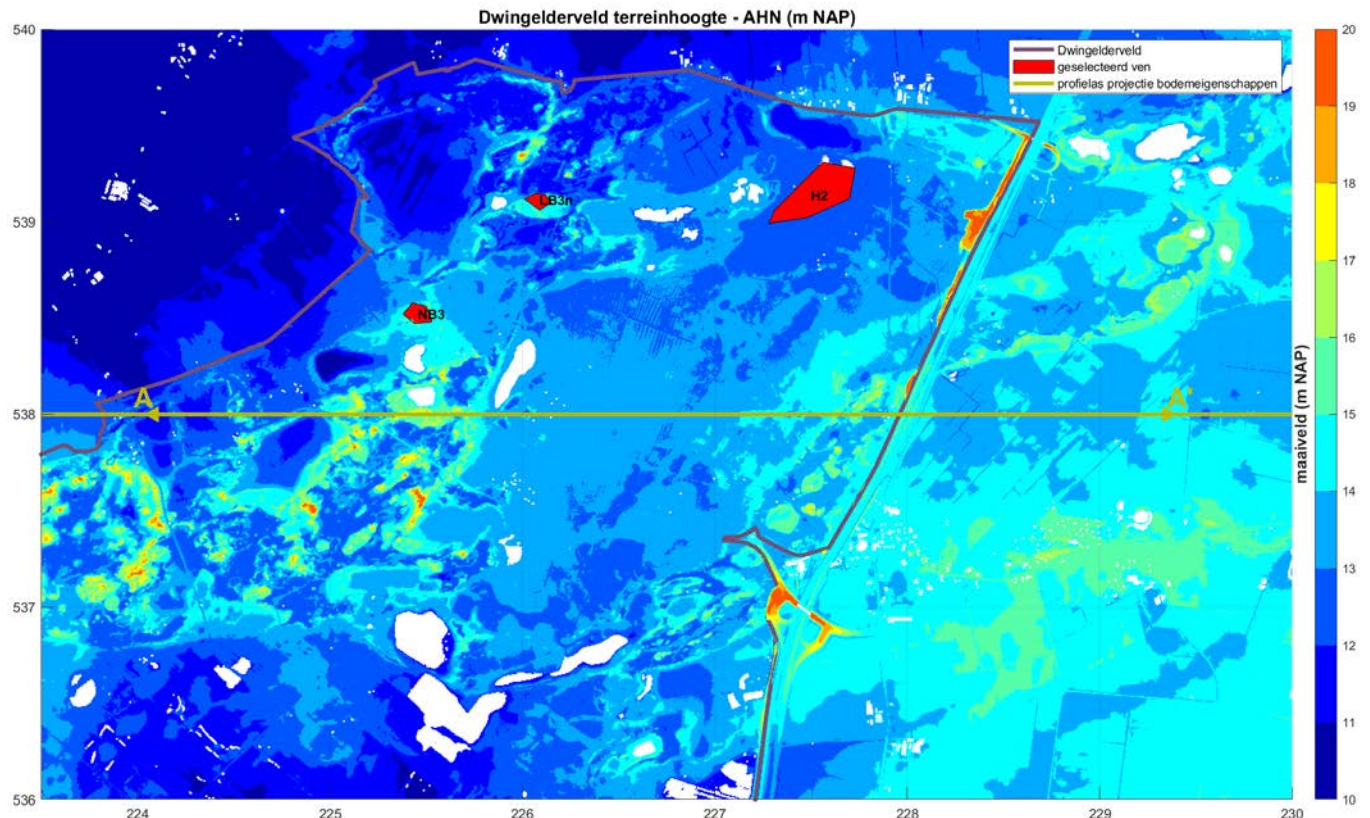
Onderzoek van (Von Asmuth et al., 2012) laat zien dat de hydrologie van sommige veentjes zich erg goed laat verklaren met een bakmodel met overloop. Hij concludeert ook dat kwel fysisch niet mogelijk is en dat dergelijke veentjes wellicht minder verdampen dan gedacht.

6.2 Geohydrologische situatie Drentse venen

6.2.1 Dwingelderveld

Het Dwingelderveld is een relatief vlak gebied in het Drents Plateau met enkele stuifzandduintjes (*Figuur 6-1*). De vegetatie bestaat voornamelijk uit natte en droge heide. Binnen het gebied zijn drie heideveentjes gekozen, die in het onderzoek zijn opgenomen. Dit zijn respectievelijk:

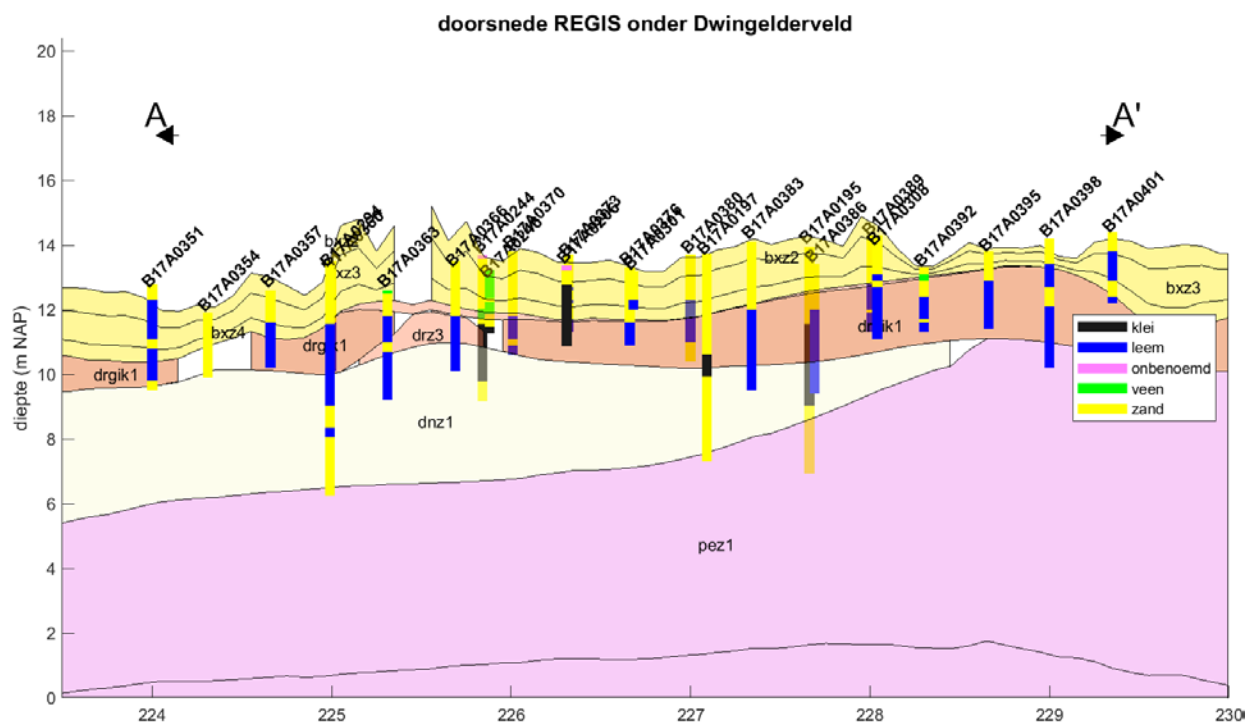
- Witteveen (H-2)
- Droseraveen (LB-3n)
- Poort 2 (NB-3)



Figuur 6-1: Terreinhoogte Dwingelderveld, ligging van de geselecteerde venen en locatie dwarsprofiel.

Figure 6-1: Elevation of the terrain in the Dwingelderveld, showing the sites of the selected peat bogs and the location of the cross sections.

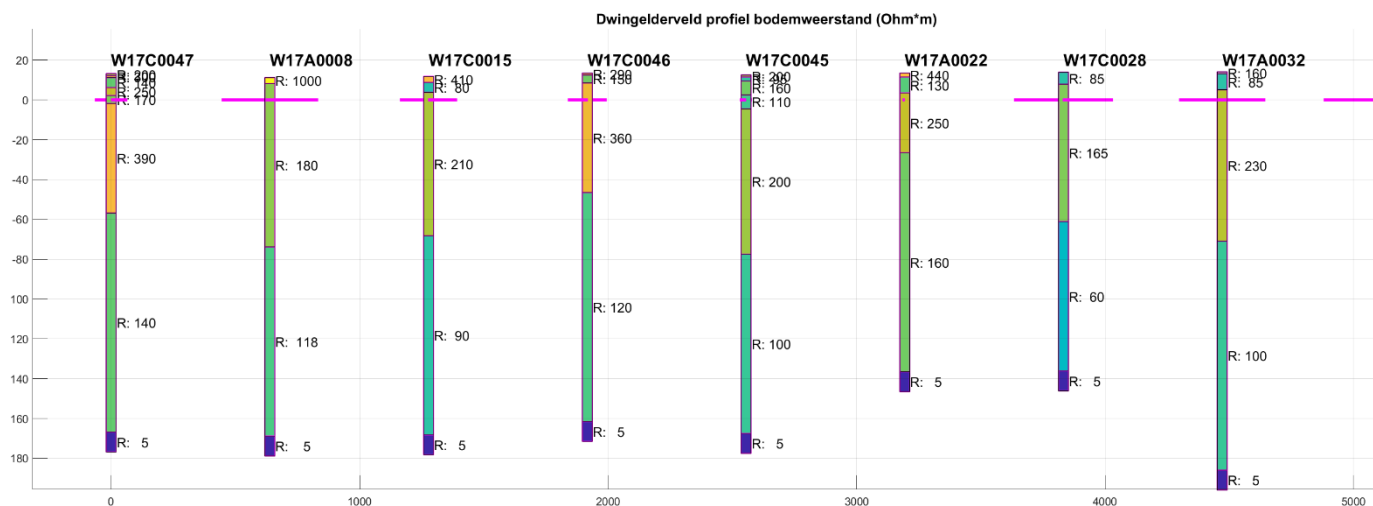
De venen danken hun bestaan voor een belangrijk deel uit de geologische opbouw van het gebied: op geringe diepte ligt onder het gehele gebied een keileemlaag van enkele meters, die functioneert als een stagnerende laag. Daarop ligt een dunne laag deels tot duintjes verstoven dekzanden, van enkele meters dik, waarin de venen zijn ontstaan. Deze gelaagdheid is in *Figuur 6-2* weergegeven.



Figuur 6-2: Dwarsprofiel van de geïnterpreteerde geologische gelaagdheid in relatie tot boringen.

Figure 6-2: Cross section of the geological layers in different boreholes.

Aanvullend op de boringen zijn er een aantal VES-metingen¹ uitgevoerd. De locaties daarvan zijn weergegeven in *Figuur 6-4*. Deze geven een beeld van de diepere gelaagdheid (*Figuur 6-3*). Uit deze metingen blijkt dat het tweede watervoerende pakket tot circa 150 m -NAP loopt, waarvan de onderste helft waarschijnlijk minder doorlatend is.

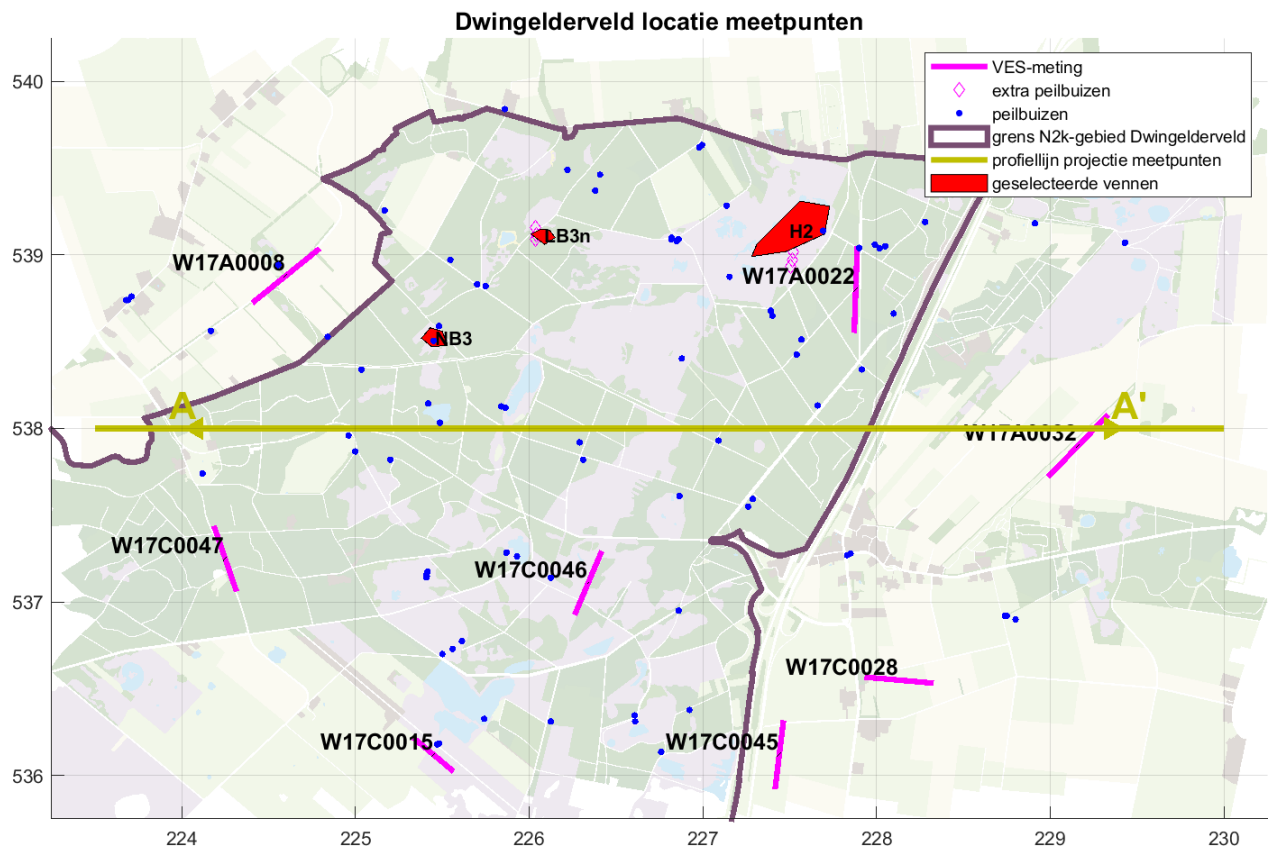


Figuur 6-3: Profiel van de VES-metingen.

Figure 6-3: Profile of the VES-measurements.

In het Dwingelderveld zijn een aantal permanente peilbuizen aanwezig, eveneens opgenomen in *Figuur 6-4*. Uit de grondwaterstandsmetingen (Bijlage 3) blijkt dat er over het algemeen een grote infiltratiegradiënt aanwezig is, ter plaatse van de peilbuizen met meerdere filters.

¹ Vertical Electrical Sounding (VES) zijn geo-elektrische metingen, waarmee een (elektrisch) weerstandsprofiel van de bodem wordt bepaald, die kan worden geïnterpreteerd naar een bodemgelaagdheid: klei is relatief geleidend en heeft dus een lage weerstand

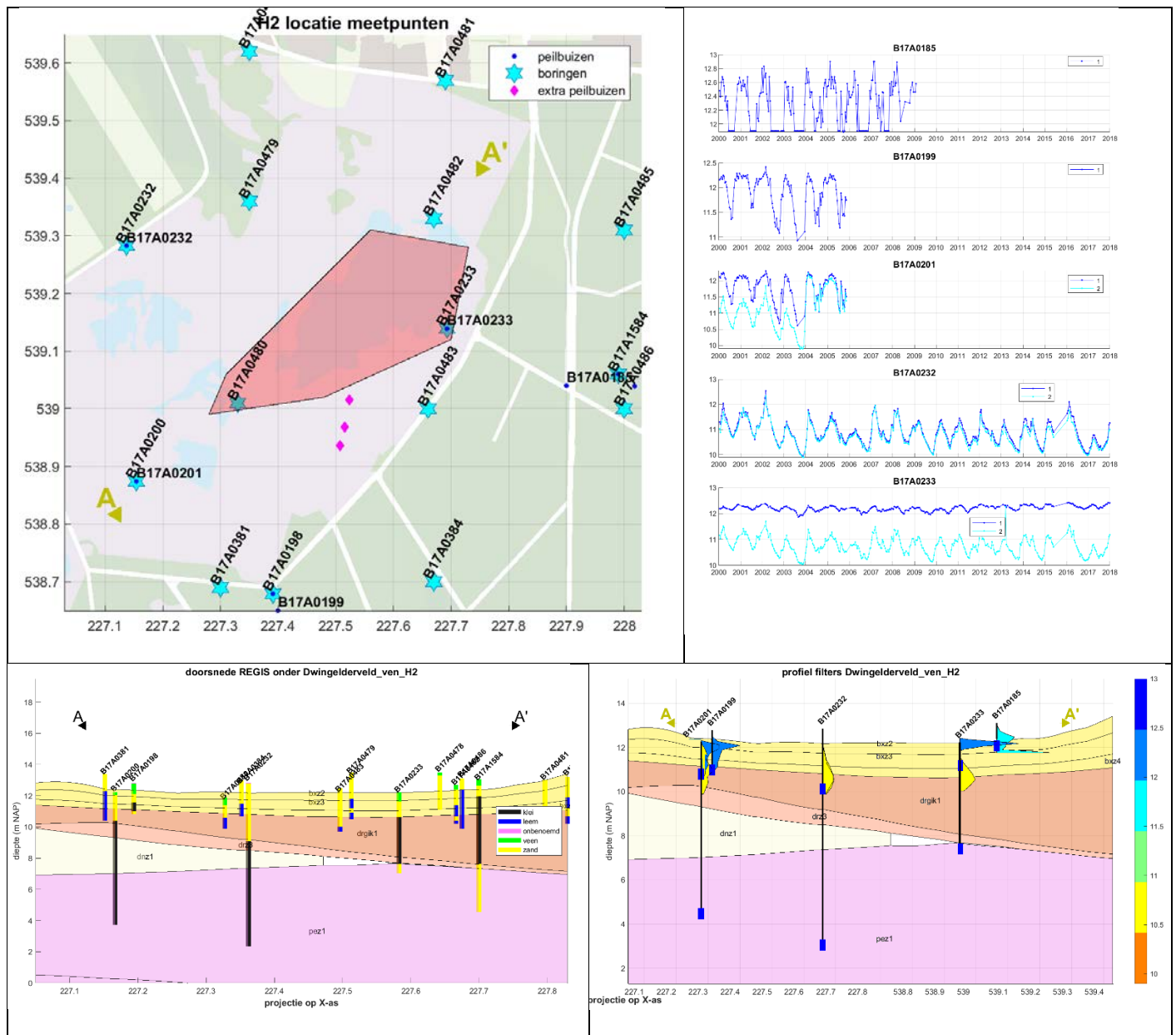


Figuur 6-4: Ligging peilbuizen en VES-metingen.

Figure 6-4: Locations of the piezometers and VES measurements.

6.2.2 Witteveen (H-2)

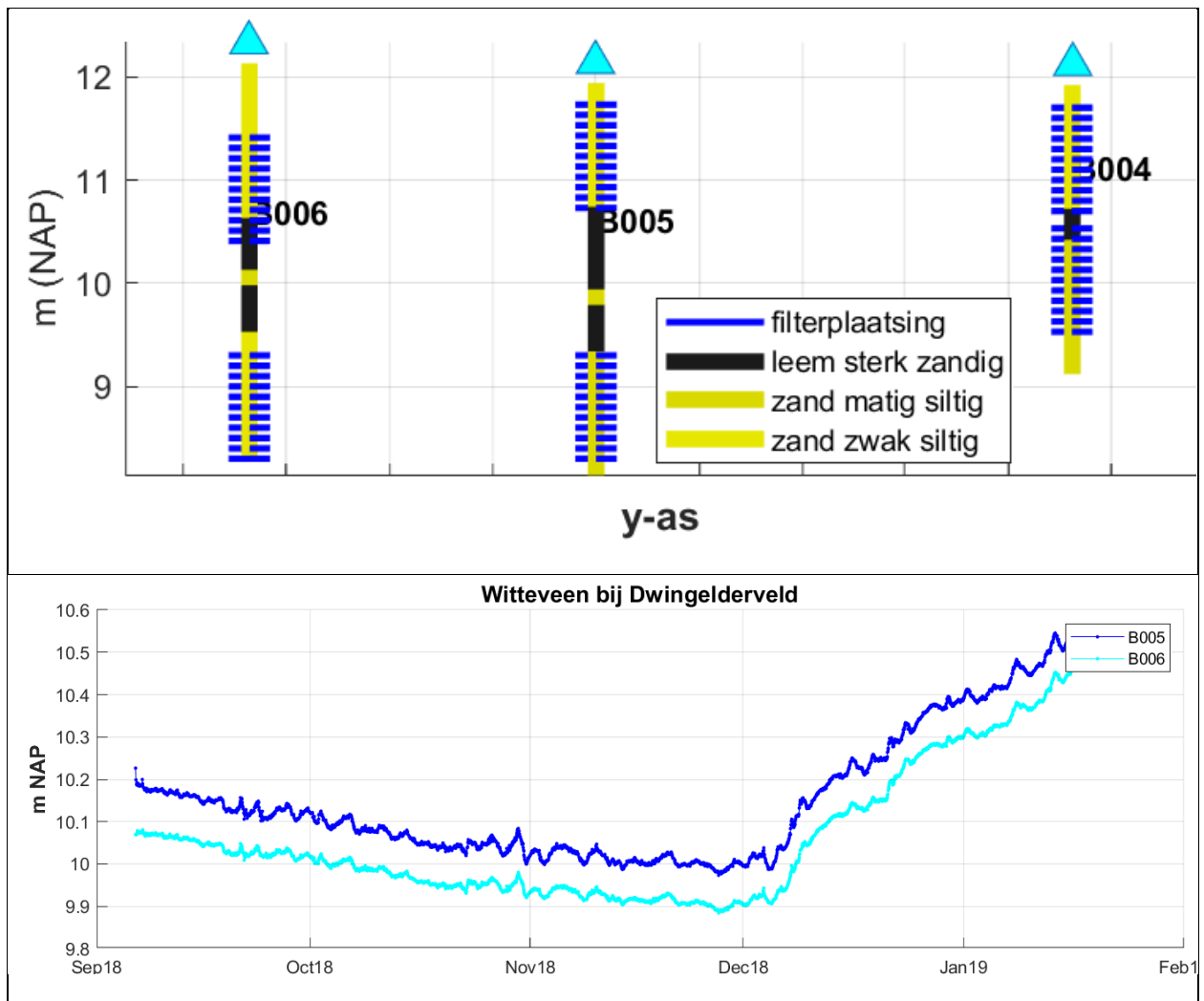
Het Witteveen ligt in een lichte depressie in een overigens zeer vlak deel van het Drents Plateau. In het Witteveen wordt de grondwaterdynamiek het best beschreven door peilbuis B17A0233. In de omgeving zijn daarnaast nog 4 andere peilbuizen met recente metingen. Ter plaatse van dit meetpunt bij het veen is sprake van een stijghoogteverschil van circa 1 meter tussen het freatische water en de diepere stijghoogte (5m -mv) onder de Drenthe-klei (keileem). In de waarnemingsbuizen aan de westrand (B17A0232) en in het zuidelijke deel van het veen (B17A0201) is het stijghoogteverschil kleiner tot afwezig, ondanks de dikte van de op die punten beschreven kleilaag. De dynamiek in het diepere grondwater is op deze drie punten vrijwel identiek. Het verschil zit hem in de freatische dynamiek, die alleen ter plaatse van B17A0233 weinig fluctuatie vertoont en dicht aan maaiveld blijft.



Figuur 6-5: Karakteristieken Witteveen.

Figure 6-5: Characteristics of the Witteveen.

In het Witteveen zijn drie waarnemingspunten ingericht ter plaatse van het onderzoeksgebied, elk met een freatisch en een diep filter. Het meest noordelijke punt is nog niet uitgelezen, wegens onbereikbaarheid op 16 jan 2019. De resultaten van beide andere punten zijn weergegeven in *Figuur 6-6*. Uit deze figuur blijkt dat het profiel voornamelijk zandig is ontwikkeld met een ondiepe leemlaag op anderhalve meter diepte. Deze leemlaag blijkt voldoende om een natte heide en verderop een ven in stand te houden. De stijghoogte onder het veen daalde gedurende de tweede helft van 2018 geleidelijk van 2 meter tot 2.25 meter onder maaiveld en is sinds begin december tot half januari weer een halve meter hersteld. Er blijkt in het diepere grondwater een geringe gradiënt in noordelijke richting, richting het ven. Het freatische peil lag half januari rond maaiveld. Gedurende de gehele meetperiode is op de meetlocaties dus een infiltratie gradiënt aanwezig. Deze infiltratie gradiënt is in het gehele gebied permanent, zoals blijkt uit de metingen in waarnemingspunt B17A0233 (*Figuur 6-5*). Het stijghoogteverschil varieert tussen de 1 en 2 meter.



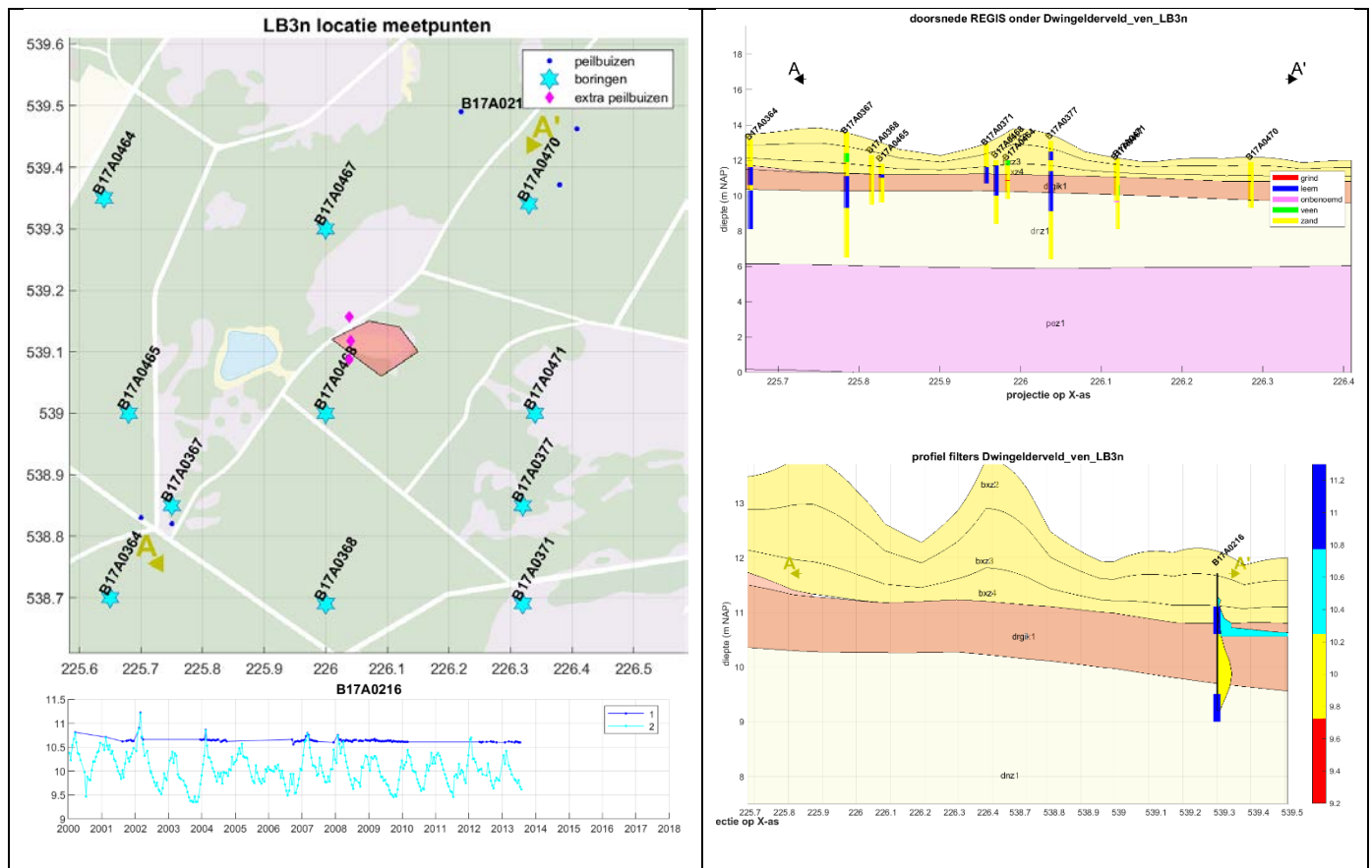
Figuur 6-6: Boringen en meetreeksen stijghoogte onder veen in Witteveen. (Freatisch peil in B005 en B006 op 16-jan-2019 resp. 12,23 en 12,01 m NAP).

Figure 6-6: Bore holes and the difference between phreatic level and the groundwater table in the Witteveen. (Phreatic level in B005 and B005 on the 16-jan-2019 resp. 12.23 and 12.01 m NAP).

6.2.3 Droseraveen (LB-3n)

Het Droseraveen ligt volgens het AHN relatief hoog. Er zijn in het veen geen permanente meetpunten van de grondwaterstand. In de buurt liggen wel enkele waarnemingsbuizen, waarvan één met recente waarnemingen, maar die kunnen niet representatief worden geacht voor het Droseraveen, met name omdat het veen aanzienlijk hoger is gelegen. Gezien deze relatieve hoogteligging is de waterhuishouding waarschijnlijk van geheel lokale oorsprong: laterale aanvoer uit een grotere omgeving is vrijwel uitgesloten. In de boringen zuidoostelijk van het Droseraveen wordt op veel plaatsen een significante keileemlaag gekarteerd. Noordelijk en westelijk ontbreekt die laag in de boringen. Het is onduidelijk of die keileem ter plaatse van het veen aanwezig is.

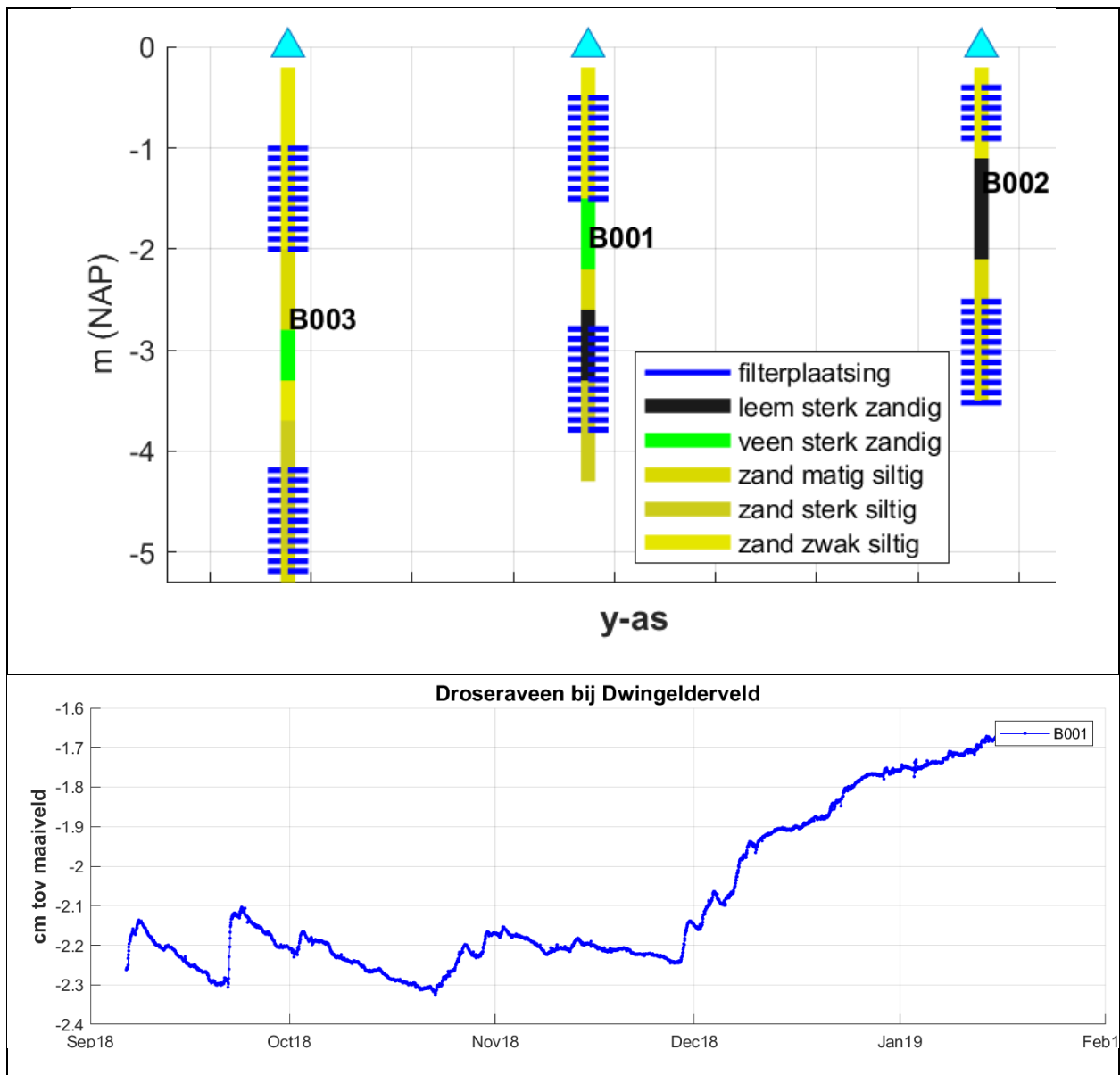
Het freatische filter van het meetpunt B17A0216 (400 meter ten noorden van het Droseraveen) valt zomers vaak droog. In de zomerperiode van 2008, 2009 en af en toe ook in 2012 en 2013 zijn wel freatische metingen gedaan. Mogelijk zijn dit metingen van stagnerend water in het filter, zonder relatie met het freatische peil. De diepere stijghoogte fluctueert tussen 9.5 en 10.5 m NAP. Het bodemprofiel op deze meetlocatie is onbekend, maar het meetpunt ligt in een gebied waar een duidelijke weerstandbiedende laag ontbreekt.



Figuur 6-7: Karakteristieke Droseraveen.

Figure 6-7: Characteristics of the Droseraveen.

Bij het Droseraveen zijn drie waarnemingspunten ingericht, elk met een freatisch en een diep filter. De hoogte van de filters kon niet worden bepaald, wegens slechte GPS-ontvangst. Per abuis is alleen het meetpunt in het veen uitgelezen. De resultaten van dit meetpunt zijn weergegeven in *Figuur 6-8*. Uit deze figuur blijkt dat het bodemprofiel voornamelijk zandig is ontwikkeld met op 1,5-2 meter diepte een veenlaag en vlak daaronder een leemlaag. Deze veenlaag zet zich door in zuidelijke richting, terwijl het noordelijke meetpunt alleen een ondiepe keileemlaag bevat. De terreinhoogte vlak rond het veen is aanmerkelijk hoger dan in het veen, zodat het denkbaar is dat het invanggebied van het veen wel iets groter is dan het veen zelf. De metingen in het Droseraveen geven aan dat de diepe stijghoogte tussen september en december circa 2.25 m onder het veenmaaiveld ligt, terwijl het veenwater dicht aan maaiveld bleef. Sindsdien is de stijghoogte onder het veen circa 50 cm gestegen tot 1.7 m onder de freatische veenwaterstand. Er heerst dus een permanente infiltratie gradiënt.



Figuur 6-8: Boringen en meetreeksen stijghoogte onder veen in Droseraveen. (Freatisch peil in B001 op 16-jan-2019: op maaiveld).

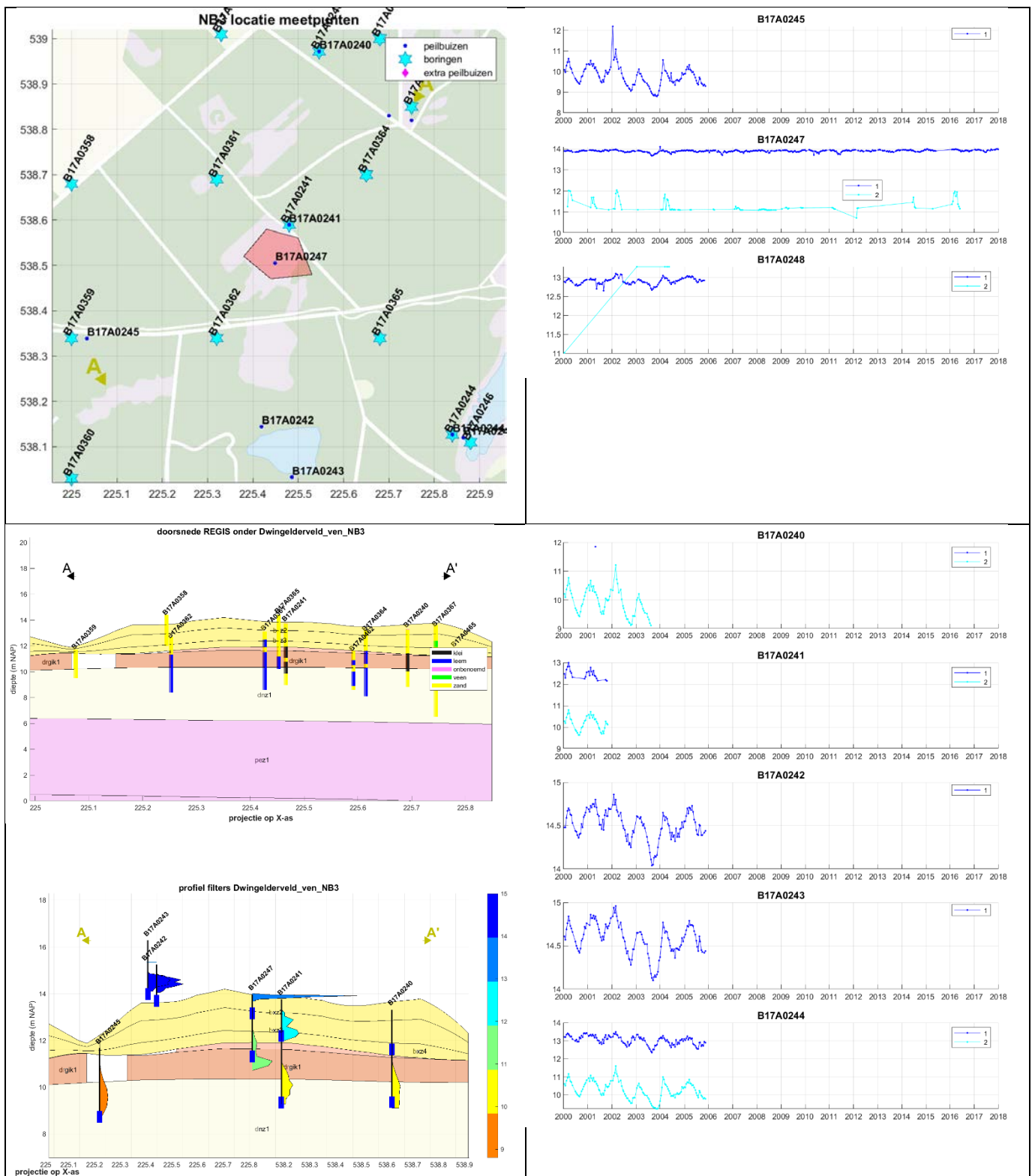
Figure 6-8: Bore holes and the hydraulic head in the Droseraveen. (Phreatic level in B001 on the 16-jan-2019: at surface level).

6.2.4 Poort 2 (NB-3)

Het veentje Poort 2 ligt in het midden van een hoger deel van het Drents Plateau. In en rond dit veen zijn een aantal peilregistraties beschikbaar, waarvan 8 met recente metingen (na 2000). Het meetpunt in het veen (peilbuis B17A0247) geeft een stijghoogte sprong van 2 tot 3 meter tussen het freatische veenwaterpeil en de diepere grondwaterstijghoogte. De filterstelling van het diepere filter is een intermediaire diepte: de stijghoogte in dieper geplaatste filters van buis B17A0241 en B17A0245 ligt nog een meter lager. Het freatische veenpeil is op dit punt bijzonder constant, terwijl de volledige dynamiek in de diepere stijghoogte wegens droogval niet volledig in beeld komt. Vlak ten noorden van Poort 2 ligt een meetpunt dat in de periode 2000-2002 een stijghoogtesprong tussen freatisch en dieper grondwater van ruim 2 meter liet zien, maar waar de freatische dynamiek ook al erg groot is en het gemiddelde peil circa een meter onder de veen-waterstand.

De overige peilbuizen kunnen niet representatief worden geacht voor Poort 2: er liggen bij een zuidelijk gelegen van 2 waarnemingsbuizen en nog twee bij een zuidoostelijk gelegen ven. Het beeld is bij deze vennen hetzelfde: een fors stijghoogteverschil tussen het freatische veenwater en de diepere grondwaterstijghoogte. In alle boringen onder dit gebied wordt keileem aangetoond, die het

freatische systeem kan afschermen van het diepere grondwater. De grondwaterstroming is noordelijk gericht, op basis van de gradiënt in de dieper grondwaterstijghoogte.

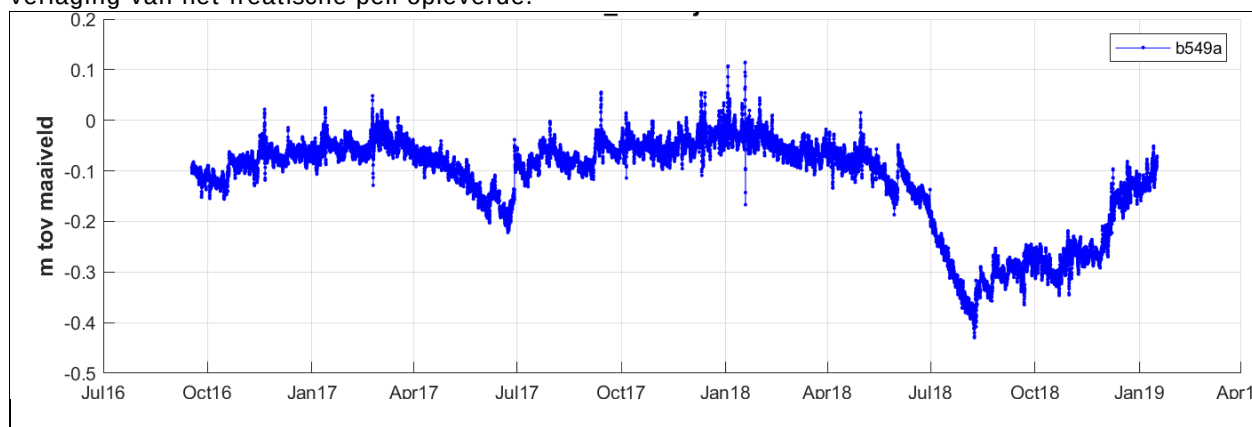


Figuur 6-9: Karakteristieken van Poort 2.

Figure 6-9: Characteristics of Poort 2.

Bij het veen Poort 2 is een meetopstelling van een andere onderzoeksgroep aanwezig, met drie filters in het veen en een filter erbuiten. De locatie in het veen komt overeen met buis B17A0247. Hier zijn daarom geen eigen boringen uitgevoerd. Van 1 peilfilter konden de gegevens worden uitgelezen, de overige meetfilters waren reeds ontmanteld bij de veldronde op 16 jan 2019. De meetreeks (van de

freatische veenwaterstanden) is weergegeven in *Figuur 6-10*. Uit de reeks blijkt dat de droge zomer heeft geleid tot een uitzakken tot 40 cm onder maaiveld, terwijl de zomer van 2017 slechts 20 cm verlaging van het freatische peil opleverde.



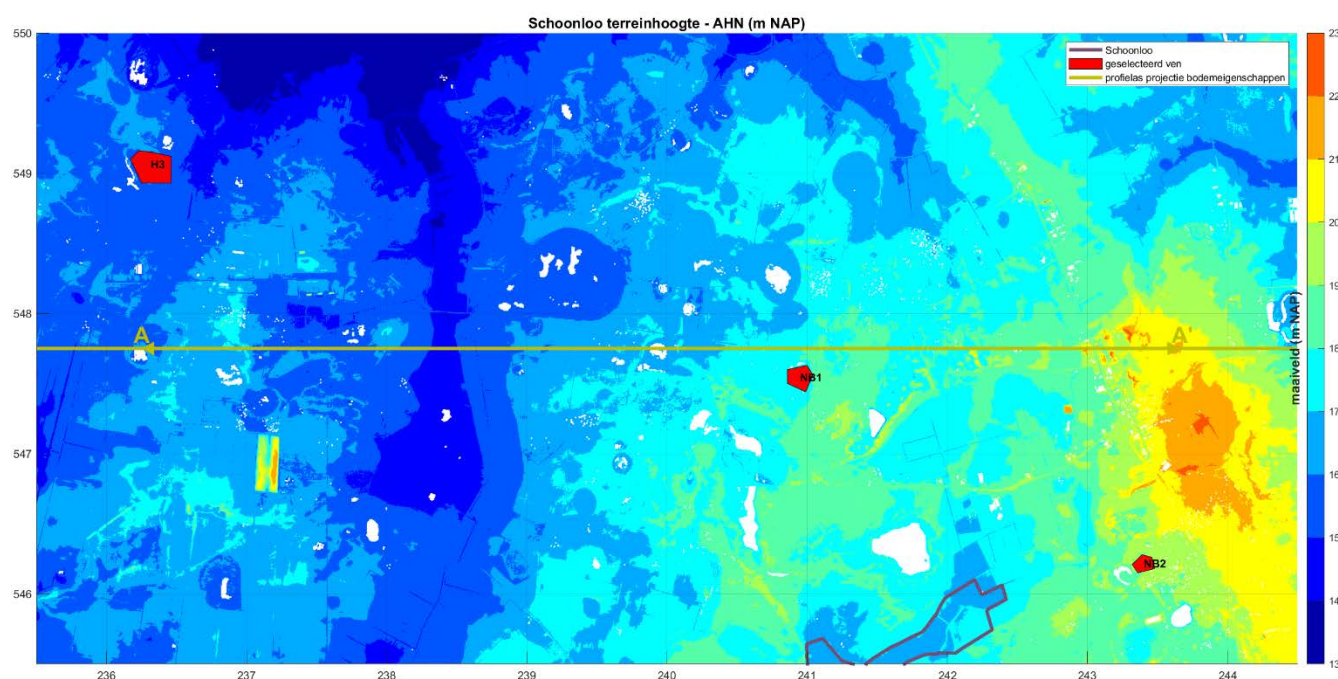
Figuur 6-10: Meetreeks in veen 'Poort 2' van de freatische grondwaterstand. De diepere filters staan op 16-jan-2019 allen droog (de diepste: > 4 meter onder maaiveld).

Figure 6-10: The phreatic level in Poort 2. The deep filters are all dry on 16-jan-2019 (the deepest > 4 meter below surface level).

6.2.5 Boswachterijen Schoonloo, Grolloo en Hooghalen

Het natuurgebied tussen Hooghalen en Schoonloo bestaat uit twee heide- en bosgebieden, doorsneden door het Amerdiep (*Figuur 6-11*). Het oostelijke heidegebied ligt op de westflank van de Hondsrug, terwijl het westelijke deel kenmerkend is voor het Drents Plateau. De vegetatie bestaat voornamelijk uit natte en droge heide. Binnen het gebied zijn drie venen gekozen, die in het onderzoek zijn opgenomen. Dit zijn: respectievelijk:

- Hingstevveen (H-3)
- Vak61 (NB-1)
- Vak115 (NB-2)

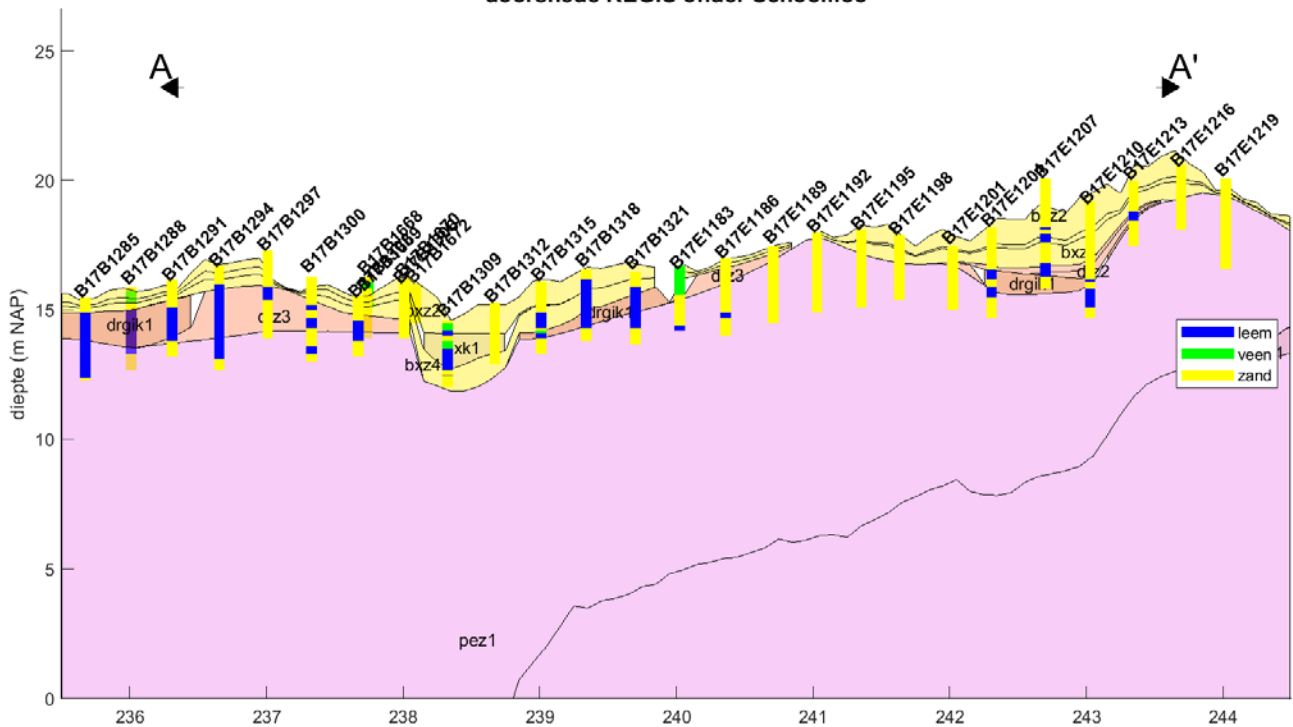


Figuur 6-11: Terreinhoogte natuurgebieden bij Schoonloo, ligging van de geselecteerde venen en locatie dwarsprofiel.

Figure 6-11: Elevation of the terrain in the natural reserve around Schoonloo, situation of the selected peat bogs and the location of the cross section.

De venen danken hun bestaan voor een belangrijk deel aan lokale depressies, waarin door waterstagnatie vennen zijn ontstaan, die zich verder hebben ontwikkeld tot hoogveentjes. In het geologische profiel (*Figuur 6-12*) komt de insnijding van het Amerdiep duidelijk naar voren. Aan de oostzijde van het profiel is de oude stuwwal van de Hondsrug zichtbaar. In veel boringen langs de westelijke helft van het profiel wordt keileem aangetroffen. Daar is de zandige deklaag dun. In de boringen langs de oostelijke helft van het profiel ontbreekt de keileemlaag, of is variabel en gefragmenteerd qua dikte ontwikkeling. De deklaag is in deze zone eveneens variabel in dikte.

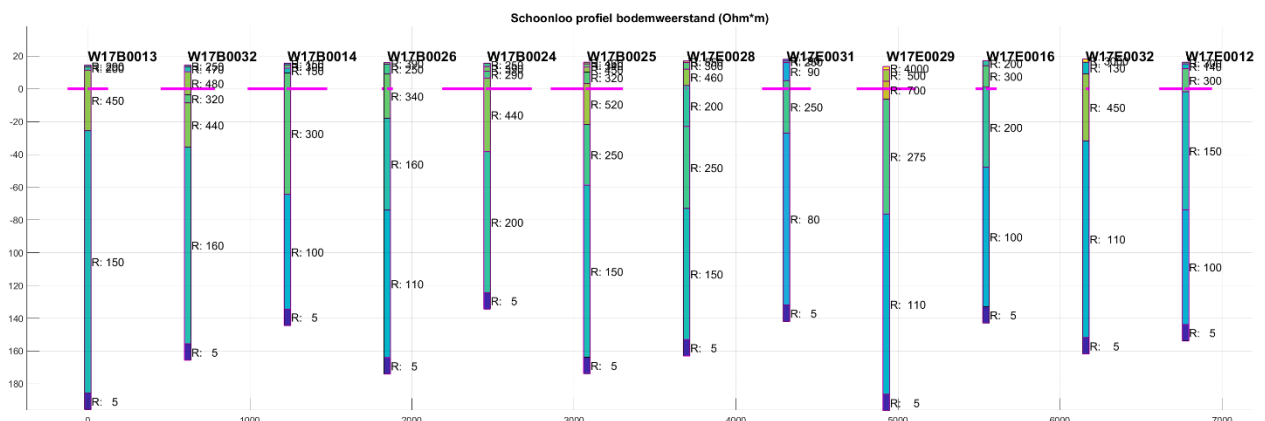
doorsnede REGIS onder Schoonloo



Figuur 6-12: Dwarsprofiel van de geïnterpreteerde geologische gelaagdheid in relatie tot boringen.

Figure 6-12: Cross section of the geological layers in the bore holes.

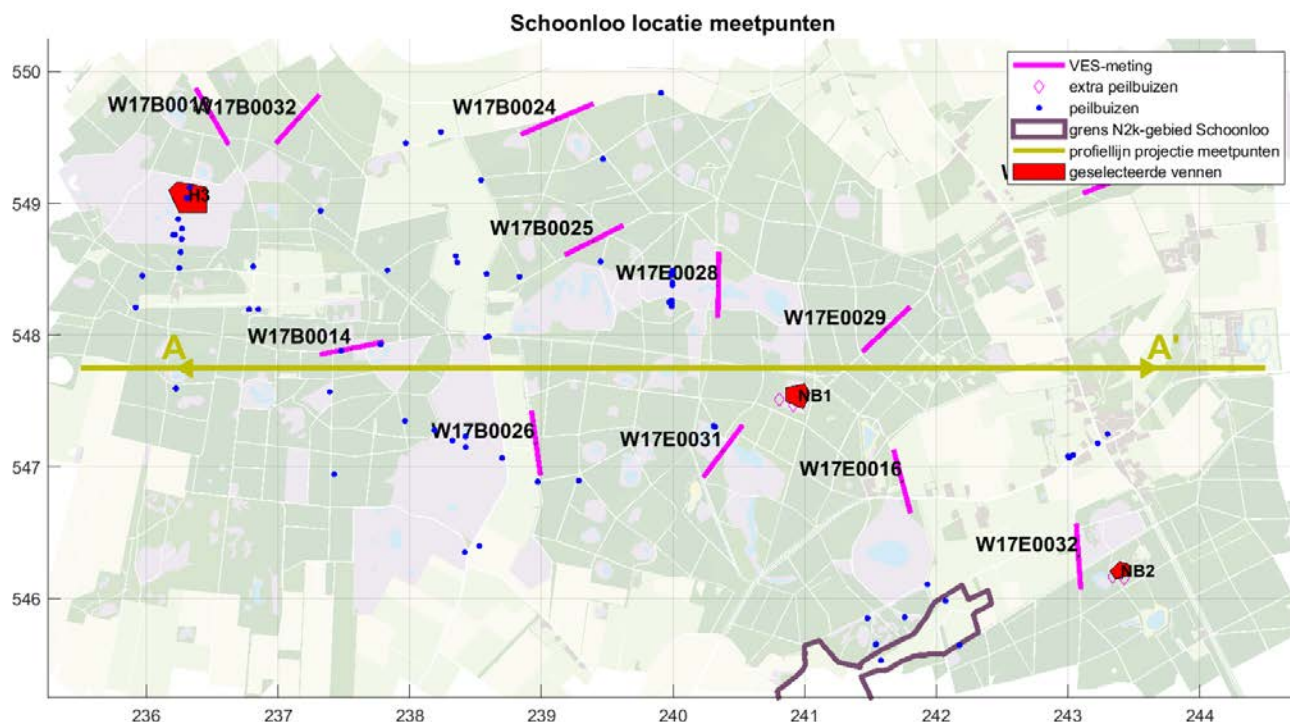
Aanvullend op de boringen zijn er een aantal VES-metingen uitgevoerd. Deze geven een beeld van de diepere gelaagdheid (*Figuur 6-13*). De locaties van de VES-sen zijn weergegeven in *Figuur 6-14*. Uit deze metingen blijkt dat het tweede watervoerende pakket tot circa 130 m -NAP loopt, waarvan de onderste helft waarschijnlijk minder doorlatend is.



Figuur 6-13: Profiel van de VES-metingen.

Figure 6-13: Profile of the VES measurements.

In het onderzoeksgebied zijn ook een aantal permanente peilbuizen aanwezig, eveneens weergegeven in *Figuur 6-14*. Uit de grondwaterstandsmetingen (Bijlage 4) blijkt dat er op veel plaatsen (maar niet overal) een infiltratiegradiënt aanwezig is, ter plaatse van de peilbuizen met meerdere filters.

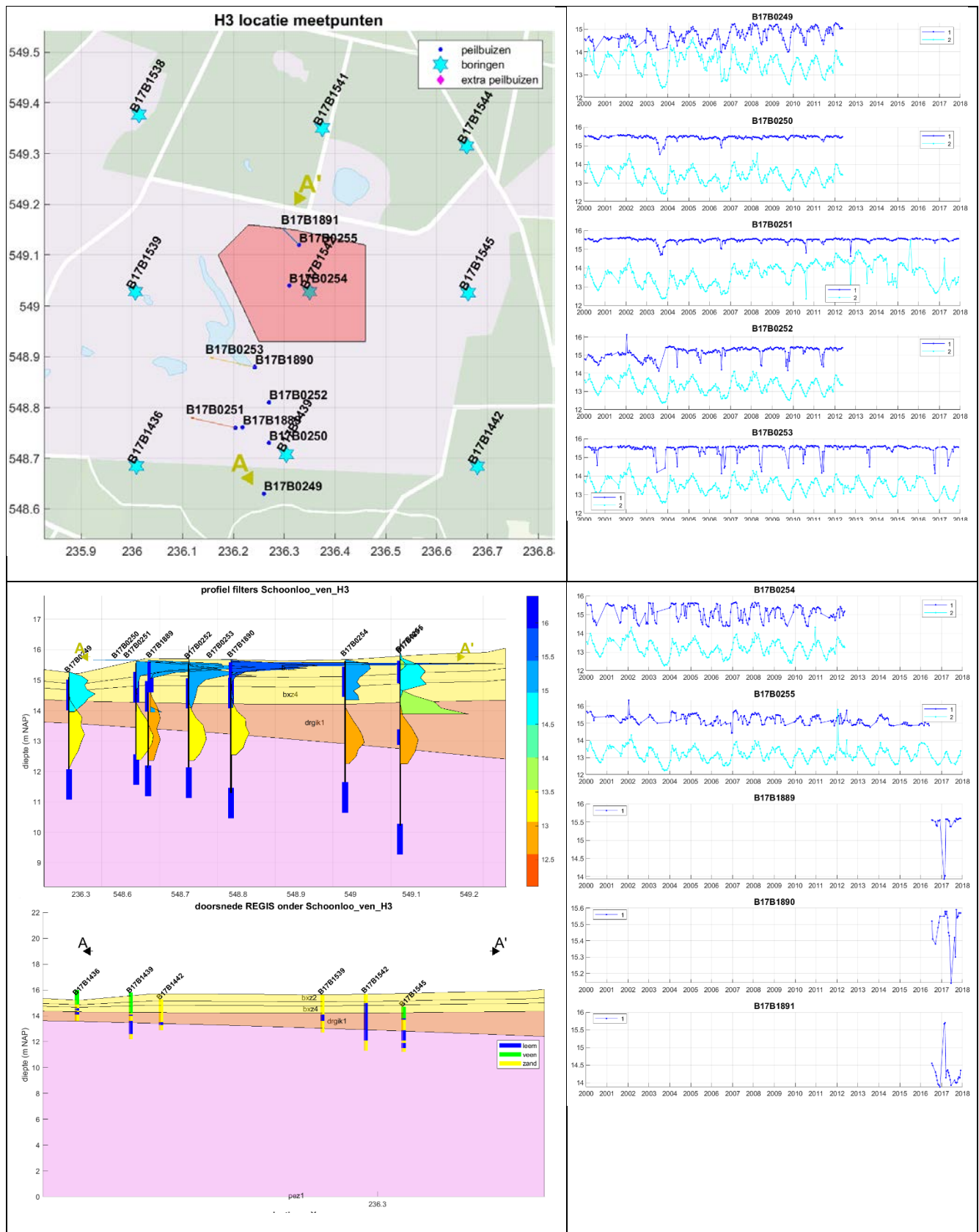


Figuur 6-14: Ligging peilbuizen en VES-metingen.

Figure 6-14: Locations of the piezometers and the VES measurements.

6.2.6 Hingsteveen (H-3)

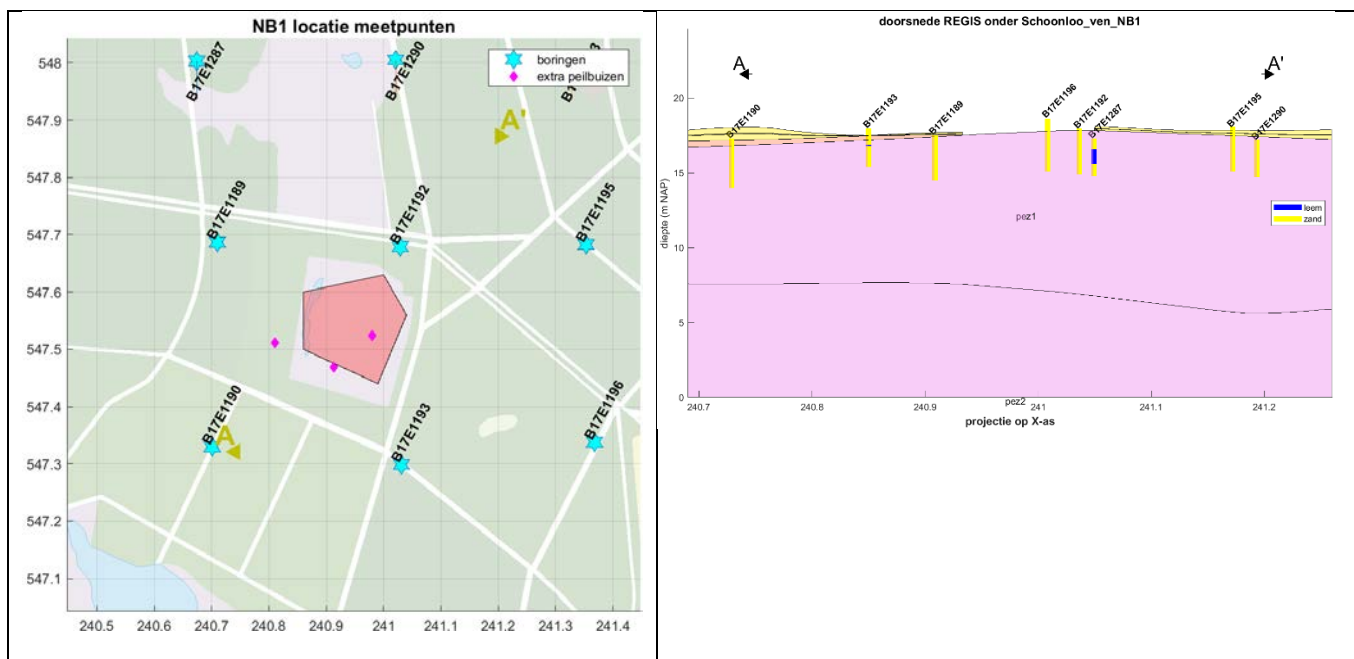
Het Hingsteveen ligt aan de westzijde van het Amerdiep op een vlak deel van het Drents Plateau. In het Hingsteveen wordt de grondwaterdynamiek beschreven met een 10-tal peilbuizen, waarvan 3 een freatische voortzetting zijn van eerder gestaakte meetreeksen. In alle filterparen blijkt een grote stijghoogtesprong (1 á 2 meter) tussen het freatische water en de stijghoogte onder de keileem. Onder het Hingsteveen is dus sprake van een permanente infiltratie gradiënt. De freatische dynamiek is in het Hingsteveen bij veel van de meetpunten tamelijk groot en voldoet niet aan de voorwaarden voor hoogveengroei (minder dan 30 cm dynamiek). Waarschijnlijk is de wegzijging op veel plaatsen in het Hingsteveen groot. De zuidelijke zone rond B17B0250 en B17B0251 scoort op dit punt het best.



Figuur 6-15: Karakteristieken Hingsteveen.
Figure 6-15: Characteristics of the Hingsteveen.

6.2.7 Vak61 (NB-1)

Vak61 ligt op de westflank van de Hondsrug. Er zijn geen meetpunten in de buurt van het veen opgenomen in DINO², zodat geen historische metingen van de hydrologische dynamiek beschikbaar zijn. Het gebied ligt buiten de verbreidingszone van de keileem, zodat in deze omgeving de freatische grondwaterstand op veel plaatsen waarschijnlijk is gerelateerd aan de diepere stijghoogte.



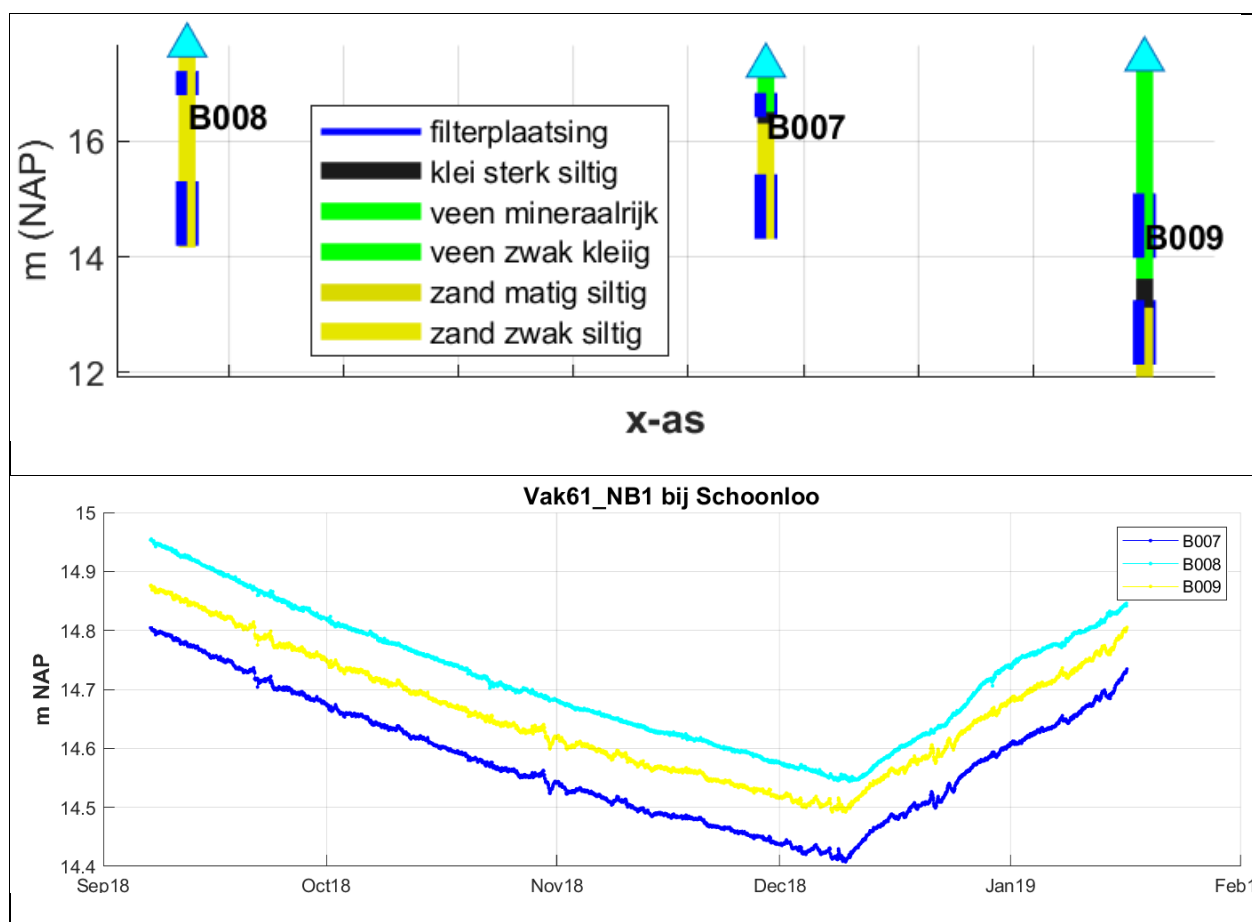
Figuur 6-16: Karakteristieken van Vak61.

Figure 6-16: Characteristics of Vak61.

Ten behoeve van het onderzoek zijn bij het veen Vak61 drie waarnemingspunten ingericht, elk met een freatisch en een diep filter. De boorbeschrijving en de metingen uit deze meetpunten zijn weergegeven in Figuur 6-17. Uit deze figuur blijkt dat in het centrum van het veen een dikke veenlaag (B009), met aan de basis een leemlaagje aanwezig is. Aan de rand van het veen is deze veenlaag en leembasis vrij dun (B007), terwijl buiten het veen het profiel volledig zandig is ontwikkeld (B008).

Tussen september en december is in de drie meetpunten de diepere stijghoogte een halve meter gedaald. Tot half januari is de stijghoogte weer 40 cm hersteld. Het freatische peil in het veen heeft zich in die periode dicht aan maaiveld gehandhaafd en was op 16 januari weer volledig aan maaiveld. De freatische buizen aan de rand van het veen hebben lang droog gestaan: buis B008 de gehele periode, terwijl buis B009 op 16 januari weer een beetje water had, maar op een aanzienlijk lager niveau dan het veenwater. Het veen heeft dus in de gehele periode geen water uit de omgeving ontvangen. De waterhuishouding van het veen is, op basis van deze metingen geheel op zichzelf aangewezen, zonder laterale voeding uit de omgeving.

² Nationale grondwaterdatabase

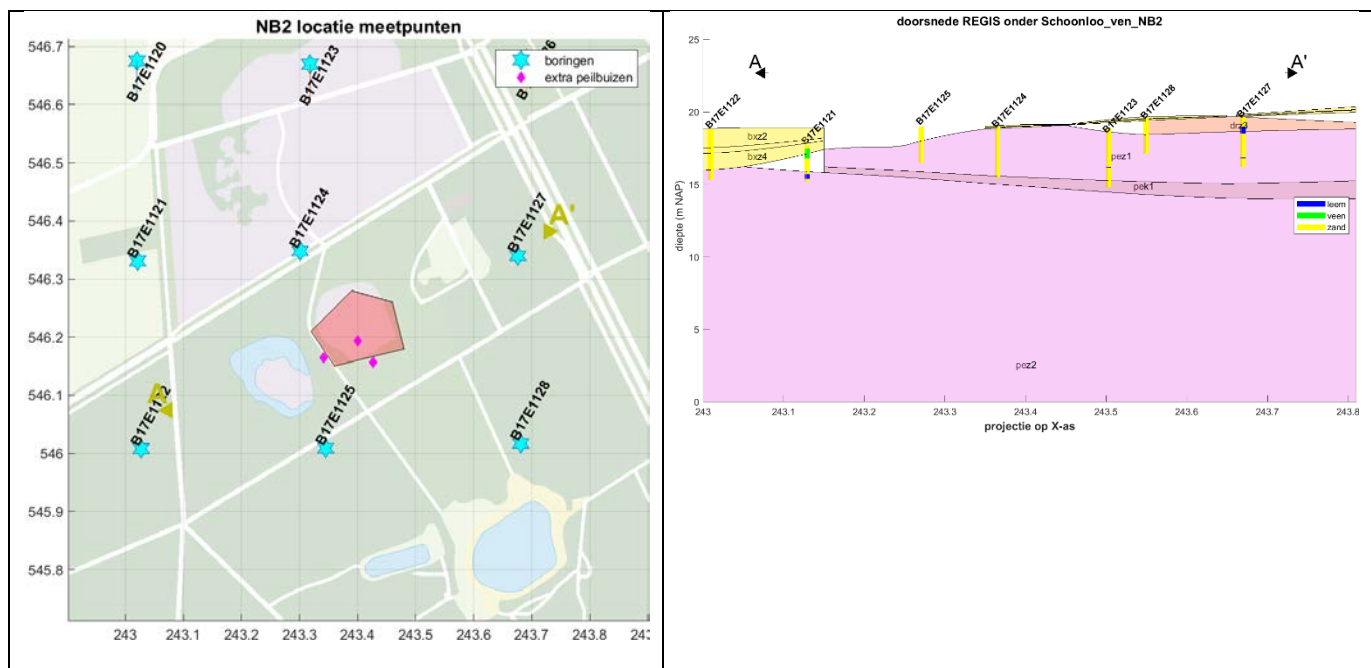


Figuur 6-17: Boringen en meetreeksen onder Vak61. (Freatisch peil in B007, B008, en B009 op 16-jan-2019 resp. 17,07, droog, en 17,53 m NAP).

Figure 6-17: Bore holes and data points in Vak61. (Phreatic level in B007, B008, and B009 on the 16-jan-2019: 17.07, dry, and 17.53 m NAP).

6.2.8 Vak115 (NB-2)

Vak115 ligt op het hoogste deel van de westflank van de Hondsrug. Ook rond dit veen zijn er geen waarnemingsbuizen met een langere historie in DINO opgeslagen, zodat de hydrologische dynamiek hier alleen uit bodemkenmerken kan worden afgeleid. In het geologische profiel is geen keileem opgenomen en ook in de boringen zijn geen storende lagen beschreven. Deze situatie maakt het waarschijnlijk dat de freatische grondwaterstand zich parallel gedraagt met het diepere grondwater en gekenmerkt wordt door een grote dynamiek en een relatief diep gemiddeld niveau.

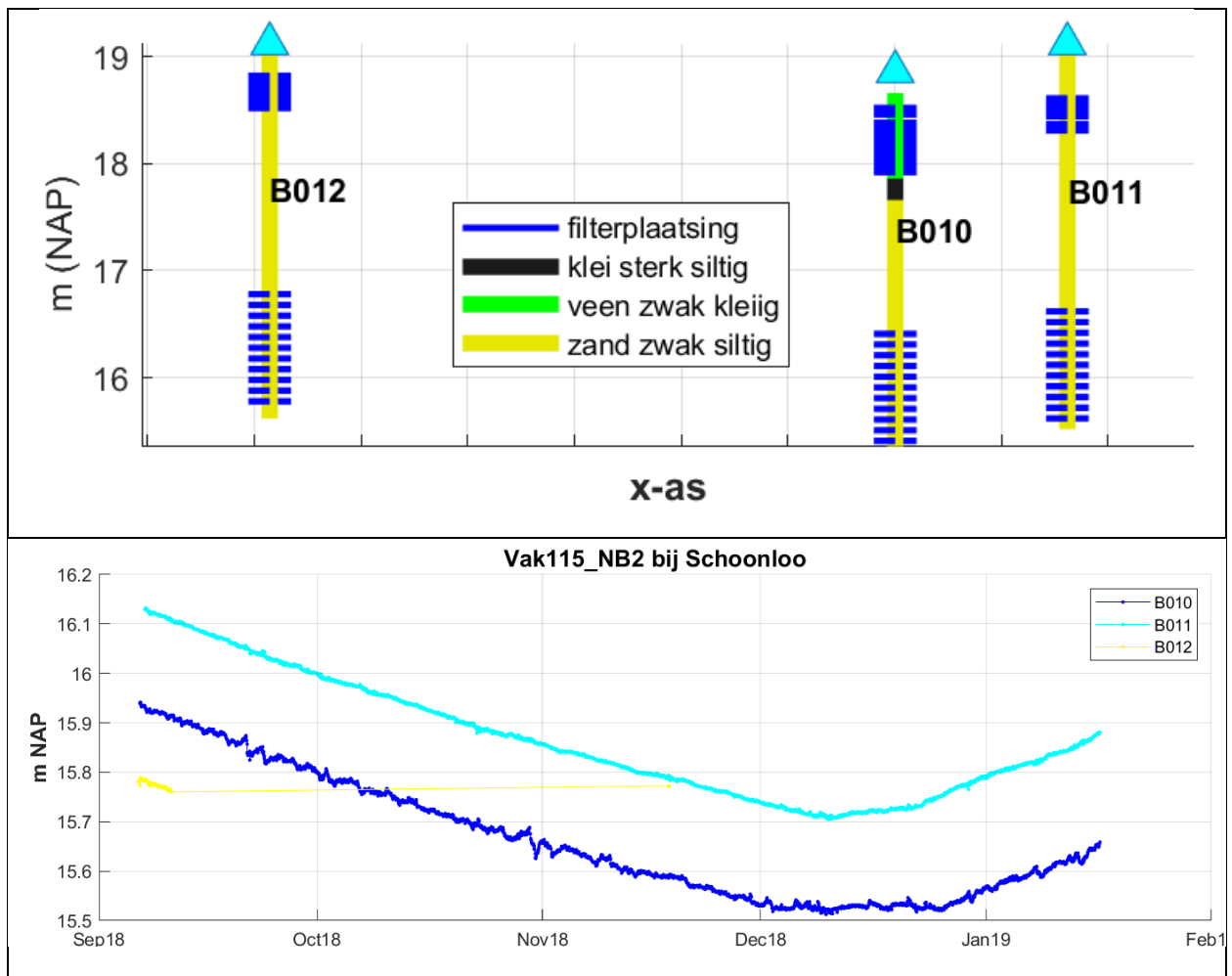


Figuur 6-18: Karakteristieken van Vak115.

Figure 6-18: Characteristics of Vak115.

Ten behoeve van het onderzoek zijn bij Vak115 drie waarnemingspunten ingericht, elk met een freatisch en een diep filter. De boorbeschrijving en de metingen uit deze meetpunten zijn weergegeven in *Figuur 6-19*. Uit deze figuur blijkt dat in het centrum van het veen (B010) een dunne veenlaag, met aan de basis een leemlaagje aanwezig is. Aan de buitenranden van het veen is het profiel volledig zandig ontwikkeld (B011 en B012).

Tussen september en december is in de drie meetpunten de diepere stijghoogte bijna een halve meter gedaald (buis B012 is al vroeg drooggefallen). Tot half januari is de stijghoogte weer 20 cm hersteld. Het freatische peil in het veen heeft zich in die periode dicht aan maaiveld gehandhaafd en was op 16 januari weer volledig aan maaiveld. De freatische buizen aan de rand van het veen hebben de gehele periode droog gestaan. Het veen heeft dus in de gehele periode geen water uit de omgeving ontvangen. De waterhuishouding van het veen is, op basis van deze metingen geheel op zichzelf aangewezen, zonder laterale voeding uit de omgeving.



Figuur 6-19: Boringen en meetreeksen onder Vak115. (Freatisch peil in B010 op 16-jan-2019 is 18.89 m NAP; B011 en B0012 staan dan droog).

Figure 6-19: Bore holes and data points in Vak115. (Phreatic level in B010 on the 16-jan-2019 is 18.89 m NAP; B011 and B0012 are dry at that time).

6.3 Systeembeschrijving

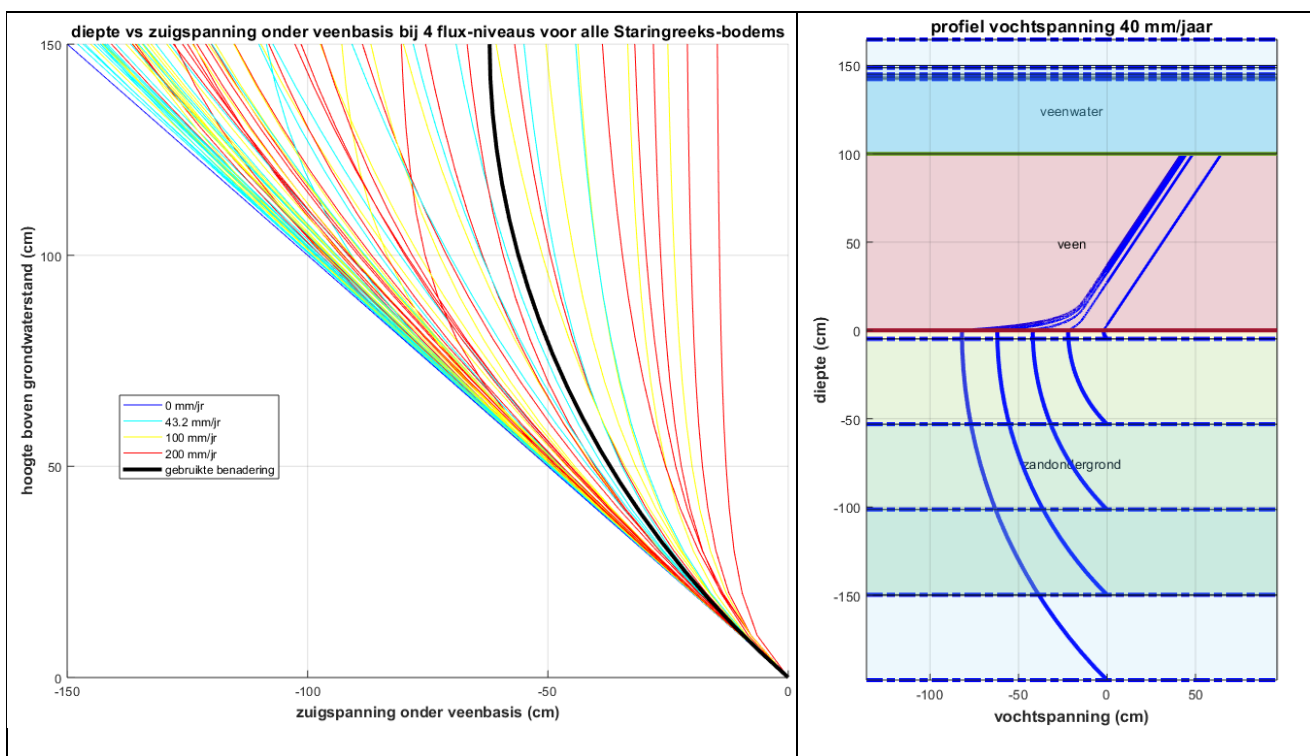
Uit de metingen en positie van de geselecteerde veentje blijkt dat vrijwel in alle gevallen sprake is van schijnspiegelsystemen, die voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van hun interne waterbalans.

6.3.1 Regionale invloed

De invloed van het regionale grondwater op de veensystemen is beperkt, maar niet geheel afwezig. Binnen een ruime zone onder de veenbasis, ook in geval van een schijnspiegel, werkt de dynamiek van de begraven grondwaterstand (of diepe stijghoogte) door in de freatische grondwaterstand. De beïnvloedingsdiepte is afhankelijk van het bodemtype en de infiltratieflex:

- Hoe groter de infiltratie, des te kleiner is de beïnvloeding van het veenwater door het diepe grondwater via een onverzadigde zone. Bij een grote infiltratieflex kan echter geen schijnspiegel bestaan.
- Zowel grof zand als klei hebben een relatief geringe doorwerkingsdiepte, terwijl leemachtige gronden een relatief grote potentiële doorwerkingsdiepte hebben.

De mate van doorwerking neemt echter snel af met de dikte van de onverzadigde zone onder een veen: in *Figuur 6-20* is te zien dat een verlaging van de vochtspanning onder de veenbasis onder de - 50 cm relatief weinig effect heeft aan de bovenkant van het veen, terwijl het verhogen van de vochtspanning vanaf -50 cm relatief veel effect heeft. Op het moment dat de stijghoogte in de veenbasis komt is het effect van een verdere verhoging onder- en boven in het veen gelijk (alles onder stationaire condities).



Figuur 6-20: Verband tussen stijghoogte en vochtspanning in een infiltratieprofiel bij verschillende infiltratieniveaus voor een pallet van 26 bodems (links) en het verloop van de vochtspanning in een schematisch schijnspiegel-systeem voor verschillende niveaus van de diepe grondwaterstand (rechts).
Figure 6-20: Correlation between the hydraulic head and soil water pressure profile at different levels of infiltration for a pallet of 26 soils (left) and a schematic representation of the soil water pressure in a perched water table at different depths of the groundwater table.

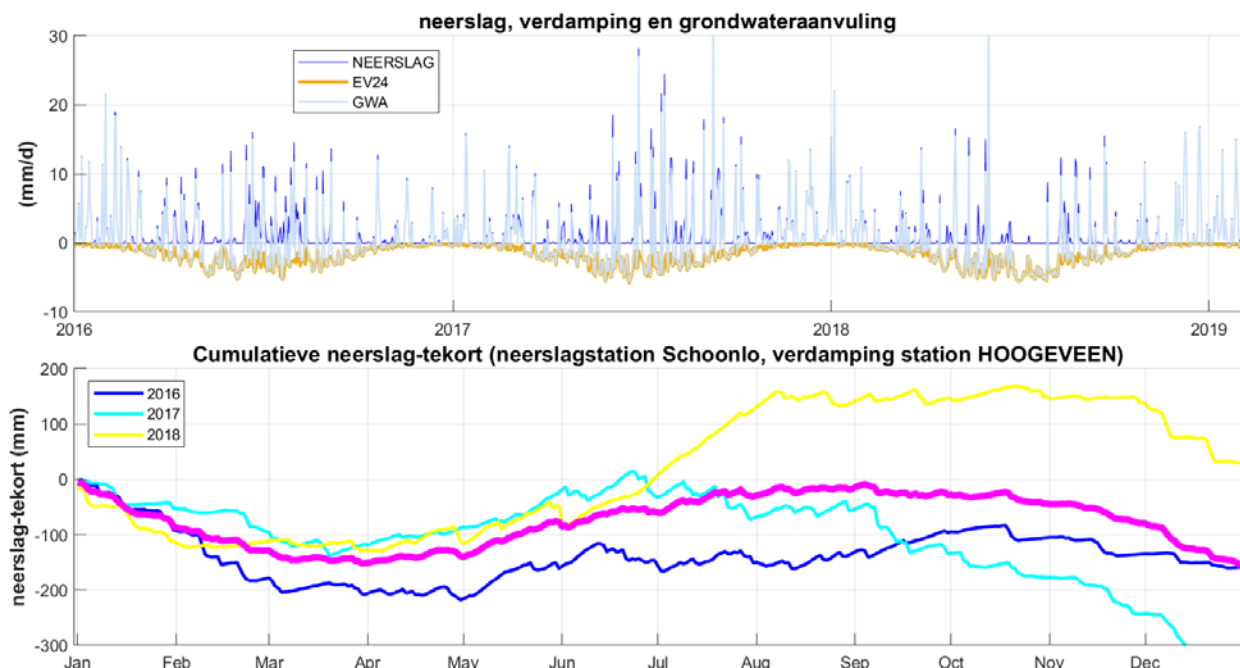
Op basis van deze analyse kan als vuistregel worden gesteld dat een begraven grondwaterstand dieper dan 1.5 m onder de veenbasis geen invloed heeft op de hydrologie in het veen. Veel van de Drentse veentjes bestaan onder deze condities en kunnen dus beschouwd worden als vrijwel volledig geïsoleerde entiteiten.

6.3.2 Lokaal systeem

De geselecteerde veentjes hebben geen duidelijke centrale berging in de vorm van een ven. Om te kunnen functioneren als 'levend hoogveen' of 'herstellend hoogveen' is de aanwezigheid van een hoge weerstand in de veenbasis een noodzakelijke voorwaarde, waaraan qualitate qua is voldaan. Zonder noemenswaardige wegzijging en zonder interne buffer in de vorm van een ven, zal er een zekere laterale afvoer vanuit het veen moeten optreden, om het neerslagoverschot te verwerken. Binnen het veen zijn er natuurlijk lokale verschillen, die enige herverdeling van water veroorzaakt, maar in een groot deel van het jaar zal de freatische dynamiek in het veen benaderd kunnen worden met een 1-dimensionale verticale waterbalans, terwijl aan het eind van de natte periode ook een significante horizontale afvoercomponent zal ontstaan, die op zal treden vanaf een bepaald freatisch peil. De freatische dynamiek van een veen kan op basis van de peilregistraties worden ontleed in kwantificeerbare componenten en in componenten met een onbekende dynamiek. De waterbalans kan worden beschreven met:

$$\frac{dh}{dt} = \frac{N - ET - W - Q}{n}$$

Met: $\frac{dh}{dt}$ - verandering in grondwaterstand
 N - neerslag
 ET - verdamping
 W - wegzijging
 Q - afvoer via oppervlaktewater
 n - porositeit



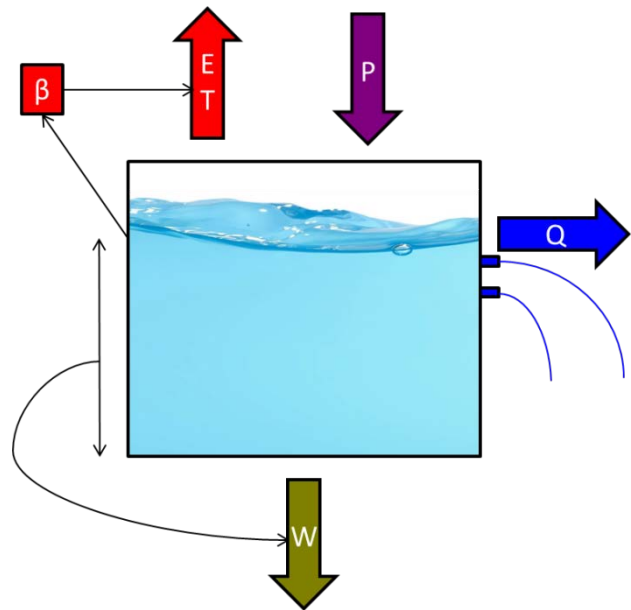
Figuur 6-21: Weerarakteristiek op weerstation Hoogeveen.

Figure 6-21: Weather characteristics from the weatherstation in Hoogeveen.

Van deze posten worden alleen de neerslag en de potentiële verdamping gemeten (Figuur 6-21). Daarnaast weten we dat de actuele verdamping afhankelijk is van de mate van vochtvoorziening van de vegetatie en de wegzijging en de oppervlakkige afvoer beide afhankelijk zijn van de waterstand in het veen. Op basis van deze conceptuele toevoegingen kan het veensysteem worden geschematiseerd met het volgende 'bak-model'. Het schema legt verbanden tussen de waterstand enerzijds en de verdamping, wegzijging en afvoer anderzijds. Deze relaties zijn lineair verondersteld, maar verder onderwerp van de optimalisatie. Dit Bak-model bestaat dus uit één reservoir, waarin neerslag valt (P). Water verlaat het bakje via verdamping (ET), afstroming (Q) en wegzijging (W). De terugkoppelingen in het model zijn weergegeven in Figuur 6-23.

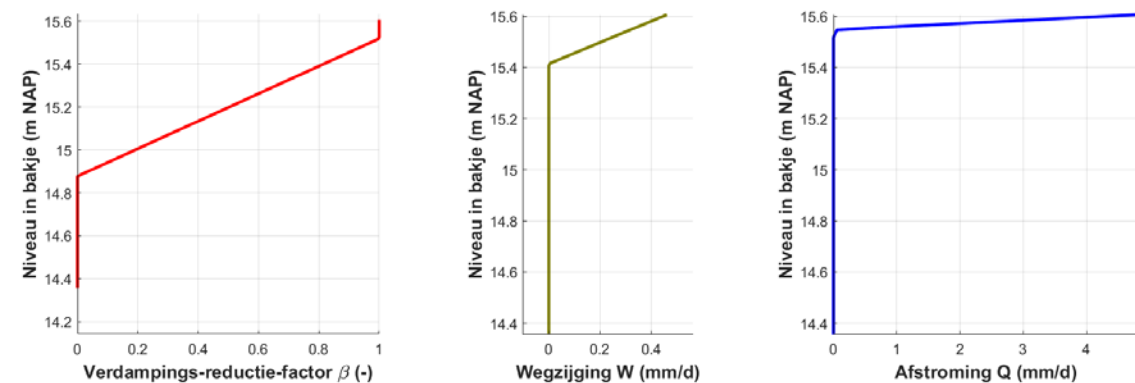
- De verdamping is afhankelijk van de potentiële verdamping en de diepte van de grondwaterstand.
- De wegzijging is enkel afhankelijk van de waterstand in het bakje: we gaan uit van het concept van een schijnspiegelsysteem. Er is in dit model dus geen relatie met de waterstand in een dieper pakket.
- De afstroming hangt af van het niveau in het bakje, waarbij de afstroming op twee niveaus kan knikken.

Deze drie relaties veroorzaken allen een hogere verliespost bij een hogere waterstand in het bakje. De berging speelt in al deze relaties een impliciete rol en wordt in de optimalisatie van de grondwaterstandsreeks aan dit schema mede bepaald.



Figuur 6-22: Overall schema van het 'bak-model'.

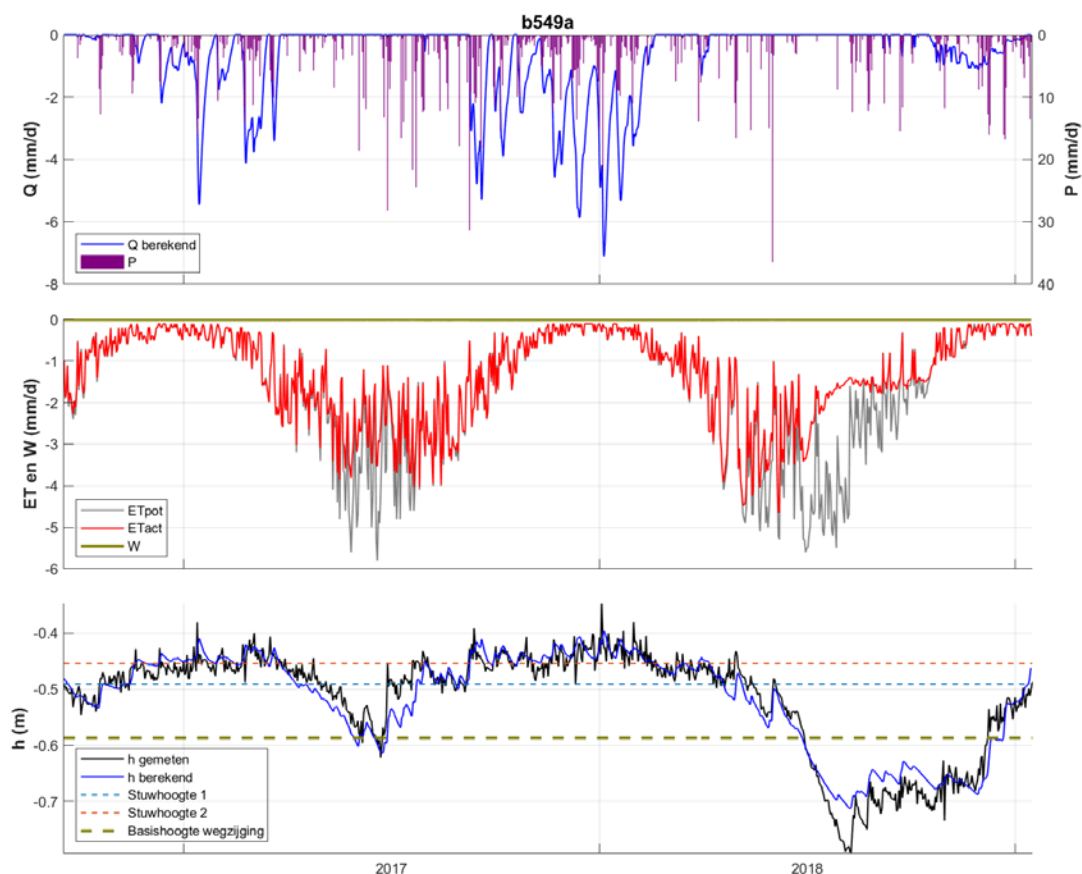
Figure 6-22: Overall scheme of the 'bak-model'.



Figuur 6-23: De drie stijghoogte afhankelijke terugkoppelingen van de uitgaande fluxen.

Figure 6-23: Three outgoing fluxes which are dependant on the hydraulic head.

De differentiaalvergelijking van het model wordt opgelost door middel van de standaard oplossingsmethode in MATLAB. De ijking van het model is gericht op het matchen van de stijghoogte. Door de wegzijging op de getoonde wijze afhankelijk te maken van de waterstand in het bakje en door het optreden van verdampingsreductie kan in het model voldoende water in het profiel worden vastgehouden. Voor de ijking van het model voldoen de eigen meetpunten niet, want daarvan is de freatische dynamiek niet gemeten. Bovendien zouden deze metingen slechts een korte, bijzondere (droge) periode beslaan. Het model kon wel gefit worden aan de metingen uit b549a in Poort 2. Het resultaat van de ijking voor dit meetpunt is weergegeven in *Figuur 6-24*. De daarvoor afgeleide relaties zijn weergegeven in *Figuur 6-23* en de bergingscoëfficiënt is vastgesteld op 0.6.



Figuur 6-24: Het resultaat van het balansmodel voor Poort 2, meetpunt b549a. In de bovenste twee grafieken staan de verschillende fluxen in en uit het bakje, terwijl in de onderste grafiek het niveau in het bakje is weergegeven.

Figure 6-24: The result of the balansmodel for Poort 2, data point b549a. The upper two graphs show the different fluxes in and out of the cup, while the bottom graph shows the level in the cup.

Uit *Figuur 6-24* blijkt dat de fit een redelijke benadering van de dynamiek van het freatische peil geeft. Daarmee geeft het model inzicht in de relevante fluxen die in de veen-hydrologie domineren. Het blijkt dat om de gemeten freatische dynamiek te kunnen nabootsen de wegzijging zeer gering moet zijn, er een forse verdampingsreductie in de zomer moet optreden, en in de winter regelmatige een behoorlijke oppervlakkige afvoer moet optreden.

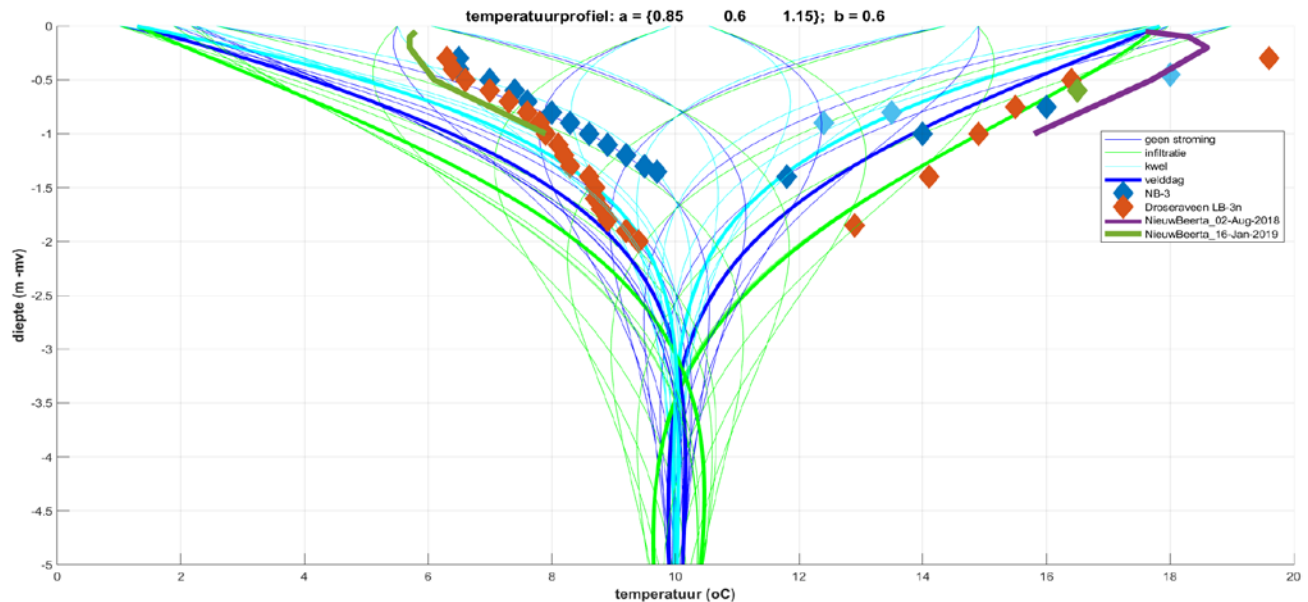
6.3.3 Analyse temperatuurprofielen

Naast de stijghoogtedynamiek bieden temperatuurmetingen in het bodemprofiel een handvat om de verbreiding van water in de bodem te volgen. Zoals eerder betoogd, zal de hydrologische dynamiek zich vooral verticaal afspelen. Om dit principe te toetsen wordt gebruik gemaakt van de formulering die Van Wirdum (1991) hanteert voor het warmteprofiel in de bodem (gegeven stationaire hydrologische condities).

$$T(t, z) = T_m - A_0 * \exp(-\alpha * z) * \cos(\omega * t - \beta * z)$$

Met:	$T(t, z)$	- temperatuur in tijd en diepte (°C)
	T_m	- gemiddelde temperatuur (°C)
	A_0	- amplitude van het jaarlijkse temperatuurverloop (°C)
	z	- diepte (m)
	ω	- hoeksnelheid temperatuurcyclus (rad/s)
	t	- tijd (s)
	α	- dempingsparameter (m ⁻¹)
	β	- faseverschuiving (m ⁻¹)

Het temperatuurprofiel is daarmee volledig afhankelijk van de dempingsfactoren a en β , waarin de eigenschappen van de bodem en de hydrologische conditie worden samengevat. Toegepast met standaardwaarden voor deze condities kan het gemiddelde temperatuurprofiel worden gevisualiseerd, zoals weergegeven in *Figuur 6-25*. Daarin is een situatie met een uitsluitend convectie (donkerblauw) vergeleken met een situatie met wegzijging (groen) en met kwel (cyaan). Indien voldaan zou worden aan de voorwaarden van dit schema, dan kan uit een gemeten temperatuurverloop door curve-fitting de verticale snelheid worden geschat.

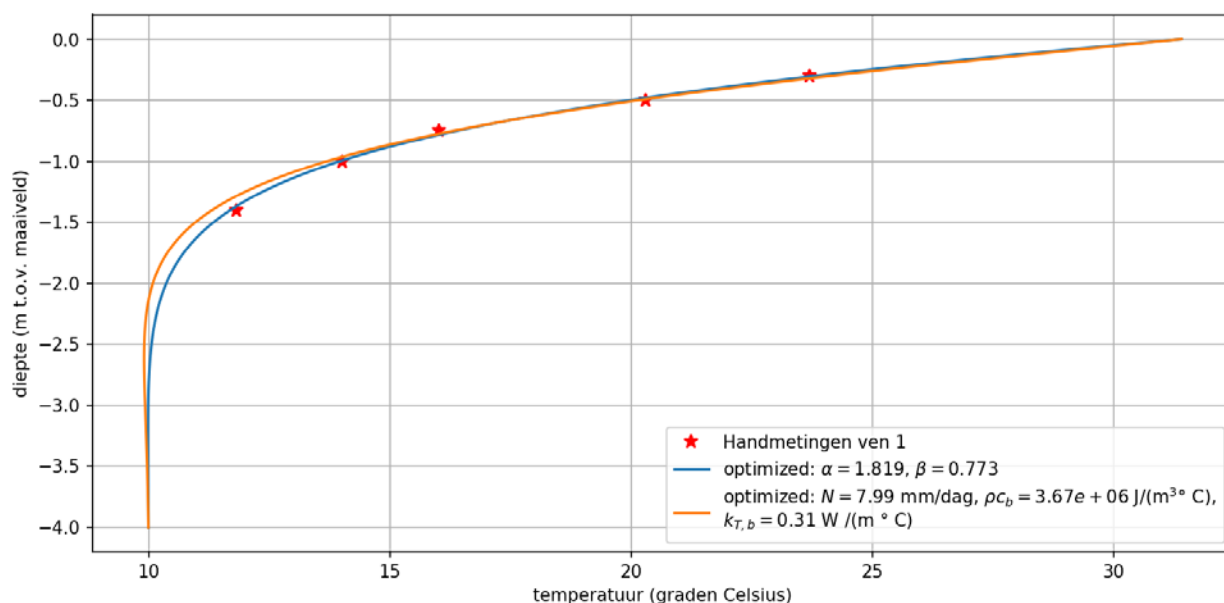


Figuur 6-25: Gemiddeld temperatuurprofiel.

Figure 6-25: Average temperature profile.

In het Droseraveen en Poort 2 zijn op 2 augustus 2018 temperatuurmetingen uitgevoerd met behulp van een prikstok (ref. Geert van Wirdum). Op de overige meetlocaties bleek de bodem te compact voor het uitvoeren van deze handsonderingen. Op 16 januari 2019 is in deze twee venen opnieuw een temperatuurprofiel bepaald. De resultaten van deze metingen zijn ter referentie toegevoegd aan *Figuur 6-25*. Het KNMI beschikt in enkele proefvelden, waaronder in Nieuw Beerta, over permanente bodemtemperatuurmetingen. Deze metingen zijn voor de velddagen ook toegevoegd aan *Figuur 6-25*. Het blijkt dat de relatief hoge temperaturen en instraling van de periode voorafgaand aan de meting op 2 augustus de ondiepe bodemtemperaturen hebben verhoogd ten opzichte van het gepresenteerde gemiddelde verloop. De metingen in Poort 2 lijken het meeste op de analytische oplossing. De metingen in het Droseraveen lijken een knik in het temperatuursverloop te bevatten rond 0,5 m onder maaiveld. In Vak61 en Vak115 zijn wegens geringe diepte van de veenlaag, maar beperkt metingen uitgevoerd.

De metingen in Poort 2 zijn getoetst aan de analytische curve, conform de beschrijving in Bijlage 5 en Bijlage 6. In de eerste optimalisatie zijn de waarden van α en β uit de vergelijking van Van Wirdum bepaald. In de tweede optimalisatie zijn de onderliggende bodemparameters (warmtegeleiding en warmtecapaciteit) en de (water)flux geoptimaliseerd. In de optimalisatie is aangenomen dat de gemiddelde temperatuur op enige diepte 10 graden is en dat de amplitude van de bovenrandvoorwaarde gelijk is aan 25 graden. Deze keuze is gebaseerd op wat visueel de beste fit opleverde. Andere waarden van deze randvoorwaarden zouden kunnen leiden tot iets afwijkende waarden voor de geoptimaliseerde parameters. De optimalisatie waarbij de flux als parameter is opgenomen suggereert dat er ca. 8 mm/dag aan infiltratie optreedt. Deze hoge infiltratiesnelheid waarde moet echter worden verworpen, omdat er geen bron is waaruit een dergelijke infiltratiesnelheid kan worden onderhouden. Hieruit moet geconcludeerd worden dat het model niet voldoende aansluit op de veldsituatie om conclusies ten aanzien van de hydrologische kenmerken te kunnen trekken.



Figuur 6-26: Twee optimalisaties op de handmetingen voor Poort 2.

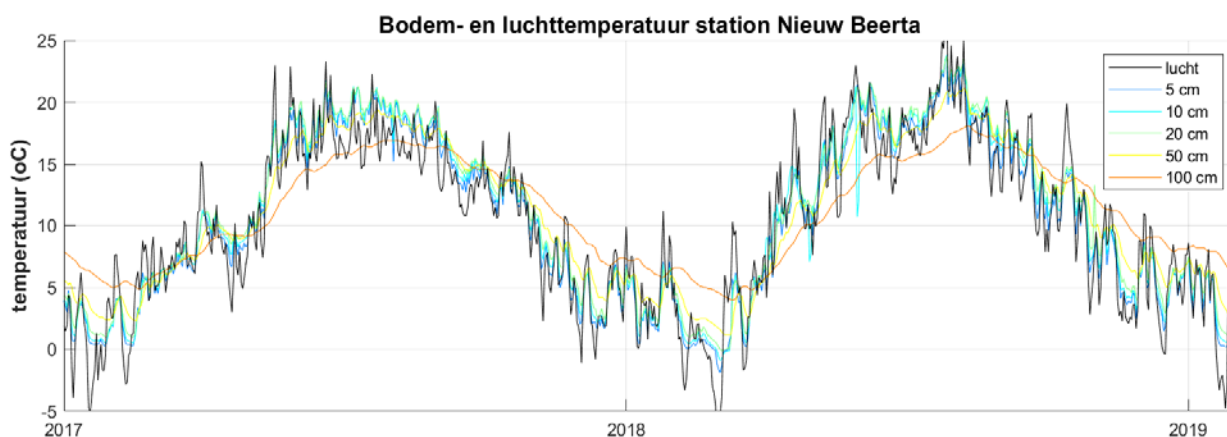
Figure 6-26: Two optimizations on the manual measurements in Poort 2.

6.3.4 Numerieke analyse temperatuurprofielen

Het analytische model van het temperatuurprofiel, gegeven een constante verticale flux, voldoet niet om de temperatuurmetingen te beschrijven. Op basis van de analyse in paragraaf 6.3.2 bleek het wel mogelijk om de hydrologische dynamiek in de veenlaag met behulp van een eenvoudig model te beschrijven. In deze paragraaf beschrijven we in hoeverre het gemeten temperatuurprofiel deze interpretatie van de hydrologische dynamiek kan onderschrijven. Deze toetsing is uitgewerkt met de numerieke modelsoftware SEAWAT (Langevin et al., 2008). Het model beschrijft met behulp van een 20-laags schema het bakmodel, zoals in paragraaf 6.3.2 is beschreven. De bodem is daarin geschematiseerd als een twee laags systeem: veen (2 meter) op zand. De rand-fluxen (afstroming, wegzijging, neerslag en verdamping) worden uit het bakmodel overgenomen. Voor de temperatuurverdeling aan de top van de kolom zijn twee randvoorwaarden vergeleken:

- de actuele gemiddelde dagtemperatuur
- de op het KNMI-station van Nieuw Beerta gemeten bodemtemperatuur op 50 cm diepte.

Deze temperatuur (Figuur 6-27) is ook aan de neerslag meegegeven.



Figuur 6-27: Bodemtemperatuurmetingen op KNMI-station Nieuw Beerta.

Figure 6-27: Soil temperature data from the KNMI-station Nieuw Beerta.

Het temperatuurprofiel in de kolom wordt vervolgens bepaald door de warmtecapaciteit van de bodem en het water, alsmede de uitwisseling tussen beiden en de geleiding van de bodem. Deze eigenschappen zijn in onderstaande tabel samengevat:

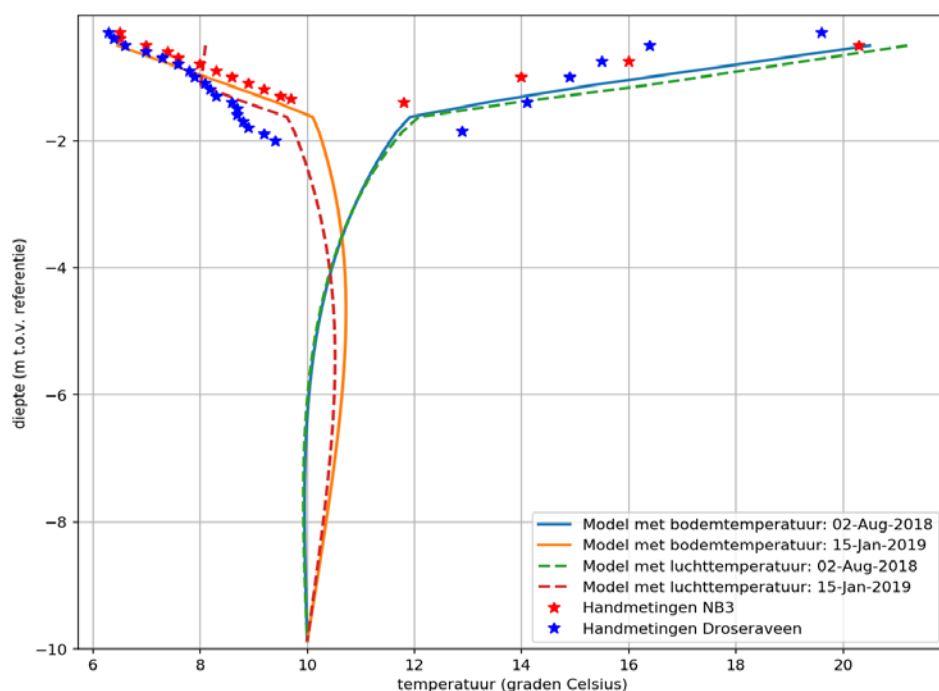
Eigenschap	Symbool	Waarde	Eenheid	Herkomst
Freatische berging	θ	.6	(-)	Optimalisatie
Porositeit zand ondergrond	θ_w	.3	(-)	Aanname
Soortelijk gewicht zand	ρ_{bulk}	1820	kg/m ³	Literatuur
Soortelijk gewicht veen	ρ_{bulk}	508	kg/m ³	Literatuur
Warmtecapaciteit water	c_{s_fluid}	4183	J/(kg*°C)	Literatuur
Warmtecapaciteit veenbodem	c_{s_veen}	1835	J/(kg*°C)	Literatuur
Warmtecapaciteit zandbodem	c_{s_zand}	835	J/(kg*°C)	Literatuur
Geleidbaarheid veenbodem	k_{t_bulk}	0.45	W/(m*°C)	Literatuur
Geleidbaarheid zandbodem	k_{t_bulk}	2.97	W/(m*°C)	Literatuur
Geleidbaarheid water	k_{t_fluid}	0.58	W/(m*°C)	Literatuur

Tabel 6-1: Gehanteerde modeleigenschappen temperatuurprofiel veenkolom.

Table 6-1: Model characteristics relating to the temperature profile in the peat column that were used.

Op basis van deze eigenschappen wordt het temperatuurprofiel op de velddag berekend, zoals weergegeven in *Figuur 6-28*. Uit de figuur blijkt dat:

- De temperatuurmetingen in Poort 2 goed passen bij het hydrologische concept van de locatie: d.w.z. een vrijwel stagnant veen, dat soms overloopt, waarbij de temperatuurverdeling het gevolg is van warmtegeleiding door de bodem.
- De temperatuurmetingen in het Droseraveen wijken duidelijk af van dit beeld: er lijkt spraken van laterale toestroom van ondieper water naar de diepte: in de zomer rijkt het warmere water tot grotere diepte dan op basis van alleen geleiding wordt verklaard. Dit beeld wordt in de winter bevestigd: dan stroomt kouder water naar een grotere diepte.
- Het relatief weinig verschil maakt of er gebruik wordt gemaakt van de lucht temperatuur of van een gemeten bodemtemperatuur. Op de laatste cyclus zit enige vertraging, en heeft gemiddeld een iets hogere temperatuur, maar de verschillen blijken niet erg relevant voor het beschrijven van het temperatuurprofiel.



Figuur 6-28: Temperatuur-profiel berekend met het kolommodel op respectievelijk 2 augustus 2018 en 16 januari 2019 (inclusief metingen).

Figure 6-28: Temperature profile calculated by the column-model on 2-aug-2018 and 16-jan-2019 resp. (including measurements).

6.4 Conclusies hydrologie

6.4.1 Stijghoogte metingen

Onder vijf venen in Drenthe zijn stijghoogtemetingen uitgevoerd met zelfregistrerende drukopnemers, ter ondersteuning van het onderzoek naar de invloed van bosopstanden op de waterkwaliteit in Drentse venen. De metingen zijn uitgevoerd vanaf het einde van een bijzonder warme en droge zomer, tot in de daaropvolgende winter. De freatische waterstanden in het veen zijn gedurende deze periode tijdens veldbezoeken gemeten. Tevens zijn naast vier venen aanvullend twee peilfilterkoppels geplaatst, die inzicht geven in de stijghoogte naast het veen en in de mogelijkheid van laterale voeding van het veen vanuit het aangrenzend gebied. Ook hier zijn alleen de diepe filters uitgerust met zelfregistrerende drukopnemers.

De metingen gaven aan dat onder alle onderzochte venen de diepere grondwaterstijghoogte (vlak onder de veenbasis) permanent ver onder het freatische veenpeil bleef en dus op geen van de locaties bijdraagt aan de voeding van de venen. Naast de onderzochte venen verliep de diepere stijghoogte overal parallel met de stijghoogte onder de venen. De freatische filters buiten de drie heidevenen gaven aan dat er over het algemeen ook geen kans is op laterale voeding van het veen van buiten de grenzen van het veen. De meetpunten in het Witteveen geven aan dat daar sprake is van een samenhangend groter (freatisch) veencomplex.

De bosopstanden aan de rand van de venen zullen op basis van deze hydrologische condities een beperkte hydrologische invloed hebben op de hydrologie van de venen: over het algemeen teren die bossen op hangwater ter plaatse en wijst niets op voeding van het veen vanuit de boszone. Een mogelijke uitzondering vormt het Droseraveen, waar de weerstandbiedende laag onder het veen zich verder lijkt uit te strekken dan het veen zelf. De meetlocaties in de grotere venen (Witteveen en Hingsteveen) liggen sowieso ver van een bosrand, zodat daar geen hydrologische beïnvloeding vanuit de bosrand valt te verwachten. Een laterale uitwisseling met de omgeving rond de meetlocaties is in deze venen echter lastig vast te stellen.

Op basis van de metingen is de volgende karakterisering van de verschillende venen gemaakt:

Locatie	Diepte veenbasis	Profiel tot veenbasis	Dynamiek stijghoogte meetperiode	Verskil freatisch ~ stijghoogte	Afstroming	Temperatuur	Geleidbaarheid
Witteveen	~2 m	zandig	~ 50 cm	~ 3 m	richting ven		
Droseraveen	~2 m	venig	~ 60 cm	~ 2 m	over rand	stijl profiel	gelaagd
Poort 2	~1.5 m	venig	~ 30 cm	> 2.5 m	over rand	vlak profiel	homogeen
Hingsteveen	nb	nb	groot	>2.5 m	inzigging		
Vak61	~3.5 m	veen	~40 cm	~ 3 m	over rand		
Vak115	~ 1 m	veen	~40 cm	~3.5 m	over rand		

Tabel 6-2: Karakterisering van de venen.

Table 6-2: Characterization of the peat bogs.

6.4.2 Temperatuurmetingen

In aanvulling op de stijghoogtemetingen zijn tevens op twee momenten, aan het begin en het eind van de meetperiode, metingen uitgevoerd van het temperatuurprofiel in de veenbodem, met behulp van een temperatuurnaald, waarmee tevens de elektrische geleidbaarheid van de bodem is vastgelegd. Gezamenlijk bieden deze metingen informatie voor het duiden van omzettingsprocessen in de bodem. Deze profielen konden alleen in Droseraveen (tot 2 m) en Poort 2 (tot 1,4 m) worden gemeten. In de overige veentjes was de bodem te compact voor het uitvoeren van dergelijke handsonderingen.

De gemeten profielen blijken slecht te passen op een theoretisch temperatuurprofiel onder aanname van stationaire hydrologische randvoorwaarden. Het profiel onder Poort 2 sluit het beste aan bij een theoretisch profiel, terwijl de temperatuurmetingen onder Droseraveen een laterale voeding indiceren van lokaal geïnfiltreerd water omdat in de winter het koude water dieper

doordringt en in de zomer juist warm water dieper doordringt dan op basis van geleiding alleen zou worden verwacht.

De gemiddelde luchttemperatuur is een goede benadering van de temperatuur in het bovenste deel van de bodem. Het gebruik van de luchttemperatuur en het gebruik van bodemtemperatuurmetingen op een nabijgelegen meteostation bieden op proeflocaties in het open veld een vergelijkbare schatting op van de temperatuurprofielen. Op beschaduwde locaties zal dat waarschijnlijk anders liggen.

Uit de analyse van theoretische temperatuurprofielen, onder aanname van een stationaire hydrologische situatie, blijkt dat er een grote interpretatieruimte over blijft voor het toekennen van een waarde en richting aan de waterbeweging. Hieruit blijkt dat temperatuurprofielen sec onvoldoende handvaten bieden om de lokale hydrologie te interpreteren in termen van een kwel of wegzijgingsflux.

6.4.3 Hydrologische modellering

Op basis van deze hydrologische karakteristieken kan worden vastgesteld dat alle onderzochte bosvenen vrijwel geïsoleerd zijn van het regionale watersysteem en zeker partieel en tijdelijk een schijnspiegel kunnen vormen. Op basis van deze vaststelling is een bakmodel opgesteld en gefit aan de gemeten freatische dynamiek. Op basis van dit model blijkt dat:

- de wegzijging onder het veen gering is,
- er 's zomers een behoorlijke verdampingsreductie optreedt,
- er 's winters sprake is van afvoer over maaiveld.

Validatie van het model in SEAWAT, aan de hand van de temperatuurmetingen bevestigen deze hydrologische schematisatie.

6.4.4 Synthese

Het hydrologische onderzoek heeft een consistent beeld opgeleverd van het hydrologische functioneren van de onderzochte bosveentjes:

- Het zijn autonome begrensde structuren, mogelijk ontstaan in pingo-ruïnes.
- Ze zijn voor hun voortbestaan vrijwel onafhankelijk van het diepere grondwater onder de veenbasis.
- Zeker in tijden dat het eropaan komt (de zomerperiode) vindt geen voeding vanuit de omgeving plaats.
- Ze functioneren hydrologisch als een bakmodel, conform het eerder door (Von Asmuth et al., 2012) voorgestelde concept.
- Voor de regulering van de grondwaterstand in het veen speelt de beheersing van de verdamping een belangrijke rol. De goed ontwikkelde veenvegetatie blijkt dat te kunnen.
- De randvegetatie heeft geen direct hydrologisch effect op de bosveentjes. Via beïnvloeding van de verdampingsfactoren (wind en luchtvochtigheid) zijn de verdampingsverliezen in door bos beschutte veentjes kleiner.

6.5 Aanbevelingen

Uit het onderzoek is gebleken dat het meten van temperatuurprofielen sec onvoldoende aanknopingspunten biedt om de hydrologische condities ter plaatse te beschrijven. In situaties waar de hydrologie sterk blijkt af te wijken kan dat echter aan de hand van temperatuurprofielen worden gedetecteerd. In die zin is het een interessante aanvullende methode om in te zetten ter ondersteuning van regulier hydrologisch veldwerk.

In het onderzoek naar de venen is het van groot nut om meer zicht te hebben op de verbreiding van de stagnatielaag onder het betreffende ven. Het is daarbij ongewenst om deze laag ongebreideld middels boringen uit te karteren. Het verdient aanbeveling om niet-destructieve methoden in te zetten. Geo- elektrische metingen zijn daarvoor bij uitstek geschikt: gezien het feit dat vele venen op een schijnspiegel liggen is er een groot geleidbaarheidscontrast in de bodem, dat goed kan worden begrensd met EM31 of WALKTEM-metingen.

Het verdient aanbeveling om het veldonderzoek in eerste instantie tot 1 veen te beperken, en daar in raaien de water en temperatuurontwikkeling te volgen. In combinatie met numerieke modellering zou dan een goede beschrijving van de waterbalans van dat ven kunnen worden opgesteld en tevens de gevoeligheid voor de verschillende fluxtermen op de dynamiek en temperatuurverdeling kunnen worden bepaald. Met een dergelijk (model)-instrument kunnen dan ook het effect van ingrepen worden bepaald (met name beschaduwing, vegetatie met andere karakteristieken, belemmeren oppervlakkige afvoer). Tevens is een dergelijke beschrijving behulpzaam bij het interpreteren van biochemische reacties in het veen, waarin temperatuur en luchttoetreding altijd een belangrijke rol speelt. De geleidbaarheidsmetingen zijn daarbij ondersteunend.

7 Discussie

Deze studie moest het effect van een bosrand op hoogveenontwikkeling en de habitatkwaliteit voor een tiental faunasoorten aantonen. In de literatuurstudie werd vastgesteld dat hoogveenontwikkeling afhankelijk is van een stabiele hoge waterstand, lage nutriëntenbeschikbaarheid, en de aanvoer van voldoende anorganisch koolstof voor de groei van veenmossen. Ook in deze studie lijken de best ontwikkelde hoogvenen onder deze omstandigheden voor te komen. Hieronder worden de resultaten met betrekking tot de effecten van boszones op elk van deze parameters nog eens kort samengevat en besproken aan de hand van wat er reeds bekend is uit de literatuur.

7.1 Effect van bosranden op de hydrologie

Daar veenmossen sterk afhankelijk zijn van stabiele hoge waterstanden is het belangrijk om de hydrologie van de veentjes te begrijpen. Uit de literatuurstudie blijkt dat boszones een groot effect kunnen hebben op zowel de aanvoer van het grondwater als de chemische samenstelling hiervan. Door een verhoogde evapotranspiratie zou er minder water afstromen naar lageregelegen gebieden waardoor de (grond)wateraanvoer lager is. Dit wordt bevestigd door meerdere studies die na het kappen van grote oppervlaktes aan bos een toename zien in waterstanden.

Omringend landgebruik heeft enkel effect op de hydrologie, wanneer dit landgebruik zich in het intrekgebied van het veen bevindt, ofwel wanneer het veen in contact staat met het diepe grondwater. Veel hoogvenen komen voor als schijnspiegelsystemen, waarbij een slecht doorlatende bodemlaag zorgt voor een scheiding van het diepe grondwater en het freatisch grondwater, waardoor de invloed van het diepe grondwater vaak gering is. In deze studie lijkt dit te gelden voor alle 6 onderzochte hoogvenen uit de lokale studie in Drenthe. In de overige Drentse hoogvenen is dit onduidelijk, maar zijn er op basis van de vegetatie niet direct grondwaterinvloeden zichtbaar. Ook eerder onderzoek lijkt te suggereren dat de veentjes rond het Dwingelderveld niet beïnvloed worden door het diepe grondwater wegens de relatief hoge ligging in het landschap (Von Asmuth et al., 2012). Ook in pingoruïnes waarvan de veenbasis zich onder de ondoorlatende laag in het diepe grondwater bevindt (Baaijens et al., 1998), is er geen beïnvloeding van de vegetatie door het omgevende diepe grondwater te verwachten.

In Zuid-Nederland, met name in Noord-Brabant en Zuid-Limburg, is daarentegen wel reden om aan te nemen dat er sprake is van enige grondwaterinvloed. De vegetatieontwikkeling gaat in die gevallen eerder richting zwak gebufferde venvegetatie, dit in tegenstelling tot hoogveen,. Hier zijn geen verdere metingen uitgevoerd, waardoor het onbekend is in welke mate bos een rol speelt op de hydrologie in deze venen. De adviezen van de voorliggende studie zijn daarmee niet per definitie toepasbaar op dergelijke systemen.

In Noord-Nederland is er in veel van de hier behandelde veentjes wel sprake van goed ontwikkeld hoogveen. In alle 6 veentjes was sprake van een schijnspiegelsysteem en was de afstand tussen het diepe grondwater en het freatisch grondwater groter dan 1,5 meter. In dergelijke gevallen wordt de invloed van omringend landgebruik bepaald door de omvang van het intrekgebied, oftewel hoe ver de ondoorlatende laag zich uitstrekt buiten het hoogveen en het reliëf die deze laag volgt. Uit bodemprofielen bleek dat in de 2 bosveentjes in de boswachterij Schoonloo deze laag zich maar beperkt uitstrekt buiten het veen zelf, waardoor de intrekgebieden hier waarschijnlijk klein zijn. In het Droseraveen lijkt de laag zich wel buiten het veen uit te strekken, maar wordt

deze enkel gevonden in lagergelegen delen. In de hoger gelegen delen in het Zuiden wordt weliswaar een veenlaag aangetroffen, maar wordt geen keileemlaag in de boringen aangetroffen. Bij Poort 2 zijn geen bodemboringen uitgevoerd en is het niet duidelijk hoever deze laag zich uitstrekt buiten het veen. Wel is onder grote delen van het Dwingelderveld een keileemlaag aanwezig. Het is aannemelijk dat die laag in de omgeving van Poort 2 en het Droseraveen ook aanwezig is. In die gevallen zal de daadwerkelijk grootte van het intrekgebied afhangen van het reliëf dat de keileemlaag volgt. Wanneer intrekgebieden alleen op basis van een hoogtemodel berekend worden lijken deze in alle veentjes zeer gering te zijn. Het is onbekend in hoeverre de ondoorlatende laag hetzelfde reliëf volgt als het oppervlak, maar het is aannemelijk dat intrekgebieden wat groter zijn dan wat op basis van het hoogtemodel alleen berekend is. De exacte groottes van de intrekgebieden van de veentjes in het Dwingelderveld zijn daarmee niet duidelijk.

In het geval van kleine intrekgebieden lijken de negatieve invloeden van bos op kwantiteit (evapotranspiratie) en kwaliteit (bijv. uitspoeling nitraat) van de hydrologie zeer beperkt. De grootste hydrologische verliespost lijkt in dergelijke veentjes de directe evapotranspiratie vanuit het veen zelf te zijn. Ook eerder modelmatig onderzoek naar de hydrologie van heideveentjes stuit op een lagere verdamping in heideveentjes dan verwacht werd (Von Asmuth et al., 2012). De auteurs wijten dit aan de isolerende werking van uitdrogend veenmos aan het oppervlak, wat in andere studies voor korstmossen is aangetoond (Von Asmuth et al., 2012). Doordat veenmossen geen vaatbundels bevatten, vindt in veenmossen geen intern watertransport plaats, wat ook genoemd wordt door Spijksma et al. (1995). Hierdoor kan de ondergrond nat zijn, maar dient het veenmos als isolatie tegen evapotranspiratie. Ook andere studies vinden lagere evapotranspiraties in hoogvenen in vergelijking tot andere waterrijke gebieden (Roulet et al., 1997; Campbell & Williamson, 1997).

Naast deze buffering door het veenmos is evapotranspiratie echter ook afhankelijk van het lokale microklimaat (Nichols & Brown, 1980; Fermor e.a., 2001). Evapotranspiratie is sterk afhankelijk van de dampdruk in de lucht (Nichols & Brown, 1980) die afgeleid kan worden van de relatieve luchtvochtigheid: een lage luchtvochtigheid betekent dat er veel ruimte is om vocht aan de atmosfeer af te staan. Deze ruimte is groter wanneer de vochtige lucht afgevoerd wordt door de wind en vervangen wordt door relatief droge lucht (Gray et al., 1970). Hoewel evapotranspiratie niet gemeten is in deze studie, is er wel een hogere luchtvochtigheid in de bosplots gemeten in vergelijking tot de open plots. Dit kan wellicht verklaard worden door de lagere windsnelheden die gemeten zijn binnen de bosplots. De hogere aanvoer van droge lucht zou in open venen tot een hogere evapotranspiratie kunnen leiden. Omringend bos zou in dergelijke situaties evapotranspiratie kunnen verlagen door de beschuttende werking op de windsnelheden binnen het veen. Hoewel uitzonderlijk, is ook in een andere studie aangetoond dat na het kappen van bos waterstanden juist afnamen door een verhoogde evaporatie (Petrone et al., 2007; Swanson & Rothwell, 2001). Dit lijkt met name bij lage windsnelheden van belang, bij windsnelheden van meer dan 1,5 m/s neemt de evapotranspiratie niet langer toe (Romanov, 1968). Ook in deze studie lijken de bosplots enkel een hogere luchtvochtigheid te hebben bij externe windsnelheden van 1,5 m/s of lager. Bij hogere windsnelheden wordt door de bufferende werking van de bosrand het temperatuurverschil tussen de bos en open plots te groot, waardoor de bosplots eerder een lagere luchtvochtigheid hebben. Desalniettemin blijkt uit beide veldstudies dat de luchtvochtigheid gemiddeld hoger is in de bosplots.

De open venen lijken te verschillen van de bosveentjes in deze studie, daar intrekgebieden in de eerstgenoemde vaak vrij groot lijken. In dergelijke gevallen zijn de negatieve invloeden van bos op de hydrologie aannemelijk, maar kon dat in deze studie niet aangetoond worden. De bodemvochtigheid is in deze studie hoger in de Drentse bosplots ten opzichte van de Drentse open plots, hoewel er geen verschillen in de Ardennen bestonden. Dit geeft al aan dat de hydrologie sterk afhankelijk is van de lokale situatie en dat voordat er uitspraken gedaan worden over het beheer van omringend landgebruik de lokale hydrologie goed bekend moet zijn. De Drentse open

plots waren in de zomer van 2018 verreweg het droogst, terwijl in de winter tot laat in het voorjaar deze plekken nog onder water stonden (Afbeelding 7-1). Dit suggereert dat waterstandfluctuaties in deze open gebieden vrij groot zijn, in tegenstelling tot de stabielere waterstanden in de bosveentjes. Hoewel de tijdreeks beperkt is, laten ook de resultaten uit de peilbuismetingen over het algemeen hogere fluctuaties zien in de open veentjes (50 cm en groter) t.o.v. de bosveentjes (30 cm, 40 cm, 40 cm, 60 cm). Deze verschillen zijn ook goed zichtbaar in de vegetatie. De bedekking aan kensoorten voor fluctuerende waterstanden (Aggenbach & Jalink, 1998) is hoger in de open veentjes in Drenthe. Deze soorten betreffen *M. caerulea* en *E. vaginatum*, beide soorten kunnen onder redelijk droge omstandigheden voorkomen en zijn in staat pollen te vormen om hogere waterstanden op te vangen. Ook het ontbreken van bultvormend veenmos in de open plots kan verklaard worden door het sterke fluctueren van de waterstanden in de open venen. Andere studies bevestigen dat waterstandfluctuaties en met name waterstress in de veenmoslagen in de zomer, hoogveenherstel sterk tegengaat (Smolders et al., 2003; Spieksma, 1998; Schouwenaars & Gosen, 2007). Dit vormt volgens hen de bottleneck voor succesvol hoogveenherstel, met name voor de overgang van matvormende veenmossen naar bultvormende veenmossen (Spieksma, 1998; Schouwenaars & Gosen, 2007). Een verklaring voor deze hogere fluctuaties is onduidelijk, de afwezigheid van de hierboven genoemde lagere evapotranspiratie in het veen zelf door buffering door zowel de bosrand als het aanwezige veenmos kan mogelijk een rol spelen, maar een geringere weerstand van de veenbasis en doorsnijding daarvan door sloten lijken met name een rol te spelen.



Afbeelding 7-1: Waterstanden in het Witteveen in juni (links) en augustus (rechts). Tevens zijn de vele pollen Pijpenstrootje indicatief van sterk wisselende waterstanden (Aggenbach & Jalink, 1998). Foto genomen door medewerkers van Altenburg & Wymenga.

Image 7-1: Water levels in the Witteveen in June (left) and in August (right). The abundance of *Molinia caerulea* tussocks is indicative of fluctuating water levels (Aggenbach & Jalink, 1998). Picture was taken by employees of Altenburg & Wymenga.

Hoewel er geen hydrologische studie is uitgevoerd in de Ardense plots is de situatie hier mogelijk anders. Doordat deze regio veel heuvelachtiger is en de plots in een aantal gevallen ook op een ondiepe rotslaag liggen, stroomt veel van de inkomende neerslag af naar het laagstgelegen deel en kunnen intrekgebieden groot zijn. De open plots in deze regio lagen vaak in het laagstgelegen deel van het landschap, waardoor waterstanden hier hoger zijn. Doordat de bosrand vaak hoger op de helling staat, stroomt het water hier sneller af naar lageregelegen delen. In dergelijke gevallen is het moeilijk om het effect van een bosrand op de hydrologie te bepalen. Het is echter niet onaannemelijk dat in dergelijke situaties verwijderen van bos voor een verhoging van de waterstanden in lageregelegen delen zorgt.

Op andere locaties lijkt de situatie meer vergelijkbaar met die in Drenthe en is de invloed van boszones op de hydrologie moeilijk te bepalen omdat intrekgebieden en afstanden tussen het diepe grondwater en het freatisch grondwater onbekend zijn. Eén van de bosvenen ligt relatief hoog in

het landschap ten opzichte van de omgeving, waardoor het in het omringend (lagergelegen) bos eerder natter is. In dit veen zijn de effecten van uitdroging ook zichtbaar in de vegetatieontwikkeling en zijn er al maatregelen genomen om verdere verdroging tegen te gaan. In hoeverre deze verdroging door het omringende bos dan wel de hoger gelegen ligging veroorzaakt wordt is onduidelijk.

Invloed van omringend landgebruik op de kwaliteit en kwantiteit van het freatisch grondwater lijkt dus met name af te hangen van de omvang van het intrekgebied en het verschil tussen het diepe grondwater en het freatisch grondwater. Op basis van deze studie lijken de bosveentjes in Drenthe slechts beperkte intrekgebieden te hebben. Tevens geven de afstanden tussen het diepe grondwater en het freatisch grondwater geen indicaties dat er diepe grondwaterinvloeden zijn. In deze gevallen zou de beschuttende werking door boszones wellicht meer van belang kunnen zijn dan de winst die behaald kan worden wanneer bomen gekapt zouden worden. De hoge bodemvochtigheid in de bosveentjes, zelfs in de droge zomer van 2018, lijkt ook weinig reden tot zorg te geven op het gebied van kwantiteit van de hydrologie in deze veentjes. Wel onderstreept deze studie het belang van het per geval bekijken van de hydrologie, waarbij met name gelet dient te worden op de omvang van intrekgebieden en invloeden van het diepe grondwater. In gevallen waar intrekgebieden groot zijn moet de afweging gemaakt worden of de winst die behaald wordt door het verwijderen van bos opweegt tegen het verlies door directe evapotranspiratie door het wegvallen van de beschuttende werking van de bosrand. Zeker wanneer het open vennen betreft waar geen bufferende veenmosmat aanwezig is. Over waar deze grens ligt kan op basis van deze studie geen uitspraak gedaan worden. Doordat de berekende verdamping uit het veen in de regionale studie in dezelfde orde van grootte ligt als verschillen in evapotranspiratie tussen bossen en heiden, wordt in het afwegingschema de grens van 1x de oppervlakte van het veen aangehouden. Aanbevolen wordt om middels niet verstorende technieken de omvang van ondoorlatende lagen goed in beeld te brengen. Gekoppeld aan reliëfmetingen, kan hiermee de omvang van het intrekgebied bepaald worden.

7.2 Effect van bosranden op de TIC-beschikbaarheid

De gevonden correlatie tussen de bedekking aan veenmos en TIC-gehalten in de minerale laag ondersteunt resultaten uit eerdere studies waarbij een optimum van rond de 5000 $\mu\text{mol/l}$ vermeld werd (Patberg et al., 2013). In de huidige studie wordt duidelijk dat de afbraak van organisch materiaal in het veen zelf bijdraagt aan de productie van TIC en daarmee de beschikbaarheid van anorganisch C voor de vegetatie verhoogt. Uit de literatuurstudie is onduidelijk of boszones tot een hogere of juist lagere aanvoer van TIC leiden (Tomassen et al., 2011; Ratcliffe et al., 2017). In de veldstudie zijn wel grote verschillen tussen de regio's gevonden maar niet tussen de landgebruikstypen, wat suggereert dat de aanvoer van TIC eerder afhankelijk is van regionale factoren dan van lokale factoren. De beperkte invloed van de omgeving op de hydrologie in de veentjes wordt hierdoor wel onderschreven.

De toename van TIC langs de grondwaterstroomlijn is enkel gemeten in de lokale studie, wat een vergelijking tussen open en bosplots beperkt maakt. Deze toename is enkel in de Drentse plots gevonden, onafhankelijk van het type landgebruik. Een toename van TIC langs de stroomlijn kan alleen maar worden verklaard door het genereren van anorganische C in het veenlichaam ter plekke en suggereert heel sterk dat er daar sprake is van veenafbraak. Waar een lichte veenafbraak de groei van veenmossen en het drijfvermogen van de acrotelm positief beïnvloedt (Lamers et al., 1999), moet er wel op gewezen worden dat er hier mogelijk sprake zou kunnen zijn van netto veenafbraak waarbij de hoeveelheid in diepere lagen afgebroken veen groter is dan de hoeveelheid die er in de toplaag bijkomt. In alle Drentse plots was sprake van dit fenomeen terwijl het in de Ardennen nauwelijks is waargenomen. Kwantitatief de belangrijkste processen die zorgen voor afbraak van organisch materiaal onder de waterspiegel en de daaraan gekoppelde generatie van TIC zijn anaerobe redoxprocessen (Stumm & Morgan 1996). Met name de reductie van nitraat speelt hierbij een grote rol. De nitraatflux in het toestromende water is in de huidige studie niet bepaald, maar op basis van de literatuurstudie mag verwacht worden dat er meer nitraat uit bosbodems spoelt dan uit bodems met een korte vegetatie (o.a. Tomassen et al., 2011).

TIC-gehalten in het veen zijn hoger in de Drentse bosplots ten opzichte van de Drentse open plots, ook zijn er verschillen gevonden in de pH in het veen. Bij de bosplots is de pH op 50cm diepte duidelijk verhoogd langs de bosrand en neemt langzamerhand af naar het centrum van het veen, in de open plots is dit niet het geval. Dit suggereert een versterkte veenafbraak door een hogere afstroming van nitraat uit nabijgelegen bosbodems, als gevolg van een hogere afvang van atmosferische stikstof door bomen. Deze interpretatie wordt ondersteund door het ontbreken van een toename van TIC-gehalten in de Ardense plots waar de stikstofdepositie veel lager is dan in Drenthe. Het bestaan van een dergelijk mechanisme heeft op termijn serieuze consequenties voor het toekomstig beheer van de boszones rond de veentjes. Bij herstellende veentjes, waar er geen of weinig organisch materiaal beschikbaar is, komt nitraat in zo'n geval beschikbaar als stikstofbron voor de vegetatie. Bij locaties waar er voldoende organisch materiaal aanwezig is, leidt dit daarentegen tot de afbraak hiervan. Dit zou betekenen dat op termijn de veenafbraak wel eens groter zou kunnen zijn dan de productie van veen, zeker omdat in latere successiestadia met bultvormende veenmossen de productiviteit afhankelijk is van atmosferische koolstof (CO_2) en niet van TIC aanvoer van onderaf. Het is daarmee de vraag of dergelijk hoge TIC-gehalten gewenst zijn of dat ze een indicatie zijn van negatieve ontwikkelingen op langere termijn. Extra onderzoek met betrekking tot het effect van boszones op de uitspoeling van nitraat is daarmee essentieel. Het beslisschema, hoewel relevant voor de hedendaagse situatie, moet daarmee als voorlopig worden beschouwd.

7.3 Effect van bosranden op de nutriëntenbeschikbaarheid

De regionale studie lijkt te suggereren dat de productiviteit gemiddeld lager ligt in bosveentjes dan in open venen, en uit de lokale studie blijkt dat met name in de open plots in regio's waar een hoge stikstofdepositie is, stikstofgehalten sterk verhoogd zijn. Uit de literatuurstudie wordt duidelijk dat er 3 manieren zijn waarop een bosrand invloed kan uitoefenen op de beschikbaarheid van nutriënten binnen een hoogveen: decompositie van organisch materiaal, aanvoer via grondwater, en afzet van atmosferische depositie. Bossen zouden door een verhoogde afvang van depositie zorgen voor een reductie in directe depositie in het veen, maar dit mogelijk alsnog kunnen naleveren via een verhoogde uitspoeling naar het grondwater, en door middel van bladval in het veen. Alle drie stromen zijn afhankelijk van de hoogte van de regionale depositie, waardoor verwacht mag worden dat er verschillen bestaan in het effect van bosranden tussen regio's met een hoge depositie (Drenthe) en regio's met een lage depositie (Ardennen).

Uit de literatuurstudie blijkt dat de uitspoeling van stikstof hoger is uit bosbodems ten opzichte van bodems met een korte vegetatie. Verwacht mag worden dat de aanvoer van stikstof via grondwater daarmee hoger is in gebieden omringd door bos dan in gebieden omringd door een korte vegetatie. Dit effect zou versterkt worden in gebieden met een hoge atmosferische depositie. Een andere studie beweert echter dat de hoeveelheid anorganisch stikstof dat aangeleverd wordt via het grondwater nagenoeg verwaarloosbaar is in vergelijking tot directe depositie (Koerselman et al., 1990), terwijl het veen in die studie omringd werd door sterk bemeste graslanden. De aanvoer van nutriënten via het grondwater is in deze studie niet gemeten, maar te verwachten valt dat dit hoger is in bosgebieden dan in open gebieden. Daar de stikstofgehalten juist hoger liggen in de open venen in Drenthe lijkt dit niet significant bij te dragen aan de stikstofbeschikbaarheid binnen de veentjes. Of dit komt doordat de invloed van het omliggende landgebruik op de hydrologie in veel gevallen zeer gering is, dat het nitraat in het veen gereduceerd wordt, of doordat er daadwerkelijk weinig stikstof wordt aangeleverd via het grondwater is niet duidelijk. Een kanttekening hierbij is wel dat het bekend is dat de effecten van verhoogde atmosferische depositie vertraagd door kunnen werken op de nalevering in het grondwater uit bosbodems (Hall et al., 1996). Het is dus mogelijk dat de verhoogde atmosferische depositie alsnog nageleverd wordt. Aangezien dit niet gemeten is, kunnen hier geen harde uitspraken over gedaan worden, echter lijken in de regionale studie de verschillen tussen de open en bosplots kleiner te zijn in Zuid-Nederland waar atmosferische depositie al langere tijd hoog is, in vergelijking tot Noord-Nederland waar de depositie recenter aan het toenemen is. Tevens lijken grondwaterinvloeden groter in Zuid-Nederland wat ook aannemelijk maakt dat uitspoeling van nitraat uit omringende gebieden hier een grotere rol speelt. Echter zijn ook de bosafstanden hier vaak kleiner waardoor dit mogelijk ook een effect van verhoogde decompositie door een hogere input van bladval kan zijn.

De decompositie is sterk afhankelijk van de kwaliteit van het af te breken organische materiaal en de temperatuur waarbij dit gebeurt (Zak et al. 2008; Lovett et al. 2013; Frey et al. 2014). Door de hoge input van bladval in boszones zou de verwachte decompositie op basis van de literatuurstudie hier hoger zijn ten opzichte van open gebieden. Hoewel de decompositiesnelheid hoger lijkt direct aan de rand, verschilt deze niet significant van verder gelegen delen. Dit is opmerkelijk omdat direct aan de bosrand de bodem vaak droger is en er significante hoeveelheden strooisel beschikbaar komen. Wellicht heeft dit te maken met de lagere temperatuur direct aan de bosrand, waardoor afbraakprocessen langzamer verlopen. Wel wordt er een duidelijke toename van stikstof gemeten direct aan de bosrand ten opzichte van verder gelegen delen in het veen. Dit lijkt sterk samen te hangen met de bladval, die ook enkel hoog is direct aan de rand (5 m) en die hoogstens tot 10 m nog echt meetbaar is. Het effect van bladval zou daarnaast versterkt worden onder een hoge atmosferische depositie van stikstof waarbij afgevalen bladeren hogere nutriëntengehalten bevatten, en bomen sneller geneigd zijn deze te laten vallen. Ook in deze studie lijkt er meer strooisel in de Drentse plots te vallen ten opzichte van de Ardense plots, maar dit lijkt eerder af te

hangen van de lagere bosranden in de Ardense plots, waar de overgang van de bosrand naar het veen geleidelijker was.

Opmerkelijk genoeg is de decompositie juist het laagst in de Drentse open venen, ondanks het feit dat de bodem hier droger is en de stikstofbeschikbaarheid hoger is. Dit lijkt erop te wijzen dat de verhoogde stikstofbeschikbaarheid hier afkomstig is van directe atmosferische depositie. In de bosplots in Drenthe is dit veel lager, wat erop lijkt te wijzen dat de bosrand de depositie van stikstof sterk reduceert. Deze verhoogde depositie in de open plots kan ook meteen verklaren waarom de decompositie hier zo laag ligt. De verhoogde depositie van ammonium kan sterk verzurend werken, en deze verzuring lijkt een sterk remmend effect op de decompositie te hebben. Ook kan hierin meespelen dat in regio's met een hoge depositie er voldoende stikstof beschikbaar is voor het microbiële bodemleven, waardoor afbraak van organisch materiaal in mindere mate nodig is (Emsens et al., 2016).

Ook andere studies tonen aan dat een toename van stikstof in het strooisel niet per definitie tot hogere afbraaksnelheden leidt (Fog, 1988; Knorr et al., 2005; Janssens et al., 2010; Van Diepen et al., 2015). Deze studies tonen aan dat de afbraaksnelheid afneemt bij een toename van stikstof in strooisel met een hoog lignine gehalte. Decompositie hoeft dus niet per se hoger te zijn in regio's met een hoge depositie, wat wellicht ook bijdraagt aan de verschillen tussen de Drentse bosplots en de Ardense plots.

Verschillen tussen bos en open venen in de nutriëntenbeschikbaarheid lijken dus met name voor te komen in regio's met een hoge atmosferische depositie van stikstof. Toch betekent dit niet per se dat de productiviteit in de vegetatie hoger ligt in regio's met een hoge depositie. Door de hoge decompositie in de Ardense plots ligt de productiviteit hier gelijk aan die in de Drentse open plots. De Drentse bosplots lijken de laagste productiviteit te hebben door een combinatie van lage depositie van stikstof en een lage decompositie in het veen. Daarentegen heeft de hoge depositie van stikstof wel effect op de chemische samenstelling van de vegetatie. In de Drentse open plots lijken de N:P ratio's hoger te zijn dan in de Ardense plots en de Drentse bosplots, hoewel dit verschil net niet significant was. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge beschikbaarheid van stikstof en het ontbreken van een fosforbron. Dit suggereert dat decompositie zorgt voor het beschikbaar komen van zowel stikstof als fosfor. Wanneer depositie hoog is en door middel van verzuring decompositie tegengaat, wordt deze ratio verhoogd. In de Drentse bosplots vinden we op 35 meter afstand van de bosrand dezelfde N:P ratio's als in de Ardennen, wat bevestigt dat de depositie hier gereduceerd wordt. Direct aan de rand zijn de N:P ratio's in de Drentse bosplots echter lager dan in de Ardense plots. Dit suggereert dat hier ook een bron van fosfor moet zijn. Hoewel de fosforbeschikbaarheid niet gemeten is, kan dit een effect van pollendepositie zijn. Pollen kunnen hoge fosforgehalten bevatten. Opmerkelijk is wel dat hier op 35 meter al niets meer van te merken is, aangezien pollen bekend staan om de grote afstanden die ze af kunnen leggen (Hesselman, 1919; Robledo-Arnuncio, 2011). Toch laten andere studies zien dat het merendeel van de pollen direct aan de bosrand afgezet worden (Cole et al., 1990; Banks & Nighswander, 2000), wat in deze studie bevestigd lijkt te worden.

De depositie van zowel bladeren als atmosferische stikstof is afhankelijk van de dominante windrichting. Deze studie heeft expliciet de plots aan de Zuid West kant van het veen gekozen waar het effect van de bosrand op de wind het grootst is. Van bladval is bekend dat deze verder van de boom valt aan de lijzijde van de boom (o.a. Staelens et al., 2003), en dit effect zou logischerwijze kleiner zijn aan de NO-zijde. Directe N-depositie zou theoretisch hoger kunnen zijn omdat Noord-Oost georiënteerde bosranden meer stikstof afvangen (Draaijers et al., 1988) maar omdat er in de vennen geen stikstof emitterende bronnen zijn lijkt dit effect niet erg waarschijnlijk in deze studie. Ook laten Forman & Beaudry (1984) zien dat ook aan de loefzijde windsnelheden duidelijk gereduceerd zijn hetgeen impliceert dat ook hier weinig depositie verwacht mag worden (Draaijers et al., 1988).

Samenvattend lijken bosranden dus op regionale schaal eerder tot een verlaging van de nutriëntenbeschikbaarheid te leiden doordat ze de directe stikstofdepositie in het veen sterk reduceren, hoogstwaarschijnlijk door de reductie in windsnelheden (Draaijers et al., 1988). Dit lijkt echter wel afhankelijk van de lokale hydrologie, aangezien in veentjes waar het omringende landgebruik een grotere invloed op de hydrologie heeft verwacht mag worden dat bossen nog een grote hoeveelheid nitraat na kunnen leveren. Het effect van boszones op de aanvoer van nitraat in het grondwater lijkt in de veentjes in deze studie beperkt vanwege de beperkte invloed op de hydrologie zoals hierboven uitgelegd. In gevallen waar deze invloed groter is, kan ook de nalevering van nitraat hoger zijn, echter is dit niet gemeten en geven de onderzochte gebieden waar wel invloed van grondwater lijkt te zijn geen reden om aan te nemen dat dit effect groter is dan het reducerende effect van de bosrand op de directe stikstofdepositie. Op lokale schaal echter kunnen boszones een vermestende werking hebben, maar dit lijkt enkel voor de eerste 10 m van de bosrand te gelden, door de hoge input van strooisel op deze afstand. Hoewel zelfs direct aan de bosrand stikstofgehalten niet hoger waren dan in de open veentjes.

7.4 Effect van bosranden op het microklimaat

Naast de habitatkwaliteit kan ook het microklimaat van belang zijn voor de hier besproken faunasoorten, met name windsnelheden en temperatuur zijn van belang voor deze soorten. Uit de literatuurstudie wordt duidelijk dat bossen hier een groot effect op hebben. Windsnelheden zouden sterk gereduceerd worden achter een bosrand, wat tot op afstanden van 80-100 meter meetbaar zou zijn (Forman & Beaudry, 1984; Davies-Colley et al., 2000). Ook in deze studie wordt een sterke reductie van windsnelheden in veentjes omringd door bos gemeten. Deze reductie lijkt met name sterk direct achter de bosrand, maar ook verder in het veen zijn windsnelheden doorgaans lager dan in het open veld en dit lijkt over de volledige gradiënt (-65m) aan te houden. Door de beperkte oppervlakte van de in deze studie bekeken bosveentjes mag verwacht worden dat windsnelheden nooit toenemen tot gelijke omstandigheden in het open veld, waardoor de windsnelheden in het volledige veen gelijk zijn.

Voor de temperatuur zijn er wel verschillen met afstand tot de bosrand waargenomen, die goed aansluiten bij wat er in de literatuur bekend is. Op regionale schaal is de temperatuur overdag gemiddeld hoger in de door bosomsloten veentjes dan de open veentjes. Op lokale schaal echter, lijkt dit af te hangen van de afstand tot de bosrand. Direct aan de bosrand (0-10 m) lijkt de temperatuur overdag juist lager te liggen dan in het open veld, waarna deze sterk toeneemt tot een temperatuur die 1-2 graden hoger is dan in het open veld. Dit verschil lijkt afhankelijk van de externe windsnelheid: bij hogere windsnelheden is dit verschil ook groter. Op nog grotere afstanden zou volgens de literatuur de temperatuur door een toenemende windsnelheid afnemen tot het gelijk is aan die in het open veld. Deze afname wordt hier echter niet gemeten wat waarschijnlijk veroorzaakt wordt doordat de afstanden niet groot genoeg zijn in de bosveentjes om windsnelheden te laten toenemen. 's Nachts is de temperatuur direct aan de rand daarentegen hoger dan in het open veld en lijkt deze af te nemen met toenemende afstand tot de bosrand. Dit lijkt erop te wijzen dat de bosrand met name direct aan de rand de temperatuur over een 24-uurs periode gezien sterk buffert. Op grotere afstanden lijkt de bosrand de temperatuur met name te verhogen, afhankelijk van de externe windsnelheid.

Overdag lijkt er dus geen lineaire correlatie tussen de bosafstand en temperatuur te bestaan, terwijl 's nachts de temperatuur af lijkt te nemen met toenemende bosafstand. Opmerkelijk genoeg, wordt in de vegetatie wel een gradiënt gezien en lijkt de gemiddelde temperatuur (over 24 uur gezien) juist toe te nemen met toenemende afstand van de bosrand. Dit kan komen doordat de verschillen overdag tussen de bosrand en de verder gelegen delen groter zijn, maar de toenemende temperaturen verder van de bosrand zijn moeilijker te verklaren. Overdag zou de temperatuur daar gelijk moeten zijn, terwijl het 's nachts daar eerder kouder zou zijn. Het is onduidelijk wat deze toename veroorzaakt.

Daarnaast wordt duidelijk dat de fluctuaties in de temperatuur in het veenmos lager liggen in de bosveentjes ten opzichte van de open veentjes. In hoeverre dit een gevolg is van de aanwezigheid van een bosrand of een gevolg is van het ontbreken van bultvormend veenmos in de open gebieden is onduidelijk. Op basis van de literatuur valt te verwachten dat de buffering in bultvormend veenmos groter is dan in lagere veenmossoorten (Turlure et al., 2010a), maar ook de bosrand zelf lijkt van invloed te zijn.

Bosranden lijken dus te zorgen voor een sterke reductie in windsnelheden, wat zoals hierboven besproken van invloed lijkt op de evapotranspiratie en stikstofdepositie in het veen. Daarnaast zorgen hogere windsnelheden voor golfvorming op open vennen waarvan aangetoond is dat het veenmosgroei tegengaat. Ook de temperatuur kan grote effecten op de habitatkwaliteit binnen het veen uitoefenen doordat bij een hogere temperatuur de dampdruk lager komt te liggen wat de evapotranspiratie zou kunnen verhogen (Nichols & Brown, 1980). Dit effect wordt echter tenietgedaan door de reductie in windsnelheden zoals hierboven besproken waardoor de

luchtvochtigheid ondanks de hogere temperatuur gemiddeld toch hoger ligt in de bosveentjes. Dit geldt alleen bij externe windsnelheden van $<1,5$ m/s. Daarnaast verlopen afbraakprocessen sneller bij hogere temperaturen waardoor er meer nutriënten vrij kunnen komen. Dit zou ook bij kunnen dragen aan de iets hogere decompositie in de bosveentjes. Tevens tonen Breeuwer et al. (2008) aan dat veenmossen harder groeien bij hogere temperaturen en ook Aggenbach & Jalink (1998) geven aan dat hoogveenvorming sneller verloopt binnen de beschutting van bos. Ook is het bekend dat veenmossen erg gevoelig zijn voor de uitdroging van de capitula (Clymo, 1973), waardoor de hogere luchtvochtigheid in bossen eerder positief zou zijn.

7.5 Implicaties voor de habitatkwaliteit voor de fauna

Het is duidelijk dat er grote verschillen bestaan tussen de abiotische omstandigheden in open veentjes en bosveentjes en dat deze verschillen tevens tussen de verschillende regio's groot kunnen zijn. Dit heeft ook gevolgen voor de aanwezige faunasoorten in de venen, zowel direct door invloed op het microklimaat als indirect doordat abiotische invloeden weerspiegeld worden in de vegetatie wat voor een aantal soorten de habitatkwaliteit bepaalt. Ook andere studies benadrukken het belang van bomen rond vennen voor insectensoorten (Van Kleef & Van Dijk, 2018). Een uitgebreide discussie over de randvoorwaarden per soort kan teruggevonden worden in sectie 3.5 in dit rapport, hieronder worden in grote lijnen de gevonden effecten van boszones gerelateerd aan het voorkomen van de soorten.

Het microklimaat kan een direct effect op de habitatgeschiktheid voor sommige faunsoorten hebben. Van vlinders is bekend dat ze minder vliegen bij hogere windsnelheden. Ook zouden hoge temperaturen van belang zijn voor het opwarmen van de vliegspieren, waardoor vlinders actiever zouden zijn. Tevens staan een aantal van de hier behandelde loopkeversoorten bekend als thermofiel, wat betekent dat ze een voorkeur hebben voor een hogere omgevingstemperatuur. Op deze wijze zou een bosrand dus eerder positief zijn voor deze soorten. Daarnaast kan de bosrand ook beschaduwung bieden in het geval temperaturen te hoog zijn.

In de Ardennen is op één locatie waargenomen dat de vlinders daadwerkelijk gebruik maken van de beschuttende werking van de bosrand. In de Drentse bosplots is dit niet waargenomen, maar door de beperkte oppervlakte van de bosplots bleven windsnelheden laag in het gehele veen. Hierdoor valt een duidelijke distributie ten opzichte van de bosrand ook niet te verwachten. Desalniettemin is het Veenhooibeestje veelvuldig waargenomen op open plots, wat een indicatie is dat de invloed van een bosrand op het microklimaat niet essentieel is voor het voorkomen van deze soort. Hoewel de Veenbesparelmoervlinder ook op een open veen is aangetroffen waren hier wel degelijk schuilmogelijkheden in de vorm van wilgenbosjes aanwezig. De onderzochte loopkeversoorten zijn in Drenthe niet waargenomen, ook niet op locaties waar ze 20 jaar geleden nog wel zaten. Dit maakt uitspraken doen met betrekking tot een bosrand voor deze soorten lastig. Wel is er 1 exemplaar van *P. aterrimus* gevangen op een open plot in de Ardennen, wat suggereert dat ook deze soort niet afhankelijk is van het microklimaat binnen een bosplot.

Voor veel van de soorten lijkt echter het voorkomen van geschikt habitat meer van belang te zijn. In het geval van de vlinders betreft dit met name de habitatkwaliteit voor de larvale stadia, waarbij het voorkomen van de waardplant en in één geval bultvormend veenmos van belang zijn. Dit laatste lijkt ook voor de Turflooplever van belang. Voor 2 van de vlindersoorten is de waardplant Kleine veenbes. Deze soort is in deze studie in Drenthe enkel in de bosplots aangetroffen en nooit in open plots. Ook bultvormend veenmos is in deze studie nooit in de open plots in Drenthe aangetroffen, maar enkel in de bosplots. Dit lijkt erop te wijzen dat er momenteel enkel geschikt habitat voor de Veenbesparelmoervlinder en het Veenbesblauwtje in de bosplots te vinden is. Of dit daadwerkelijk komt door de aanwezigheid van een bosrand is niet volledig duidelijk. Zoals gezegd is voor het voorkomen van bultvormend veenmos een stabiele waterstand vereist (Spieksma, 1998; Schouwenaars & Gosen, 2007). Doordat in de hier behandelde open venen de waterstand in de zomer vaak tot onder het maaiveld zakt kan dit 1 van de redenen zijn waarom deze veenmossen hier ontbreken. In de Ardennen zijn ze wel op de open plots aangetroffen. Echter verschilt de hydrologie in de Ardense plots sterk van die van de Drentse plots, onder andere doordat intrekgebieden hier veel groter lijken en in ieder geval 1 van de open plots in verbinding lijkt te staan met het diepe grondwater. Dit kan voor stabielere waterstanden zorgen. In het geval dat in Drenthe de waterstand stabiel gehouden kan worden door ingrepen in de waterhuishouding in de omgeving biedt dit de beste kans op herstel van bultvormend veenmos, hoewel dit herstel lang op zich kan laten wachten (Smolders et al., 2003). Daarnaast is het de vraag of de soorten kunnen concurreren met snelgroeende vaatplanten omdat de depositie van stikstof in de open

gebieden in Drenthe hoog is. Dit lijkt met name een probleem voor de waardplant van deze soorten (Kleine veenbes). Dit is een kleine, langzaam groeiende soort waardoor te verwachten valt dat die slecht kan concurreren met snelgroeiende vaatplanten zoals bijvoorbeeld Pijpenstrootje. Ook (bultvormende) veenmossen kunnen slecht omgaan met een verhoogde beschikbaarheid van stikstof (Fritz et al., 2012; Granath et al., 2012; 2009b; Jirousek et al., 2011; Lamers et al., 2000; Limpens & Berendse, 2003b; Limpens et al., 2011; Tomassen et al., 2003a). Het is dus zeer de vraag of de vegetatie ooit voldoende hersteld kan worden in de open venen in Drenthe voor deze soorten onder het huidige niveau van depositie. Bosranden lijken momenteel dus nog essentieel voor het behoud van deze soorten en lijken dat ook de komende jaren nog te blijven.

Het Veenhooibeestje daarentegen is afhankelijk van het gezamenlijk voorkomen van de voedsel- en de waardplant (Eénarig wollegras). Deze soorten staan veelvuldig op open plots. Met name Eénarig wollegras kan ook goed tegen fluctuerende waterstanden (Aggenbach & Jalink, 1998), waardoor dit niet verrassend is. Het is ook een soort die redelijk competitief lijkt onder verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid en die onder zeer zure omstandigheden kan voorkomen. De negatieve gevolgen van stikstofdepositie lijken minder effect te hebben op deze soort. Dat verklaart misschien waarom het Veenhooibeestje veelvuldig aangetroffen wordt met name in de open venen in Drenthe, maar ook in de bosvenen in Drenthe. De hoge N:P ratio's in de vegetatie in de Drentse open venen bieden wel reden tot zorg, aangezien de negatieve effecten van hoge N:P ratio's op ongewervelden bekend zijn (Vogels et al., 2017; Kurze et al., 2018).

Voor de libellensoorten is het onduidelijk. Voor de meeste soorten is bos in de omgeving één van de randvoorwaarden voor het voorkomen van de soort, echter is dit niet voldoende om het voorkomen van de soorten te voorspellen. Van *S. arctica* is bekend dat de larven onder extreme omstandigheden voorkomen om concurrentie met andere soorten te voorkomen, aangezien de soort niet competitief is (Ketelaar, 2005). Daarnaast lijken de hier behandelde libellensoorten afhankelijk van lage temperaturen in de winter. Dit lijkt zich ook te weerspiegelen in een duidelijke Noordwaartse opschuiving van de soorten vanwege stijgende jaarlijkse temperaturen (Hicklings et al., 2005). Hoewel de temperatuur in het veenmos toe lijkt te nemen met toenemende afstand tot de bosrand, zijn er geen verschillen in gemiddelde temperaturen gevonden tussen de open en de bosplots. Het is wel aannemelijk dat de verhoogde stikstofbeschikbaarheid in de open venen de concurrentiedruk kan verhogen, wat voor *S. arctica* potentieel negatieve gevolgen kan hebben.

Als laatste kan ook voldoende oppervlakte van geschikt habitat van belang zijn, dit geldt met name voor de loopkeversoorten en de Veenmier. Deze laatste is ook voornamelijk bekend van grote open veencomplexen, en voor deze soorten zou een bosrand mogelijk sterk isolerend kunnen werken. Hetzelfde geldt ook voor soorten die minder mobiel zijn, zoals de Turflooplever. De afhankelijkheid van grote goed ontwikkelde veengebieden zorgt ervoor dat er maar weinig locaties zijn die aan de randvoorwaarden van deze soorten voldoen. Het minimum oppervlakte voor de veenvlinders zoals gevonden in de literatuur zal vermoedelijk ook te klein zijn om een gezonde populatie in stand te houden, waardoor populaties afhankelijk zijn van voldoende uitwisseling met andere populaties en in een soort van metapopulatie verband voorkomen (Mousson et al., 1999). Echter een goed functionerende metapopulatie heeft als voorwaarde dat er bronpopulaties zijn, populaties die groot genoeg zijn om een gezonde populatie te herbergen en van waaruit dispersie plaats kan vinden. Dergelijk grote goed ontwikkelde gebieden zijn niet aangetroffen in deze studie in Drenthe waardoor deze soorten gebonden zijn aan de kleine oppervlaktes goed ontwikkeld veen die mogelijk als zogenoemde sinks dienen. Dergelijke kleine populaties zijn daarnaast zeer gevoelig voor suboptimale jaren, waarbij een zeer droge zomer, of juist natte zomer grote gevolgen kan hebben voor de populatie. Dit zou een verklaring kunnen geven voor het achteruitgaan van de soorten. Het is tevens aannemelijk dat de bosranden daarnaast uitwisseling tussen de verschillende populaties verder bemoeilijkt, waardoor geschikte locaties niet opnieuw bezet worden (Mousson et al., 1999). Toch lijken dezelfde bosranden momenteel essentieel voor het voorkomen van geschikt habitat. Het aanleggen van corridors is een veelgebruikte optie om de uitwisseling tussen

populaties te vergroten, maar ook dit brengt het risico met zich mee dat aangelegde corridors als windtunnels gaan dienen en zo de windwerking in de gebieden juist verhogen, met alle negatieve gevolgen van dien.

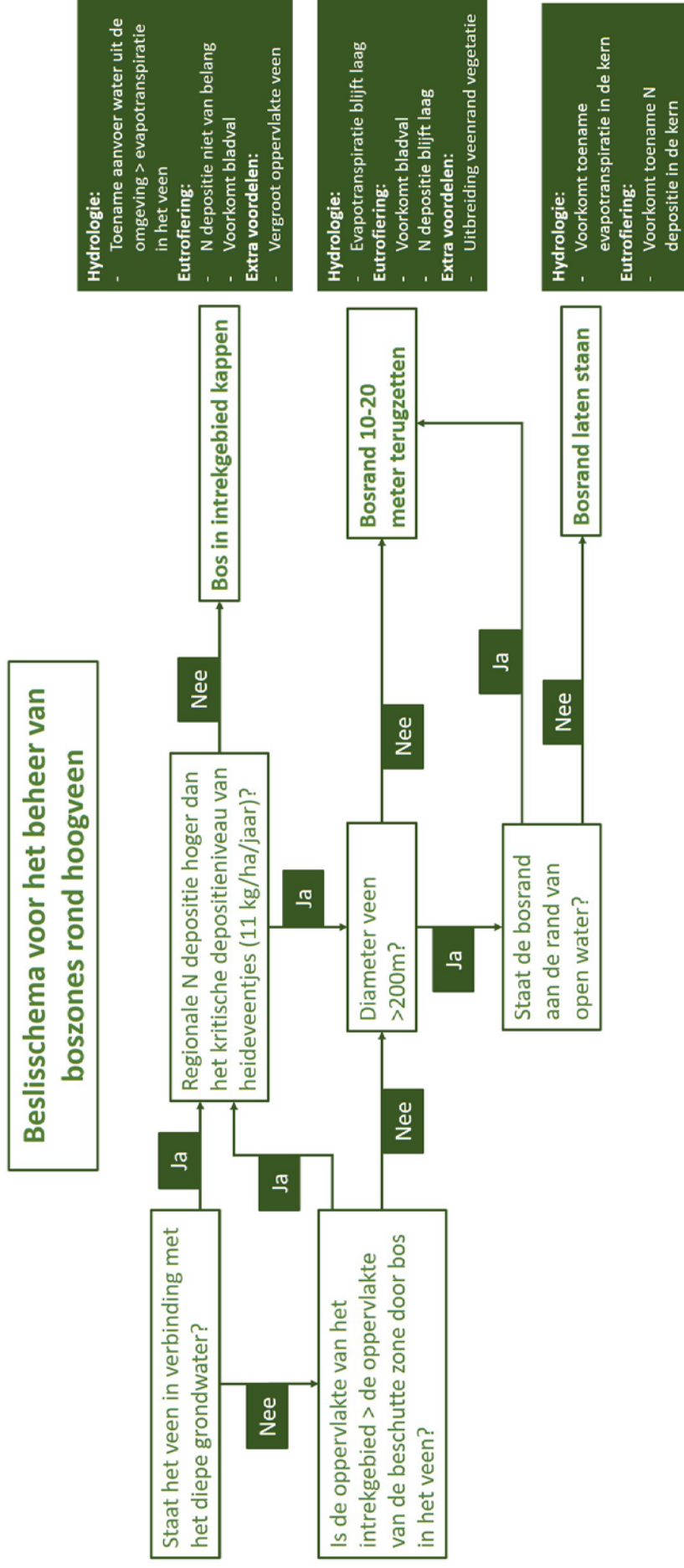
Verder onderzoek naar de status van soorten zoals de loopkevers en de Veenmier is gewenst, daar de monitoring van deze soorten zeer beperkt is en de status daarmee zeer onduidelijk is.. Voor de vlindersoorten is onderzoek nodig naar het effect van bosranden op de distributie van de rupsen in het veen. Gezien de verschillen in temperatuur binnen de veentjes is het mogelijk dat er optimale zones in het veen bestaan, wat de daadwerkelijk oppervlakte voor deze soorten verder verkleint.

8 Conclusie

Het effect van boszones op de habitatkwaliteit binnen heideveentjes lijkt allereerst sterk af te hangen van de hydrologische situatie van het veen. In het geval van grote intrekgebieden en/of invloeden van het diepe grondwater zouden boszones een grote invloed op de waterstand, aanvoer van stikstof en mogelijk anorganisch koolstof hebben. Door kleine intrekgebieden en grote diepteverschillen tussen het diepe grondwater en het freatisch grondwater lijkt de invloed van boszones op de hydrologie in de hier behandelde veentjes erg gering en lijkt het reduceren van de windsnelheden en daarmee de evapotranspiratie in het veen belangrijker. In gevallen waar meer grondwaterinvloed is en intrekgebieden groter zijn kan het verwijderen van boszones wel degelijk voor een toename in waterstanden zorgen. De omgang met de bosrand zal in die gevallen afhangen van de lokale stikstof depositie. In regio's met een hoge depositie lijken boszones de nutriëntenbeschikbaarheid in de veentjes sterk te verlagen, doordat ze de windsnelheden sterk reduceren. In gebieden met een grote invloed van grondwater, zijn er redenen om aan te nemen dat veel van de afgevangen stikstof alsnog nageleverd kan worden. Hoewel in die gevallen een bosrand van belang is, kan het kappen van bos (uitdunnen) in overige delen van het intrekgebied wel voordelig zijn. Dergelijke situaties zijn in deze studie niet aangetroffen, waardoor dit niet behandeld wordt in het afwegingschema.

In gebieden met een beperkte invloed van het grondwater, lijkt de bosrand essentieel voor het tegengaan van stikstofdepositie en verdamping in het veen zelf. Nalevering van nutriënten door de bosrand vindt in dergelijke venen alleen plaats door middel van bladval en pollen. De invloed hiervan lijkt echter over een zeer beperkte afstand te gelden, maar om deze invloed tegen te gaan kan ervoor gekozen worden om de bosrand 10-20 meter terug te zetten. Deze afweging kan afhangen van de diameter van het veen, wanneer deze groter is dan 80 meter dan bestaat de kans dat de windwerking in de kern van het veen door het terugzetten van de bosrand toeneemt en dat hier meer stikstofdepositie valt. In dergelijke gevallen levert het terugzetten van de bosrand geen winst op. Een uitzondering kan gemaakt worden in gevallen waar de bosrand aan de rand van open water staat, waar ervoor gekozen kan worden de bosrand alsnog 10-20 meter terug te zetten. De verschillende stappen zijn samengevat in het afwegingschema (*Afbeelding 8-1*).

Het afwegingschema is opgesteld om tot een optimale hoogveenontwikkeling te leiden met een vegetatie van hoge kwaliteit. Voor sommige faunasoorten hoeft dat niet te gelden, een goed voorbeeld hiervan is het belang aan een directe input van strooisel in het venwater in het geval van de Brede geelgerande waterkever (Van Kleef & Van Dijk, 2018). Ook een aantal van de hier behandelde faunasoorten lijken eerder afhankelijk te zijn van suboptimaal ontwikkeld hoogveen, dit geldt bijvoorbeeld voor het Veenhooibeestje die enkel de combinatie van Eénarig wollegras en Dopheide nodig heeft. Deze soort komt veelvuldig voor in grote open venen met een hoge stikstof beschikbaarheid. Randvoorwaarden zijn daarmee niet voor alle soorten gelijk. Aan de hand van de hier gevonden resultaten kunnen voor de Drentse venen grofweg 3 zones vanaf de bosrand gevonden worden (*Afbeelding 8-2*). Voor elk van deze zones staat in een tabel ernaast samengevat wat het effect van de bosrand op de verschillende parameters is en hoe dit het verwachte voorkomen van de soorten beïnvloedt.

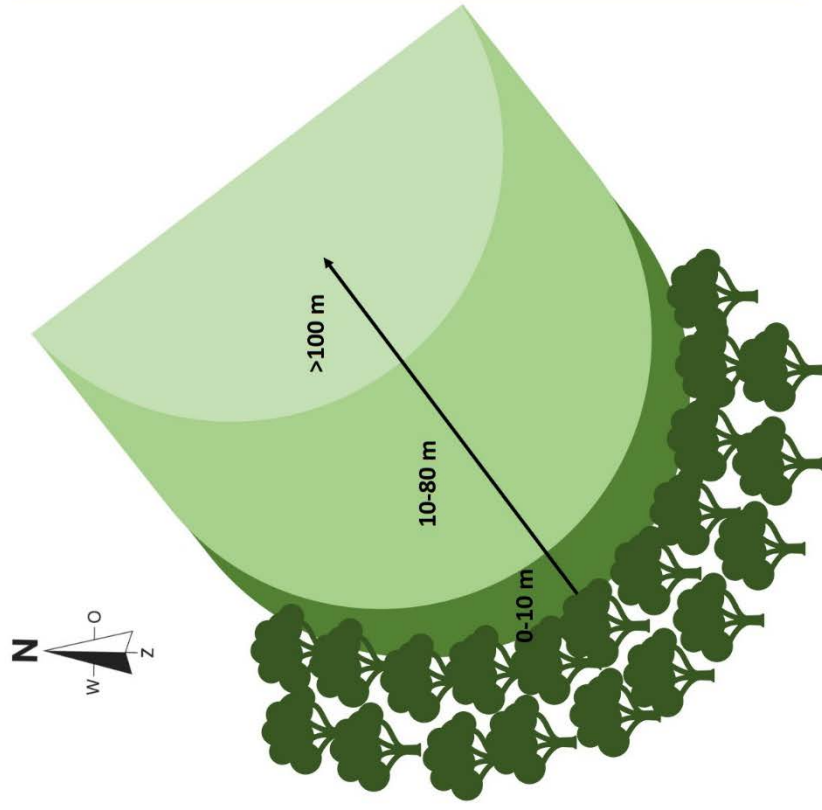


*Afbeelding 8-1: Afwegingsschema voor de omgang met boszones rond heideveentjes.
Image 8-1: Decision tree for the management of forest edges surrounding peat bogs.*

Afbeelding 8-2: Drie zones die onderscheiden kunnen worden vanaf de bosrand op basis van de hier gevonden resultaten in Drenthe. In de tabel (rechts) staan de omstandigheden per zone per parameter toegelicht. Tevens staat per soort aangegeven of de zone voldoet aan de eisen van die soort.

Microklimaat t.o.v. ref.	0-10 m	10-80 m	>100 m
Windsnelheid	Laag	Laag	Gelijk
Temperatuur	Gebufferd	Warmer	Gelijk
Luchtvochtigheid	Vochtiger	Vochtiger ¹	Gelijk
Abiotiek			
N:P ratio t.o.v. ref.	Lager	Gelijk	Hoger
Nutriënten	Eutroof	Oligotroof	Eutroof
pH bodem	Verzuurd	Normaal	Verzuurd
Vochtigheid bodem	Verdroogd	Nat	Nat ²
Vegetatie			
<i>V. oxycoccus</i>	Sporadisch	Abundant	Afwezig ³
<i>E. vaginatum</i>	Sporadisch	Abundant	Dominant
<i>E. tetralix</i>	Sporadisch	Abundant	Abundant
Veenmosbulten	Sporadisch	Dominant	Afwezig ³
Fauna			
<i>B. aquilonaris</i>	Marginaal	Geschikt	Ongeschikt
<i>P. opilete</i>	Marginaal	Geschikt	Ongeschikt
<i>C. tullia</i>	Marginaal	Geschikt	Geschikt ⁵
<i>A. nemorivagus</i>	Onduidelijk	Onduidelijk	Onduidelijk
<i>A. ericeti</i>	Marginaal ⁴	Geschikt ⁴	Ongeschikt
<i>P. aterrimus</i>	Onduidelijk	Onduidelijk	Onduidelijk
<i>L. dubia</i>	Marginaal	Geschikt	Geschikt ^{5,6}
<i>A. subarctica</i>	Ongeschikt	Geschikt	Ongeschikt
<i>S. arctica</i>	Ongeschikt	Geschikt	Ongeschikt
<i>F. picea</i>	Geschikt ⁴	Geschikt ⁴	Geschikt ⁵

Image 8-2: Three zones can be distinguished relative to the forest edge based on the results of this study in Drenthe. Conditions for each of the zones can be found per parameter in the table on the right. The habitat suitability for each of the species of fauna is mentioned as well.



¹ Luchtvochtigheid is gemiddeld hoger, maar afhankelijk van de externe windsnelheid; ² De omstandigheden in de open venen waren droger dan in de bosveentjes, maar dat lijkt meer af te hangen van lokale ontwatering, te verwachten valt dat in eenzelfde gebied de vochtigheid van de bodem op grotere afstand van de bosrand niet lager is; ³ Deze soorten zijn niet aangetroffen in de open venen wat wellicht te wijten valt aan de hogere waterstandfluctuatie hier, wanneer waterstanden stabiel zijn zouden ze wellicht wel kunnen vestigen, echter is het met de hoge input van stikstofdepositie onduidelijk of deze zich daadwerkelijk kunnen vestigen; ⁴ Geschiktheid van het habitat is afhankelijk van voldoende oppervlakte van het habitat; ⁵ Habitat lijkt geschikt, maar hoge N:P ratio's zijn wel zorgwekkend; ⁶ Habitat is geschikt mits er voldoende bos in de nabijheid beschikbaar is.

9 Referenties

- Aaby, B., & Tauber, H. (1975). Rates of peat formation in relation to degree of humification and local environment, as shown by studies of a raised bog in Denmark. *Boreas*, 4: 1–17.
- Abd Latif, Z., & Blackburn, G.A. (2010). The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology*, 54: 119. Doi:10.1007/s00484-009-0260-1.
- Adams, P.W., Flint, A.L., & Fredriksen, R.L. (1991). Long-term patterns in soil moisture and revegetation after clearcut of a Douglas-fir forest in Oregon. *Forest Ecology and Management*, 41: 249–263.
- Adams-Groom, B., Skjoth, C.A., Baker, M., & Welch, T.E. (2017). Modelled and observed surface soil pollen deposition distance curves for isolated trees of *Carpinus betulus*, *Cedrus atlantica*, *Juglans nigra* and *Platanus acerifolia*. *Aerobiologia*, 33: 407–416.
- Adamus, P. (2014). Effects of forest roads and tree removal in or near wetlands of the Pacific Northwest: A literature synthesis. Cooperative Monitoring Evaluation and Research Report CMER 12-1202. Washington State Forest Practices Adaptive Management Program. Washington Department of Natural Resources, Olympia, WA.
- Addo-Bediako, A., Chown, S.L., & Gaston, K.J. (2002). Metabolic cold adaptation in insects: a large-scale perspective. *Functional Ecology*, 16: 332–338.
- Aerts, R., & Berendse, F. (1988). The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio*, 76: 63–69.
- Aerts, R., Wallén, B., & Malmer, N. (1992). Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology*, 80: 131–140.
- Aerts, R., Wallén, B., Malmer, N., & de Caluwe, H. (2001). Nutritional constraints on Sphagnum-growth and potential decay in northern peatlands. *Journal of Ecology*, 89: 292–299.
- Aggenbach, C.J.S., & Jalink, M.H. (1998). Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in hoogvenen. Deel 4 uit de serie 'Indicatorsoorten'. Nooren, M.J. (eds) Staatsbosbeheer Driebergen.
- Ahtiainen, M. (1988). Effects of clear cutting and forestry drainage on water quality in the Nurmesstudy. Proceedings of The International Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions. Joensuu, Finland 6–8 June, 1988. Vol. 1. Publications of the Academy of Finland 4/1988.
- Ahtiainen, M., & Huttunen, P. (1999). Long-term effects of forestry management on water quality and loading in brooks. *Boreal Environmental Research*, 4: 101–114.
- Andersen, T.S. (1974). Wind conditions and pollen deposition in a mixed deciduous forest. II. Seasonal and annual pollen deposition 1967–1972. *Grana*, 14: 64–77.
- Andersen, T.S. (1980). Influence of climate variation on pollen season severity in wind pollinated trees and herbs. *Grana*, 19: 47–52.
- Anderson, R.S. (1990). Modern pollen rain within and adjacent to two giant sequoia (*Sequoiadendron giganteum*) groves, Yosemite and Sequoia national parks, California. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 1289–1305.
- Arróniz-Crespo, M., Leake, J.R., Horton, P., & Phoenix, G.K. (2008). Bryophyte physiological responses to, and recovery from, long-term nitrogen deposition and phosphorus fertilisation in acidic grassland. *New Phytologist*, 180: 864–874.
- Arts, G.H.P., Roelofs, J.G.M., & de Lyon, M.J.H. (1990). Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. *Canadian Journal of Botany*, 68: 2127–2134.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59: 233–253.

- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57:287–301.
- Autio, J., & Hicks, S. (2004). Annual variation in pollen deposition and meteorological conditions on the fell Aakenustunturi in northern Finland: Potential for using fossil pollen as a climate proxy. *Grana*, 43: 31–47.
- Baaijens, G.J., Bakker, J., Grootjans, A., Klooker, J., & Van Diggelen, R. (1998). The Drentse Plateau. In: Grootjans, A.P., & Van Diggelen, R. (eds), Selected restoration objects in the Netherlands and NW Germany; a field guide. Groningen: Laboratorium voor Plantenecologie Rijksuniversiteit Groningen.
- Baguette, M. (2003). Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography*, 26: 153–160.
- Bain J.T., & Proctor M.C.F. (1980). The requirement of aquatic bryophytes for free CO₂ as an inorganic carbon source: some experimental evidence. *New Phytologist*, 86: 393–400.
- Baker, R.G.E., & Boatman, D.J. (1990). Some effects of nitrogen, phosphorus, potassium and carbon dioxide concentration on the morphology and vegetative reproduction of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. *New Phytologist*, 116: 605–611.
- Baker, S.C., Spies, T.A., Wardlaw, T.J., Balmer, J., Franklin, J.F., & Jordan, G.J. (2013). The harvested side of edges: effects of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management*, 302: 107–121.
- Baker, T.P., Jordan, G.J., & Baker, S.C. (2016). Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? *Forest Ecology and Management*, 365: 128–136.
- Banks, H.H., & Nighswander, J.E. (2000). Relative contribution of hemlock pollen to the phosphorus loading of the clear lake ecosystem near Minden, Ontario. *Proceedings: Symposium on Sustainable Management of Hemlock Ecosystems in Eastern North America*, 168–174 pp.
- Barber, K.E., Chambers, F.M., Maddy, D., Stoneman, R., & Brew, J.S. (1994). A sensitive highresolution record of late Holocene climatic change from a raised bog in Northern England. *The Holocene*, 4: 198–205.
- Barndt, D., Brase, S., Glauche, M., Gruttke, H., Kegel, B., Platen, R., & Winkelmann, H. (1991). Die laufkäfer von Berlin (West)- mit kennzeichnung und auswertung der verschollenen und gefährdeten arten (Rote Liste, 3. Fassung). In: A. Auhagen et al. Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung S 6: 243–275.
- Bauhus, J., & Bartsch, N. (1995). Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant and Soil*, 168–169: 579–584.
- Baumann, K. (2001). Habitat und Vergesellschaftung von *Somatochlora alpestris* und *S. arctica* im Nationalpark Harz (Odonata: Corduliidae). *Libellula*, 20(1/2): 47–67.
- Bartsch, N., Bauhus, J., & Vor, T. (1999). Auswirkungen von auflichtung und kalkung auf das sickwasser in einem buchenbestand (*Fagus silvatica* L.) im Solling. *Forstarchiv*, 70: 218–223.
- Berg, B., Albrekston, A., Berg, M.P., Cortina, J., Johansson, M.B., Gallardo, A., Madeira, M., Pausas, J., Kratz, W., Vallejo, W., & McClaugherty, C. (1999). Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science*, 56: 625–639.
- Berg, B., Johansson, M. B., & Meentemeyer, V. (2000). Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control of mass-loss rates. *Canadian Journal of Forest Research*, 30:1136–1147.
- Bergkvist, B., & Folkeson L. (1995). The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems, *Ecological Bulletins*, 44: 90–99.

- Bergmann, W. (1988). Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische diagnose, Bergmann W. (Ed.), 2e édition, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 1988, 762 pp.
- Bink, F.A. (1967). Onderzoek naar het biotoop en de verspreiding van *Boloria sifanica* Grun-Grshimailo 1891, veenbesparelmoervlinder. RIN, Leersum.
- Bink F.A. (1992). Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co. Haarlem, 512 pp.
- Blackford, J.J., & Chambers, F.M. (1991). Proxy records of climate from blanket mires: evidence for a Dark age (1400 BP) climatic deterioration in the British Isles. *The Holocene*, 1: 63–67.
- Bladon, K.D., Silins, U., Landhäuser, S.M., & Lieffers, V.J. (2006). Differential transpiration by three boreal tree species in response to increased evaporative demand after variable retention harvesting. *Agricultural Forest Meteorology*, 138: 104–119.
- Bliss, C.M., & Comerford, N.B. (2002). Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1344–1349.
- Blom, W.L. (1945). Een nieuwe vindplaats van *Polyommatus optilete*. *Tijdschrift voor Entomologie* 88: 331–333.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.P. (eds) (2011) *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships*. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244 pp.
- Bonneau, M. (1988). Le diagnostic foliaire. *Revue Forestière Française*, 40: 19–26.
- Bönsel, A. (1999). Der Einfluß von Rothirsch (*Cervus elaphus*) and Wildschwein (*Sus scrofa*) auf die Entwicklung der habitate von *Aeshna subarctica* WALKER in wiedervernässten Regenmooren (Anisoptera: Aeshnidae). *Libellula*, 18(3/4): 163–168.
- Boomsma J.J., Mabelis A.A., Verbeek M.G.M., & Los E.C. (1987). Insular bigeography and distribution ecology of ants on the Frisian islands. *Journal of Biogeography*, 14: 21–37.
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55: 3–23.
- Bragazza, L., Tahvanainen, T., Kutnar, L., Rydin, H., Limpens, J., Michal, H., Grosvernier, P., Tom, H., Hajkova, P., Hansen, I., Iacumin, P., & Gerdol, R. (2004). Nutritional constraints in ombrotrophic Sphagnum plants under increasing atmospheric nitrogen deposition in Europe. *New Phytologist*, 163: 609–616.
- Bray, J.R., & Gorham, E. (1964). Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 2: 101–157.
- Brechtel, H.M. (1992). Impact of acid deposition caused by air pollution in central Europe. In: Teller A, Mathy, P., Jeffers, J.N.R. (eds) *Response of forest ecosystems to environmental changes*. Elsevier, New York, 594–595 pp.
- Bréda, N., (1999). L'indice foliaire des couverts forestiers: mesure, variabilité et rôle fonctionnel. *Rev. For. Fr.*, 56: 135–150.
- Bredemeier, M., & Marmann, P. (1992). Acidification pulses due to nitrification in forest soils. In: *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Teller, A., Mathy, P., & Jeffers, J.N.R. (eds). Elsevier Applied Science, London, 732–734 pp.
- Breeuwer, A., Heijmans, M.M.P.D., Robroek, B.J.M., & Berendse, F. (2008). The effect of temperature on growth and competition between *Sphagnum* species. *Oecologia*, 156: 155–167.
- Bricchi, E., Frenguelli, G., & Mincigrucci, G. (2000). Experimental results about *Platanus* pollen deposition. *Aerobiologia*, 16: 347–352.
- Bridgman, S.D., & Richardson, C.J. (1992). Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in Southern peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 1089–1099.
- Bridgman, S.D., Updegraff, K., & Pastor, J. (1998). Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern Wetlands. *Ecology*, 79: 1545–1561.
- Brye, K.R., Norman, J.M., Bundy, L.G., & Gower, S.T. (2001). Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality*, 30: 58–70.

- Bubier, J.L., Moore, T.R., & Bledzki, L.A. (2007). Effects of nutrient addition on vegetation and carbon cycling in an ombrotrophic bog. *Global Change Biology*, 13: 1168–1186.
- Bücking, W., Evers, F.H., & Krebs, A. (1986). Stoffdeposition in fichten- und buchenbeständen des schönbuchs und ihre auswirkungen auf boden und sickerwasser verschiedener standorte, in: Einsele G. (Ed.), Das landschaftökologische Projekt Schönbuch. Verlag VCH, Weinheim, 1986, 271–324 pp.
- Burmeister, F. (1939). Biologie, Ökologie und verbreitung der Europäischen käfer 1. Adephaga-Caraboidea. Krefeld.
- Burns, D.A., & Murdoch, P.S. (2005). Effects of a clearcut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, New York, USA. *Biogeochemistry*, 72(1): 123–146.
- Butterbach-Bahl, K., Willibald, G., & Papen, H. (2002a). Soil core method for direct simultaneous determinations of N₂ and N₂O emissions from forest soils. *Plant and Soil*, 240: 105–116.
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Willibald, G., & Papen, H. (2002b). Exchange of N-gases at the Höglwald Forest – A Summary. *Plant and Soil*, 240: 117–123.
- Calder, I.R., & Newson, M.D. (1979). Land use and upland water resources in Britain – a strategic look. *Water Resoures Bulletin*, 16: 1628–1639.
- Calder, I.R., Swaminath, M.H., Kariyappa, G.S., Srinivasala, N.V., & Srinivasala Murthy, K.V. (1992). Deuterium tracing for the estimation of transpiration from trees. *Journal of Hydrology*, 130: 17–25.
- Calvert, W.H., Brower, L.P., & Lawton, R.O. (1992). Mass flight response of overwintering monarch butterflies (Nymphalidae) to cloud-induced changes in solar radiation intensity in Mexico. *Journal of the Lepidopterist's Society*, 46: 97–105.
- Campbell, D.I., & Williamson, J.L. (1997). Evaporation from a raised peat bog. *Journal of Hydrology*, 193: 142–160.
- Campbell, J.T., Finér, L., & Messier, C. (1998). Fine-root production in small experimental gaps in successional mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, 9: 537–542.
- Carlisle, A., Brown, A.H.F., & White, E.J. (1966). Litter fall, leaf production and the effects of defoliation by *Tortrix viridana* in Sessile oak (*Quercus petraea*) woodland. *Journal of Ecology*, 54: 65–85.
- Casey, T.M. (1981). Behavioral mechanisms of thermoregulation. In B. Heinrich, (eds.) Insect thermoregulation. John Wiley and Sons, New York, 79–114 pp.
- Chapuisat, M., Goudet, J., & Keller, L. (1997). Microsatellites reveal high population viscosity and limited dispersal in the ant *Formica paralugubris*. *Evolution*, 51(2): 475–482.
- Cheesman, A.W., Turner, B.L., & Reddy, K.R. (2012). Soil phosphorus forms along a strong nutrient gradient in a tropical ombrotrophic wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 1496–1506.
- Cho, Y.J., Kim, I.S., Kim, P., & Lee, E.J. (2003). Deposition of airborne pine pollen in a temperate pine forest. *Grana*, 42(3): 178–182.
- Clymo, R.S. (1973). The growth of Sphagnum: some effects of environment. *Journal of Ecology*, 61(3): 849–869.
- Cole, J.J., Caraco, N.F., & Likens, G.E. (1990). Short-range atmospheric transport: A significant source of phosphorus to an oligotrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 35(6): 1230–1237.
- Cooper, J.D. (1980). *Measurement of moisture fluxes in unsaturated soil in Thetford Forest*. Natural Environment Research Council (N.E.R.C.), Institute of Hydrology, Wallingford, Report No. 66.
- Cronan, C.S., Piampiano, J.T., & Patterson, H.H. (1999). Influence of land use and hydrology on exports of carbon and nitrogen in a Maine river basin. *Journal of Environmental Quality*, 28(3): 953–961.
- Damman, A.W.H. (1978). Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. *Oikos*, 30: 480–495.

- Damman, A.W.H. (1986). Hydrology, development and biogeochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. *Canadian Journal of Botany*, 64: 384–394.
- Damman, A.W.H. (1990). Nutrient status of ombrotrophic peat bogs. *Aquilo Series Botanica*, 28: 5–14.
- Davies-Colley, R.J., Payne, G.W., & Van Elswijk, M. (2000). Microclimate gradients across a forest edge. New Zealand. *Journal of Ecology*, 24: 111-121.
- Dawson, J.J.C., Billett, M.F., Neal, C., & Hill, S. (2002). A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK. *Journal of Hydrology*, 257: 226-246.
- Dawson, J.J.C., Billett, M.F., Hope, D., & Palmer, S.M. (2004). Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. *Biogeochemistry*, 70: 71-92.
- De Schrijver, A., Van Hoydonck, G., Nachtergale, L., De Keersmaecker, L., Mussche, S., & Lust, N. (2000). Comparison of nitrate leaching under silver birch (*Betula pendula*) and Corsican pine (*Pinus nigra ssp. laricio*) in Flanders (Belgium). *Water, Air, and Soil Pollution*, 122: 77–91.
- De Schrijver, A., Staelens, J., Wuyts, K., Van Hoydonck, G., Janssen, N., Mertens, J., Gielis, L., Geudens, G., Augusto, L., & Verheyen, K. (2007). Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. *Environmental Pollution*, 153: 295-303.
- De Visser, E.H.B., & De Vries, W. (1989). *De gemiddelde jaarlijkse waterbalans van 'bos, heide en graslandvegetaties in Nederland*, Wageningen, The Netherlands, Soil Survey Institute, Report 2085, 136 pp.
- De Vries, H. (1996). Viability of ground beetle populations in fragmented heathlands. PhD Thesis, Landbouwniversiteit Wageningen, The Netherlands.
- De Vries, H., & Den Boer, P.J. (1990). Survival of populations of *Agonum ericeti* Panz. (Col., Carabidae) in relation to fragmentation of habitats. *Netherlands Journal of Zoology*, 40: 484-498.
- De Vries, W. (1993). Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 68: 399-434.
- DeLuca, T.H., Zackrisson, O., Gundale, M.J., & Nilsson, M.C. (2008). Ecosystem feedbacks and nitrogen fixation in boreal forests. *Science*, 320: 1181.
- Den Boer, P.J., Van Huizen, T.H.P., Den Boer-Daanje, W., Aukema, B., & Den Bieman, C.F.M. (1980). Wing polymorphism and dimorphism as stages in an evolutionary process (Coleoptera, Carabidae). *Entomologia Generalis*, 6: 107-134.
- Dennis, R.L.H., & Eales, H.T. (1997). Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Müller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation*, 1: 167-176.
- Dennis, R.L.H., & Eales, H.T. (1999). Probability of site occupancy in the large heath butterfly *Coenonympha tullia* determined from geographical and ecological data. *Biological Conservation*, 87: 295-301.
- Des Tombe, B. (2016). Simulating heat transfer through the unsaturated zone of MAR systems. MSc Thesis. Delft University of Technology, The Netherlands.
- Desender, K. (1986). Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 1-4. Studiedocumenten van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen 26, 27, 30, 34.
- Desender, K. (1989). Dispersievermogen en ecologie van loopkevers (Coleoptera, Carabidae) in België: een evolutionaire benadering. Studiedocumenten van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen 54.
- Devito, K.J., Creed, I.F., & Fraser, C.J.D. (2005). Controls on runoff from a partially harvested aspenforested headwater catchment, Boreal Plain, Canada. *Hydrological Processes*, 19: 3–25.
- Dise, N.B., & Wright, R.F. (1995). Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71: 153-161.

- Dise, N.B., Matzner, E., & Gundersen, P. (1998). Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 105: 143-154.
- Dise, N.B., Rothwell, J.J., Gauci, V., Van der Salm, C., & De Vries, W. (2009). Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407: 1798-1808.
- Doskey, P.V., & Ugoagwu, B.J. (1989). Atmospheric deposition of macronutrients by pollen at a semi-remote site in Northern Wisconsin. *Atmospheric Environment*, 23(12): 2761-2766.
- Douwes, P. (1976). Activity in *Heodes virgaureae* (Lep., Lycaenidae) in relation to air temperature, solar radiation, and time of day. *Oecologia*, 22: 287-298.
- Draaijers, G. (1993). The variability of atmospheric deposition to forests. The effects of canopy structure and forest edges. PhD Thesis, University of Utrecht.
- Draaijers, G., Ivens, W.P.M.F., & Bleuten, W. (1988). Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air, and Soil Pollution*, 42: 129-136.
- Drees, C., Matern, A., Vermeulen, R., & Assman, T. (2007). The influence of habitat quality on populations: a plea for an amended approach in the conservation of *Agonum ericeti*. *Baltic Journal of Coleopterology*, 7: 1-8.
- Dubé, S., Plamondon, A.P., & Rothwell, R.L. (1995). Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resources Research*, 31(7): 1741-1750.
- Dumortier, M., De Bruyn, L., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T., Weyembergh, G., Van Straaten, D., & Kuijken, E. (2003). *Natuurrapport 2003 Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 21 Brussel.
- Durka, W., Detief, S.E., & Voerkellus, S. (1994). Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements. *Nature*, 372: 22-29.
- Elbers, J.A., Moors, E.J., & Jacobs, C.M.J. (2009). *Gemeten actuele verdamping voor twaalf locaties in Nederland*. Wageningen Alterra, Alterra-rapport 1920, 36 pp.
- Emsens, W.J., Aggenbach, C.J.S., Grootjans, A.P., Nfor, E.E., Schoelynck, J., Struyf, E., & Van Diggelen, R. (2016). Eutrophication triggers contrasting multilevel feedbacks on litter accumulation and decomposition in fens. *Ecology*, 97(10): 2680-2690.
- Farrell, E.P., Aherne, J., Boyle, G.M., & Nunan, N. (2001). Long-term monitoring of atmospheric deposition and the implications of ionic inputs for the sustainability of a coniferous forest ecosystem. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130: 1055-1060.
- Ferguson, D.K. (1985). The origin of leaf-assemblages – New light on an old problem. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 46: 117-188.
- Fermor, P.M., Hedges, P.D., Gilbert, J.C., & Gowing, D.J.G. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes*, 15: 621-631.
- Fog, K. (1988). The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic-matter. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 63: 433-462.
- Forman, R.T.T., & Baudry, J. (1984). Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*, 8: 495-510.
- Fowles, A.P., & Hurford, C. (1996). *A monitoring programme for the bog ant Formica candida (=transcaucasica) on Cors Goch Llanllwch SSSI Carmarthenshire*. CCW Natural Science Report.
- Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitchke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B., & Thomas, C.D. (2006). Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12: 1545-1553.
- French, H.M. (1996). *The Periglacial Environment*. Willey.
- Frey, S.D., Ollinger, S., Nadelhoffer, K., Bowden, R., Brzostek, E., Burton, A., Caldwell, A., Crow, S., Goodale, C.L., Grandy, A.S., Finzi, A., Kramer, M.G., Lajtha, K., LeMoine, J., & Martin, M. (2014). Chronic nitrogen additions suppress decomposition and sequester soil carbon in a temperate forest. *Biogeochemistry*, 121: 305-316.
- Fritz, C., Van Dijk, G., Smolders, A.J.P., Pancotto, V.A., Elzenga, T.J.T.M., Roelofs, J.G.M., & Grootjans, A.P. (2012). Nutrient additions in pristine Patagonian Sphagnum bog vegetation:

- can phosphorus addition alleviate (the effects of) increased nitrogen loads. *Plant Biology*, 14: 491–499.
- Glatzel, S., Basiliko, N., & Moore, T. (2004). Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested, and restored sites, eastern Quebec, Canada. *Wetlands*, 24: 261–267.
- Gorham, E., & Janssens, J.A. (2005). The distribution and accumulation of chemical elements in five peat cores from the mid-continent to the eastern coast of North America. *Wetlands*, 25: 259–278.
- Gotelli, N.J., Mouser, P.J., Hudman, S.P., Morales, S.E., Ross, D.S., & Ellison, A.M. (2008). Geographic variation in nutrient availability, stoichiometry, and metal concentrations of plants and pore-water in ombrotrophic bogs in New England, USA. *Wetlands*, 28: 827–840.
- Graham, M.D., & Vinebrooke, R.D. (2006). Coupling of boreal forests and lakes: Effects of conifer pollen on littoral communities. *Limnology and Oceanography*, 51(3): 1524–1529.
- Granath, G., Strengbom, J., Breeuwer, A., Heijmans, M.P.D., Berendse, F., & Rydin, H.K. (2009a). Photosynthetic performance in Sphagnum transplanted along a latitudinal nitrogen deposition gradient. *Oecologia*, 159: 705–715.
- Granath, G., Wiedermann, M.M., & Strengbom, J. (2009b). Physiological responses to nitrogen and sulphur addition and raised temperature in *Sphagnum balticum*. *Oecologia*, 161: 481–490.
- Granath, G., Strengbom, J., & Rydin, H.K. (2012). Direct physiological effects of nitrogen on Sphagnum: a greenhouse experiment. *Functional Ecology*, 26: 353–364.
- Gray, M.D., McKay G.A., & Wigham, J.M. (1970). Energy, evaporation, and evapotranspiration. In : Handbook on the Principles of Hydrology. Can. Natl. Comm. Int. Hydrol. Decade, pp. 3.1--3.66.
- Gray, A.N., Spies, T.A., & Easter, M.J. (2002). Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 332–343.
- Green, B.J., Yli-Panula, E., Dettman, M., Rutherford, S., & Simpson, R. (2003). Airborne Pinus pollen in the atmosphere of Brisbane, Australia and relationship with meteorological parameters. *Aerobiologia*, 19: 47–55.
- Grimbacher, P.S., Catterall, C.P., Kitching, R.L. (2006). Beetle species' responses suggest that microclimate mediates fragmentation effects in tropical Australian rainforest. *Austral Ecology*, 31: 458–470.
- Groffman, P.M., Williams, C.O., Pouyat, R.V., Band, L.E., & Yesilonis, I.D. (2009). Nitrate leaching and nitrous oxide flux in urban forests and grasslands. *Journal of Environmental Quality*, 38: 1848–1860.
- Guillemette, F., Plamondon, A.P., Prévost, M., Lévesque, D. (2005). Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. *Journal of Hydrology*, 302: 137–153.
- Gundersen, P., & Rasmussen, L. (1990). Nitrification in forest soils: effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 113: 1–45.
- Gundersen, P. (1995). Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 1179–1184.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K., & Raulund-Rasmussen, K. (2006). Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14: 1–57.
- Haeseler, V. (1982). Über die weitere Besiedlung der Nordinsel Mellum durch Wespen, Ameisen und Bienen (Hymenoptera). *Schriftenreihe Naturwissenschaftliche Verein SchlesweichHolstein*, 52: 57–67.
- Hall, R.L., Allen, S.J., Rosier, P.T.W., Smith, D.M., Hodnett, M.G., Roberts, J.M., Hopkins, R., Davies, H.N., Kinniburgh, D.G., & Goody, D.C. (1996). *Hydrological effects of short rotation energy coppice. Final report to ETSU*. Wallingford, NERC/ Institute of Hydrology, 201 pp.

- Harding, R.J., Neal, C., & Whitehead, P.G. (1992). Hydrological effects of plantation forestry in north-western Europe. In: Teller A, Mathy P, Jeffers JNR (eds.) Response of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier, New York, 445-455 pp.
- Haveraaen, O. (1981). *The effect of cutting on water quantity and water quality from East Norwegian coniferous forest*. Reports of the Norwegian Forest Research Institute, 36(7), 27 pp. [In Norwegian with English summary].
- He, Z., Liu, J., Wu, C., Zheng, S., Hong, W., Su, S., & Wu, C. (2012). Effects of forest gaps on some microclimate variables in *Castanopsis kawakamii* natural forest. *Journal of Mountain Science*, 9: 706-714.
- Heij, G.J., & Schneider, T. (eds.) (1991). *Final Report Second Phase Dutch Priority Programme on Acidification*, RIVM, report no. 200--09, Bilthoven.
- Heithecker, T.D., & Halpem, C.B. (2007). Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvest in western Washington. *Forest Ecology and Management*, 248: 163-173.
- Hemond, H.F. (1983). The nitrogen budget of Thoreau's bog. *Ecology*, 64: 99-109.
- Henriksen, H.J., & Kreutzer, I.B. (1982). *The Butterflies of Scandinavia in Nature*. Skandinavisk Bogforlag, Odense, Denmark.
- Henrikson, B.I. (1988). The absence of antipredator behaviour in the larvae of *Leucorrhinia dubia* (Odonata) and the consequences for their distribution. *Oikos*, 51: 179-183.
- Henrikson, B.I. (1993). Sphagnum mosses as a microhabitat for invertebrates in acidified lakes and the colour adaptation and substrate preference in *Leucorrhinia dubia* (Odonata, Anisoptera). *Ecography*, 16(2): 143-153.
- Herbst, M., Roberts, J.M., Rosier, P.T.W., Taylor, M.E., & Gowing, D.J. (2007). Edge effects and forest water use: A field study in a mixed deciduous woodland. *Forest Ecology and Management*, 250: 176-186.
- Hermann, M., Pust, J., & Pott, R. (2005). Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystem in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant and Soil*, 273: 129-137
- Hesselman, H. (1919). *Über die Verarbeitungsfähigkeit des Waldbaumpollens*. Medol: Skagsforsöhs. 16 pp.
- Hetherington, E.D. (1987). *The importance of forests in the hydrological regime*. In: Healey, M.C., & Wallace, R.R., (eds.). Canadian aquatic resources. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, 533 pp.
- Hibbert, A.R. (1967). *Forest treatment effects on water yield*. In: Sopper, W.E., & Lull, H.W. (eds.). International Symposium on Forest Hydrology, Pergamon, Oxford.
- Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., & Thomas, C.D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, 11: 502-506.
- Hicks, B.J., Beschta, R.L., & Harr, R.D. (1991). Long-term changes in streamflow following logging in western Oregon and associated fisheries implications. *Water Resources Bulletin*, 27(2): 217-226.
- Hicks, S. (1994). Present and past records of Lapland forests. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 82: 17-35.
- Hicks, S. (1996). The feasibility of using pollen deposition data as climatic indices. *Paläoklimaforschung*, 20: 173-187.
- Hicks, S. (1999). The relationship between climate and annual pollen deposition at northern tree-lines. *Chemosphere - Global Change Science* 1(4): 403-416.
- Hicks, S. (2001). The use of annual arboreal pollen deposition values for delimiting tree-lines in the landscape and exploring models of pollen dispersal. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 117: 1-29.
- Hill, J.K., Thomas, C.D., Fox, R., Telfer, M.G., Willis, S.G., Asher, J., & Huntley, B. (2002). Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London*, 269: 2163-2171.

- Holuša, O. (2000). The results of faunistic search of the dragonflies (Odonata) in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, 5: 149-166.
- Hope, D., Billett, M.F., & Cresser, M.S. (1993). A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, 84(3): 301-324.
- Horion, A. (1941). Faunistik der Deutschen Käfer I, Adephaga – Caraboidea. Krefeld, 354 pp.
- Houdijk, A.L.F.M. (1990). *Effecten van zwavel- en stikstofdepositie op bos- en heidevegetaties*. Rapport Katholieke Universiteit Nijmegen, 124 pp.
- Huusko, A., & Hicks, S. (2009). Conifer pollen abundance provides a proxy for summer temperature: Evidence from the latitudinal forest limit in Finland. *Journal of Quaternary Science*, 24: 522–528.
- Hyman, P.S. (1992). A review of the scarce and threatened Coleoptera of Great Britain, part 1. [updated and revised by M.S. Parsons]. UK Nature Conservation, Peterborough.
- Hyvärinen, A. (1990). Deposition on forest soils — effect of tree canopy on throughfall. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.), *Acidification in Finland*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 199–213 pp.
- Janssens, I.A., Dieleman, W., Luyssaert, S., Subke, J.A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J. Grace, J., Matteucci, G., Papale, D., Piao, S.L., Schulze, E.D., Tang, J., & Law, B.E. (2010). Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience*, 3: 315–322.
- Jauhiainen, J. & Silvola, J. (1999). Photosynthesis of *Sphagnum fuscum* at long-term raised CO₂ concentrations. *Annales Botanici Fennici*, 36: 11-19.
- Jirousek, M., Michal, H., & Bragazza, L. (2011). Nutrient stoichiometry in Sphagnum along a nitrogen deposition gradient in highly polluted region of Central-East Europe. *Environmental Pollution*, 159: 585–590.
- Johnson, D.W. (1992). Nitrogen retention in forest soils. *Journal of Environmental Quality*, 21: 1-12.
- Jones, J.A., & Post, D.A. (2004). Seasonal and succesional streamflow response to forest cutting and regrowth in the northwest and eastern United States. *Water Resources Research*, 40(5): W05203, doi:10.1029/2003WR002952.
- Joy, J. (1991). The ecology and life history of the large heath butterfly (*Coenonympha tullia*) on the Shropshire/Clwyd mosses. *British Ecological Society Bulletin*, 22: 114-119.
- Joy, J., & Pullin, A.S. (1997). The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation*, 82: 61-66.
- Kalniņa, A. (1995). [Climatic delineation]. In: Kavacs G. (ed.) *Latvijas daba*. 2. Enciklopēdija. Latvijas Enciklopēdija, pp: 245-246 (in Latvian).
- Kalnins, M. (2012). The ecology and conservation of the Bog Hawker *Aeshna subarctica* WALKER, 1908 (Odonata: Aeshnidae) in Latvia. *Latvijas Entomologs*, 51: 40-57.
- Kaste, O., & Skjelkvale, B.L. (2002). Nitrogen dynamics in runoff from two small heathland catchments representing opposite extremes with respect to climate and N deposition in Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6: 351-362.
- Katzensteiner, K. (2003). Effects of harvesting on nutrient leaching in a Norway spruce (*Picea abies* Karst.) ecosystem on a Lithic Leptosol in the Northern Limestone Alps. *Plant and Soil*, 250: 59–73.
- Keersmaecker, J.N., Maddelein, D., De Schrijver, A., & Lust, N. (2000). Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. *Water, Air, and Soil Pollution*, 122: 49–62.
- Kellogg, L.E., & Bridgham, S.D. (2003). Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. *Biogeochemistry*, 63: 299–315.
- Kennedy, F. (2003). How extensive are the impacts of nitrogen pollution in Great Britain's forests? In *Forest Research Annual Report and Accounts 2001–2002*. Stationery Office, Edinburgh, 66–75 pp.

- Keppeler, E.T., Ziemer, R.R., & Cafferata, P.H. (1994). Changes in soil moisture and pore pressure after harvesting a forested hillslope in Northern California. *Journal of the American Water Resources Association* June: 205–214.
- Ketelaar, R. (2001a). Verspreidingsgegevens van libellen als instrument bij het herstel van vennen. *De Levende Natuur*, 102: 166-170.
- Ketelaar, R. (2001b). *De speerwaterjuffer in Nederland: verspreiding, ecologie en bescherming*. De Vlinderstichting rapport VS2001.32, Wageningen.
- Ketelaar, R. (2002). De status van de speerwaterjuffer *Coenagrion Hastulatum* in Nederland, een karakteristieke libel van niet aangetaste vennen (Odonata). *Nederlandse faunistische mededelingen* 16: 1-10.
- Ketelaar, R., Groenendijk, D., & Joop, P. (2005). *Soortbeschermingsplan Hoogveenglanslibel (Somatochlora arctica)*. Dutch Ministry of Agriculture and Food Quality, Wageningen, the Netherlands.
- Kindler, R., Siemens, J., Kaiser, K., Walmsley, D.C., Bernhofers, C., Buchmann, N., Cellier, P., Eugster, W., Gleixner, G., Grünwalds, T. et al. (2011). Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology*, 17: 1167-1185.
- Kinzel, H. (1982). *Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Germany.
- Kleijn, C.E., Zuidema, G., & De Vries, W. (1989). *De indirecte effecten van atmosferische depositie op de vitaliteit van Nederlandse bossen. Deel 2. Depositie, bodemeigenschappen en bodemvochtsamenstelling van acht Douglasopstanden*. Wageningen, The Netherlands, Soil Survey Institute, Report 2050, 92 pp.
- Klimczuk, P., & Sielezniew, M. (2017). Unexpected differences in butterfly diversity between two peat bogs in the same area. *Polish Journal of Entomology*, 86: 251-273.
- Knoepp, J.D., & Swank, W.T. (2002). Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 177–182.
- Knorr, M., Frey, S.D., & Curtis, P.S. (2005). Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology*, 86: 3252–3257.
- Koerselman, W., Bakker, S.A., & Blom, M. (1990). Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology*, 78(2): 428-442.
- Kolka, R.K., Palik, B.J., Tersteeg, D.P., & Bell, J.C. (2011). Effects of riparian buffers on hydrology of northern seasonal ponds. *Advances in Forest Hydrology*, 54(6): 2111-2116.
- Krebs, M., Gaudig, G., & Joosten, H. (2016). Record growth of *Sphagnum papillosum* in Georgia (Transcaucasus): rain frequency, temperature and microhabitat as key drivers in natural bogs. *Mires and Peat*, 18: 1-16.
- Kristensen, H., & Henriksen, K. (1998) Soil nitrogen transformations along a successional gradient from Calluna heathland to Quercus forest at intermediate atmospheric nitrogen deposition. *Applied Soil Ecology*, 8: 95–109.
- Krogerus, R. (1960). Ökologische Studien über nordische Moorarthropoden. *Commentationes Biologicae* 21: 1-238.
- Kubin, E. (1995). The effect of clear cutting, waste wood collecting and site preparation on the nutrient leaching to groundwater. In: Nilsson, L.O., Huttli, R.F., & Johansson, U.T. (eds), Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, 661-670 pp.
- Kubin, E. (1998). Leaching of nitrate nitrogen into the groundwater after clear felling and site preparation. *Boreal Environment Research*, 3: 3-8.
- Kurze, S., Heinken, T., & Fartmann, T. (2018). Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia*, 188(4): 1227-1237.
- Lamers, L.P.M., Farhoush, C., Van Groenendaal, J.M., & Roelofs, J.G.M. (1999). Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology*, 87: 637-648.

- Lamers, L.P.M., Bobbink, R., & Roelofs, J.G.M. (2000). Natural nitrogen filter fails in raised bogs. *Global Change Biology*, 6: 583-586.
- Landschapsbeheer Drenthe. <http://www.pingoruines.nl> [Online], 8-3-2019.
- Langevin, C.D., Guo, W., Thorne Jr, D.T., Dausman, A., & Sukop, M. (2008). SEAWAT Version 4: A Computer Program for Simulation of Multi-Species Solute and Heat Transport. U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Vol. Book 6, Chapter A22.
- Lee, E.J., Kenkel, N., & Booth, T. (1996). Atmospheric deposition of macronutrients by pollen in the boreal forest. *Ecoscience*, 3: 304-309.
- Lee, E.J., & Booth, T. (2003). Macronutrient input from pollen in two regenerating pine stands in southeast Korea. *Ecological Research*, 18: 423-430.
- Lelong, F., Dupraz, C., Durand, P., & Didon-Lescot, J.F. (1990). Effects of vegetation type on the biogeochemistry of small catchments (Mont Lozere, France). *Journal of Hydrology*, 116: 125-145.
- Lempke, B.J. (1955). Catalogus der Nederlandse Macrolepidoptera (3e supplement). *Tijdschrift voor Entomologie*, 98(4): 305-307.
- Lewis, E., & Wallace, D.W.R. (1998). *Program Developed for CO2 System Calculations*.
- Leyton, L., Reijnders, E.R.C., & Thompson, F.B. (1967). Rainfall Interception in Forest and Moorland. In Sopper, W.E., & Lull, H.W. (eds.), *International Symposium on Forest Hydrology*, Pergamon, Oxford, 163 pp.
- Liautard, C., & Keller, L. (2001). Restricted effective queen dispersal at a microgeographic scale in polygynous populations of the ant *Formica exsecta*. *Evolution*, 55(12): 2484-2492.
- Limpens, J. (2011). *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen: eindrapportage OBN Hoogveenonderzoek 2009-2010: Verlenging onderzoek naar effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap*. Rapport Wageningen Universiteit in opdracht van het ministerie van LNV, 37 pp.
- Limpens, J., & Berendse, F. (2003a). How litter quality affects mass loss and N loss from decomposing *Sphagnum*. *Oikos*, 103: 537-547.
- Limpens, J., & Berendse, F. (2003b). Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high nitrogen deposition: the role of amino acid nitrogen concentration. *Oecologia*, 135: 339-345.
- Limpens, J., & Berendse, F. (2004). How P affects the impact of N deposition on *Sphagnum* and vascular plants in bogs. *Ecosystems*, 7: 793-804.
- Limpens, J., & Heijmans, M.P.D. (2008). Swift recovery of *Sphagnum* nutrient concentrations after excess supply. *Oecologia*, 157: 153-161.
- Limpens, J., Berendse, F., & Klees, H. (2003a). N deposition affects N availability in interstitial water, growth of *Sphagnum* and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytologist*, 157: 339-347.
- Limpens, J., Tomassen, H.B.M., & Berendse, F. (2003b). Expansion of *Sphagnum fallax* in bogs: striking the balance between N and P availability. *Journal of Bryology*, 25: 83-90.
- Limpens, J., Berendse, F., & Klees, H. (2004). How phosphorus availability affects the impact of nitrogen deposition on *Sphagnum* and vascular plants in bogs. *Ecosystems*, 7: 793-804.
- Limpens, J., Granath, G., Gunnarsson, U., Aerts, R., Bayley, S., Bragazza, L., Bubier, J., Buttler, A., van den Berg, L.J.L., Francez, A.J., Gerdol, R., Grosvernier, P., Heijmans, M.M.P.D., Hoosbeek, M.R., Hotes, S., Ilomets, M., Leith, I., Mitchell, E.A.D., Moore, T., Nilsson, M.B., Nordbakken, J.F., Rochefort, L., Rydin, H., Sheppard, L.J., Thormann, M., Wiedermann, M.M., Williams, B.L., & Xu, B. (2011). Climatic modifiers of the response to nitrogen deposition in peat-forming *Sphagnum* mosses: a meta-analysis. *New Phytologist*, 191: 496-507.
- Lindroth, C.H. (1945). Die Fennoskandischen Carabiden I, Spezieller teil; II, Die Karten. Göteborg.
- Lindroth, C.H. (1985). The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 15: 1-226.

- Lindroth, C.H. (1986). The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 15: 227-497.
- Liu C., Westman, C.J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G.Z., Man, R., & Ilvesniemi, H. (2004). Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 105-114.
- Lovett, G.M., Arthur, M.A., Weathers, K.C., Fitzhugh, R.D., & Templer, P.H. (2013). Nitrogen addition increases carbon storage in soils, but not in trees, in an eastern U.S. deciduous forest. *Ecosystems*, 16: 980-1001.
- Luff, M.L. (1998). Provisional atlas of the ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of Britain. Biological Records Centre, Huntingdon.
- Mabelis, A.A. (1994). Flying as a survival strategy for wood ants in a fragmented landscape. *Memorabilia Zoologica*, 48: 147-170.
- Mabelis A.A., & Korczynska, J. (2001). Dispersal for survival: some observations on the trunk ant (*Formica truncorum* Fabricius). *Netherlands Journal of Zoology*, 51(3): 299-321.
- Mabelis, A.A., & Chardon, J.P. (2005). Survival of the Black bog ant (*Formica transcaucasica* Nasanov) in relation to the fragmentation of its habitat. *Journal of Insect Conservation*, 9: 95-108.
- Madsen, P. (1994). Effects of soil water content, fertilization, light, weed competition and seedbed type on natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*, 72: 251-264.
- Magura, T., Tóthmérész, B., & Molnár, T. (2008). A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. *Landscape and Urban Planning*, 86: 134-140.
- Malmer, N. (1988). Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the Sphagnum cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. *Oikos*, 53: 105-120.
- Malmer, N., & Wallén, B. (2004). Input rates, decay losses and accumulation rates of carbon in bogs during the last millennium: internal processes and environmental changes. *The Holocene*, 14: 111-117.
- Marggi, W.A. (1992). Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae, Coleoptera). *Documenta Faunistica Helvetiae*, 13: 1-243.
- Martin, N.J., & Holding, A.J. (1978). Nutrient availability and other factors limiting microbial activity in the 393 blanket peat. In: Heal, O.W., & Perkins, D.F. (eds.). *Production Ecology of British Moors and Montane Grasslands*, Springer, Berlin, 113-135 pp.
- McCulloch, J.S.G. & Robinson, M. (1993). History of forest hydrology. *Journal of Hydrology*, 150: 189-216.
- Meiwes, K.J., Merino, A. & Beese, F.O. (1998) Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long term application of ammonium sulphate. *Plant and Soil*, 201: 217-230.
- Melling, T. (1984). Discovery of the larvae of the large heath in the wild. *The Entomologist's Record and Journal of Variation*, 96: 231-232.
- Melling, T. (1987). The Ecology and Structure of a Butterfly Cline. PhD Thesis, University of Newcastle-upon-Tyne.
- Meyer, A.F. (1915). Computing runoff from rainfall and other physical data. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 79: 1056-1224.
- Mohr, K., & Dämmgen, U. (2013). Belastung von wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch ammoniak und ammonium in der umgebung von tierhaltungsanlagen teil 1. Bestimmung und bewertung von dosis-größen. *Landbauforschung Applied Agricultural and Forestry Research*, 63: 115-128.
- Money, R.P., & Wheeler, B.D. (1999). Some critical questions concerning the restorability of damaged raised bogs. *Applied Vegetation Science*, 2: 107-116.
- Money, R.P., Wheeler, B.D., Baird, A.J., & Heathwaite, A.L. (2009). Replumbing wetlands - managing water for the restoration of bogs and fens. In: Maltby, E., & Barker, T. (eds.). *The Wetlands Handbook*, Blackwell Publishing Ltd., 755-779 pp.

- Moore, G.W., & Heilman, J.L. (2011). Proposed principles governing how vegetation changes affect transpiration. *Ecohydrology*, 4(3): 351-358.
- Moore, R.D., & Wondzell, S.M. (2005). Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4): 763-784.
- Moss, P.D., & Edmunds, W.M. (1992). Processes controlling acid attenuation in the unsaturated zone of a Triassic sandstone aquifer (UK), in the absence of carbonate. *Applied Geochemistry*, 7: 573-583.
- Mossakowski, D. (1970). Das hochmoor-ökoareal von *Agonum ericeti* Panz. (Coleoptera, Carabidae) und die frage der hochmoorbindung. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen*, 3: 378-392.
- Morecroft, M.D., Taylor, M.E., & Oliver, H.R. (1998). Air and soil microclimates of deciduous woodland compared to an open site. *Agricultural and Forest Meteorology*, 90: 141-155.
- Mousson, L., Neve, G., & Baguette, M. (1999). Metapopulation structure and conservation of the cranberry fritillary *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, Nymphalidae) in Belgium. *Biological Conservation*, 87: 285-293.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 58-62.
- Muscolo, A., Sidari, M., Bagnato, S., Mallamaci, C., & Mercurio, R. (2010). Gap size effects on above- and below-ground processes in a silver fir stand. *European Journal of Forest Research*, 129: 355-365.
- Neal, C., & Hill, S. (1994). Dissolved inorganic carbon and organic carbon in moorland and forest streams: Plynlimon, Mid-Wales. *Journal of Hydrology*, 153: 231-243.
- Neal, C., Wilkinson, J., Neal, M., Harrow, M., Wickham, H., & Hill, L., & Morfitt, C. (1997a). The hydrochemistry of the headwaters of the River Severn, Plynlimon. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1: 583-617.
- Neal, C., Hill, T., Hill, S., Reynolds, B. (1997b). Acid neutralization capacity measurements in surface and groundwaters in the upper River Severn, Plynlimon: from hydrograph splitting to water flow pathways. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1: 687-696.
- Nichols, D.S., & Bown, J.M. (1980). Evaporation from a *Sphagnum* moss surface. *Journal of Hydrology*, 48: 289-302.
- Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekar, U.L., & Nørnberg, P. (2000). Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands. *Plant and Soil*, 223: 265-276.
- Nieminen, M. (1998). Changes in nitrogen cycling following the clearcutting of drained peatland forests in southern Finland. *Boreal Environment Research*, 3: 9-21.
- Nijp, J.J. (2015). Fine scale ecohydrological processes in northern peatlands and their relevance for the carbon cycle. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands, 208 pp.
- Nordman, A. (1957). Migration of *Cordulia aenea* L. and *Somatochlora arctica* Zett. In the outer archipelago of (SW-Finland Odonata). *Notul. Ent.* 37: 30-31 [in het Zweeds].
- Noreika, N., Kotze, D.J., Loukola, O.J., Sormunen, N., Vuori, A., Päivinen, J., Penttinen, J., Punttila, P., & Kotiaho, J.S. (2016). Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation*, 196: 103-114.
- North, R.D. (1998a). *Autecological studies on the black bog ant Formica Candida at Cors Goch Llanllwch NNR, Carmarthenshire*. CCW Contract Science Report No. 331.
- North, R.D. (1998b). Species Recovery Programme - Black Bog Ant (*Formica Candida*). English Nature. 15 pp.
- Oleksa, A. (2003). Environmental requirements and structure of metapopulation of the Cranberry Fritillary *Boloria aquilonaris* STICHEL, 1908 in the Iławskie and Olsztyńskie Lake Districts. Ph.D. thesis, Nicolaus Copernicus University, Toruń. [in het Pools].
- Olid, C., Nilsson, M.B., Eriksson, T., & Klaminder, J. (2014). The effects of temperature and nitrogen and sulfur additions on carbon accumulation in a nutrient-poor boreal mire: decadal effects assessed using ²¹⁰Pb peat chronologies. *Journal of Geophysical Research*, 119: 392-403.

- Orledge, G.M., Nash, D.R., Blanchard, G.B., & Conway, J.S. (1998). *Distribution of the Black Bog Ant, Formica Candida, on Rhossili Down, Gower*. CCW Contract Science Report No. 266.
- Orledge, G.M., & Lucas, S. (2002). *Autecological studies on the Black Bog Ant Formica Candida at Cors Goch Llanllwch NNR*. CCW Contract Science Report No. 494.
- Paffen, B.G.P., & Roelofs, J.G.M. (1991). Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*. *Aquatic Botany*, 40: 61–71.
- Paje, F., & Mossakowski, D. (1984). pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. *Oecologia*, 64: 41-46.
- Pajunen, V.I. (1962). Studies on the population ecology of *Leucorrhinia dubia* V.D. Lind. (Odonata, Libellulidae). *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Fennicae 'Vanamo'*, 24: 1-79.
- Parfitt, R.L., Percival, H.J., Dahlgren, R.A., & Hill, L.F. (1997). Soil and solution chemistry under pasture and radiata pine in New Zealand. *Plant and Soil*, 191: 279–290.
- Patberg, W., Baaijens G.J., Smolders A.J.P., Grootjans A.P., & Elzenga J.T.M. (2013). The importance of groundwater-derived carbon dioxide in the restoration of small Sphagnum bogs. *Preslia*, 85: 389– 403.
- Pausas, J.G. (1997). Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science*, 8: 643-650.
- Peters, G. (1987). Die Edellibellen Europas: Aeshnidae. Ziemsen, Wittenburg-Lutherstadt.
- Petrone, R.M., Silins, U., & Devito, K.J. (2007). Dynamics of evapotranspiration from a riparian pond complex in the Western Boreal Forest, Alberta, Canada. *Hydrological Processes*, 21(11): 1391-1401.
- Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H., & Starr, M. (2007). Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management*, 243: 10-18.
- Pike, R.G., & Scherer, R. (2003). Overview of the potential effects of forest management on low flows in snowmelt-dominated hydrologic regimes. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 3(1): 44–60.
- Pothier, D., Prevost, M., & Auger, I. (2003). Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 179: 573–583.
- Prins, D., Van Vliet, A.J.H., & Vermeulen, R. (2007). *Invloed van klimaatverandering op de fenologie en populatiegrootte van loopkevers. Een onderzoek op basis van de langstlopende continue meetreeks aan loopkevers ter wereld*. Rapport Stichting WBBS, Loon.
- Proe, M.F., Griffiths, J.H., McKay, H.M. (2001). Effect of whole tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology*, 110: 141–154.
- Piirainen, S. (2002). Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and the effects of clear-cutting. PhD Thesis, The Finnish Forest Research Institute, Joensuu.
- Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H., Starr, M. (2002). Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. *Plant and Soil*, 239: 301-311.
- Ranger, J., & Nys C. (1994). The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytic and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, 45: 193–204.
- Ranger, J., Badeau, V., Dambrine, E., Dupouey, J.L., Nys, C., Party, J.P., Turpault, M.P., & Ulrich, E. (2000). Evolution constatée des sols forestiers au cours des dernières décennies. *Revue Forestière Française*, LII: 49-70.
- Ratcliffe, J.L., Creevy, A., Andersen, R., Zarov, E., Gaffney, P.P.J., Taggart, M.A., Mazei, Y., Tsyganov, A. N., Rowson, J.G., Lapshina, E.D., & Payne, R.J. (2017). Ecological and environmental transition across the forested-to-open bog ecotone in a west Siberian peatland. *Science of the Total Environment*, 607-608: 816-828.
- Rawlins, J.E. (1980). Thermoregulation by the Black Swallowtail butterfly, *Papilio polyxenes* (Lepidoptera: Papilionidae). *Ecology*, 61: 345–357.
- Reid, J.M., Macleod, D.A., & Cresser, M.S. (1981). Factors affecting the chemistry of precipitation and river water in an upland catchment. *Journal of Hydrology*, 50: 129-145.

- Renaud, V., & Rebetez, M. (2009). Comparison between open-site and belowcanopy climatic conditions in Switzerland during the exceptionally hot summer of 2003. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149: 873–880.
- Renhorn, K.E., Esseen, P.A., Palmqvist, K., & Sundberg, B. (1997). Growth and vitality of epiphytic lichens: I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia*, 109: 1–9.
- Rennenberg, H., & Gessler, A. (1999). Consequences of N deposition to forest ecosystems – recent results and future research needs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116: 47–64.
- Reynolds, B., Hornung, M., & Hughes, S. (1989). Chemistry of streams draining grassland and forest catchments at Plynlimon, mid-Wales. *Hydrological Sciences Journal*, 34: 667–686.
- Richerson, P.J., Moshiri, G.A., & Godshalk, G.L. (1970). Certain ecological aspects of pollen dispersion in Lake Tahoe (California-Nevada). *Limnology and Oceanography*, 15(1): 149–153.
- Riservato, E., Boudot, J.P., Ferreira, S., Jović, M., Kalkman, V.J., Schneider, W., Samraoui, B., & Cuttelod, A. (2009). The status and distribution of dragonflies of the Mediterranean basin. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. Vii, 33 pp.
- Ritter, E., Dalsgaard, L., & Einhorn, K.S. (2005a). Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beechdominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 206: 15–33.
- Ritter, E., Starr, M., & Vesterdal, L. (2005b). Losses of nitrate from gaps of different sizes in a managed beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 308–319.
- Ritter, E., & Vesterdal, L. (2006). Gap formation in Danish beech (*Fagus sylvatica*) forests of low management intensity: soil moisture and nitrate in soil solution. *European Journal of Forest Research*, 125: 139–150.
- Roberts, J.M. (1983). Forest transpiration: a conservative hydrological process? *Journal of Hydrology*, 66: 131–141.
- Robledo-Arnuncio, J.J. (2011). Wind pollination over mesoscale distances: an investigation with Scots pine. *New Phytologist*, 190(1): 222–233.
- Rodin, L.E., & Basilevich, N.I. (1967). Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Translated by Fogh, G.E., University of London. Oliver, & Boyd (Eds.), Edinburgh and London.
- Roem, W.J., Klees, H., & Berendse, F. (2002). Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, 39: 937–948.
- Romanov, V.V. (1968). Hydrophysics of Bogs. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem (translated from Russian by N. Kaner).
- Rosén, K., & Lundmark-Thelin, A. (1987). Increased nitrogen leaching in piles of slash – a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2: 21–29.
- Rothe, A. (1997). Influence of tree species composition on rooting patterns, hydrology, elemental turnover and growth in a mixed spruce–beech stand in Southern Germany Höglwald, Ph.D. Thesis, University of Munich Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 163 pp. [in German with English summary].
- Rothe, A., Kölling, C., & Moritz, K. (1998). Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. *AFZ/Der Wald*, 53: 291–295.
- Rothe, A., Huber, C., Kreutzer, K., & Weis, W. (2000). Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240(1): 33–45.
- Roulet, N.T., Munro, D.S., & Mortsch, L. (1997). Wetlands, In: Bailey, W.G., Oke, T.R., & Rouse W.R. (eds), *The Surface Climates of Canada*; McGill-Queen's University Press, Montreal.
- Rowe, E.C., Evans, C.D., Emmett, B.A., Reynolds, B., Helliwell, R.C., Coull, M.C., & Curtis, C.J. (2006). Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air, and Soil Pollution*, 177: 335–347.

- Runhaar, J., Maas, C., Meuleman, A.F.M., & Zonneveld, L.M.L. (2000). *Herstel van natte en vochtige ecosystemen*. NOV-rapport 9-2 Lelystad, 124 pp.
- Rusanen, K., Finér, L., Antikainen, M., Korkka-Niemi, K., Backman, B., & Britschgi, R. (2004). The effect of forest cutting on the quality of groundwater in large aquifers in Finland. *Boreal Environment Research*, 9: 253-261
- Salmaņa, L. (2010). Mire habitats. In: Auniņš A. (eds.). The protected habitats of European union in Latvia. Identification handbook. Latvijas Dabas fonds, 183-216 pp.
- Savolainen, R., & Vepsäläinen, K. (1988). A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51: 135–155.
- Sawchik, J., Dufrene, M., Lebrun, P., Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2002). Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: modelling the effect of habitat fragmentation. *Acta Oecologica*, 23: 287–296.
- Schikora, H.B. (2002). Spinnen (Arachnida, Araneae) nord- und mitteleuropäischer Regenwassermoore entlang ökologischer und geographischer Gradienten. PhD Thesis Universität Bremen.
- Schillereff, D.N., Boyle, J.F., Toberman, H., Adams, J.L., Bryant, C.L., Chiverell, R.C., Helliwell, R.C., Keenan, P., Lilly, A., & Tipping, E. (2016). Long term macronutrient stoichiometry of UK ombrotrophic peatlands. *Science of the total environment*, 572: 1561-1572.
- Schlesinger, W.H., & Bernhardt, E.M. (2013). The global cycles of nitrogen and phosphorus. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*, third edition Elsevier, Amsterdam.
- Schmidt, I.K., Tietema, A., Williams, D., Gundersen, P., Beier, C., Emmett, B.A., & Estiarte, M. (2004). Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems*, 7: 638-649.
- Schorr, M. (1990). Grundlagen zu einem artenhilfsprogramm libellen der Bundesrepublik Deutschland. Societas Internationalis Odonatologica, Bilthoven.
- Schouwenaars, J.M., & Gosen, A.M. (2007). The sensitivity of Sphagnum to surface layer conditions in a re-wetted bog: a simulation study of water stress. *Mires and Peat*, 2: 1-19.
- Schtickzelle, N., & Baguette, M. (2004). Metapopulation viability analysis of the bog fritillary butterfly using RAMAS/GIS. *Oikos*, 104: 277–290.
- Schtickzelle, N., Wallis de Vries, M.F., Baguette, M. (2005). Using surrogate data in population viability analysis: the case of the critically endangered cranberry fritillary butterfly. *Oikos*, 109: 89–100.
- Schweizerischer Bund für Naturschutz (1987). Tagfalter und ihre Lebensräume. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- Seifert, B. (1996). Ameisen: beobachten. bestimmen. Augsburg, Naturbuch Verlag.
- Silvola, J. (1990). Combined effects of varying water content and CO₂ concentration on photosynthesis in *Sphagnum fuscum*. *Holarctic Ecology*, 75: 743–754.
- Sleutel, S., Vandenbruwane, J., De Schrijver, A., Wuyts, K., Moeskops, B., Verheyen, K., & De Neve, S. (2009). Patterns of dissolved organic carbon and nitrogen fluxes in deciduous and coniferous forests under historic high nitrogen deposition. *Biogeosciences*, 6: 2743-2758.
- Smerdon, B.D., Redding, T.E., & Beckers, J. (2009). An overview of the effects of forest management on groundwater hydrology. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 10(1) 22-44.
- Smolander, A., Paavolainen, L., & Mälkönen, E. (2000). C and N transformation in forest soil after mounding for regeneration. *Forest Ecology and Management*, 134: 17-28.
- Smolders, A.J.P., Tomassen, H.B.M., Pijnappel, H.W., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2001). Substrate-derived CO₂ is important in the development of Sphagnum spp. *New Phytologist*, 152: 325-332.
- Smolders, A.J.P., Tomassen, H.B.M., Lamers, L.P.M., Lomans, B.P., & Roelofs, J.G.M. (2002). Peat bog formation by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology*, 39: 391-401.

- Smolders, A.J.P., Tomassen, H.B.M., Van Mullekom, M., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2003). Mechanisms involved in the re-establishment of Sphagnum-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 403.
- Smolders, A.J.P. (2004). *Handleiding monstername t.b.v. onderzoek naar de relatie tussen abiotiek en het voorkomen van vegetatietypen*. B-Ware, Nijmegen, 18 pp.
- Sonehara, I. (1985). Observations on the life-history of *Somatochlora arctica* in Nagano Prefecture. *Tombo*, 27: 23-30.
- Spangenberg, A., & Kölling, C. (2004). Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 152: 233–255.
- Speel, H.C. (2011). *Twijfels hydrologische conclusies Bij bosomvorming Hatertse en Overasseltse vennen*. 24 september 2011, 10 pp.
- Spieksma, J.F.M., Dolman, A.J., & Schouwenaars, J.M. (1995). De parameterisatie van de verdamping van natuurterreinen in hydrologische modellen; Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, Thema 4, Rijksuniversiteit Groningen, Staring Centrum (SC-DLO), Groningen/Wageningen.
- Spieksma, J.F.M. (1998). Rewetting of Damaged Peatlands. PhD thesis, Groningen University, The Netherlands, 169 pp.
- Staelens, J., Nachtergale, L., Luysaert, S., & Lust, N. (2003). A model of wind-influenced leaf litterfall in a mixed hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 201-209.
- Stark, J.M., & Firestone, M.K. (1995). Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 61: 218–221.
- Steedman, R.J. (2000). Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 92-96.
- Stednick, J.D. (1996). Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology*, 176(1-4): 79-95.
- Sternberg, K. (1985). Zur Biologie und Ökologie von sechs Hochmoorlibellenarten in Hochmooren des Südliches Hochschwarzwaldes. Scriptie, Universität Freiburg.
- Sternberg, K. (1990). Autökologie von sechs Libellen der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbinding. Proefschrift Universität Freiburg
- Sternberg, K. (1995). Influence of the oviposition date and temperature upon embryonic development in *Somatochlora alpestris* and *S. arctica* (Odonata: Corduliidae). *Journal of Zoology* 235: 163-174.
- Sternberg, K. (2000). *Somatochlora arctica*, Arktische Smaragdlibelle. In Sternberg, K., & Buchwald, R. (eds.), *Die Libellen Baden Württembergs Band 2*: 251-264. Verlag Eigen Ulmer, Stuttgart.
- Stevens, P.A., & Hornung, M. (1988). Nitrate leaching from a felled Sitka spruce plantation in Beddgelert Forest, North Wales. *Soil Use and Management*, 4: 3-9.
- Stitz, H. (1939). Ameisen oder Formicidae. In: Dahl, F. (eds.), *Die Tierwelt Deutschlands* 37. Fischer Verlag.
- Stumm, W., & Morgan, J.J. (1996). *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Stuyfzand, P.J. (1993). Hydrochemistry and Hydrology of the Coastal Dune area of the Western Netherlands. PhD thesis, Vrije Universiteit van Amsterdam, The Netherlands.
- Sundstrom, L., Keller, L., & Chapuisat, M. (2003). Inbreeding and sex-biased gene flow in the ant *Formica exsecta*. *Evolution*, 57(7): 1552–1561.
- Swanson, R.H., & Rothwell, R.L. (2001). Hydrologic recovery of aspen clearcuts in northwestern Alberta. In: Shepper, W.D., Binkley, D., Bartos, D.L., Stohlgren, & T.J., Eskew, L.G. (eds.), *Sustaining aspen in western landscapes: USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-18*. 121-136 pp.

- Szczepanek, K., Myszkowska, D., Worobiec, E., Piotrowicz, K., Ziemianin, M., & Bielec-Bakowska, Z. (2017). The long-range transport of Pinaceae pollen: an example in Kraków (southern Poland). *Aerobiologia*, 33: 109-125.
- Szel, G. (1996). Rhysodidae, Cicindelidae and Carabidae (Coleoptera) from the Bükk National Park. In: The Fauna of the Bükk National Park 1996: 159-222.
- Taylor, B.L. (1993). The influence of wetland and watershed characteristics on wetland hydrology and relationships to wetland vegetation communities. Thesis, University of Washington, Seattle, Washington.
- Tamm, C.O., Holmen, H., Popovic, B., Wiklander, G. (1974). Leaching of plant nutrients from soils as a consequence of forestry operations. *Ambio*, 3: 211-221.
- Tansley, A. (1946). Introduction to plant ecology. London, Allen & Unwin.
- Tax, M.H. (1989). Atlas van de Nederlandse Dagvlinders. De Vlinderstichting, Wageningen & Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Thiele, H.U. (1977). Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Zoophysiology and ecology, 10, Berlin, Heidelberg, New York.
- Thompson, N., Barrie, I.A., & Ayles, M. (1981). The Meteorological Office rainfall and evaporation calculation system: MORECS (July 1981). Hydrological Memorandum 45, Meteorological Office, London.
- Tietema, A., & Verstraten, J.M. (1988). *The nitrogen budget of an Oak-Beech forest ecosystem in the Netherlands in relation to atmospheric deposition, Dutch Priority Programme on Acidification*. Report 04-01, 55 pp.
- Tietema, A. (1999). *Nitraatuitspoeling in een intrekgebied bestudeerd met een dynamisch GIS*. Rapport 99/2. ICG Amsterdam.
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J.F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A.J., Monteith, D.T., Rowe, E.C., & Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 16: 1608–1617.
- Toberman, H., Tipping, E., Boyle, J.F., Helliwell, R.C., Lilly, A., & Henrys, P.A. (2015). Dependence of ombrotrophic peat nitrogen on phosphorus and climate. *Biogeochemistry*, 125: 11–20.
- Tolkamp, G.W., & Olsthoorn, A.F.M. (2006). *De invloed van structuurdunning en noodverjonging op de effectieve depositie in bossen, een literatuurstudie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1337.7. 19 pp.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2003a). Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 91: 357-370.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Limpens, J., Van Duinen, G.J., Van der Schaaf, S., Roelofs, J.G.M., Berendse, F., Esselink, H., & Van Wirdum, G. (2003b). *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001*. (Rapport EC-LNV nr. 2003/139). Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Ede/Wageningen, 186 pp.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Limpens, J., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2004). Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology*, 41: 139-150.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Van der Schaaf, S., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. (2010). Restoration of raised bogs: mechanisms and case studies from the Netherlands. In: Eiseltová M. (eds.), *Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe: principles and casestudies*, Springer, Dordrecht, 285–330 pp.
- Tomassen, H.B.M., Grootjans, A.B., & Smolders, A.J.P. (2011). *Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap - Herkomst van CO2 voor hoogveengroei en basenverzadiging in hoogveentjes. Eindrapport deel 3*. Rapport nr. 2011/OBN147-3-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

- Turin, H. (2000). De Nederlandse Loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). – Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Turlure, C., Choutt, J., Van Dyck, H., Baguette, M., & Schtikzelle, N. (2010a). Functional habitat area as a reliable proxy for population size: case study using two butterfly species of conservation concern. *Journal of Insect Conservation*, 14(4): 379-388.
- Turlure, C., Choutt, J., Baguette, M., & Van Dyck, H. (2010b). Microclimatic buffering and resource-based habitat in a glacial relict butterfly: significance for conservation under climate change. *Global Change Biology*, 16(6): 1883-1893.
- Turner, J.R.G. (1963). A quantitative study of a Welsh colony of the large heath butterfly. *Coenonympha tullia* Müller (Lepidoptera). *Proceedings of the Royal Entomological Society of London A*, 38: 101-112.
- Turunen, J., Roulet, N.T., Moore, T.R., & Richard, P.J.H. (2004). Nitrogen deposition and increased carbon accumulation in ombrotrophic peatlands in eastern Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 18: 1-12.
- Twenhoven, F.L. (1992). Competition between 2 Sphagnum species under different deposition levels. *Journal Of Bryology*, 17: 71-80.
- Van Breemen, N., de Visser, P.H.B., & Van Grinsven, J.J.M. (1986). Nutrient and proton budgets in four soil-vegetation systems underlain by Pleistocene alluvial deposits. *Journal of the Geographical Society London*, 143: 659-666.
- Van Breemen, N., & Van Dijk, H.F.G. (1988). Ecosystem effects at atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 54: 249-274.
- Van Dam, H., Tempelman, D., Brouwer, E., Hanhart, K., Van Erve, F., Van Tooren, B., & Mertens, A. (2017). *Een eeuw monitoring van vennen in Midden-Brabant. Basis voor adequaat beheer*. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. Rapport 1410 / Stichting Semblis, Amsterdam / Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen / Eelerwoude B.V., Goor / Van Erve Natuuronderzoek, Haaren / Sieralgenwerkgroep Nederland, Bilthoven / Diatomella, Overasselt. 761 pp.
- Van der Burgh, G.F., & Lekatompessy-van der Molen, A. (1997). Bomen beschermen water, Wageningen, Nieuwland advies, mei 1997.
- Van der Salm, C., Reinds, G.J., & De Vries, W. (2004). Assessment of the water balance of European forests: A model study. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 4(2-3): 175-190.
- Van Diepen, L.T.A., Frey, S.D., Sthultz, C.M., Morrison, E.W., Minocha, R., & Pringle, A. (2015). Changes in litter quality caused by simulated nitrogen deposition reinforce the N-induced suppression of litter decay. *Ecosphere*, 6(10): 205.
- Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Van Hinsberg, A., & Bal, D. (2012). *Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000*. Alterra-rapport, Wageningen.
- Van Duinen, G.A., Timm, T., Smolders, A.J.P., Brock, A.M.T., Verberk, W.C.E.P., & Esselink, H. (2006a). Differential response of aquatic oligochaete species to increased nutrient availability - a comparative study between Estonian and Dutch raised bogs. *Hydrobiologia*, 564: 143-155.
- Van Duinen, G.A., Bink, F., Esselink, H., Roelevink, B., & Wallis de Vries, M.F. (2006b). *Verslag Veenvlinderexcursie Denemarken en Duitsland, 4-8 juli 2005*. Rapport Staatsbosbeheer, De Vlinderstichting, Stichting Bargerveen & Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van Duinen, G.A., Dees, A.J., & Esselink, H. (2008). *Engbertsdijkerven: Effecten van hervernatting hoogveenkern op ongewervelde fauna, 2006-2008*. Eindrapportage. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. 33 pp.
- Van Duinen, G.A., Van Kleef, H.H., Wallis de Vries, M.F., & Van den Burg, A.B. (2011). *Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap. Betekenis van milieugradiënten en waardplantenkwaliteit voor herstel van de fauna van het natte zandlandschap*. Deelrapport 4. Rapport nr. 2011/OBN147-4-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

- Van Essen, S. (1993). *Loopkeverinventarisatie Dwingelderveld 1991*. Rapport, Staatsbosbeheer, Biologisch Station Wijster, Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten.
- Van Kleef, H.H. (2010). Managing moorland pool macroinvertebrates. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van Kleef, H.H., & Van Dijk, G. (2018). Habitateisen van de Brede geelgerande waterroofkever ontrafeld door af te dalen langs de voedselketen. *De Levende Natuur*, 119(5): 195-199.
- Van Loon, A.J., & Mabelis, A.A. (1996). *Flora en Fauna 2030 – Fase III*. Deelrapport Mieren. Mededelingen European Invertebrate Survey – Nederland 83: 1–34 pp.
- Van Swaay, C.A.M., & Wallis de Vries, M.F. (2001). *Beschermingsplan Veenvlinders 2001-2005*. Rapport Directie Natuurbeheer nr. 52, Ministerie van LNV, 's Gravenhage.
- Van Swaay, C.A.M. (2019). *Basisrapport Rode Lijst Dagvlinders 2019 volgens Nederlandse en IUCN-criteria*. Rapport VS2019.001, De Vlinderstichting. Wageningen.
- Van Wirdum, G. (1991). Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Maastricht, Thesis University of Amsterdam.
- Vannière, B. (1984). Tables de production pour les forêts françaises, ENGREF (Éd.), 2e Édition, Nancy.
- Vepsäläinen, K., & Pisarski, B. (1982). Assembly of island ant communities. *Annales Zoologici Fennici*, 19: 327–335.
- Verhagen, R., & Van Diggelen, R. (2006). Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation. *Environmental Pollution*, 144: 826–832.
- Verschoor, A.J., Baaijens, G.J., Everts, F.H., Grootjans, A.P., Rooke, W., Van der Schaaf, S., & De Vries, N.P.J. (2003). *Hoogveenontwikkeling in veentjes en kleinschalige hoogveencomplexen op het Dwingelderveld; een landschapsbenadering. Deel 2: landschapsontwikkeling en hydrologie*. Rapport ECLNV nr. 2003/227 O, Ede.
- Verstraeten, W.W., Muys, B., Feyen, J., Veroustraete, F., Minnaert, M., Meiresonne, L., & De Schrijver, A. (2005). Comparative analysis of the actual evapotranspiration of flemish forest and cropland using the soil water balance model wave. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(3): 225-241.
- Vile, M.A., Wieder, R.K., Živković, T., Scott, K.D., Vitt, D.H., Hartsock, J.A., Iosue, C.L., Quinn, J.C., Petix, M., Fillingim, H.M., Popma, J.M.A., Dynarski, K.A., Jackmann, T.R., Albright, C.M., & Wyckoff, D.D. (2014). N₂-fixation by methanotrophs sustains carbon and nitrogen in pristine peatlands. *Biogeochemistry*, 121: 317–328.
- Vilhar, U., Starr, M., Katzensteiner, K., Simončič, P., Kajfež-Bogataj, L., & Diaci, J. (2010). Modelling drainage fluxes in managed and natural forests in the Dinaric karst: a model comparison study. *European Journal of Forest Research*, 129: 729–740.
- Vogels, J.J.; Verberk, W.C.E.P., Lamers, L.P.M., & Siepel, H. (2017). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation*, 212: 432-447.
- Vogt, K.A., Grier, C.C., & Vogt D.J. (1986). Production, turnover and nutrient dynamics of above- and below-ground detritus of world forests. *Advances in Ecological Research*, 15: 303–377.
- Von Asmuth, J., Van der Schaaf, S., Grootjans, A., & Maas, K. (2012). Vennen en veentjes: (niet-) ideale systemen voor niet-lineaire tijdreeksmodellen. *Stromingen*, 18: 97-112.
- Waddington, J.M., Rotenberg, P.A., & Warren, F.J. (2001). Peat CO₂ production in a natural and cutover peatland: Implications for restoration. *Biogeochemistry*, 54: 115–130.
- Walinga I., Van Vark, W., Houba, V.J.G., & Van der Lee J.J. (1989). Plant analysis procedures. Soil and Plant Analysis, Part 7, Agricultural University, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. (1999). *Toestand en Perspectief voor Dagvlinders in Hoogveen in Drenthe: Veenbesparelmoervlinder, Veenbesblauwtje en Veenhooibeestje*. Rapport VS99.17, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Walters, M.B., Lajzerowicz, C.C., & Coates, K.D. (2006). Soil resources and the growth and nutrition of tree seedlings near harvest gap—forest edges in interior cedar–hemlock forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 62–76.

- Wang, M., Moore, T.R., Talbot, J., & Richard, P.J.H. (2014). The cascade of C:N:P stoichiometry in an ombrotrophic peatland: from plants to peat. *Environmental Research Letters*, 9: 024003.
- Wang, M., Moore, T.R., Talbot, J., & Riley, J.L. (2015). The stoichiometry of carbon and nutrients in peat formation. *Global Biogeochemical Cycles*, 29: 113–121.
- Wasscher, M. (1992). *Libellen in het hoogveenreservaat het Bargerveen*. Staatsbosbeheer Drenthe-Zuid, Pesse. 122 pp.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, C., & Westra, T. (1988). Nederlandse Oecologische Flora: wilde planten en hun relaties. IVN (in samenwerking met VARA & VEWIN).
- Weiss, S.B., Rich, P.M., Murphy, D.D., Calvert, W.H., & Ehrlich, P.R. (1991). Forest canopy structure at overwintering monarch butterfly sites: measurements with hemispherical photography. *Conservation Biology*, 5: 165–175.
- Weitzel, M. (1989). Zur Bestandsentwicklung des Hochmoor-Perlmurfalters *Boloria aquilonaris* Stichel 1908 im zentralen Hunsrück (Lepidoptera; Nymphalidae). *Melanargia*, 1(4): 61–63.
- Wiklander, G. (1974). Hyggesupptagningens inverkan på växtnäringsinnehåll i yt- och grundvatten. Summary: Effect of clear felling on the content of nutrients in surface and ground water. *Sveriges Skogsvårdsförbundets Tidskrift*, 1: 86–90.
- Wiklander, G. (1981). Clear-cutting and the nitrogen cycle, heterogenous nitrogen leaching after clear-cutting. In: Clark, F.E., & Roswall, T. (eds.), Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies, and management impacts. *Ecological Bulletins*, 33: 642–647.
- Wiklander, G. (1983). Kväveutlakning från bördig skogsmark i södra Sverige [Loss of nitrogen by leaching from fertile forest soils in southern Sweden]. *Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift*, 122: 311–317. [In Swedish with English summary].
- Wiklander, G., Nordlander, G., & Andersson, R. (1991). Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderasen in Southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55: 263–282.
- Wildermuth, H., & Spinner, W. (1991). Visual cues in oviposition site selection by *Somatochlora arctica* (Zetterstedt); (Anisoptera: Corduliidae). *Odonatologica*, 20(3): 357–367.
- Wildermuth, H. (1996). Niche overlap, niche segregation and habitat selection in *Somatochlora arctica* (Zett.) and *S. alpestris* (Sel.) in Switzerland (Anisoptera: Corduliidae). *Notulae odonatologica*, 4(8): 136.
- Williams, T.G., & Flanagan, L.B. (1996). Effects of changes in water content on photosynthesis, transpiration and discrimination against $^{13}\text{CO}_2$ and C_{18}O (^{16}O) in *Pleurozium* and *Sphagnum*. *Oecologia*, 108: 38–46.
- Wilpert, V.K., Zirlowagen, D., & Kohler, M. (2000). To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in central Europa? *Water, Air, and Soil Pollution*, 122: 105–120.
- Wittich W. (1972). Die Bodenpfleglichkeit der Buche, Forst- u. *Holzwirt*, 27: 52–54.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Vandenbruwane, J., & Verheyen, K. (2008). Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution*, 156: 854–861.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Vermeiren, F., & Verheyen, K. (2009). Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management*, 257: 679–687.
- Young, A., & Mitchel, N. (1994). Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67: 63–72.
- Zak, D.R., Holmes, W.E., Burton, A.J., Pregitzer, K.S., & Talhelm, A.F. (2008). Simulated atmospheric NO_3 deposition increases soil organic matter by slowing decomposition. *Ecological Applications*, 18: 2016–2027.
- Ziebell, S. & Klinger, P.U. (1980). Zur Ökologie von *Somatochlora arctica* (Zetterstedt 1840) (Odonata). *Drosera*, 80(1): 17–24.

Bijlage 1. Geselecteerde gebieden in de regionale studie

De onderstaande tabel geeft de locaties in de regionale studie weer. XY-coördinaten in WGS84.

Code	Regio	Type	X	Y	Bosafstand (m)
H+1	Noord-Nederland	Open	52.78454	6.40296	-
H+2	Noord-Nederland	Open	52.87517	6.23608	-
H+3	Noord-Nederland	Open	52.82951	6.49082	-
H+4	Zuid-Nederland	Open	51.41973	4.35072	-
H+5	Zuid-Nederland	Open	51.55293	5.26191	-
H+6	Zuid-Nederland	Open	51.52850	6.17051	-
H+7	Ardennen	Open	50.23034	5.75272	-
H-1	Noord-Nederland	Open	52.87553	6.23279	-
H-2	Noord-Nederland	Open	52.83354	6.46442	-
H-3	Noord-Nederland	Open	52.92134	6.59630	-
H-4	Zuid-Nederland	Open	51.51651	6.16997	-
H-5	Zuid-Nederland	Open	51.57594	5.25984	-
H-6	Zuid-Nederland	Open	51.39226	4.43833	-
H-7	Ardennen	Open	50.23009	5.68391	-
LB+1	Noord-Nederland	Loofbos	52.89641	6.64209	36
LB+2	Noord-Nederland	Loofbos	52.81873	6.49126	13
LB+3	Noord-Nederland	Loofbos	52.92489	6.65731	27
LB+4	Zuid-Nederland	Loofbos	51.56216	5.19903	11
LB+5	Zuid-Nederland	Loofbos	51.43623	6.19816	17
LB+6	Zuid-Nederland	Loofbos	51.39845	5.55824	17
LB+7	Ardennen	Open	50.21710	5.67088	130
LB-1	Noord-Nederland	Loofbos	52.87635	6.32399	38
LB-2	Noord-Nederland	Loofbos	52.82667	6.43243	13
LB-3	Noord-Nederland	Loofbos	52.83417	6.43836	5
LB-3n	Noord-Nederland	Loofbos	52.83463	6.44121	12
LB-4	Zuid-Nederland	Loofbos	51.45073	6.18886	35
LB-5	Zuid-Nederland	Loofbos	51.56280	5.20297	11
LB-6	Zuid-Nederland	Loofbos	51.40385	4.36662	36
LB-7	Ardennen	Loofbos	50.27329	5.73483	43
NB+1	Noord-Nederland	Naaldbos	52.93987	6.72231	53
NB+2	Noord-Nederland	Naaldbos	52.80760	6.76458	55
NB+3	Noord-Nederland	Naaldbos	52.81910	6.45156	9
NB+4	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.37960	4.44834	20
NB+5	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.37276	4.44525	17
NB+6	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.58206	5.24655	1
NB+7	Ardennen	Naaldbos	50.23647	5.66924	42
NB-1	Noord-Nederland	Naaldbos	52.90736	6.66383	37
NB-2	Noord-Nederland	Naaldbos	52.89569	6.70137	12
NB-3	Noord-Nederland	Naaldbos	52.82918	6.43217	20
NB-4	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.55842	5.21073	18
NB-5	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.45019	6.19995	22
NB-6	Zuid-Nederland	Naaldbos	51.39123	4.41792	25
NB-7	Ardennen	Naaldbos	50.21116	5.68195	29

Bijlage 2. Geselecteerde gebieden in de lokale studie

De onderstaande tabel geeft de geselecteerde locaties in de lokale veldstudie weer (XY-coördinaten in WGS84). Daaronder volgt een korte beschrijving van de onderzoekslocaties in de lokale studie per regio.

Naam/code	Regio	Type	X	Y
Vak115	Drenthe	Bos	52.895932	6.700763
Vak61	Drenthe	Bos	52.907989	6.664902
Poort2	Drenthe	Bos	52.829442	6.432370
Droseraveen	Drenthe	Bos	52.834598	6.441973
Hingsteveen	Drenthe	Open	52.920825	6.596308
Witteveen	Drenthe	Open	52.833474	6.463373
LREA	Ardennen	Bos	50.221037	5.680282
MH	Ardennen	Bos	50.257481	5.701229
PISC	Ardennen	Bos	50.220019	5.789719
VS	Ardennen	Bos	50.238048	5.763836
BDS	Ardennen	Open	50.241883	5.697178
VSO	Ardennen	Open	50.243551	5.780253

Drenthe



1: Witteveen

Dit betreft 1 van de 2 open venen in Drenthe, gelegen in het noorden van het Dwingelderveld. Dit betreft een groot open veen met een centraal gelegen ven. De rand van het veen is bepaald aan de hand van de vegetatie, en hangt met name samen met het voorkomen van veenmos. Ten tijde van het eerste bezoek van de plot (maart 2018) was de plot ook aan de rand nat. In de loop van de onderzoeksperiode werd het echter steeds droger. De plot is vrij heterogeen qua vegetatiesamenstelling. Direct aan de rand wordt Pijpenstrootje afgewisseld door Struikheide en Dopheide. Verder het veen in verschuift de dominante vegetatie meer naar de laatstgenoemde in combinatie met Veenpluis. Vanaf 50 meter wordt de vegetatie sterk gedomineerd door grote pollen Pijpenstrootje. Over de gehele gradiënt is veenmos dominant aanwezig. Bultvormende veenmossen ontbreken hier volledig. De aanwezigheid van het Veenbesblauwtje is wel bekend van de noordwestzijde van het Witteveen. In het verleden is de soort hier wel incidenteel waargenomen, maar dat betreffen hoogstwaarschijnlijk zwervende individuen.

2: Hingsteveen

Dit betreft het tweede open veen in Drenthe, gelegen nabij Schoonloo. In tegenstelling tot het Witteveen heeft het Hingsteveen geen centraal gelegen ven. Hoewel de plot aan de start van de onderzoeksperiode zeer nat was, werd ook deze in de loop van het onderzoek steeds droger. Tevens is er hier voor gekozen de veenrand samen te laten vallen met de aanwezigheid van veenmos. Dit plot betreft een vrij homogeen plot qua vegetatiesamenstelling. De vegetatie werd met name gedomineerd door Dopheide en Eénarig wollegras, en dit was over de gehele gradiënt het geval. Ook Pijpenstrootje was over de gehele gradiënt aanwezig evenals veenmos. Het Veenhooibeestje is de afgelopen jaren veelvuldig waargenomen op deze locatie en ook het voorkomen van *Agonum ericeti* is bekend uit het verleden.

3: Droseraveen

Het Droseraveen is een van de 2 bosveentjes in het Dwingelderveld. Evenals de andere Drentse bosveentjes wordt dit veen volledig omringd door bos, waarbij dit veen aan de westkant een dunnere bosrand aanwezig is. De bosrand aan de Zuidwest kant wordt gedomineerd door Zomereik en tevens komen er Sparren (*Picea abies*) in voor. De veenrand ligt direct aan de bosrand, waardoor de start van de gradiënt zich direct aan de bosrand bevindt. Het is onduidelijk hoe ver de veenlaag precies het bos in reikt, maar deze is enkel aan de lageregelegen Westzijde in een boring buiten het veen aangetroffen. Het Droseraveen is een klassiek hoogveen, waarbij aan de rand een duidelijke overgangsvegetatie aanwezig was bestaande uit Dopheide, Struikheide en bultvormende veenmossen met Kleine veenbes. Verder het veen in was er een duidelijke veenmosmat aanwezig met daarop dominantie van Witte snavelbies. Pijpenstrootje werd enkel direct aan de rand aangetroffen. De Veenbesparelmoervlinder is uit het verleden bekend van deze locatie, en de locatie ligt in de buurt van een populatie van het Veenbesblauwtje.

4: Poort II

Poort II is het tweede bosveentje in het Dwingelderveld. Ook dit veen is volledig omringd door bos, maar reikt het bos aan de Westzijde niet volledig tot aan de veenrand. Aan de Zuidwestzijde was dit wel het geval, waardoor de gradiënt direct vanaf het bos het veen in gelegd is. De bosrand bestond hier met name uit Sparren (*Picea abies*). Ook hier is onduidelijk hoever de veenlaag doorloopt onder het bos, maar deze werd in de boringen buiten het veen niet aangetroffen. De vegetatiesamenstelling in Poort II kent eenzelfde overgang van Pijpenstrootje aan de rand, naar een beter ontwikkelde hoogveenvegetatie op verder gelegen afstanden. Toch komen zowel Kleine veenbes als Dopheide ook direct aan de rand voor. Op verder gelegen afstanden werd de vegetatie gedomineerd door Dopheide, Beenbreek, en Veenpluis. Ook Kleine veenbes en bultvormende veenmossen komen hier veelvuldig voor. Enkel het voorkomen van de Veenbesparelmoervlinder is bekend uit het verleden, maar deze is al enkele jaren niet meer waargenomen.

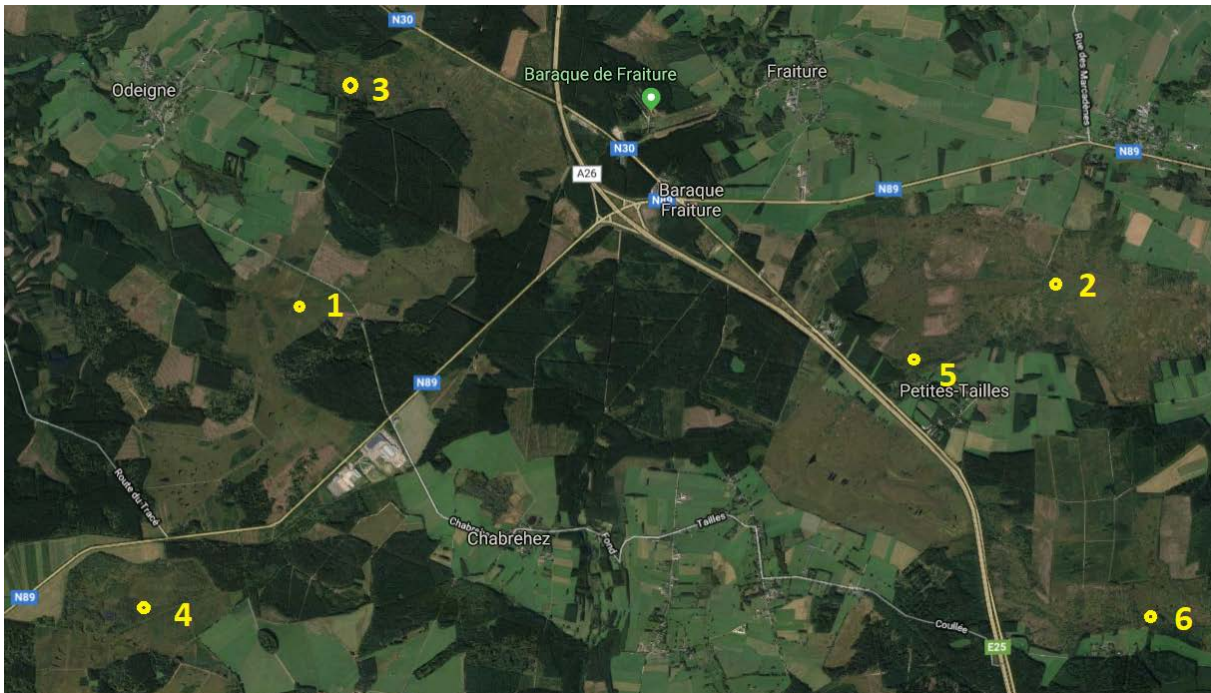
5: Vak61

Dit betreft het tweede bosveentjes in de omgeving van Schoonloo. Ook dit veen is volledig omringd door hoofdzakelijk naaldbos, hoewel dit veen een groter oppervlak bezit dan de andere 3 bosveentjes in Drenthe. Ook hier is de veenlaag en de ondoorlatende laag niet aangetroffen in boringen buiten het veen. Dit veen was opmerkelijk droger dan de andere bosveentjes, wat tot uiting kwam in de vegetatieontwikkeling. Hoewel de vegetatie direct aan de bosrand vergelijkbaar was met de andere 3 Drentse bosveentjes, werd de vegetatie op grotere afstand met name gedomineerd door struiken zoals Droge heide, Dopheide, en Kraaiheide. Desalniettemin werden ook hier bultvormende veenmossen met Kleine veenbes aangetroffen, welke vaak overgroeid werden door bovengenoemde struiken. In het verleden kwam de Veenbesparelmoervlinder hier voor, hedendaags wordt enkel het Veenhooibeestje hier nog aangetroffen.

6: Vak115

Het eerste bosveentje in de buurt van Schoonloo betreft Vak115. Dit veen is volledig omringd door een bosrand bestaande uit hoofdzakelijk naaldbomen. Het is onduidelijk hoe ver de veenlaag onder de bodem doorloopt de bosrand in, maar tijdens boringen buiten het veen werden hier geen slecht doorlaten lagen of veenlagen aangetroffen. De vegetatiesamenstelling in Vak115 volgt hetzelfde patroon als de bosveentjes in Dwingelderveld, met direct aan de bosrand een dominantie van Pijpenstrootje, gevolgd door een goed ontwikkelde hoogveenvegetatie op grotere afstanden. Bultvormende veenmossen overgroeid door Kleine veenbes waren dominant aanwezig, evenals struiken als Gewone heide, Dopheide, en Kraaiheide. Ook Lavendelheide is hier veelvuldig aangetroffen. Dit is een van de weinige locaties waar de Veenbesparelmoervlinder tot op heden nog voorkomt.

Ardennen



1: Open veen bij Bois de Saint Jean

Een open veen met een klein ven in het laagstgelegen deel in de kern. Vanuit de kern liep het veen in een lichte helling omhoog, wat weerspiegeld leek in de bodemvochtigheid en de vegetatie. De rand van het veen is bepaald aan de hand van het voorkomen van veenmos. Aan de rand van het veen werd de vegetatie gedomineerd door hoge pollen Pijpenstrootje. Ook op grotere afstanden werd Pijpenstrootje veel aangetroffen, maar de kwaliteit van de hoogveenvegetatie nam toe richting het open ven. Bultvormende veenmossen met Kleine veenbes kwamen hier slechts sporadisch voor, met name dicht bij het open ven. De Veenbesparelmoervlinder is in de buurt waargenomen, maar is niet op de plot zelf aangetroffen. Wel is hier het enige individu van *P. aterrimus* gevangen in deze studie.

2: Open veen bij Vielsalm

Het tweede open veen met een duidelijke overgangsvegetatie beginnende bij laagveen vegetatie aan de rand naar een duidelijke hoogveenvegetatie met veel bultvormend veenmos die gedomineerd werd door Kleine veenbes. Veenbesparelmoervlinders kwamen hier veelvuldig voor. Geen echte bosrand aanwezig, maar wel een aantal lage wilgen rond het plot. De veenrand werd bepaald aan de hand van het voorkomen van veenmos.

3: Bosveentjes bij Manhay

Dit plot was omgeven door wilgenbos met daarachter naaldbos en lag op een Noordelijk georiënteerde helling. Het veen reikte tot aan de bosrand. De vegetatie was vrij divers, en de meeste kensoorten van hoogveen waren aanwezig. Ook bultvormend veenmos met Kleine veenbes werden veelvuldig aangetroffen. Naarmate verder de heuvel afgedaald werd, werd de vegetatie gedomineerd door Pijpenstrootje, maar dit viel buiten de plot. Ook hier is enkel de Veenbesparelmoervlinder aangetroffen.

4: Bosveentje bij La Roche en Ardenne

Dit betreft een goed ontwikkeld hoogveen omringd door berkenbos. Er was een goed ontwikkelde hoogveenvegetatie aanwezig met bultvormende veenmossen, Kleine veenbes, Lavendelheide, Dopheide, Struikheide en Kraaiheide. Direct aan de bosrand was er wel veel berkopslag. De plot ligt hoger ten opzichte van de directe omgeving en heeft last van verdroging. Er was tevens een ontwaterende sloot in de omgeving die hieraan bij leek te dragen. Het veen reikte tot aan de bosrand. Op deze locatie zijn veel Veenbesparelmoervlinders waargenomen.

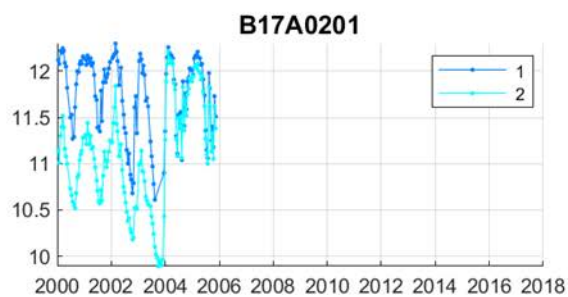
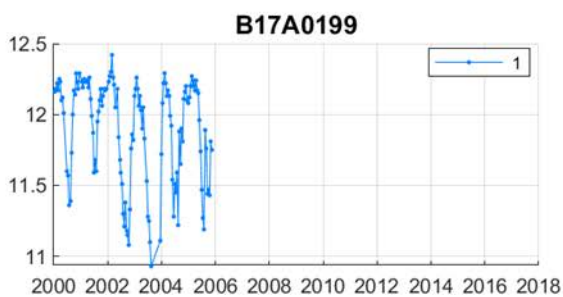
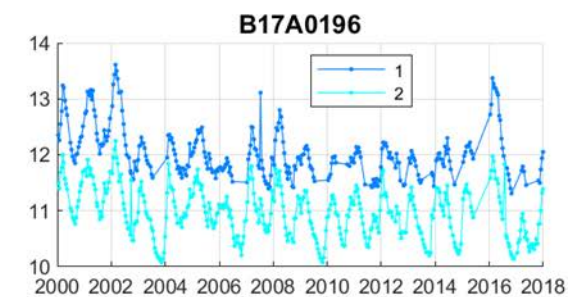
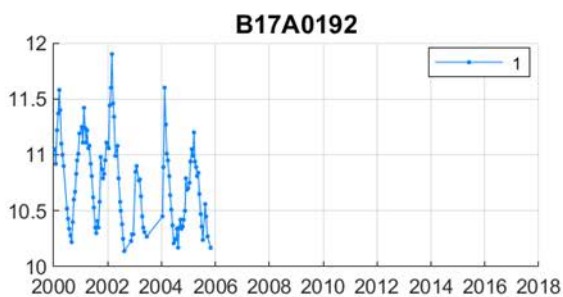
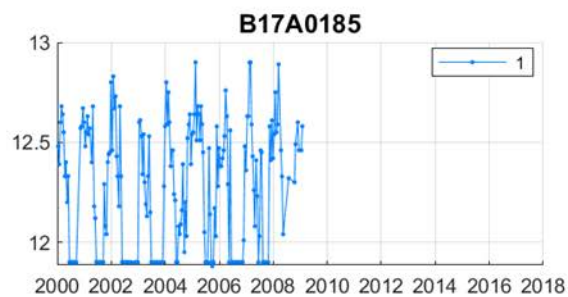
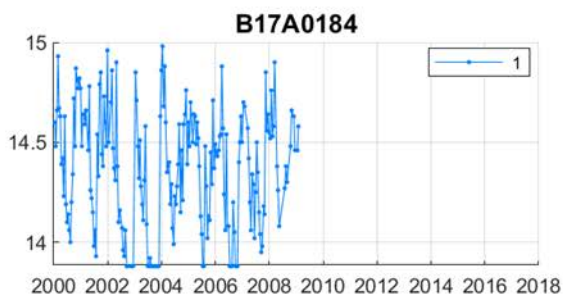
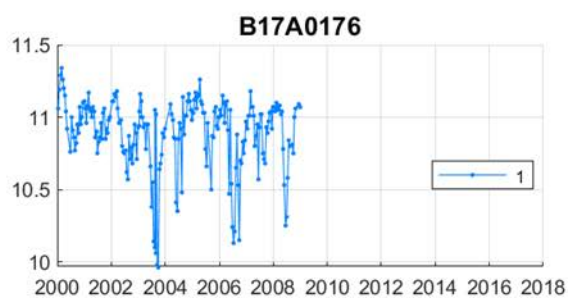
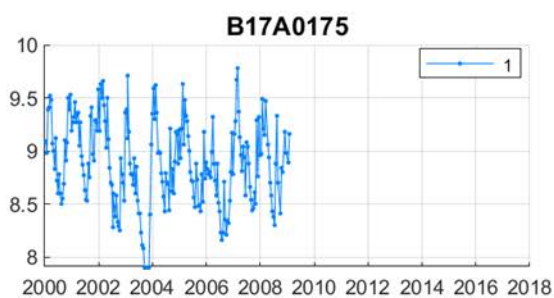
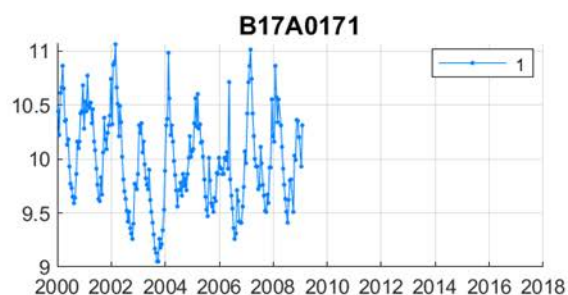
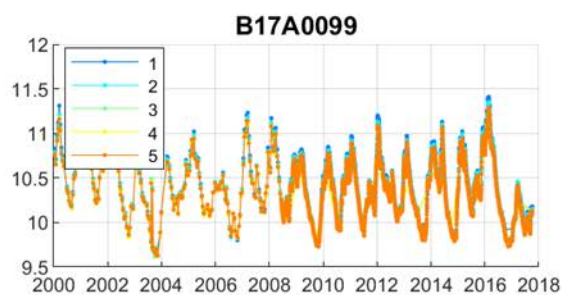
5: Bosveentje bij Vielsalm

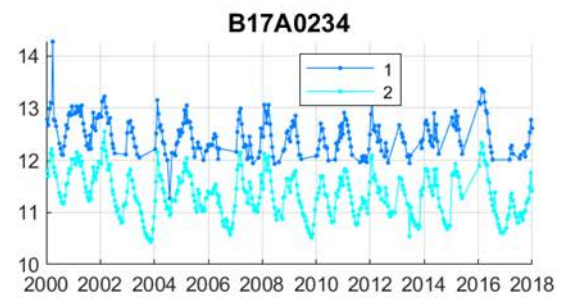
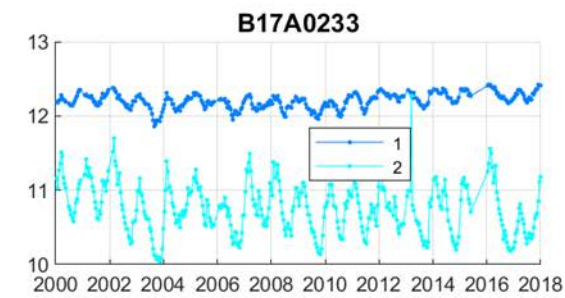
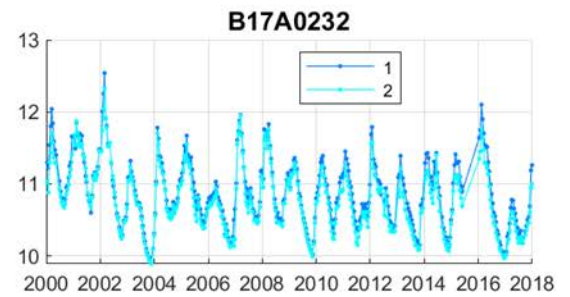
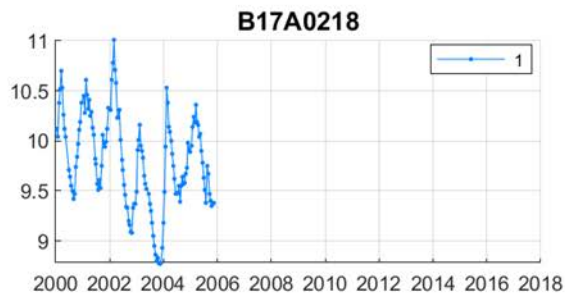
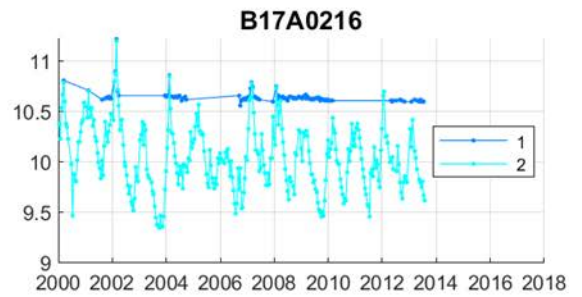
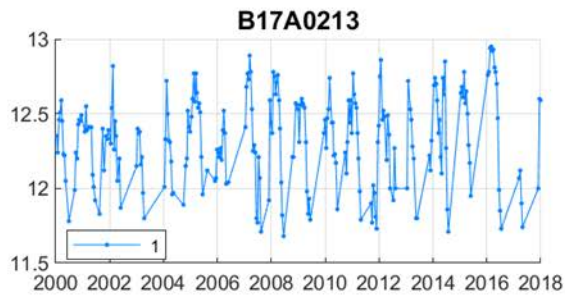
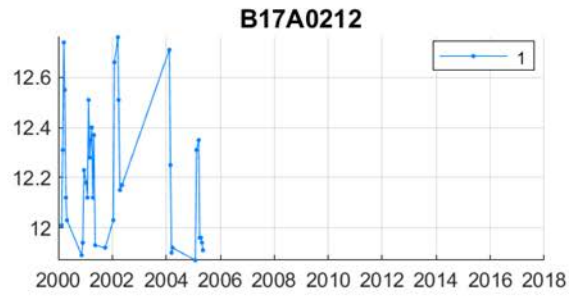
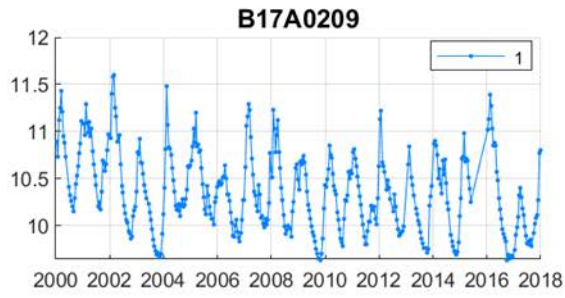
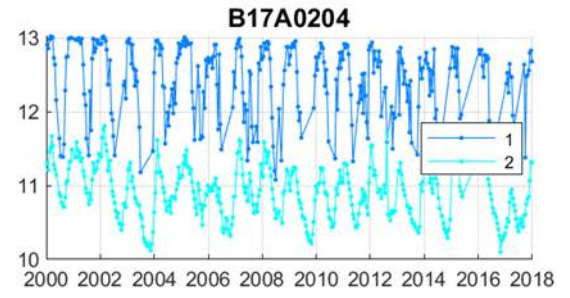
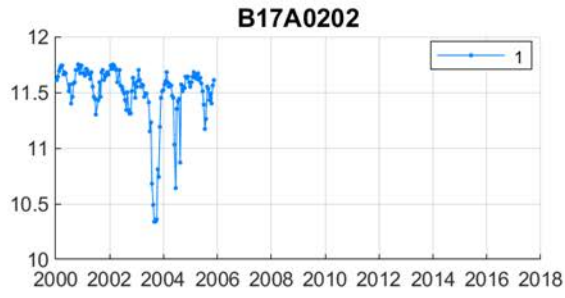
Dit plot is gelegen aan de bosrand die onderdeel uitmaakt van het grotere veencomplex waar ook plot 2 onderdeel van uitmaakt. De plot is hoger in het landschap gesitueerd ten opzichte van plot 2 en is vrij droog. Het veen reikte tot aan de bosrand die met name uit Wilgen bestond met Naaldbomen daarachter. De vegetatie werd gedomineerd door Pijpenstrootje die hier en daar afgewisseld werd door Blauwe bosbes en bultvormende veenmossen met Kleine veenbes. Op deze locatie zijn Veenbesparelmoervlinders waargenomen.

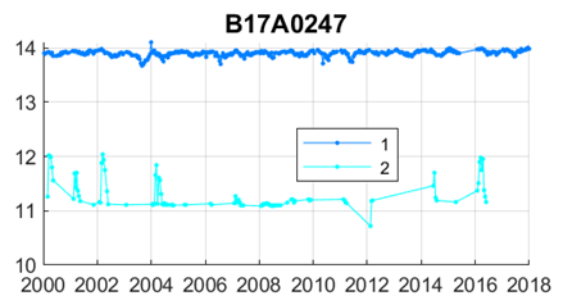
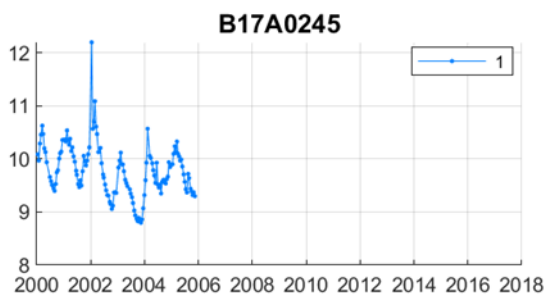
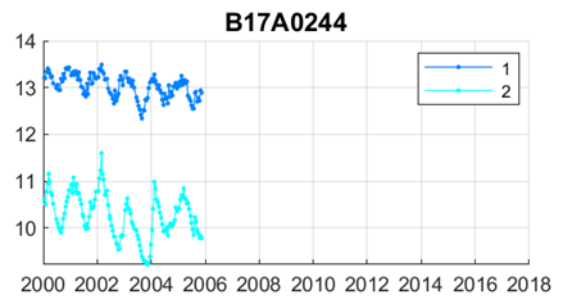
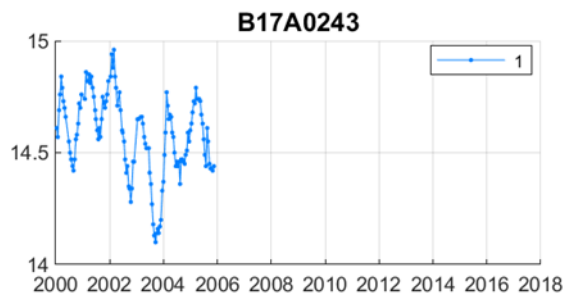
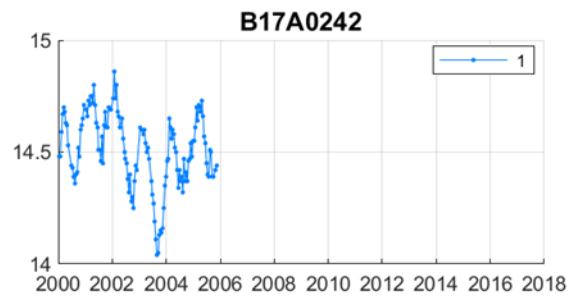
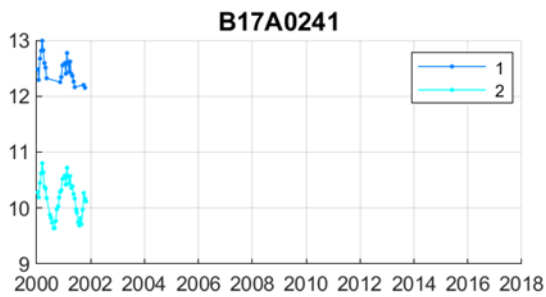
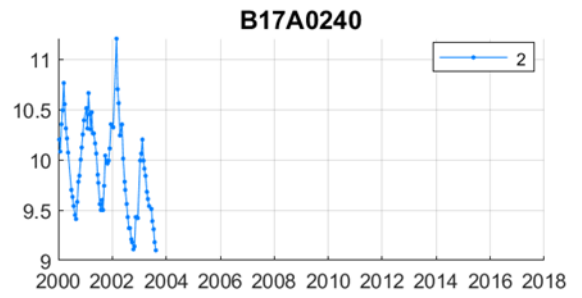
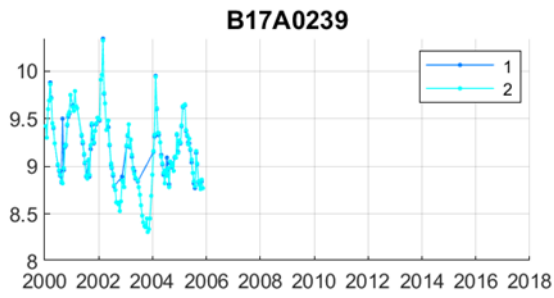
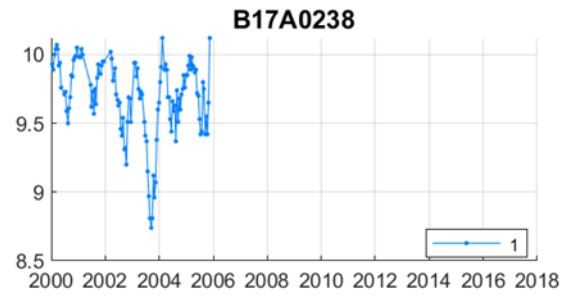
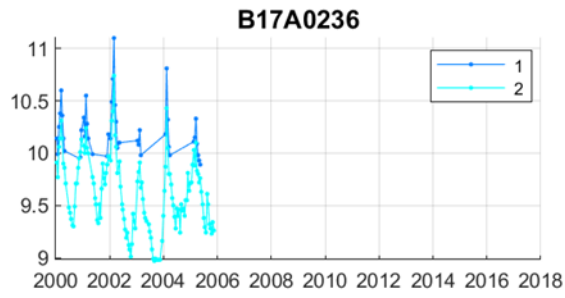
6: Bosveentjes bij Piscerotte

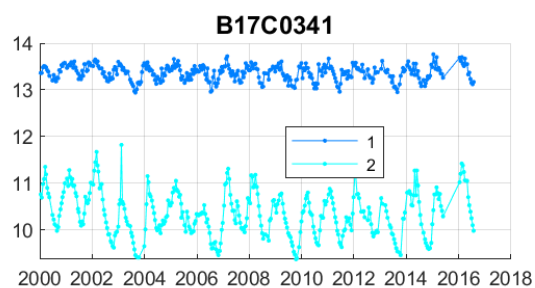
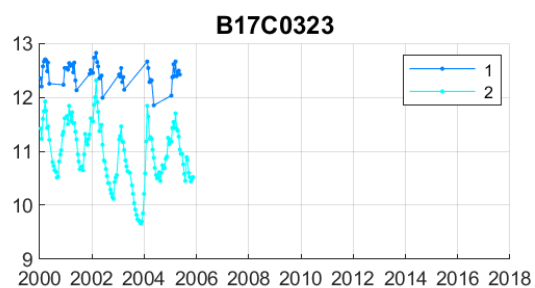
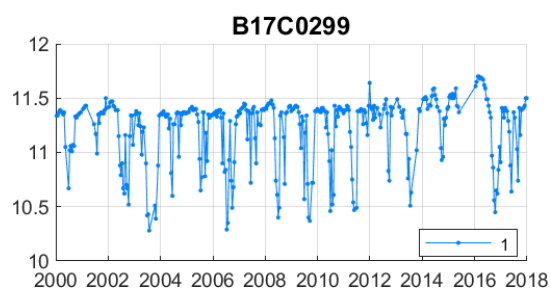
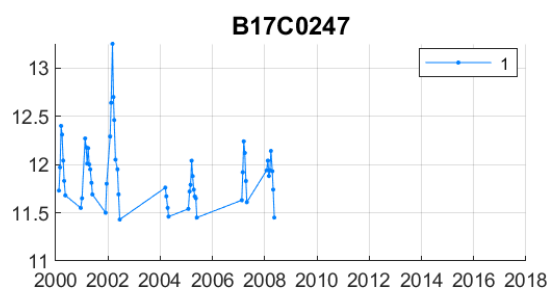
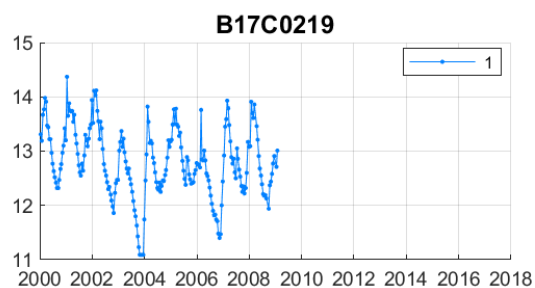
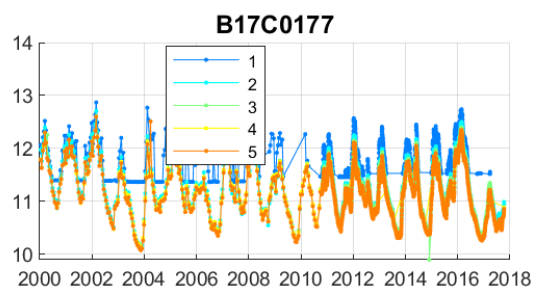
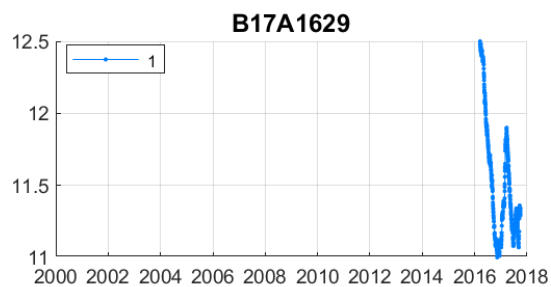
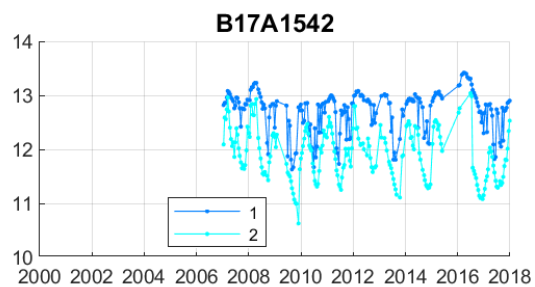
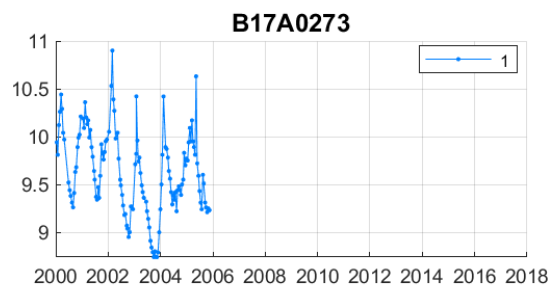
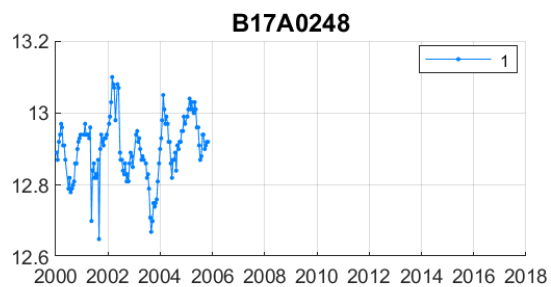
Dit betreft een vrij droge plot omgeven door wilgenbos. In de bosrand is een ontwaterende sloot aanwezig die hier mogelijk aan bijdraagt. De vegetatie werd gedomineerd door Pijpenstrootje met daarin veel bulten *Polytrichum sp.* die overgroeid werden door Kleine veenbes. Ook hier reikte het veen tot aan de bosrand. Op deze locatie zijn geen van de hier behandelde faunasoorten aangetroffen.

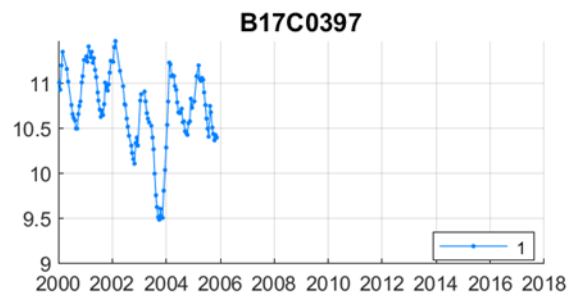
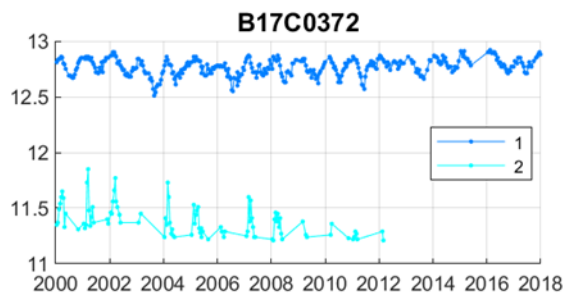
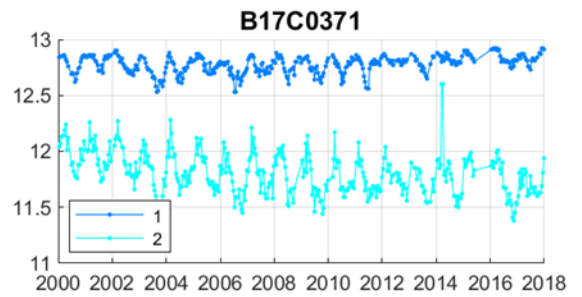
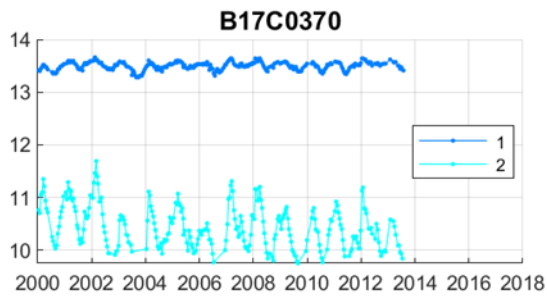
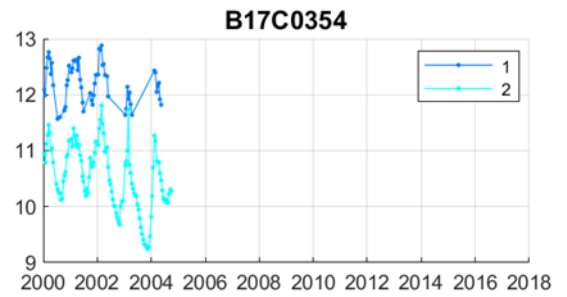
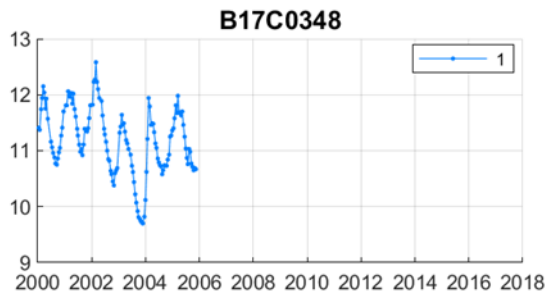
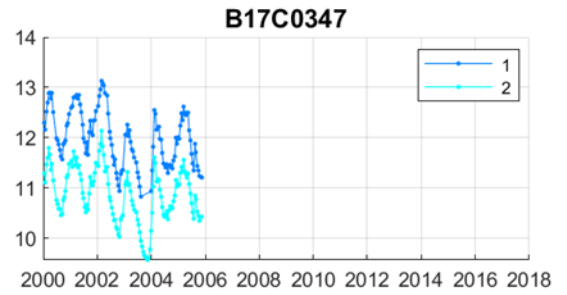
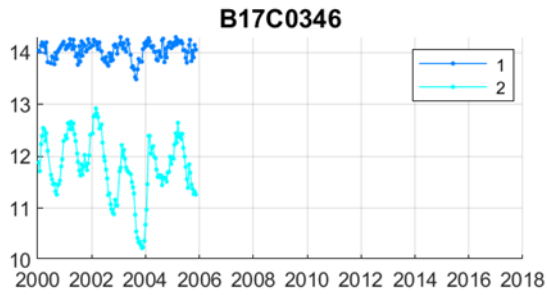
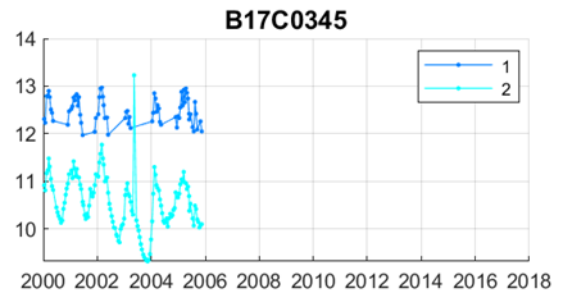
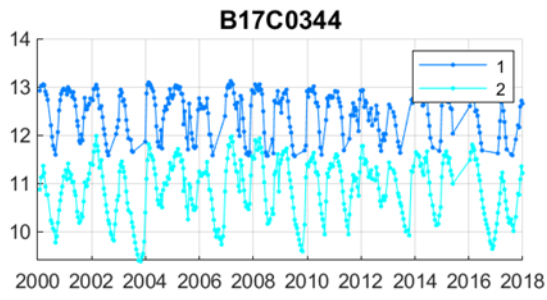
Bijlage 3. Grondwaterstanden Dwingelderveld

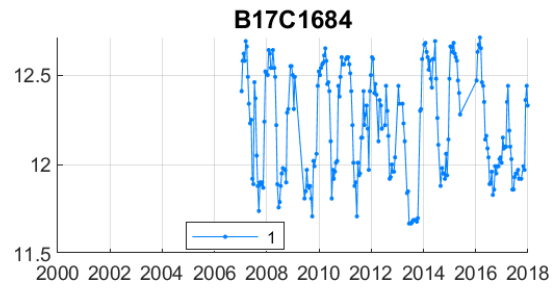
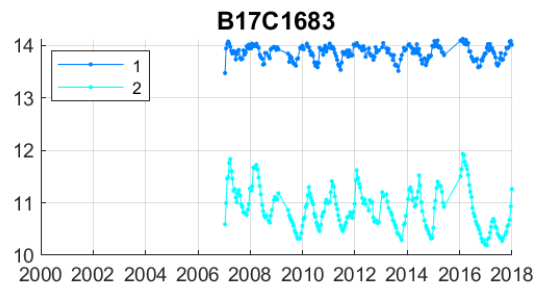
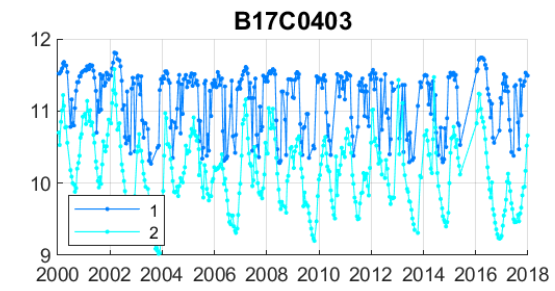




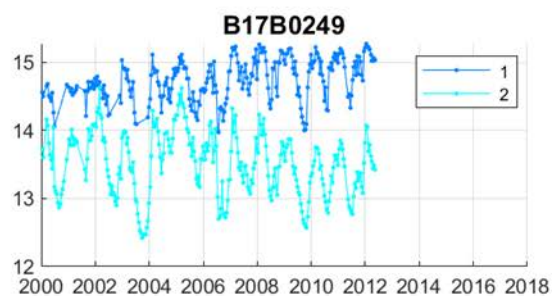
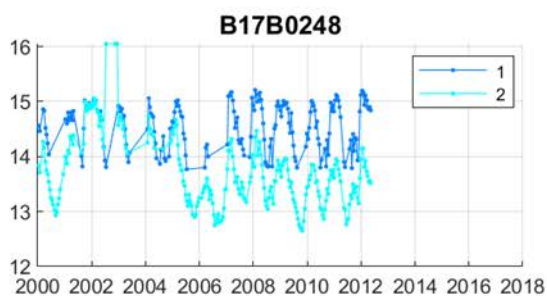
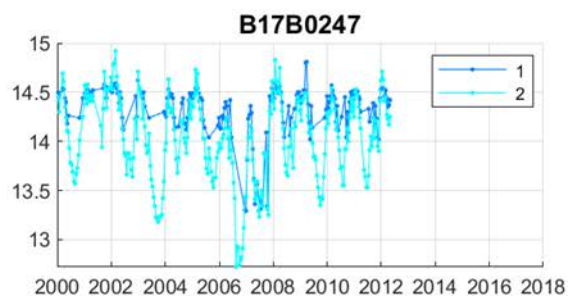
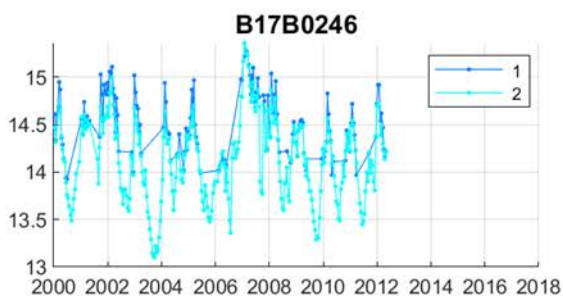
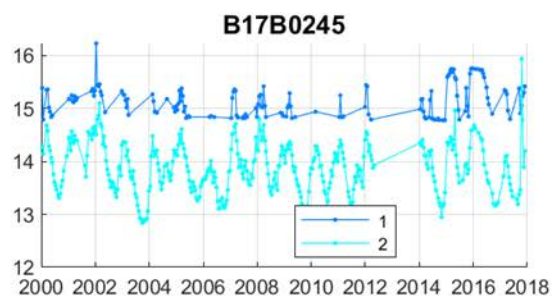
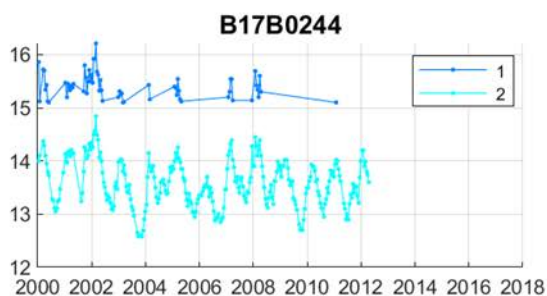
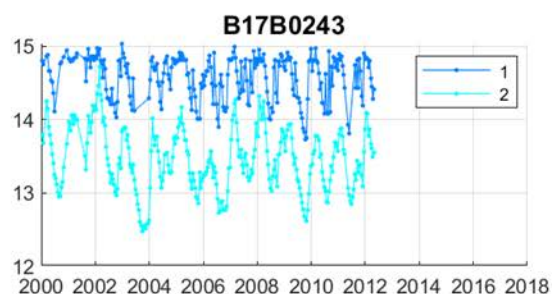
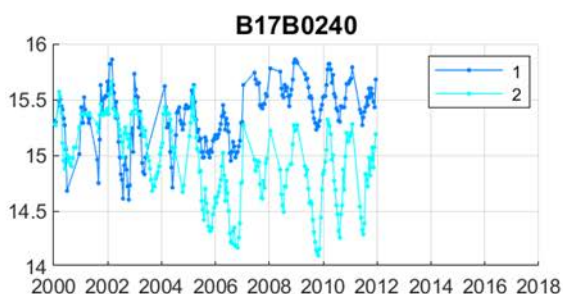
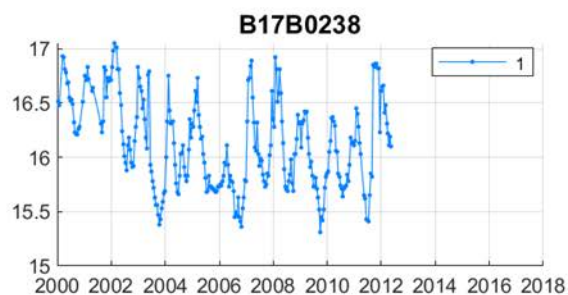
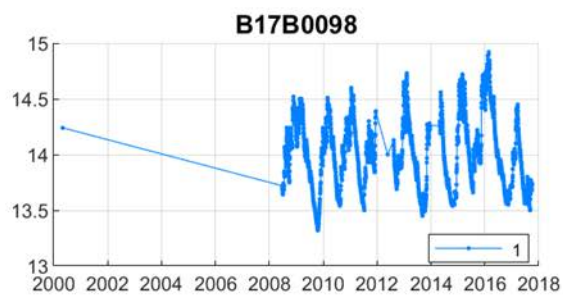


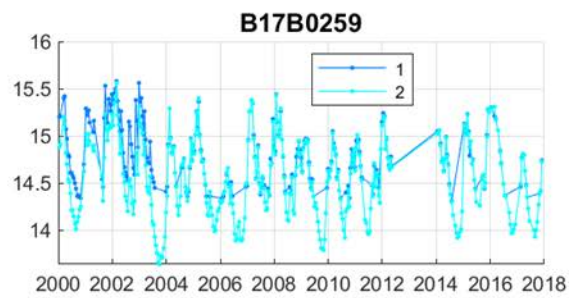
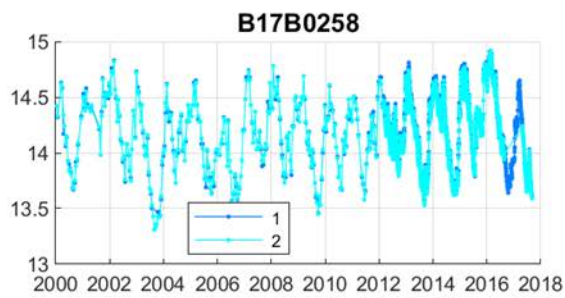
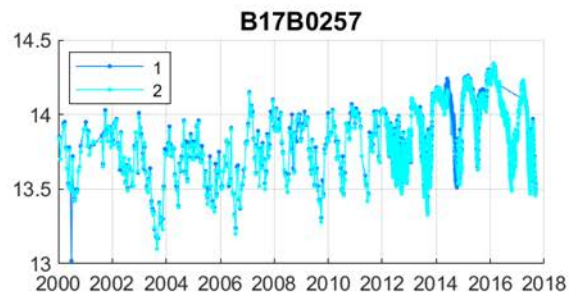
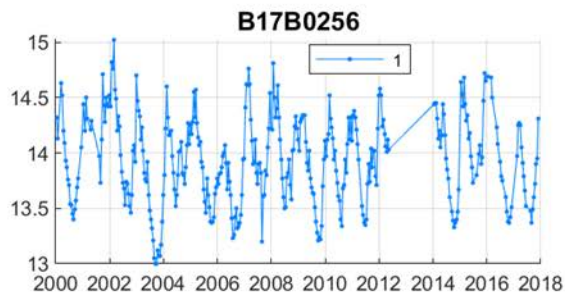
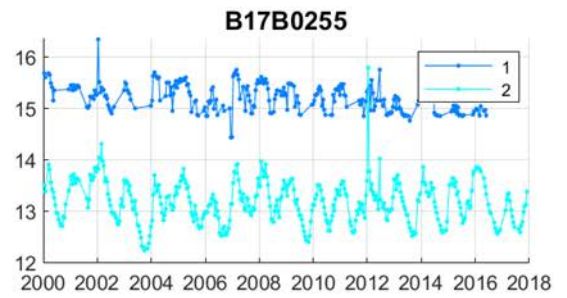
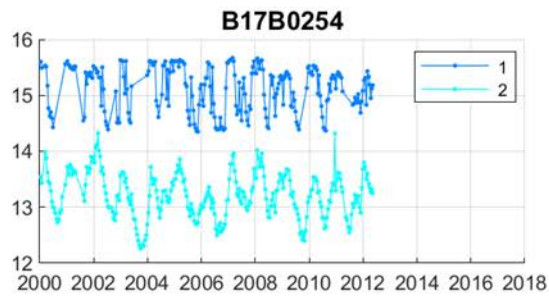
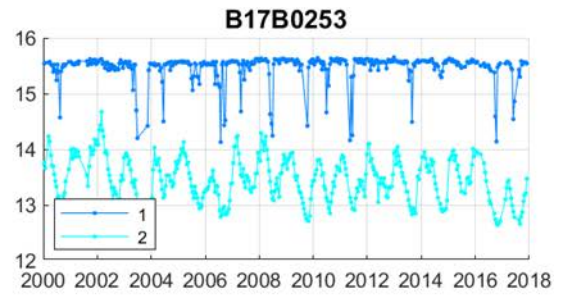
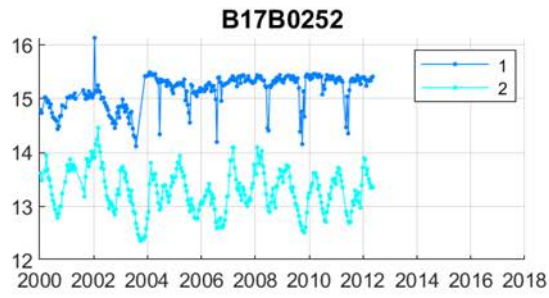
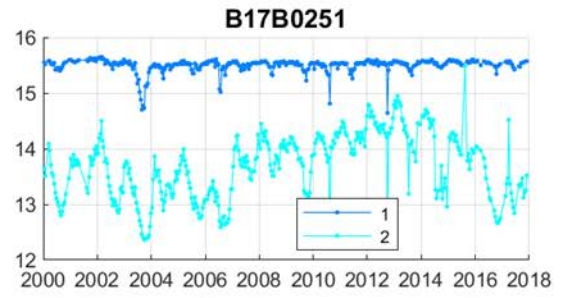
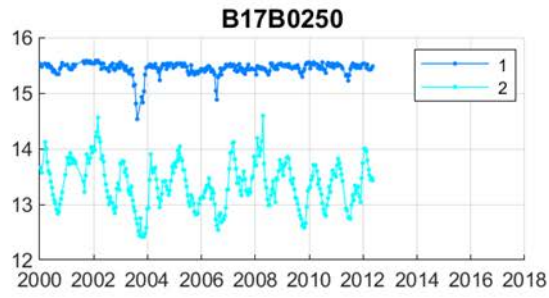


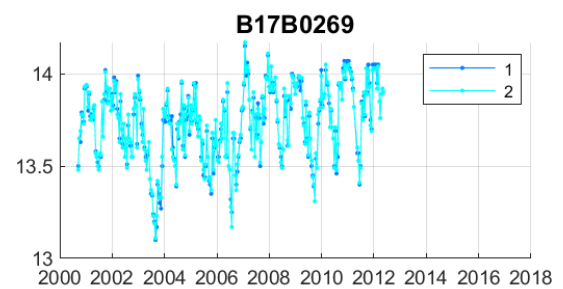
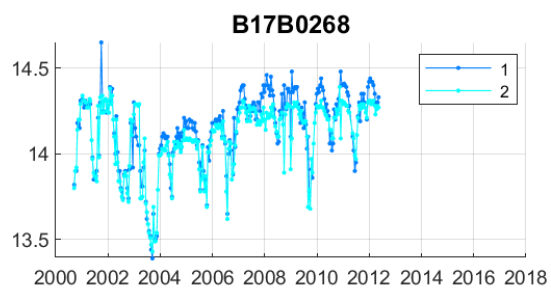
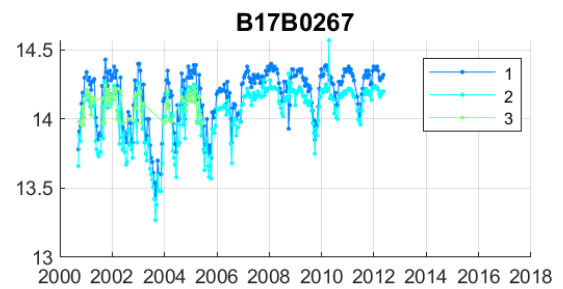
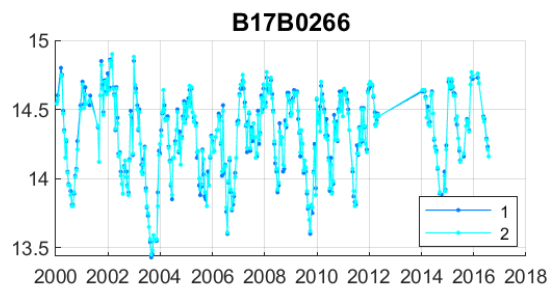
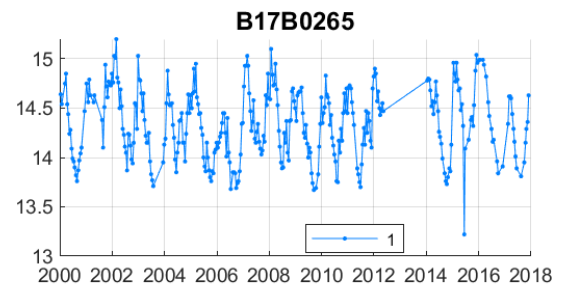
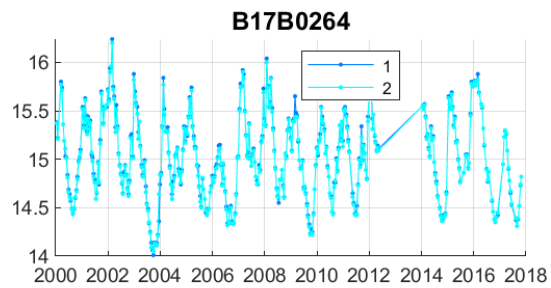
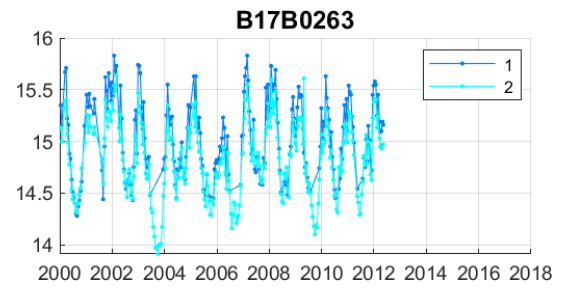
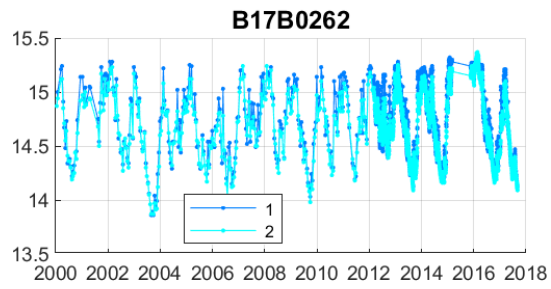
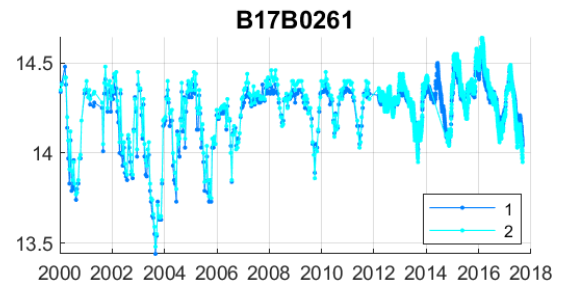
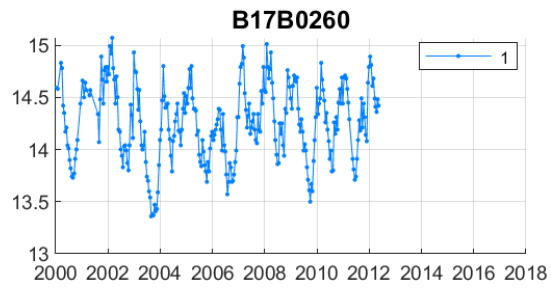


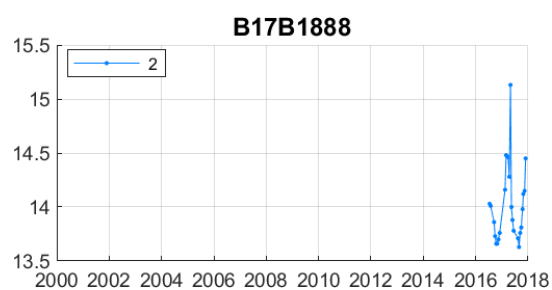
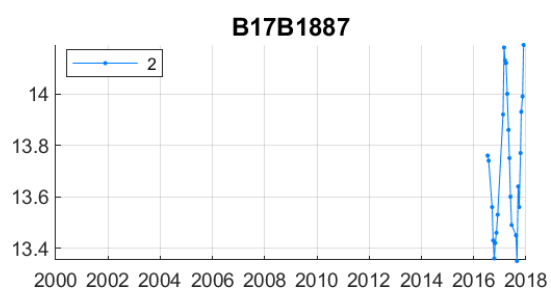
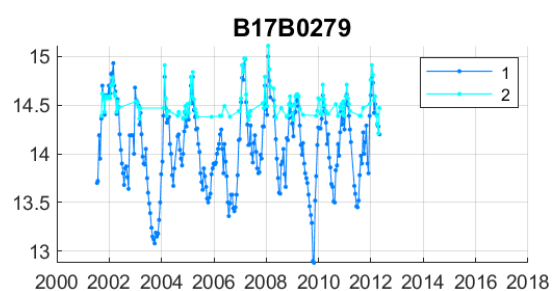
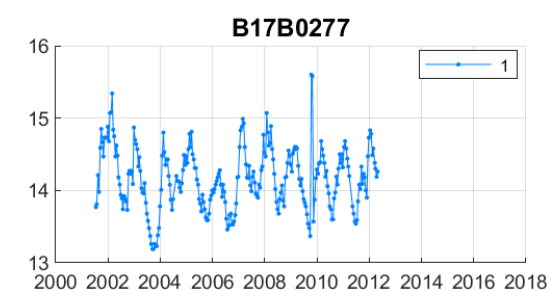
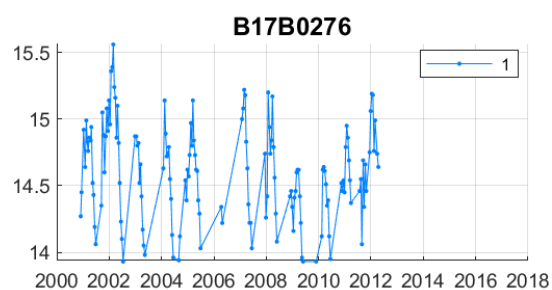
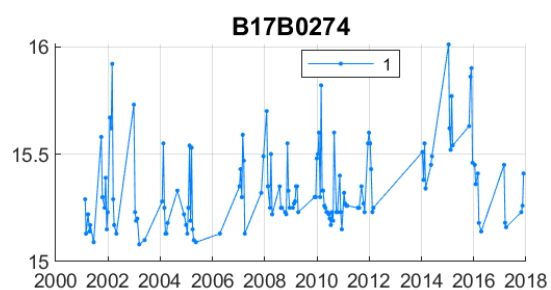
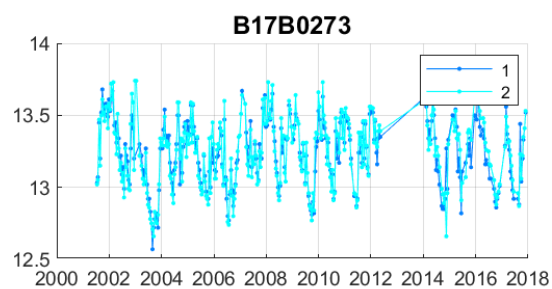
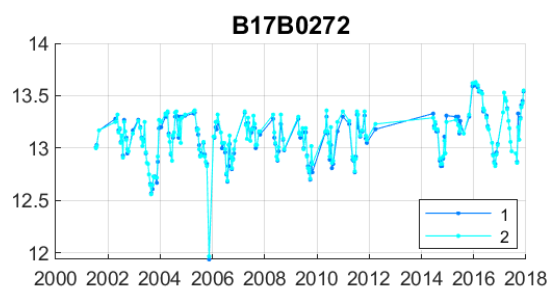
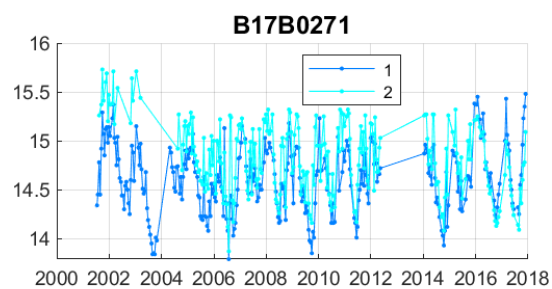
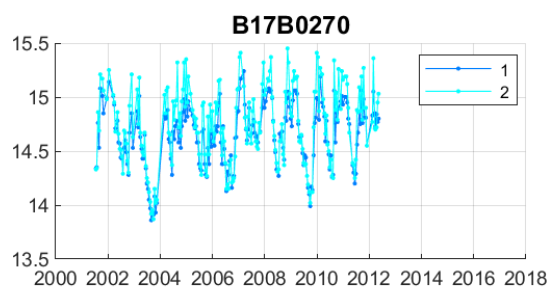


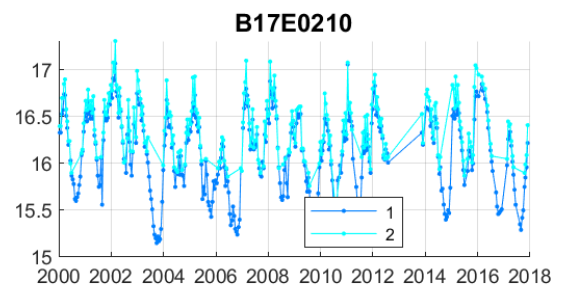
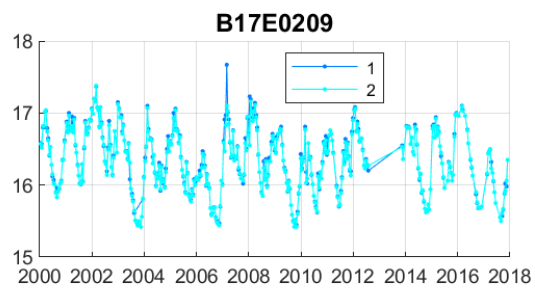
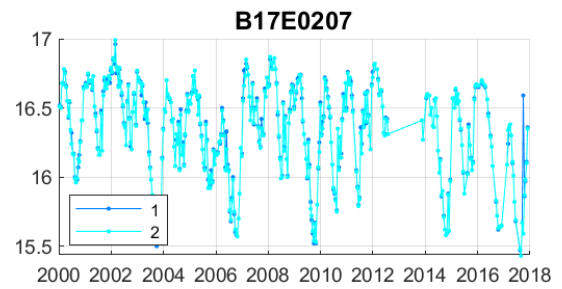
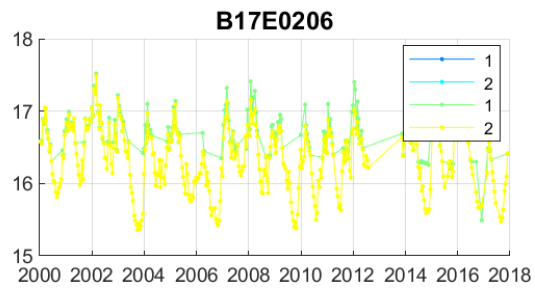
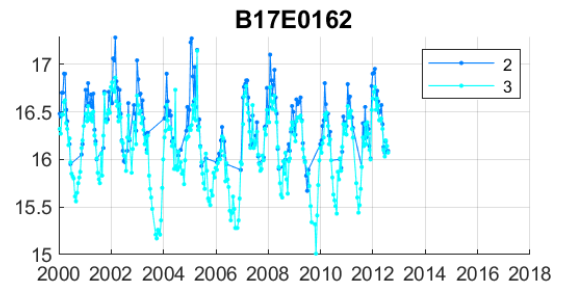
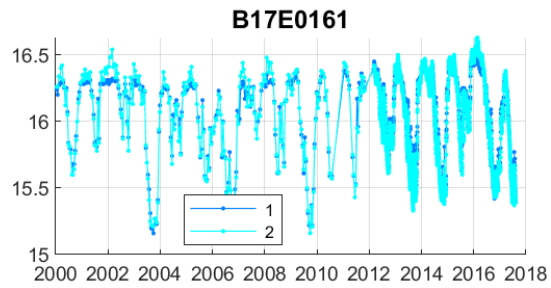
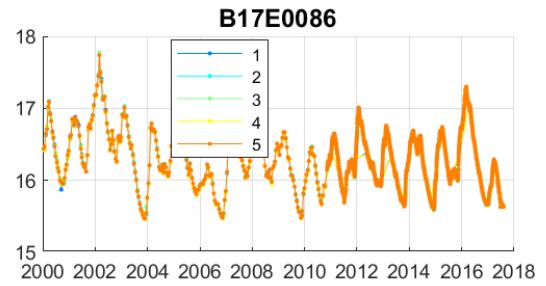
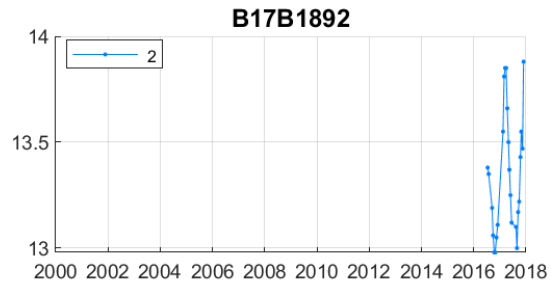
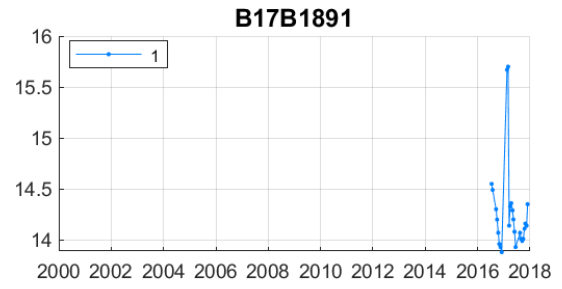
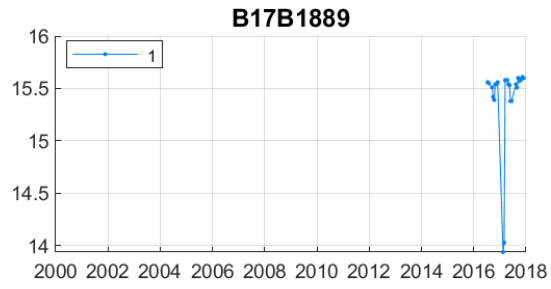
Bijlage 4. Grondwaterstanden Schoonloo

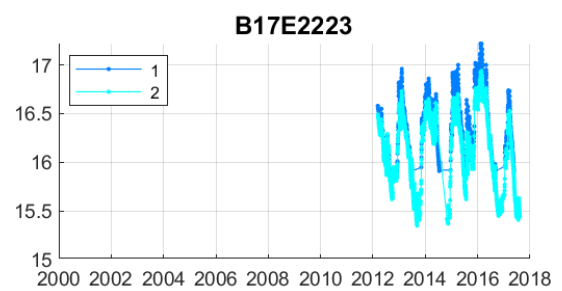
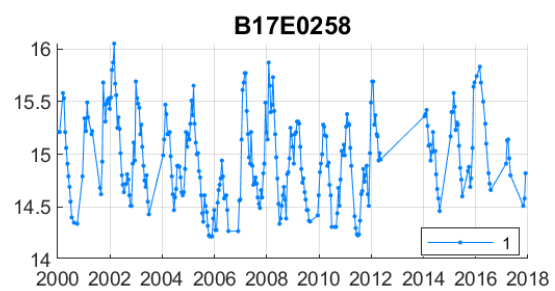
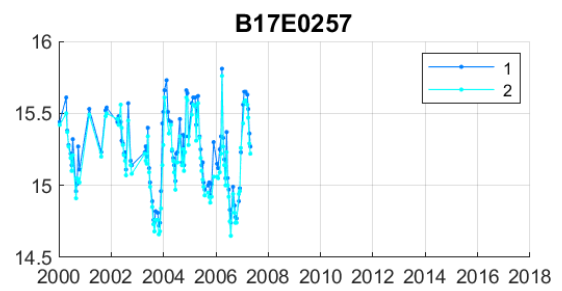
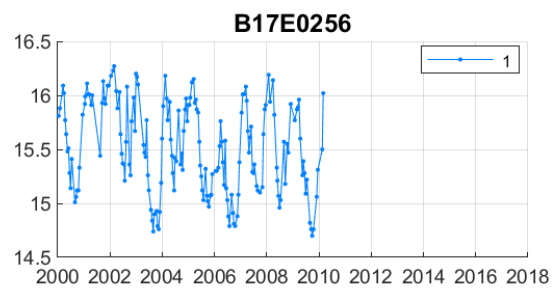












Bijlage 5. Veldmetingen peilingen

gebied	veen	Pb (volgens label)	serienummer drukopnemer	maaiveld (m NAP)	bkp (m NAP)	bkp tov maaiveld (cm)	onderkant filter tov bkp (cm)	filterlengte (m)	OK meting 16-jan-19	diepte drukopnemer tov bkp (cm)	inhangdiepte 18-jan-2019
Dwingelderveld	Droseraveen	B001PB02		0	0.4	0.4	190	1			
Dwingelderveld	Droseraveen	B002PB02		0	0.4	0.4	130	0.5			
Dwingelderveld	Droseraveen	B003PB02		0	0.3	0.3	230	1			
Dwingelderveld	Witteveen	B004PB02		12.12	12.55	0.43	185	1			
Dwingelderveld	Witteveen	B005PB02		12.14	12.53	0.39	180	1			
Dwingelderveld	Witteveen	B006PB02		12.33	12.61	0.28	220	1			
Schoonloo	Vak61_NB1	B007PB02		17.31	17.58	0.27	110	0.3	3.9		
Schoonloo	Vak61_NB1	B008PB02		17.66	17.86	0.2	100	0.3	1		
Schoonloo	Vak61_NB1	B009PB02		17.42	17.74	0.32	370	1	1.0		
Schoonloo	Vak115_NB2	B010PB02		18.86	19.22	0.36	130	0.6	1.40		
Schoonloo	Vak115_NB2	B011PB02		19.12	19.36	0.24	105	0.3	1		
Schoonloo	Vak115_NB2	B012PB02		19.12	19.42	0.3	90	0.3	1		
Dwingelderveld	Droseraveen	B001PB01	201518	0	0.5	0.5	429	1	4.25	351	3.5
Dwingelderveld	Droseraveen	B002PB01	201510	0	0.4	0.4	392	1		349	
Dwingelderveld	Droseraveen	B003PB01	201512	0	0.6	0.6	579	1		573	
Dwingelderveld	Witteveen	B004PB01	201513	12.12	12.64	0.52	311	1		288	
Dwingelderveld	Witteveen	B005PB01	201508	12.14	12.82	0.68	452	1		415	
Dwingelderveld	Witteveen	B006PB01	810424	12.33	12.79	0.46	449	1		445	
Schoonloo	Vak61_NB1	B007PB01	201506	17.31	17.89	0.58	352	1	3.50	347	3.43
Schoonloo	Vak61_NB1	B008PB01	201511	17.66	18.16	0.5	391	1	3.90	384	3.85
Schoonloo	Vak61_NB1	B009PB01	810428	17.42	18.01	0.59	582	1	5.80	487	4.85
Schoonloo	Vak115_NB2	B010PB01	810417	18.86	19.33	0.47	392	1	3.90	382	3.85
Schoonloo	Vak115_NB2	B011PB01	810418	19.12	19.52	0.4	390	1	3.87	387	3.90
Schoonloo	Vak115_NB2	B012PB01	810421	19.12	19.69	0.57	391	1	3.87	382	3.83
Dwingelderveld	Poort 2	b549a				0.4		1	1.39		
Dwingelderveld	Poort 2	b549b				0.4		1	4.30		

Pb (volgens label)	Datum eerste velddag	GWS [cm] tov bkp	GWS (m NAP)	Datum plaatsing	GWS [cm] tov mv	GWS (m NAP)	datum inhang drukopnemer	Tijd	GWS [cm] tov bkp	GWS (m NAP)	Datum tweede velddag	GWS [m] tov bkp	GWS (m NAP)
B001PB02				10-aug							16-jan	0.32	0.08
B002PB02				10-aug									
B003PB02				10-aug									
B004PB02				9-aug									
B005PB02				9-aug							16-jan	0.3	12.23
B006PB02				9-aug							16-jan	0.6	12.01
B007PB02				8-aug							16-jan	0.51	17.07
B008PB02				8-aug							16-jan	1.0	
B009PB02				8-aug							16-jan	0.21	17.53
B010PB02				9-aug							16-jan	0.33	18.89
B011PB02				9-aug							16-jan	1.0	
B012PB02				9-aug							16-jan	1.0	
B001PB01				10-aug	210	-2.1	6-sep	09:13	226	-1.76	16-jan	1.67	-1.17
B002PB01				10-aug	210	-2.1	6-sep	09:36	306	-2.66			
B003PB01				10-aug	220	-2.2	6-sep	10:21	568	-5.08			
B004PB01				9-aug	240	9.72	6-sep	13:36	231	10.33			
B005PB01				9-aug	210	10.04	6-sep	12:51	259	10.23	16-jan	2.29	10.53
B006PB01				9-aug	240	9.93	6-sep	12:32	265	10.14	16-jan	2.33	10.46
B007PB01				8-aug			7-sep	09:32	305	14.84	16-jan	3.50	
B008PB01				8-aug	230	15.36	7-sep	10:07	320	14.96	16-jan	3.32	14.84
B009PB01				8-aug	200	15.42	7-sep	09:49	305	14.96	16-jan	3.19	14.82
B010PB01				9-aug	230	16.56	6-sep	15:17	339	15.94	16-jan	3.90	
B011PB01				9-aug	230	16.82	7-sep	08:23	369	15.83	16-jan	3.87	
B012PB01				9-aug	230	16.82	6-sep	15:40	378	15.91	16-jan	3.87	
b549a	2-aug	100	-0.6								16-jan	0.41	-0.01
b549b	2-aug	>400	<-3.6								16-jan	>430	<-4

Bijlage 6. Fitten van temperatuurprofielen

Een methode om op basis van een gemeten temperatuurprofiel de flux te bepalen is gebaseerd op het fitten van de gemeten curve aan een analytische curve. Deze methode is uitgewerkt op basis van twee soorten data:

- temperatuurprofielen in de diepte op een beperkt aantal tijdstippen,
- tijdreeksen van temperatuurmetingen op een beperkt aantal dieptes.

Temperatuurprofielen in de diepte

Op basis van de analytische vergelijkingen en de parameterwaardes uit onderstaande tabel zijn twee temperatuurprofielen gegenereerd op twee verschillende dagen. Er is een observatie van de temperatuur elke 25 centimeter tot 6 m onder maaiveld. Vervolgens is getracht waardes voor de parameters $k_{T,b}$, ρc_b , en N af te leiden door een kleinste-kwadraten fit te berekenen. De dik en schuingedrukte parameters zijn berekend aan de hand van de andere parameters.

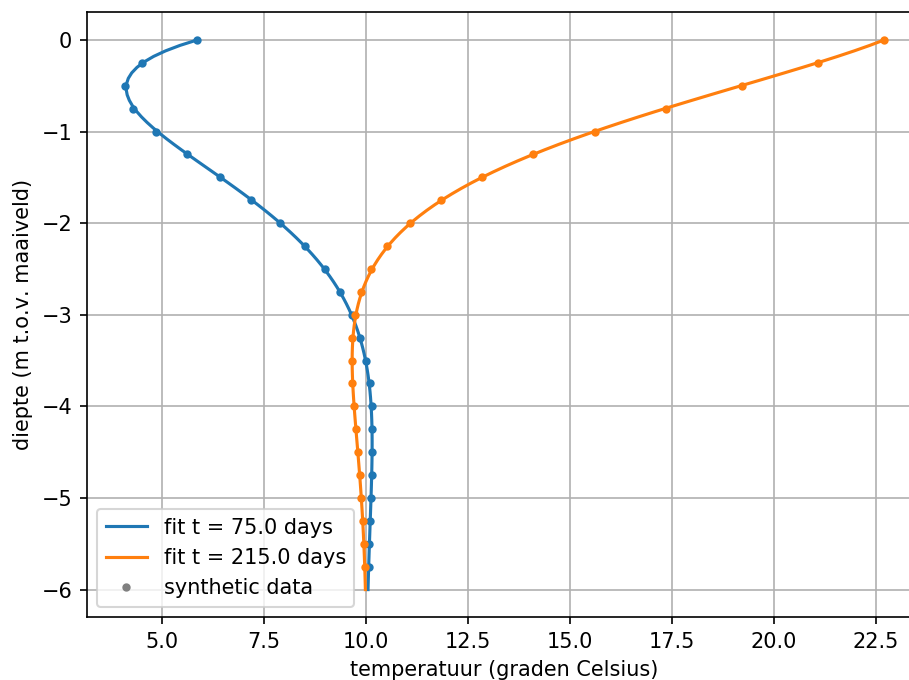
Parameter	Symbool	Eenheid	Waarde
Volumepercentage grond	θ_s	-	0.5
Volumepercentage water	θ_w	-	0.5
Volumepercentage lucht	θ_a	-	0.0
Dichtheid grond	ρ_s	kg/m ³	1100
Dichtheid water	ρ_w	kg/m ³	1000
Thermische geleidbaarheid grond	k_s	W/(m °C)	0.2
Thermische geleidbaarheid water	k_w	W/(m °C)	0.58
Warmtecapaciteit grond	c_s	J/(kg °C)	835
Warmtecapaciteit water	c_w	J/(kg °C)	4183
Diffusiecoëfficiënt	D_{diff}	-	0
Gemiddelde temperatuur	T_0	°C	10
Amplitude bovenrandvoorwaarde	A_0	°C	15
Bulk thermische geleidbaarheid grond	$k_{T,b}$	W/(m °C)	0.39
Specifieke thermische capaciteit	ρc_b	J/(m³ °C)	$2.64 \cdot 10^6$
Verticale flux	N	mm/dag	2.0 (infiltratie)

Tabel 9-1: Gebruikte parameters voor het genereren van temperatuurprofielen op een aantal tijdstippen.

Table 9-1: Parameters that were used for the generation of temperature profiles on a number of points in time.

Op de gekozen dagen 75 en 215 (17 maart en 3 augustus) wordt een fit gevonden die perfect op de observaties past. Het resultaat is weergegeven in *Figuur 9-1*. De optimalisatie komt consequent uit op dezelfde parameterschatting, ongeacht de gekozen startwaardes in de optimalisatie. Maar deze gefitte parameters zijn niet gelijk aan de oorspronkelijke data (zie onderstaande tabel). Wat ook opvalt is dat de verhouding tussen de geoptimaliseerde waardes en de oorspronkelijke waardes voor alle parameters vergelijkbaar is. Dit ondersteunt de eerdere conclusie dat het vermenigvuldigen van deze drie parameters met dezelfde factor de dezelfde oplossing oplevert. Waarom de optimalisatie steeds bij deze optimale oplossing eindigt is (nog) niet duidelijk.

Parameter	Symbol	Eenheid	Oorspronkelijke waarde	Initiële waarde	Geoptimaliseerde waarde
Bulk thermische geleidbaarheid grond	$k_{T,b}$	W/(m°C)	0.39	1.0	0.67
Specifieke thermische capaciteit	ρc_b	J/(m³ °C)	$2.64 \cdot 10^6$	$2.0 \cdot 10^6$	$4.5 \cdot 10^6$
Verticale flux	N	mm/dag	2.0	7	3.55



Figuur 9-1: Kleinste kwadraten fit op synthetische data. De fit is perfect, maar de gevonden parameters komen niet overeen met de oorspronkelijke parameters.

Figure 9-1: Least squares fit on synthetic data. The fit is perfect, but the found parameters are not similar to the original parameters.

Op basis van deze analyse blijkt het dus niet mogelijk om de flux in te schatten op basis van alleen temperatuurprofielen in de ondergrond. Er zal ook informatie ingewonnen moeten worden over een van de andere parameters: de thermische geleidbaarheid, of de specifieke thermische capaciteit. Deze twee parameters worden weer bepaald door de volumefractie aan water en de thermische eigenschappen van de grond.

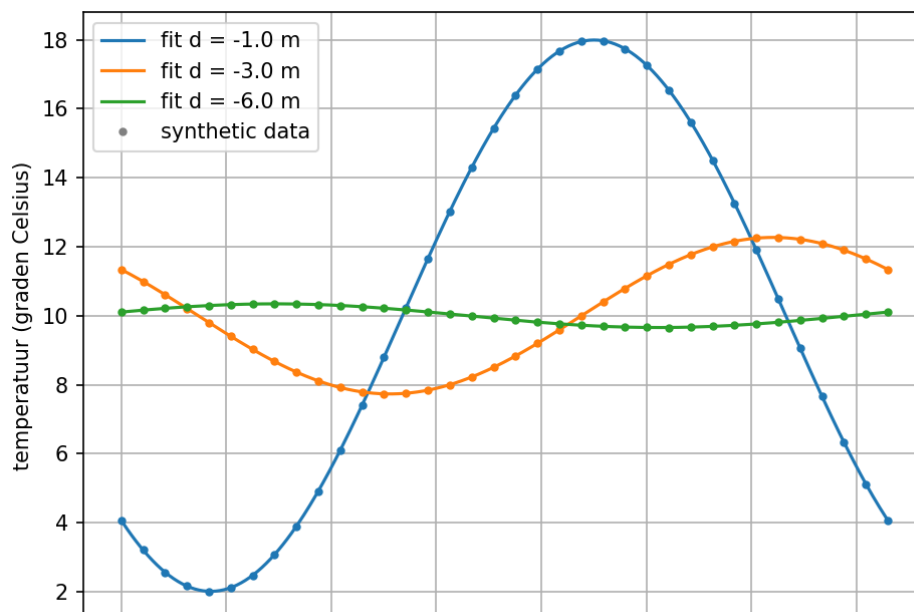
Tijdreeksen temperatuur op verschillende dieptes

In deze subparagraaf wordt geprobeerd om de flux in te schatten op basis van 3 synthetische tijdreeksen van de temperatuur op een specifieke diepte. De tijdreeksen hebben een lengte van 1 jaar. De parameters zijn gewijzigd ten opzichte van het vorige voorbeeld en zijn in onderstaande tabel opgenomen.

Parameter	Symbol	Eenheid	Waarde
Volumepercentage grond	θ_s	-	0.2
Volumepercentage water	θ_w	-	0.8
Volumepercentage lucht	θ_a	-	0.0
Dichtheid grond	ρ_s	kg/m ³	1315
Dichtheid water	ρ_w	kg/m ³	1000
Thermische geleidbaarheid grond	k_s	W/(m°C)	0.89
Thermische geleidbaarheid water	k_w	W/(m°C)	0.58
Warmtecapaciteit grond	c_s	J/(kg°C)	635
Warmtecapaciteit water	c_w	J/(kg°C)	4183
Diffusiecoëfficiënt	D_{diff}	-	0
Gemiddelde temperatuur	T_0	°C	10
Amplitude bovenrandvoorwaarde	A_0	°C	15
Bulk thermische geleidbaarheid grond	$k_{T,b}$	W/(m°C)	0.64
Specifieke thermische capaciteit	ρc_b	J/(m³ °C)	$3.51 \cdot 10^6$
Verticale flux	N	mm/dag	-3.0 (kwel)

Optimalisatie van de meetpunten leidt tot een goede fit (*Figuur 9-2*), maar de gefitte parameters komen anders uit dan de oorspronkelijke waarden. De geoptimaliseerde waarden zijn afhankelijk van de initiële waarden die aan de optimalisatie worden gegeven maar de verschillen in uitkomsten zijn klein (zie onderstaande tabel).

Parameter	Symbol	Eenheid	Oorspronkelijke waarde	Initiële waarde	Geoptimaliseerde waarde
Bulk thermische geleidbaarheid grond	$k_{T,b}$	W/(m°C)	0.64	1.0	0.80
Specifieke thermische capaciteit	ρc_b	J/(m ³ °C)	$3.51 \cdot 10^6$	$2.0 \cdot 10^6$	$4.36 \cdot 10^6$
Verticale flux	N	mm/dag	-3.0	1	-3.72



Figuur 9-2: Kleinste kwadraten fit op synthetische data. De fit is perfect, maar de gevonden parameters komen niet overeen met de oorspronkelijke parameters.

Figure 9-2: Least squares fit on synthetic data. The fit is perfect, but the found parameters are not similar to the original parameters.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.

**Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door
het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12**

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en
producten van het
OBN Kennisnetwerk
zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl